



- *Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова*
- *Промислова група «ЕКОТОН»*
- *ДП УкрНТЦ «ЕНЕРГОСТАЛЬ»*

Тези доповідей та інформаційні матеріали
У міжнародній науково-технічній конференції
«ВОДА. ЕКОЛОГІЯ. СУСПІЛЬСТВО»

1-2 жовтня 2020 року



ХАРКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
МІСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА ІМЕНІ О. М. БЕКЕТОВА

ПРОМИСЛОВА ГРУПА «ЕКОТОН»

ДП «УКРАЇНСЬКИЙ
НАУКОВО-ТЕХНІЧНИЙ ЦЕНТР МЕТАЛУРГІЙНОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ
«ЕНЕРГОСТАЛЬ»

Тези доповідей та інформаційні матеріали

**V Міжнародної науково-технічної конференції
«Вода. Екологія. Суспільство»**

1-2 жовтня 2020 року

УДК 628(063)

Конференцію включено до «Переліку проведення наукових конференцій з проблем вищої освіти і науки у 2020 році» МОН України (поз. 369)

Вода. Екологія. Суспільство: Тези доповідей та інформаційні матеріали V Міжнародної науково-технічної конференції, Харків, 1–2 жовтня 2020 р. / За ред. К. Б. Сорокіної ; Харків. нац. ун-т міськ. госп-ва ім. О. М. Бекетова. – Харків: ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, 2020. – 182 с.

Розглядаються питання, що пов'язані з проблемами і перспективами впровадження новітніх розробок і технологій, спрямованих на досягнення ресурсозбереження та енергоефективності в природоохоронній діяльності, водо-, тепло- та газопостачанні населених пунктів і промислових підприємств.

Збірник тез становить інтерес для науковців і фахівців в галузі водопостачання, водовідведення, гідротехнічного будівництва, водної інженерії та водних технологій, очищення природних і стічних вод, здобувачів вищої освіти, а також всіх, хто цікавиться питаннями життєзабезпечення населених пунктів, функціонування промислових підприємств і охорони довкілля.

© Колектив авторів, 2020

© ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, 2020

*За точність і зміст матеріалів, достовірність і розкриття проблеми
відповідальність несуть автори публікацій*

V МІЖНАРОДНА НАУКОВО-ТЕХНІЧНА КОНФЕРЕНЦІЯ

«ВОДА. ЕКОЛОГІЯ. СУСПІЛЬСТВО»

проводиться в рамках заходів, які присвячені:

100-річчю ХНУМГ ім. О. М. Бекетова
та кафедри водопостачання,
водовідведення і очищення вод

25-річчю
Промислової групи ЕКОТОН

Конференцію включено до «Переліку проведення наукових конференцій з проблем вищої освіти і науки у 2020 році» МОН України (поз. 369)

Мета конференції – презентація та обговорення перспектив розвитку галузі водопостачання та водовідведення, впровадження новітніх розробок і технологій, що спрямовані на модернізацію, досягнення ресурсозбереження та енергоефективності у водо-, тепло- та газопостачанні об'єктів житлово-комунального господарства та промислових підприємств, природоохоронній діяльності.

Тематика конференції

- Технологічні інновації та перспективи розвитку галузі водопостачання та водовідведення
- Ефективні технології, обладнання та системи водопостачання, очищення господарсько-побутових та промислових стоків
- Інноваційні підходи та рішення при реконструкції діючих та будівництві нових об'єктів водопровідно-каналізаційного господарства
- Сучасні ресурсозберігаючі та енергоефективні технології у житлово-комунальному господарстві та в промисловості. Ресурсозбереження у водопровідно-каналізаційному господарстві
- Сучасні технології та обладнання для утилізації промислових, побутових та особливо небезпечних відходів
- Економічні та соціальні проблеми водокористування





**ОБЛАДНАННЯ ТА
ТЕХНОЛОГІЇ**
для очищення стічних вод
www.ekoton.com

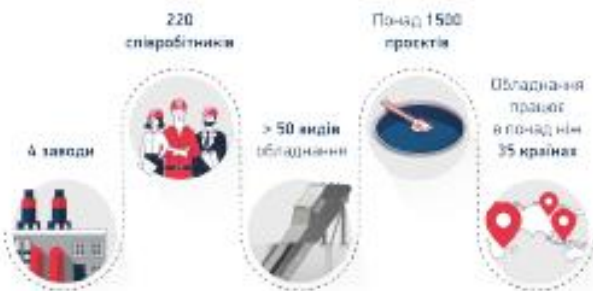
25 РОКІВ
ІННОВАЦІЙ
ТА РОЗВИТКУ

ПРОМИСЛОВА ГРУПА ЕКОТОН

є провідним виробником обладнання для очищення стічних вод.

Наша компанія виробляє понад 50 різних видів обладнання для механічної, біологічної та фізико-хімічної очистки стічних вод, а також для механічного зневоднення осаду. Широка лінійка обладнання дозволяє пропонувати нашим клієнтам комплексні рішення на основі виробленого нами обладнання.

Промислова група ЕКОТОН спеціалізується на розробці, виробництві, а також впровадженні сучасного високотехнологічного обладнання, призначеного для очищення муніципальних і промислових стічних вод, а також стічних вод харчової, цементної, хімічної, вугільної та металообробної промисловості.



ТОВ «Еко-Інвест»
а/с 7055, Харків, 61072
+38 (057) 46 62 600 +38 (057) 751 91 01
info@ekoton.com





ПРОГРАМА ДОПОВІДЕЙ КОНФЕРЕНЦІЇ

1 жовтня 2020 року**1. ТКАЧОВ Вячеслав Олександрович**

доцент кафедри водопостачання, водовідведення і очищення вод ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, кандидат технічних наук, доцент

**РОЗВИТОК НАУКОВО-ОСВІТНЬОЇ ДІЯЛЬНОСТІ В ГАЛУЗІ
ВОДОПОСТАЧАННЯ ТА ВОДОВІДВЕДЕННЯ У ХНУМГ
ІМ. О. М. БЕКЕТОВА**

2. НКУЛІН Михайло Андрійович

керівник проектів, Промислова група ЕКОТОН

ТЕХНОЛОГІЇ ТА ОБЛАДНАННЯ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД

3. КОБИЛЯНСЬКИЙ Володимир Ярославович

ТОВ «Науково-дослідний центр водопостачання та якості води»; доцент кафедри водопостачання, водовідведення і очищення вод ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, кандидат технічних наук

БЕЗПЕКА ТА ЯКІСТЬ ПИТНОЇ ВОДИ

4. ЄПШОВА Людмила Данилівна

Комунальне підприємство «Харківводоканал»

**ЛОКАЛЬНІ ОЧИСНІ СПОРУДИ В МІСТІ ХАРКОВІ: ЦЕ ПРОСТО
ВИМОГА АБО НАГАЛЬНА НЕОБХІДНІСТЬ?**

5. ШЕВЧЕНКО Андрій Олександрович

LPP S.A., Гданськ, Республіка Польща, фахівець з координації проектів, кандидат технічних наук

**ВИКОРИСТАННЯ ВЕРМІКУЛІТУ ПІД ЧАС КОНДИЦІОНУВАННЯ ТА
ЗНЕВОДНЕННЯ НАДЛИШКОВОГО АКТИВНОГО МУЛУ**

6. Beata Kończak

Zakład Ochrony Wód, Główny Instytut Górnictwa, Katowice

Department of Water Protection, Central Mining Institute, Katowice

**TECHNOLOGIA TLENOWEGO GRANULOWANEGO OSADU – OD BADAŃ
LABORATORYJNYCH DO PEŁNEJ SKALI**

7. ГРИЦИНА Олександр Олексійович

доцент кафедри теплогазопостачання, вентиляції та санітарної техніки; заступник директора інституту будівництва та архітектури Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне, кандидат технічних наук, доцент

**КОНЦЕПЦІЯ КОМПЛЕКСУ БІОТЕХНОЛОГІЙ З ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ
ВОД ТА УТИЛІЗАЦІЇ ЕНЕРГІЇ СТИЧНИХ ВОД ЦИВІЛЬНИХ ОБ'ЄКТІВ**

8. АЙРАПЕТЯН Тамара Степанівна

доцент кафедри водопостачання, водовідведення і очищення вод ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, кандидат технічних наук, доцент

МАТЕМАТИЧНА МОДЕЛЬ ПРОЦЕСУ ВИДАЛЕННЯ ОРГАНІЧНИХ ЗАБРУДНЕНЬ В АЕРОТЕНКАХ З ЗАКРІПЛЕНИМ БІОЦЕНОЗОМ

9. СЛАВУТА Олена Іванівна

доцент кафедри економіки ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, кандидат економічних наук, доцент

СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНІ АСПЕКТИ ЗМЕНШЕННЯ ВТРАТ ВОДИ ЦЕНТРАЛІЗОВАНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ

10. НІКУЛІН Сергій Юхимович

доцент кафедри водопостачання, водовідведення і очищення вод ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, кандидат технічних наук, доцент

ДОСЛІДЖЕННЯ ТА ВИПРОБУВАННЯ МЕТОДІВ ПІДВИЩЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ РОБОТИ ОБОРОТНИХ СИСТЕМ ВОДОПОСТАЧАННЯ СТАНІВ ГАРЯЧОЇ ПРОКАТКИ

11. КЛЮЧНИК Дарина Сергіївна

здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти освітньої програми «Водопостачання та водовідведення» спеціальності 192 Будівництво та цивільна інженерія ХНУМГ ім. О. М. Бекетова

АНАЛІЗ ТЕХНОЛОГІЧНОЇ СХЕМИ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ЗБАГАЧУВАЛЬНОЇ ФАБРИКИ

12. НЕСТЕРЕНКО Сергій Вікторович

доцент кафедри хімії та інтегрованих технологій ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, кандидат технічних наук, доцент

ІНГІБІТОРИ КОРОЗІЇ ДЛЯ ОБОРОТНИХ ЦИКЛІВ ВОДОПОСТАЧАННЯ КОКСОХІМІЧНОГО ПІДПРИЄМСТВА

13. СИДОРОВА Вероніка Юріївна

здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти освітньої програми «Водопостачання та водовідведення» спеціальності 192 Будівництво та цивільна інженерія ХНУМГ ім. О. М. Бекетова

ОСОБЛИВОСТІ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВІД НАФТОПРОДУКТІВ

2 жовтня 2020 року**1. СОРОКІНА Катерина Борисовна**

доцент кафедри водопостачання, водовідведення і очищення вод ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, кандидат технічних наук, доцент

КАФЕДРА ВОДОПОСТАЧАННЯ, ВОДОВІДВЕДЕННЯ І ОЧИЩЕННЯ ВОД ХНУМГ ІМ. О. М. БЕКЕТОВА: СЬОГОДЕННЯ І ПЕРСПЕКТИВИ

2. ГРАНКІНА Вікторія Вікторівна

завідувачка кафедри енергоефективних інженерингових систем ХНУМГ ім. О. М. Бекетова; керівник Енергоінноваційного хабу ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, кандидат технічних наук, доцент

ДІЯЛЬНІСТЬ ЕНЕРГОІННОВАЦІЙНОГО ХАБУ ХНУМГ ІМ. О. М. БЕКЕТОВА З ДОСЛІДЖЕННЯ І ВПРОВАДЖЕННЯ ЕНЕРГОЕФЕКТИВНИХ ТА ІННОВАЦІЙНИХ РІШЕНЬ У ЖИТЛОВО-КОМУНАЛЬНОМУ СЕКТОРІ ТА В БУДІВНИЦТВІ

3. МАТИРІН Денис В'ячеславович

інженер технічного відділу, Промислова група ЕКОТОН

МОДУЛЬНІ РІШЕННЯ ЕКОТОН ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД ТА ОБРОБКИ ОСАДІВ

4. КУНИЦЬКИЙ Сергій Олегович

старший науковий співробітник науково-дослідної частини, Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне, кандидат технічних наук

ВОДОПОСТАЧАННЯ ТА ВОДОВІДВЕДЕННЯ ОБ'ЄДНАНИХ ТЕРИТОРІАЛЬНИХ ГРОМАД З УРАХУВАННЯМ ЗАСАД ДИФЕРЕНЦІЙОВАНОГО ВОДОКОРИСТУВАННЯ

5. САВОВА Оксана Вікторівна

професор кафедри хімії та інтегрованих технологій ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, доктор технічних наук, професор

РОЗРОБЛЕННЯ ЗАХОДІВ З ПОПЕРЕДЖЕННЯ БІОЛОГІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ТРАНСКОРДОННИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ БАЛАСТНИМИ ВОДАМИ

6. ВОРОНОВ Геннадій Костянтинівич

доцент кафедри хімії та інтегрованих технологій ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, кандидат технічних наук, доцент

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА НА СУЧАСНОМУ ПІДПРИЄМСТВІ З ВИРОБНИЦТВА СКЛОЕМАЛЕВИХ ФРИТ

7. БАБІЧ Олена Вікторівна

провідний науковий співробітник, Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків

ВИДАЛЕННЯ БІОГЕННИХ ЕЛЕМЕНТІВ ЗІ СТІЧНИХ ВОД З ВИКОРИСТАННЯМ ІННОВАЦІЙНИХ ТЕХНОЛОГІЙ AOP's

8. ФЕСЕНКО Олексій Ігорович

асистент кафедри хімії та інтегрованих технологій ХНУМГ ім. О. М. Бекетова

ЗАСТОСУВАННЯ РАДІОПОГЛИНАЮЧИХ СКЛОКЕРАМІЧНИХ МАТЕРІАЛІВ ДЛЯ ЗАХИСТУ БІОЛОГІЧНИХ ОБ'ЄКТІВ ВІД ШКІДЛИВОГО ВПЛИВУ ЕЛЕКТРОМАГНІТНОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ

9. ШЕВЧЕНКО Тамара Олександрівна

доцент кафедри водопостачання, водовідведення і очищення вод ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, кандидат технічних наук, доцент

КОНДИЦІОНУВАННЯ ОСАДІВ ПОБУТОВИХ СТІЧНИХ ВОД ПРИ ЗНЕВОДНЕННІ НА КАМЕРНО-МЕМБРАННОМУ ФІЛЬТР-ПРЕСІ

10. ГУРІНА Галина Іванівна

завідувачка кафедри хімії та інтегрованих технологій ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, кандидат хімічних наук, доцент

ЕКОЛОГІЧНО ЧИСТІ ВОДНО-ДИСПЕРСІЙНІ МАТЕРІАЛИ З НИЗЬКИМ ВМІСТОМ ЛОС

11. ТЕЛЮРА Наталія Олександрівна

доцент кафедри інженерної екології міст ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, кандидат технічних наук, доцент

ПІДВИЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ СУБАКВАЛЬНИХ ЛАНДШАФТІВ

12. ЧУБ Ірина Миколаївна

доцент кафедри водопостачання, водовідведення і очищення вод ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, кандидат технічних наук, доцент

УДОСКОНАЛЕННЯ МЕТОДУ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ ПОБУТОВИХ СТІЧНИХ ВОД ШЛЯХОМ БІОЛОГІЧНОЇ АКТИВАЦІЇ МІКРООРГАНІЗМІВ АКТИВНОГО МУЛУ

13. БЛАГОДАРНА Галина Іванівна

доцент кафедри водопостачання, водовідведення і очищення вод ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, кандидат технічних наук, доцент

ВПЛИВ ЯКОСТІ ДНІПРОВЬКОЇ ВОДИ НА БЕЗПЕКУ ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ

14. ДЕГТЯР Марія Володимирівна

доцент кафедри водопостачання, водовідведення і очищення вод ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, кандидат технічних наук, доцент

**ОСОБЛИВОСТІ ВИКОРИСТАННЯ БЮДИСКОВИХ ФІЛЬТРІВ ДЛЯ
ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД**

15. СТРОЄВА Яна Романівна

здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти спеціальності 194 Гідротехнічне будівництво, водна інженерія та водні технології ХНУМГ ім. О. М. Бекетова

**АПАРАТУРНЕ ОФОРМЛЕННЯ ТЕХНОЛОГІЇ ОТРИМАННЯ ПИТНОЇ
ВОДИ З ПІДЗЕМНИХ ДЖЕРЕЛ**



Передплатний індекс

37016

Журнал «Водопостачання та водовідведення» – виробничо-практичне видання для фахівців з питань водопостачання, водоочистки, водовідведення та суміжних галузей.

ВИРОБНИЧО-ПРАКТИЧНИЙ ЖУРНАЛ ВОДОПОСТАЧАННЯ ВОДОВІДВЕДЕННЯ

✓ Основні рубрики журналу:

- Юридичне забезпечення функціонування галузі;
- Водопостачання та водовідведення, якість води та стоків;
- Думки фахівців та експертів;
- Новітні технології, розробки, вітчизняний та закордонний досвід;
- Енерго та ресурсозбереження.

✓ Читацька аудиторія:

- підприємства ВКГ (водоканали);
- профільні наукові, проектні та навчальні установи;
- комерційні підприємства, які ведуть діяльність у сфері ВКГ.

✓ Розповсюдження:

- за передплатою;
- через представників фірм-рекламодавців;
- на профільних виставках, семінарах та презентаціях;
- адресною розсилкою.

Координати редакції:

Адреса: 08292, Київська обл.,
м. Буча, вул. Набережна, 3
Тел.: (063) 030-55-87
Email: oleg_mudriy@ukr.net
waterwork.kiev.ua

Наклад

2500 екземлярів

Періодичність виходу

6 разів на рік



***Тези доповідей та
інформаційні матеріали конференції***

РОЗВИТОК НАУКОВО-ОСВІТНЬОЇ ДІЯЛЬНОСТІ В ГАЛУЗІ ВОДОПОСТАЧАННЯ ТА ВОДОВІДВЕДЕННЯ У ХНУМГ ІМ. О. М. БЕКЕТОВА

В. О. ТКАЧОВ, канд. техн. наук, доцент

Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова

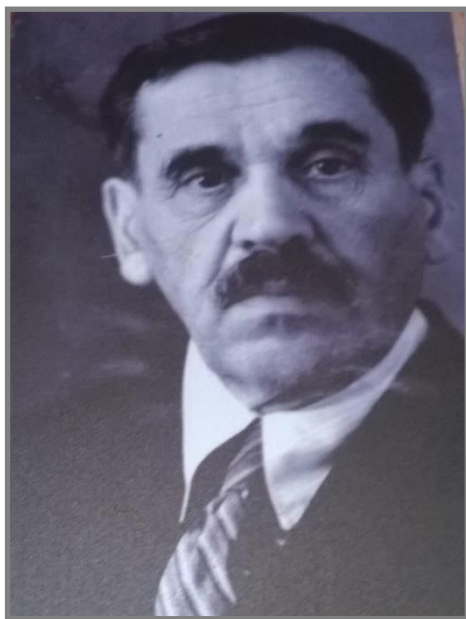
61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

e-mail: vvov@kname.edu.ua

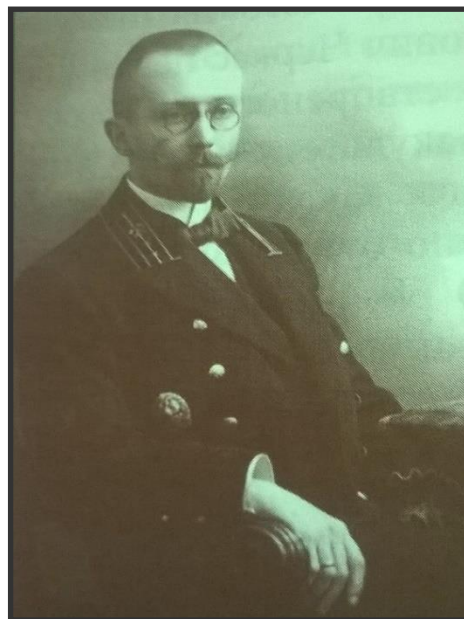
Історія кафедри водопостачання, водовідведення і очищення вод сягає у 1922 рік, коли в Харкові – столиці України – був створений Загальноукраїнський технікум комунального господарства (в 20-ті роки 20 сторіччя технікуми мали статус вищого навчального закладу). В цьому році почав свою викладацьку діяльність перший завідувач і засновник кафедри **Марк Ілліч Казас**. Він читав курс лекцій з санітарної техніки.

Разом з М. І. Казасом в цей час працював **Дмитро Дмитрович Тиц** який очолював харківський водопровід з 1916 по 1927 р. По 1930 р він також очолював кафедру.

З ними працювали – вже у Харківському інституті інженерів комунального будівництва (ХІКБ) – професор, доктор технічних наук **Даниїл Самойлович Черкес** (1870–1944); професор, доктор технічних наук **Микола Георгійович Малішевський**; у 1936 р. розпочав свою трудову діяльність **Сергій Михайлович Андоньєв** (1910–1984) – у майбутньому професор, доктор технічних наук.



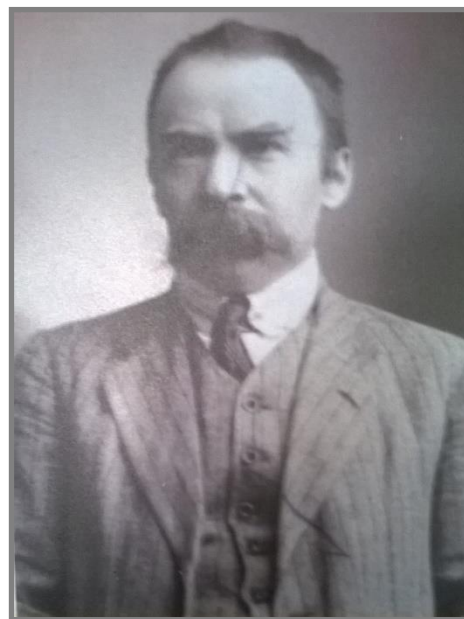
Казас Марк Ілліч
(1870 – 1956)



Тиц Дмитро Дмитрович
(1874 – 1938)



Черкес Даніїл Самойлович
(1870 – 1944)



Малішевський Микола Георгійович
(1874 – 1957)

З 1932 р. дисципліну «Водопостачання» викладав **Григорій Корнійович Шейко** (1904–1941), який був учасником будівництва Держпрому в м. Харкові та заступником директора з наукової частини ХПКБ (1933–1938). Він завідував кафедрою санітарної техніки ХПКБ у 1935–1938 рр., а у 1938 р. його було призначено Наркомом комунального господарства УРСР.



Шейко Григорій Корнійович
(1904 – 1941)



Шахов Олександр Іванович
(1918 – 1985)

Перший набір абітурієнтів на спеціальність «Водопостачання і каналізація» відбувся у 1946 р., але, відповідно до розпорядження Міністерства вищої освіти СРСР, у 1947 р. сантехнічний факультет був розформований і разом зі спеціальністю «Водопостачання і каналізація» переданий до ХІБІ.

У цей час на кафедрі аспірантом був **Олександр Іванович Шахов**, який у 1954 р., будучи кандидатом технічних наук, доцентом, відродив кафедру під назвою «Сантехніка» і став її завідувачем. Він залишався на цій посаді до 1976 р.

У 1966 р. відбувся набір абітурієнтів на вперше відкриту в СРСР спеціальність 2017 «Очистка природних та стічних вод».

З 1976 р. по 1986 р. завідувачем кафедри Сантехніки був доцент, кандидат технічних наук **Олександр Миколайович Музиченко**.



Музиченко Олександр Миколайович
(1914 – 1998)



Берещук Микола Якович
(народ. у 1947 р.)

У 1980 р. від кафедри Сантехніки відокремилася кафедра Теплохолодопостачання і вентиляції, і кафедра Сантехніки стала називатися кафедрою Очищення вод і сантехніки.

З 1981 р. спеціальність «Очистка природних та стічних вод» була перейменована в «Раціональне використання водних ресурсів й знешкодження промислових стоків».

У 1987 р. спеціальності «Водопостачання і каналізація» та «Раціональне використання водних ресурсів й знешкодження промислових стоків» були об'єднані в спеціальність 2908 «Водопостачання, каналізація, раціональне використання і охорона водних ресурсів» із спеціалізаціями 2908.01 – «Водопостачання і каналізація»; 2908.02 – «Раціональне використання водних ресурсів й знешкодження промислових стоків»; 2908.03 – Інженерна екологія міст.

З 1986 р. по 1991 р. кафедру очолював доцент, кандидат технічних наук **Микола Якович Берещук**, який багато зробив, щоб у 1990 р. від кафедри Очищення вод і сантехніки відокремилась кафедра Інженерної екології міст. Кафедра Очищення вод і сантехніки з цього часу має назву кафедри Водопостачання, водовідведення і очищення вод.



Душкін Станіслав Станіславович
(народ. у 1935 р.).

З 1991 р. по 2015 р. кафедру очолював професор, доктор технічних наук **Душкін Станіслав Станіславович**, заслужений професор ХНУМГ імені О. М. Бекетова, член-кореспондент Інженерної академії наук України, Відмінник освіти України

У 1994 р. був створений напрям підготовки бакалаврів 6.0926 «Інженерія навколишнього середовища». Спеціальність 2908 «Водопостачання, каналізація, раціональне використання і охорона водних ресурсів» назву не змінила, але її шифр став 7.092602.

У 1997 р. був створений напрям підготовки бакалаврів «Водні ресурси». Спеціальність стала називатися «Водопостачання та водовідведення».

Спеціалізація «Раціональне використання та знешкодження промислових стоків» знову стала називатися «Очистка природних і стічних вод». Розпочалася підготовка магістрів. Випуск спеціалістів за цією спеціалізацією (ОВ) проводився до 2011 року.

У 2006 р. вперше у класифікації напрямку підготовки бакалаврів вводиться галузь знань. Напрямок підготовки бакалаврів «Водні ресурси» перейменовується в напрям «Гідротехніка (водні ресурси)».

У 2010 р. ввели новий перелік спеціальностей і крім спеціальності «Водопостачання та водовідведення» знову була введена спеціальність «Раціональне використання і охорона водних ресурсів». Ці спеціальності – «Водопостачання та водовідведення» та «Раціональне використання і охорона водних ресурсів» – входять у галузь знань «Будівництво та архітектура», однак спеціалісти і магістри спеціальності «Водопостачання та водовідведення» мають напрям підготовки бакалавріату «Будівництво», а спеціалісти та магістри спеціальності «Раціональне використання і охорона водних ресурсів» мають напрям підготовки бакалавріату «Гідротехніка (водні ресурси)».

29 квітня 2015 р. затверджений новий перелік галузей знань і спеціальностей, за якими здійснюється підготовка здобувачів вищої освіти. З'явилась галузь знань Архітектура та будівництво з шифром 19, в яку увійшла спеціальність рівня «бакалавр» 192 Будівництво та цивільна інженерія з освітньою програмою «Цивільна інженерія», в яку входить «Водопостачання та водовідведення».



Сталінський Дмитро Віталійович
(народ. у 1952 р.)

З 2015 р. кафедру очолює професор, доктор технічних наук **Дмитро Віталійович Сталінський**, генеральний директор ДП «УкрНТЦ «Енергосталь», заслужений діяч науки і техніки України, Лауреат Державної премії України, академік Міжнародної інженерної академії, Української технологічної академії, Інженерної академії України

У 2017 р. була ліцензована спеціальність «Гідротехнічне будівництво, водна інженерія та водні технології», а у 2018 р. відбувся перший набір здобувачів на цю спеціальність.

Міністерство освіти і науки України відмінило освітньо-кваліфікаційний рівень спеціаліста в 2017 р. В нашому Університеті останній раз здобувачі отримали дипломи спеціалістів в 2019 році. Відтепер в Україні 5 рівнів: молодший бакалавр, бакалавр, магістр, доктор філософії та доктор наук. Отримання освітнього рівня бакалавра вже означатиме отримання повної вищої освіти. Також зникає поняття «кандидат наук».

Всі, хто захистив дисертацію, навіть з атомної енергетики, стануть докторами філософії. А нинішні кандидати наук за власним бажанням зможуть отримати диплом доктора філософії. Завдяки реформі Україна відходить від радянської класифікації і переходить до європейських стандартів.

Зараз магістри проходять підготовку за спеціальностями: 192 – Будівництво та цивільна інженерія, освітня програма «Водопостачання та водовідведення» і 194 – Гідротехнічне будівництво, водна інженерія та водні технології.

В різні роки на кафедрі водопостачання, водовідведення і очищення вод працювали керівники Харківського водопроводу, каналізації, науково-дослідних і проектних інститутів: **Краєв Ігор Олегович** – доцент кафедри очистки вод і сантехніки (1987–1993), Директор виробничого управління каналізаційного господарства м. Харкова (1986–1991); **Корінько Іван Васильович** – доктор технічних наук, професор кафедри водопостачання, водовідведення і очистки вод, Генеральний директор КП «Харківводоканал» (1995–2015); **Петросов Валерій Альбертович** – доктор технічних наук, професор кафедри водопостачання, водовідведення і очистки вод, Генеральний директор КП «Харківводоканал» (1972–2006); **Андоньєв Сергій Михайлович** – доктор технічних наук, професор кафедри очистки вод і сантехніки, Директор інституту «ВНПІЧЕО» (1966–1975); **Абрамович Ілля Олександрович** – професор кафедри очистки вод і сантехніки, Директор інституту «УкркомунНДІпрогрес» (1991–2005).



Краєв Ігор Олегович
(1938 – 2013)



Корінько Іван Васильович
(1949 – 2016)



Петросов Валерій Альбертович
(1939 – 2009)



Андон'єв Сергій Михайлович (1910 –
1984)



Абрамович Ілля Олександрович
(1930 – 2005)

Зараз на кафедрі водопостачання, водовідведення і очищення вод здійснюється професійна підготовка в галузі проектування, моніторингу, експлуатації, вдосконалення і реконструкції споруд та інженерного обладнання об'єктів промисловості та міського господарства, де використовують воду або контролюють її якість:

- станції водопідготовки,
- очисні станції стічних вод,
- екологічні служби підприємств,
- органи контролю водних об'єктів,
- гідротехнічні споруди,
- господарсько-побутові служби міст і селищ міського типу,
- водоочисні комплекси промислових підприємств.

Основні напрямки науково-дослідницької діяльності кафедри водопостачання, водовідведення і очищення вод:

- розробка наукових основ ресурсозберігаючих технологій;
- підготовки екологічно чистої питної води;
- інтенсифікація процесів очищення природних і стічних вод;
- науково-технічне обґрунтування норм водоспоживання в системах централізованого водопостачання;
- екологічно чиста енергетика і ресурсозберігаючі технології;
- дослідження адсорбційно-каталітичних і корозійних явищ на поверхні твердих тіл з метою розвитку наукових основ ресурсозберігаючих технологій;
- розробка програмного комплексу моделювання режимів роботи водопровідних мереж.



ХНУГХ ім. О.М. Бекетова,
вул. Бажанова, 17,
к. 205-207цк, 401цк

(057) 707-33-40, 707-31-06

vvov.kname.edu.ua

vvov@kname.edu.ua

[kafedra.vvov](https://www.instagram.com/kafedra.vvov)

[kafedra.vvov](https://www.facebook.com/kafedra.vvov)



Секція I

**Технологічні інновації та перспективи розвитку
галузі водопостачання та водовідведення;
економічні та соціальні проблеми
водокористування**

РЕАЛІЗАЦІЯ ПРАВА ГРОМАДЯН УКРАЇНИ НА ПИТНУ ВОДУ

О. Г. ЖУКОВА, канд. техн. наук

Київський національний університет будівництва та архітектури

03037, Україна, м. Київ, пр-т Повітрофлотський, 31

e-mail: zhukova.og@knuba.edu.ua

На сьогоднішній день нагальною постає проблема скорочення природних ресурсів, можливість використання котрих постійно зменшується. Кожна людина з народження наділяється природним правом на природні ресурси, найважливішими з яких є чиста вода та повітря.

Забезпечення населення чистою, якісною водою має велике гігієнічне значення, тому що охороняє людей від різних епідеміологічних захворювань, що передаються через воду. Подача достатньої кількості води в населений пункт дозволяє підняти загальний рівень його благоустрою. Для задоволення потреб у воді сучасних великих міст, потрібно величезна її кількість, яка вимірюється мільйонами кубічних метрів щодоби. Виконання цього завдання, а також забезпечення високих санітарних якостей води, вимагає ретельного вибору природних джерел, їх захисту від забруднення і належного очищення води на водоочисних спорудах.

Закріплені в Конституції та гарантовані державою, обов'язок якої забезпечити необхідними ресурсами громадян, наведені вище права мають реалізуватись в першочерговому порядку. В законодавстві чітко визначено та відокремлено права, котрі відносяться до права на загальне використання природних ресурсів, яке включає в себе й інші категорії природних ресурсів, огляд яких наведено в даній роботі.

На підставі права загального використання природних ресурсів, громадянам України передбачається право на безкоштовне використання життєво необхідних ресурсів, проте їх якість у зв'язку з надмірним антропогенним забрудненням зазвичай не відповідає необхідним показникам якості, в першу чергу це стосується такого ресурсу як вода, тому часто виникають розбіжності між декларованим в законі правом та реаліями життя.

Потреба у воді являє собою одну з найважливіших потреб для людини, первинних потреб. Вода є дуже цінним ресурсом на Землі, і не зважаючи на її великі обсяги у всепланетарному масштабі, завжди постає проблема у нестачі даного ресурсу.

Справа у тому, що для забезпечення потреби людини у даному ресурсі, необхідна прісна, чиста питна вода. З урахуванням стану навколишнього середовища, а саме – високого рівня забруднення підземних вод та атмосфери усіма видами людської діяльності, котрі спричиняють негативний вплив на довкілля та інших факторів впливу на оточуюче середовище, чистої питної води, котру б можна було споживати без попереднього очищення - зовсім мало. Що ж стосується України, то для деяких індустриальних регіонів складається критична ситуація з питною водою – її необхідно завозити з інших районів.

Для розгляду питання реалізації права громадян на загальне використання природних ресурсів, було обрано саме реалізацію права громадян на питну воду, адже стосовно даного ресурсу розроблено найбільше нормативно-правових документів. Також право на чисту питну воду гарантує державою безкоштовне забезпечення даним життєво необхідним ресурсом кожного.

Починаючи з 2000 року за даними статистики України, загальний обсяг використання прісної води для побутово-питних потреб знизився з 3311 млн м³ до 1500 млн м³. Нижче наведено графік динаміки обсягу використання прісної води для побутово-питних потреб.

Основними шляхами забезпечення (реалізації) права на чисту питну воду є централізоване водопостачання та бювети - у містах, та можливість безоплатного користування криницею або свердловиною - у сільській місцевості та забезпечення доставки чистої питної води у цистернах для регіонів із відсутністю чистої питної води або регіонів екологічної небезпеки.

На практиці виходить так, що за послуги водопостачання необхідно платити, і право на безкоштовну питну воду обходиться в пристойну суму громадянам України.

Щодо структури тарифів які згадувались вище, то вони включають в собівартість водопостачання наступні складові частини, наведені в діаграмі (див. рис.1).



Рисунок 1 – Структура витрат у розрахунку тарифів водопостачання та водовідведення Київводоканалу

Якість води, що гарантується Законом України «Про питну воду та питне водопостачання» та додатками, вказаними в даному законі, а саме ДСанПіН 2.2.4-171-10, в якому встановлені критерії оцінки якості води за 44 показниками, на практиці не завжди відповідає дійсності.

З урахуванням середньостатистичних потреб людини у чистій питній воді, зазначених вище, що складають 5-7 літрів на добу, було розраховано кінцеву

вартість води, що надходить до споживача централізованого водопостачання та в подальшому доочищається фільтром для води.

Згадувані вище проблеми ще можна зрозуміти, оскільки реалізація права потребує вдосконалення механізмів регулювання, що в свою чергу потребує немало часу та ресурсів.

Список джерел:

1. Данилов-Данильян В.И. Экологический вызов и устойчивое развитие / В.И. Данилов-Данильян, К.С. Лосев. – М.: Традиция. – 2000. – 416с.
2. Горшков В.Г. Экологическая устойчивость и локальная адаптация/ В.Г. Горшков // Журнал Всесоюзного химического общества им. Д.И. Менделеева. – 1991. – т.36, №3. – с.313-321.
3. Удод В.М. Екологічний підхід в оцінці ефективності внутрішньоводоймних процесів водних систем річок Кальміус та Інгулець / В.М. Удод, І.Л. Вільдман, О.Г. Жукова // Вісник КрН ім. М. Остроградського. – 2014. - Вип. 2(85). – С. 161 – 166.
4. Удод В.М. Регионально-экологический поход к оценке возможных последствий загрязнения водного бассейна р. Кальмиус / В.М. Удод, Е.Г. Жукова // Химия и технология воды. – 2015. – Вып. 1, том 37. – с. 93-99.
5. Жукова О.Г. Проблеми управління екологічною безпекою /О.Г. Жукова, Т.Ф. Щербина//Інтеграція освіти, науки та бізнесу в сучасному середовищі: літні диспути: тези доп. II Міжнародної науково-практичної інтернет-конференції, 17-18 серпня 2020 р. – Дніпро, 2020. – 198-199.
6. Жукова О.Г. Збалансоване управління територіями та ресурсами – основа стійкого розвитку природного середовища/О.Г. Жукова, А.В. Гончаренко//Экологическая безопасность государства: тезисы докладов XIII Всеукраинской научно-практической конференции молодых ученых и студентов, г. Киев, 23 апреля 2020 г., Национальный авиационный университет /редкол. А. И. Запорожец и др. – К. : НАУ, 2020 – с.72-73.

ВОДОПОСТАЧАННЯ ТА ВОДОВІДВЕДЕННЯ ОБ'ЄДНАНИХ ТЕРИТОРІАЛЬНИХ ГРОМАД З УРАХУВАННЯМ ЗАСАД ДИФЕРЕНЦІЙОВАНОГО ВОДОКОРИСТУВАННЯ

С. О. КУНИЦЬКИЙ, канд. техн. наук

*Національний університет водного господарства та природокористування
33028, Україна, м. Рівне, вул. Соборна, 11*

e-mail: s.o.kunytский@nuwm.edu.ua

З реформуванням місцевого самоврядування та впровадженням адміністративно-територіальної реформи, громадам надано більш розширені повноваження по розпорядженню власними ресурсами та майном, але разом із тим покладено і більшу відповідальність щодо прийняття рішень в сфері місцевого розвитку та забезпечення населення гідними умовами життя. Наукова

робота пропонує концептуальні технологічно-організаційні засади та науково-емпіричне обґрунтування інтенсифікації об'єктів водопостачання та водовідведення населених пунктів в складі об'єднаних територіальних громад [1].

Налагодження водоочисних технологічних процесів дозволить здійснювати модернізацію існуючих та проектування нових водоочисних комплексів з метою покращення екологічного стану та водної безпеки України.

Із прийняттям закону № 157-VIII «[Про добровільне об'єднання територіальних громад](#)» від 05 лютого 2015 року, дав змогу почати формувати спроможний базовий рівень місцевого самоврядування [2].

Децентралізація влади – передача політичних, адміністративних повноважень від державних органів влади органам місцевого самоврядування. Повноваження, разом з фінансами, передаються найближче до людей, де їх можна реалізовувати найбільш ефективно. Передача повноважень супроводжується передачею необхідних ресурсів для виконання цих повноважень та встановленням державного контролю за законністю актів місцевого самоврядування. Саме важливим і відповідальним етапом при передачі низки повноважень від центрального до регіонального рівнів є потреба в екологічно припустимому природокористуванні.

Переваги створення ОТГ:

- покращене стратегічне планування;
- місцевий економічний розвиток (МЕР);
- покращення комунальних послуг: *кожна ОТГ оцінить свою спроможність надавати послуги та їхню ефективність, та визначить свої пріоритети в послугах, ґрунтуючись на місцевому контексті та потребах громадян;*

- покращена робота місцевих органів самоврядування;

- бюджетування та управління фінансами.

На даний момент уже завершується процес формування ОТГ. Проте, їх кількість в областях відрізняється, наприклад, у Рівненській області утворено 45 громад, Чернігівська – 50, Київська – 24, Харківська – 23 [3]. На рисунку 1 представлена мапа ОТГ України.

Виклики, які стоять перед новоутвореними громадами в сфері покращення комунальних послуг:

- комплексний аналіз технічного стану системи водопостачання та водовідведення ОТГ;

- градація ОТГ за станом водних ресурсів та типом водопостачання споживачів;

- оцінка джерел водопостачання з підземних горизонтів;

- моніторинг якості поверхневих вод й прогнозування їх якості за фізико-хімічними й органолептичними показниками;

- врахуванням регіональних гідрогеохімічних особливостей та специфіки інтегрованого підходу до водокористування в ОТГ.



Рисунок 1 – Мапа об'єднаних територіальних громад України (станом на 1 жовтня 2020 р.) [3]

Досить велика кількість, особливо невеликих ОТГ, впродовж літніх періодів відчувають нестачу питної води, а в деяких населених пунктах громад є неврегульованим питанням водокористування або й відсутні об'єкти, які здійснюють водопідготовку та водоочистку. Тому є дуже актуальними питання щодо забезпечення споживачів водою належної якості та в необхідній її кількості, спільне користування водними об'єктами, життєзабезпечення населених пунктів з децентралізованим водопостачанням, реконструкція зношених комунікацій в централізованих системах водопостачання та водовідведення населених пунктів, інтенсифікація експлуатації об'єктів водопровідно-каналізаційного господарства об'єднаних територіальних громад.

Для водопідготовки та очищення господарсько-побутових й технологічних вод використовуються фізико-хімічні і біологічні методи. Споруди, які забезпечують водоочисні процеси досить часто важко контролювати й підтримувати технологічні процеси в оптимальному робочому діапазоні.

Ідея інтенсифікація процесів очищення води для населених пунктів ОТГ з централізованим водопостачанням – заключається в дозуванні необхідної кількості реагенту, оптимальної швидкості фільтрування, управління послідовністю і тривалістю циклів, визначення моменту досягнення брудоемкості кожного з водоочисних фільтрів (біофільтрів) й переведення їх в режим регенерації, тощо.

Під диференційованим водокористування розуміється впорядкування вимог та приведення оплати за надання послуг водопостачання та водовідведення в територіальних громадах відповідно до Правил надання послуг з централізованого водопостачання та централізованого водовідведення (Постанова КМУ №690 від 5 липня 2019 року).

Останнє десятиліття в Україні впроваджується Швейцарсько-український проект «Підтримка децентралізації в Україні» DESPRO – проект міжнародної технічної допомоги, що працює в сфері реформи місцевого самоврядування (інший термін – «децентралізація») в Україні з 2007 року [4]. Проект фінансується Швейцарською Конфедерацією через [Швейцарську агенцію розвитку та співробітництва \(ШБС/SDC\)](#) та впроваджується [Швейцарським Центром ресурсів та консультацій з питань розвитку \(Skat\)](#). В рамках проекту було реконструйовано ряд об'єктів водопостачання та водовідведення багатьох областей України, зокрема автоматизовано водозабірні вузли, регулювальні споруди (башти Рожновського), оголовки свердловин, силові обладнання на насосних станціях.

Висновок

Інтенсифікація роботи об'єктів водопостачання та водовідведення ОТГ з урахуванням засад диференційованого водокористування дозволить знизити наслідки дії негативних чинників довкілля та антропогенної діяльності на водну систему; отримати економію енергоресурсів, скоротити витрату води на власні потреби очисних споруд та споруд водопідготовки об'єднаних територіальних громад з централізованим та децентралізованим водокористуванням.

Список джерел:

1. Скрипчук П.М. Сучасний стан та проблеми підготовки кадрів для об'єднаних територіальних громад» / П.М. Скрипчук, С.О. Куницький // *I Міжнародної науково-методичної конференції «Децентралізація влади, проведення реформ в Україні. 19-20 жовтня 2017 року.* – С.83-87.
2. Постанова КМУ №690 від 5 липня 2019 року «Правила надання послуг з централізованого водопостачання та централізованого водовідведення».
3. Інтернет-ресурс: <https://decentralization.gov.ua/>. Дата звернення – 21.09.2020 р.
4. Інтернет-ресурс: <https://despro.org.ua/>. Дата звернення – 27.09.2020 р.

ПРОБЛЕМИ СТАЛОГО ВОДОКОРИСТУВАННЯ В БАСЕЙНІ ДНІСТРА

І. С. ЄЗЛОВЕЦЬКА, канд. с-г. наук, науковий співробітник

*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України
03142, Україна, м. Київ, бульв. Академіка Вернадського, 42*

Сучасна водна стратегія України спрямована на досягнення екологічно безпечного стану водних ресурсів і забезпечення населення якісною питною водою та належними санітарними умовами [1, 2]. Було визначено [1-4], що вже до 2030 року Україна має забезпечити для населення доступність якісних послуг з водопостачання та водовідведення на високому рівні, звести забруднення водного середовища «до екосистемно прийнятних рівнів» за рахунок зменшення обсягів скидання забруднених стічних вод тощо. Для визначення можливості

досягнення поставлених цілей було розроблено ряд індикаторів з відповідними цільовими орієнтирами [1, 4].

Басейн р. Дністер – транскордонна водна система, він тече в межах 7 областей і є джерелом водозабезпечення близько 4,5 % загальних потреб України у прісній воді [5, 6]. Тому визначення сучасного рівня водопостачання, водовідведення і забруднення водних об'єктів є актуальним і важливим напрямом при впровадженні інтегрованого управління водними ресурсами в басейні Дністра.

Забезпечення населення якісною питною водою залишається однією з ключових проблем у країні. За сучасними офіційними даними [7, 8] на верхній і середній ділянках басейну Дністра (до кордону з Молдовою) рівень забезпечення сільського населення централізованим водопостачанням залишається в цілому невисоким (12 %) (див. табл. 1). Найскладніша ситуація спостерігається в Тернопільській області (1,8 %), найкраща – в Хмельницькій (32,6 %) [7, 8].

Таблиця 1 – Рівень забезпечення населення доступом до централізованого водопостачання в басейні Дністра

Індикатори	Сучасний стан	Цільові орієнтири		
		2020	2025	2030
Частка сільського населення, яке має доступ до централізованого водопостачання, %	12	20	30	50
Частка міського населення, яке має доступ до централізованого водопостачання, %	82	90	95	100

Щодо міського населення, то тут ситуація значно краща. В цілому доступ до централізованого водопостачання має близько 82 %. Однак значення цього індикатора також досить сильно варіюють за різними адміністративними одиницями: від 67,3 % в Чернівецькій області до 97,4 % в Тернопільській [7, 8].

Отже, досягнення цільових орієнтирів щодо доступу міського і, особливо, сільського населення до централізованого водопостачання в 2030 році (100 і 50 % відповідно) є достатньо складною проблемою для даного регіону. Її вирішення нагально потребує будівництва та реконструкції систем централізованого питного водопостачання.

Значною проблемою також є якість та безпека питної води для населення. Так за мікробіологічними показниками в системах централізованого водопостачання частка нестандартних проб становить від 1,9 % (Чернівецька область) до 14,1 % (Тернопільська область), при нецентралізованому водопостачанні – 0,8 % і 18,2 % відповідно; за санітарно-хімічними показниками – від 0,6 % до 5 % в системах централізованого водопостачання, від 0,5 до 10,6 % при нецентралізованому водопостачанні.

З джерелами водопостачання ситуація гірша, особливо з нецентралізованими. Для них характерне стабільне мікробіологічне (до 32 % нестандартних проб) і хімічне (до 25 % нестандартних проб) забруднення води,

особливо в Тернопільській і Івано-Франківській областях. І це при тому, що вже в 2030 році 100 % міського і сільського населення повинно бути забезпечене високоякісною питною водою [1].

Причиною погіршення якості води в джерелі є недотримання належних санітарних вимог (особливо в сільських населених пунктах). Частка сільського населення, яке має доступ до централізованих систем водовідведення, мізерна (в середньому 1,6 % по басейну). Для досягнення цільових орієнтирів 2030 року вона повинна зрости майже в 50 разів (див. табл. 2). Міське населення більш забезпечене – до 75 %. Однак навіть цільових орієнтирів 2020 року досягнуто лише в Тернопільській області (96,6 %). При цьому слід враховувати сучасний стан систем водовідведення в басейні Дністра – частка ветхих каналізаційних споруд досягає 22,6-43,7 % [7, 8].

Таблиця 2 – Рівень забезпечення населення доступом до сучасних систем водовідведення в басейні Дністра

Індикатори	Сучасний стан	Цільові орієнтири		
		2020	2025	2030
Частка сільського населення, яке має доступ до централізованих систем водовідведення, %	1,6	20	50	80
Частка міського населення, яке має доступ до централізованих систем водовідведення, %	75	90	100	100

Власне басейн Дністра представляє собою багатогалузевий господарський комплекс, який характеризується концентрацією екологічно небезпечних промислових (на верхній ділянці) та комунальних підприємств. Тому необхідно контролювати рівень забруднення водних об'єктів стічними водами, в першу чергу, неочищеними і недостатньо очищеними (див. табл. 3).

Таблиця 3 – Рівень забруднення водних об'єктів басейну Дністра стічними водами

Індикатори	Сучасний стан	Цільові орієнтири		
		2020	2025	2030
Обсяги скидів забруднених (забруднених без очистки та недостатньо очищених) стічних вод у водні об'єкти, млн м ³	9,1	-	-	-
Частка скидів забруднених (забруднених без очистки та недостатньо очищених) стічних вод у водні об'єкти у загальному обсязі скидів, %	6,2	13,0	10,0	5,0

На сьогодні на верхню і середню ділянки басейну Дністра надходить біля 147,1 млн м³ стічних вод за рік. З них забруднених – 9,1 млн м³, або 6,2 % від загального обсягу скидів [9]. Тобто величини цільових пріоритетів 2020 і 2025 років вже досягнуті. До 2030 року необхідно зменшити об'єм забруднених стічних вод лише на 1,2 % (за рівнем 2018 року). Однак, розглянувши динаміку скидів забруднених стічних вод у водні об'єкти протягом 2014-2018 рр. [9-11], було відмічене зростання їх обсягів на 40 %, в той час як вони повинні були зменшитися, згідно [2], принаймні на 15 %. Відповідно частка забруднених стічних вод у загальному обсязі скидів зросла з 4,5 до 6,2 %. Тобто, на сьогодні спостерігається підвищення забруднення водних джерел, хоча і в межах цільових орієнтирів 2020-2025 рр.

Отже, для забезпечення населення чистою водою та належними санітарними умовами і, відповідно, досягнення цільових орієнтирів репрезентативних індикаторів сталого розвитку в басейні Дністра необхідно:

- подолати істотну диспропорцію, що утворилася між міськими та сільськими територіями при наданні послуг централізованого водопостачання і водовідведення;

- зменшити рівень антропогенного навантаження на компоненти і комплекси водних екосистем і підвищити якість води;

- досягти екологічно безпечного використання водних ресурсів для задоволення галузевих потреб регіону.

Це потребує будівництва та реконструкції систем централізованого питного водопостачання, водозабірних та каналізаційних очисних споруд із застосуванням новітніх технологій та обладнання; скорочення частки неочищених стічних вод і значного збільшення масштабів їх рециркуляції та безпечного повторного використання; використання інноваційних технологій водоочищення на державному і індивідуальному рівні тощо.

Список джерел:

1. Національна доповідь «Цілі Сталого Розвитку: Україна». Київ : Міністерство економічного розвитку і торгівлі України, 2017. 176 с. URL: http://un.org.ua/images/SDGs_NationalReportUA_Web_1.pdf (дата звернення: 10.09.2020).
2. Водна стратегія України на період до 2025 року (наукові основи). Київ : Інститут водних проблем і меліорації НААН, 2015. 46 с. URL: http://iwvim.com.ua/wp-content/uploads/2015/10/11_03_2015.pdf (дата звернення: 10.09.2020).
3. Перетворення нашого світу: Порядок денний у сфері сталого розвитку до 2030 року / Резолюція прийнята Генеральною Асамблеєю ООН 25.09.2015 р. URL: <http://sdg.org.ua/ua/resources-2/344-2030-2015> (дата звернення: 10.09.2020).
4. Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року: Закон України від 28.02.2019 № 2697-VIII. *Відомості Верховної Ради (ВВР)*. 2019. № 16. Ст. 70. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2697-19#Text> (дата звернення: 10.09.2020).

5. Обухов Є. В. Сучасні показники забезпечення населення України водними ресурсами. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2011. № 8. С. 176–181.
6. Екологічна і природно-техногенна безпека України в регіональному вимірі : монографія / за наук. ред. М. А. Хвесика. Київ, 2014. 339 с.
7. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2018 році. Київ : Міністерство розвитку громад та територій України, 2019. 351 с. URL: <https://www.minregion.gov.ua/wp-content/uploads/2019/11/Proekt-Nats.-dop.-za-2018.pdf> (дата звернення: 10.09.2020).
8. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2017 році. Київ : Мінрегіонбуд України, 2018. 382 с. URL: <https://www.minregion.gov.ua/wp-content/uploads/2018/11/Proekt-Natsionalnoyi-dopovidi-za-2017-rik.pdf> (дата звернення: 10.09.2020).
9. Державний водний кадастр. Основні показники використання водних ресурсів за 2018 рік. Басейн Дністра. Київ, 2019. 86 с. URL: https://www.davr.gov.ua/fls18/dnipro_2018.pdf (дата звернення: 10.09.2020).
10. Державний водний кадастр. Основні показники використання водних ресурсів за 2016 рік. Басейн Дністра. Київ, 2017. 88 с.
11. Державний водний кадастр. Основні показники використання водних ресурсів за 2014 рік. Басейн Дністра. Київ, 2015. 93 с.

БЕЗПЕКА ТА ЯКІСТЬ ПИТНОЇ ВОДИ

В. Я. КОБИЛЯНСЬКИЙ, канд. техн. наук

Харківський національний університет міського господарства імені

О. М. Бекетова

61002 Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

e-mail: vodocentr@i.ua

Пов'язаний з євроінтеграцією України перехід на гігієнічні нормативи якості питної води, прийняті в ЄС, можливий при умові модернізації та технологічного переоснащення систем водопостачання та водовідведення. Зрозуміло, що імплементація нових гігієнічних та екологічних вимог до якості питної води потребує значних фінансових витрат.

За даними організації економічного співробітництва та розвитку (ОЕСР) [1] необхідні інвестиції для відновлення і модернізації інфраструктури сектору водопостачання та каналізації країн-членів ОЕСР оцінюються в 6,7 трлн. доларів США до 2050 року, а у випадку включення в цю програму більш широкого спектру інфраструктури, пов'язаної з водою, інвестиції можуть зрости втричі вже до 2030 року. Країнами-членами ОЕСР є країни ЄС, а також Австралія, Канада, Південна Корея, Мексика, Нова Зеландія, Великобританія, США, Туреччина, Японія.

Зокрема, наприклад, в Польщі за період з 2003 по 2013 рр. на будівництво та модернізацію, зокрема, систем каналізації було направлено більше 16,6 млрд.

євро, а за розрахунками до 2015 року загальні витрати прогнозувалися на той час на рівні 18,5 млрд. євро [2].

Оскільки якість питної води визначає санітарне та епідемічне благополуччя населення, вона є ключовим фактором, який зумовлює здоров'я нації. ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» вказує, що питна вода повинна бути безпечною в епідемічному та радіаційному відношеннях, нешкідливою за хімічним складом і мати сприятливі органолептичні властивості. В цих санітарних правилах, на відміну від скасованого ГОСТ 2874-82 «Вода питьевая», для всіх показників питної води (мікробіологічних, паразитологічних, органолептичних, фізико-хімічних та санітарно-токсикологічних) було встановлено додатково до поняття «якість» поняття «безпечність»: «1.2. Санітарні норми встановлюють вимоги до безпечності та якості питної води».

В чому причина такої зміни в базовому нормативному документі, чому до якості води добавили поняття її безпечності?

Аналіз сучасної вітчизняної, європейської та міжнародної нормативної документації, що регламентує вимоги до питної води, показує, що поняття безпечності стосовно питної води є концептуально доречним та на часі, але визначення цього поняття у вітчизняних нормативно-правових актах необхідно привести у відповідність до європейських.

У Законі України «Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення» в ст. 18 про питне водопостачання вказується лише про якість питної води, яка повинна відповідати вимогам санітарних норм. Але ст. 46 цього Закону встановлює відповідальність за випуск, реалізацію продукції, яка внаслідок порушення вимог стандартів, санітарних норм є небезпечною для життя і здоров'я людей. Таким чином, є підстави вважати, що санітарним законодавством України встановлюються поняття «безпечність» та «якість» стосовно питної води.

Дещо інша ситуація з вказаними поняттями «безпечність» та «якість» в Законі України «Про питну воду, питне водопостачання та водовідведення». В першій редакції від 10.01.2002 року цього закону йшлося про гарантоване забезпечення населення якісною та безпечною для здоров'я людини питною водою. Але ніяких пояснень стосовно того, як трактувати якість та безпечність питної води, в подальшому тексті закону не було, а термін «безпечність» більше не згадується. В 2014 році в закон вноситься в новій редакції ст. 28 «Затвердження показників безпечності та окремих показників якості питної води». Можна було припустити, що ст.28 опирається на ДСанПіН 2.2.4-171-10, який ввів поняття безпечності та якості питної води, і дає йому необхідну законодавчу підтримку. Але, необхідно звернути увагу, що ст.28 визначає роздільно показники безпечності і показники якості питної води, а в ДСанПіН 2.2.4-171-10 безпечність і якість подаються як одне ціле.

Більш вірогідно, що формулювання ст.28 пов'язано з тим, що вона була введена Законом України «Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо харчових продуктів». Дійсно, в цьому законі в ст.1 введено терміни «безпечний харчовий продукт» – харчовий продукт, який не справляє

шкідливого впливу на здоров'я людини та є придатним для споживання, та «окремі показники якості харчового продукту» – показники та/або властивості харчового продукту, що застосовуються для виконання одного або кількох завдань, зокрема для відокремлення традиційного харчового продукту від інших харчових продуктів та інформування споживачів про властивості харчового продукту, в тому числі шляхом його маркування.

Бачимо, що відносно харчових продуктів поняття якості використовується здебільшого для ідентифікації продукту, щоб полегшити споживачу зробити вибір необхідного йому продукту.

Показники якості не дають інформації щодо впливу продукту на здоров'я людини, це показники товару, що позиціонують його на ринку.

Оцінку шкідливого впливу продукту можливо здійснити на підставі показників безпечності. В законі так і вказано: «параметри безпечності – науково обґрунтовані та затверджені ... параметри, включаючи максимальні межі залишків, максимальні рівні, допустимі добові дози, рівні включень, недотримання яких у харчових продуктах може призвести до шкідливого впливу на здоров'я людини».

Таким чином, формальне перенесення термінології зі сфери «харчового» законодавства в «питне» законодавство призвело і до серйозної плутанини в термінах та їх трактуванні, і до очевидних нестыковок в сфері питного водопостачання санітарно-гігієнічної нормативної бази з галузевим законом.

Фахівцям галузі відомо, що така ж ситуація свого часу виникла, коли в «питний» закон внесли поправку, що питна вода – це харчовий продукт. Через принципову неможливість виконання цієї поправки всі підприємства водопостачання країни могли опинитися поза законом і змушені були би зупинитись. На щастя, неадекватність поправки викликала належну реакцію зацікавлених сторін і була вчасно анульована.

Нова редакція ст.28 «Затвердження показників безпечності та окремих показників якості питної води» з незрозумілих причин не отримала належної оцінки і тому залишається малозрозумілою і вступає в смисловий конфлікт з санітарним законодавством. Наприклад, перший абзац ст.28 вказує, що «затвердження показників безпечності та окремих показників якості питної води здійснює центральний орган виконавчої влади, що формує та забезпечує реалізацію державної політики у сфері охорони здоров'я...». Виникає питання – хто затверджує всі інші, крім окремих, показники якості питної води?

Для приведення закону у відповідність з санітарними правилами необхідно в законі в терміні «окремі показники якості питної води» вилучити «окремі показники», тим самим об'єднавши поняття якості та безпечності.

Тим більше, що поняття безпечності та якості питної води, як роздільні поняття, не встановлюються в Директиві 98/83 ЄС «Про якість води, призначеної для споживання людиною». Так, в ст.4, яка визначає поняття питної води, вказано (офіційний переклад [3]):

«... вода, призначена для споживання людиною, є безпечною та чистою, якщо вона:

(а) є вільною від будь-яких мікроорганізмів та паразитів, і від будь-яких

речовин, які ... становлять потенційну загрозу людському здоров'ю, та

(b) відповідає мінімальним вимогам, встановленим у Дод. І, Част. А і В...»

Звернемо увагу на фразу «є безпечною та чистою». На жаль, це не точний переклад. Якщо подивитися автентичні переклади на мови слов'янських країн - членів ЄС, які через співзвучність з українською мовою є зрозумілими і в оригіналі, то точним перекладом буде «є придатною для вживання та чистою».

Таке уточнення є принципово важливим, оскільки з 2004 року в міжнародній термінології введено поняття «безпеки водопостачання», стосовно якого в англomовному визначенні використовується термін «safety», тоді як стосовно якості питної води використовується термін «wholesome».

Безпечне водопостачання – це гарантований захист систем питного водопостачання від несанкціонованого руйнівного та шкідливого втручання як на елементи системи водопостачання, так і на якість питної води.

Нешкідлива (безпечна) питна вода – це питна вода, що не здійснює шкідливого впливу на здоров'я людини.

Тому для виключення можливих протиріч та нестиковак термінів, бажано не відступати від Директиви 98/83 ЄС і термін «wholesome» перекладати як «здорова», «нешкідлива» чи «придатна для вживання».

Безпека та якість питної води – це гарантія безпечного постачання споживачу нешкідливої питної води, якість якої відповідає гігієнічним нормам.

Список джерел:

1. На пути преодоления негативных последствий децентрализации в секторе водоснабжения и водоотведения // ОЭСР. – 2009. – 91 с.
2. Принципы ОЭСР по руководству водными ресурсами. – ОЭСР. – 2015. – 24 с.
3. https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_963#Text

СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНІ АСПЕКТИ ЗМЕНШЕННЯ ВТРАТ ВОДИ ЦЕНТРАЛІЗОВАНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ

Н. М. МАТВЄЄВА, канд. екон. наук, доцент; **О. І. СЛАВУТА**, канд. екон. наук, доцент

Харківський національний університет міського господарства імені О.М. Бекетова

61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

Діяльність підприємств централізованого водопостачання стосується всіх аспектів суспільного життя. Стабільне та надійне надання послуг централізованого водопостачання є необхідним для комфортного повсякдення населення країни, добробуту та безпеки навколишнього середовища. Для того, щоб водний сектор забезпечував якісне обслуговування споживачів, дбав про довкілля, сприяв підвищенню рівня життя через доступність життєво важливих послуг, необхідне об'єднання зусиль органів державної та місцевої влади, підприємств та громадськості.

Одним з негативних явищ в системі централізованого водопостачання є наявність значних втрат води в мережі. Поточні галузеві технологічні нормативи втрат води становить 28–30 % піднятої води, перспективне значення втрат у 2030 р. повинно бути 15 % піднятої води.

Станом на 2018 р. найбільші обсяги непродуктивних витрат та втрат води в водопровідних мережах України, які перевищували 50 % від обсягів піднятої води, були у Чернівецькій – 56,7 % та Житомирській областях – 50,1 %. Значної величини вони також досягли у Закарпатській – 48,4 %, Харківській – 48,3 %, Івано-Франківській – 46,2 %, Львівській – 43,3 %, Донецькій – 41,2 % та Миколаївській областях – 40,7 %. Найменші втрати води були у Чернігівській області – 19,1 % [1].

У 2019 р. серед водопровідних підприємств найбільшого скорочення втрат питної води досягли: КП «Харківводоканал» – на 19,5 млн м³ або з 44 % у 2018 р. до 38 % у 2019 р.; КП «Кривбасводоканал» – на 13,3 млн м³ або з 32 % у 2018 р. до 24 % у 2019 р. [2]

Аналіз доходів водопровідних підприємств України за багатофакторною моделлю показав, що негативний вплив на величину доходу підприємств водопостачання здійснив коефіцієнт реалізації води споживачам, вплив якого призвів до зменшення доходу на 583503 тис. грн. (-6,85 %), питома вага впливу якого становить -37,23 %. В свою чергу існуючий стан мереж призводить до перевитрат водних та інших супутніх ресурсів. Тому проблема наднормових втрат води, нераціонального використання супутніх матеріалів та енергоресурсів стає для централізованого водопостачання актуальною.

До втрат води, крім загально визнаних прямих втрат, можна віднести такі види: недоотриману вигоду, збитки, надмірні витрати, невикористаний наявний потенціал.

У сфері водопостачання можна визначити втрати учасників цієї системи послуг, оскільки завищені ціни в виробників-монополістів призводять до недоспоживання або додаткові витрати в споживача. У розмаїтті видів втрат водопостачання особливу групу, що пов'язана із здоров'ям та життєдіяльністю, складають екологічні втрати, у тому числі збиток, що наноситься здоров'ю населення неякісною водою.

Існують також втрати, пов'язані з наслідками розривів водопровідних систем і витоку води, втрати від шахрайства з приладами обліку та розкрадань в результаті несанкціонованих підключення до водопровідних мереж.

До фінансових втрат можна віднести витрати з надання субсидій, дотацій та неплатежів за послуги. Втрати несуть державний та місцеві та бюджети у вигляді компенсацій за знижені тарифи для споживачів послуг.

До втрат водних ресурсів також можна віднести неощадливе водокористування, яке є наслідком низької культури користувачів та відсутністю економічного мислення спрямованого на ошадливе відношення до води.

З метою систематизації понять витрат води в системі водопостачання доцільно згрупувати їх за ознакою причини виникнення, оскільки існуючі нормативно-правові документи містять різні ознаки класифікації витрат і втрат води на підприємствах сфери водопостачання.

На наш погляд, треба розрізнити поняття «витрати води» і «втрати води» «Витрати» - витрачання води, об'єктивно пов'язані із діяльністю підприємства водопостачання. «Втрати» - витрачання води, якого можна було уникнути за умов удосконалення діяльності відповідного підприємства.

Існуюче становище мереж позначається на рівні собівартості 1 м³ реалізованої питної води (і рівні середнього тарифу відповідно).

Підприємства централізованого водопостачання несуть понаднормові витрати електроенергії (на підйом, подачу води в мережу), хімічним реагентам (на очищення води) у розрахунку на повний обсяг води (в разі понаднормових втрат), а при визначенні собівартості поділяє ці витрати на значно меншу величину реалізованої води.

Необхідно зазначити, збільшення собівартості (в частині прямих матеріальних витрат) відбувається більш високими темпами, ніж збільшення втрат води. Так, при величині втрат у розмірі 30% відносно збільшення матеріальних витрат у собівартості становить 43%, при втратах в 50% – собівартість зростає на 100% рази, при втратах в 60% – на 250%. Таким чином, проблема зменшення втрат води в мережах вимагає невідкладного рішення.

В таких умовах доцільно при визначенні величини інвестиційної складової як джерела фінансування витрат на оновлення мереж систем централізованого водопостачання враховувати зниження собівартості води в результаті зменшення непродуктивних втрат води в мережі (у частині матеріальних витрат) і включати в тариф частину необхідної величини інвестицій, що враховує зазначене зниження.

Ефект від скорочення втрат води має тим більший масштаб, чим більше існуючий рівень втрат води. Так, зменшення втрат води на 5 % у Чернігівській обл., де спостерігається самий низький рівень втрат води, призведе до скорочення собівартості і, відповідно, тарифів на 7,3%; а таке саме зменшення для Чернівецької обл. із самим високим рівнем втрат води – до скорочення собівартості на 28,6 %. Такий підхід дасть змогу підвищити якість обґрунтування тарифів та сприятиме зниженню соціального напруження в регіонах через зниження собівартості послуг водопостачання.

Список джерел:

1. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2018 році [Електронний ресурс] / Київ, 2018. – Режим доступу : <http://www.minregion.gov.ua/napryamki-diyalnosti/zhkh/teplo-vodopostachannya-ta-vodovidvedennya/natsionalna-dopovid/proekt-natsionalnoyi-dopovidi-pro-yakist-pitnoyi-vodi-ta-stan-pitnogo-vodopostachannya-v-ukrayini-u-2018-rotsi/>.
2. Звіт про результати діяльності Національної комісії, що здійснює державне регулювання у сферах енергетики та комунальних послуг, у 2019 році [Електронний ресурс] / Київ, 2020. – Режим доступу : http://www.nerc.gov.ua/data/filearch/Catalog3/Richnyi_zvit_NKREKP_2019.pdf.

ЗАБРУДНЕННЯ СВІТОВОГО ОКЕАНУ ПЛАСТИКОМ

Є. О. МИХАЙЛОВА, канд. техн. наук, доцент

*Харківській національній економічній університет імені Семена Кузнеця
м. Харків, 61166, Україна, просп. Науки, 9-А*

E-mail: mykhailova.e@ukr.net

Серйозною проблемою для довкілля є пластик, який потрапляє до вод Світового океану. Оскільки океан знаходиться нижче за течією майже будь-якого місця на Землі, він стає приймачем для пластикових відходів, що утворюються на суші.

Пластикове забруднення було вперше помічено в океані у 60-70 р.р. ХХ ст. вченими, які проводили дослідження планктону. Зараз океани та пляжі привертають найбільшу увагу науковців, які займаються скороченням пластикових відходів.

Встановлено, що завдяки океанським течіям плаваючий пластик накопичується у п'яти субтропічних круговертях, які покривають 40 % площі Світового океану. До них належать субтропічні круговерті у північній і південній частині Тихого океану, субтропічні круговерті Північної і Південної Атлантики та субтропічний круговерть Індійського океану (рис. 1).

Найбільше скупчення пластику та інших відходів спостерігається у північній частині Тихого океану, яке має назву «Велика тихоокеанська сміттева пляма». Вона була відкрита у 1997 р. Площа сміттевої плями різними дослідниками оцінюється від 700 тис. до 15 млн. км². Більшість цього сміття – три четверті – рибальські сітки (705 тис. т), пляшки, шматки бамперів, навіть монітори комп'ютерів та LEGO. Інша частина – одна чверть – частинки мікропластику. Близько 54 % сміття надходить з суші Північної Америки та Азії, решта – з нафтових платформ, пасажирських та вантажних суден, які скидають сміття прямо у воду або втрачають його [1].

Перше глобальне дослідження кількості приповерхневого пластикового сміття у Світовому океані було проведено в 2014 р. Об'єднавши данні з усього світу про тверді відходи, густоту населення та економічний стан, група вчених підрахувала, що у 2010 р. у 192 прибережних країнах утворилося 275 млн. т пластикових відходів, а в океан потрапило 4,8-12,7 млн. т.

Велика кількість пластика потрапляє в океан не з Європи та Америки – країн з розвиненою економікою, в яких значна частина відходів переробляється або знищується, а з країн Східної Азії, що швидко розвиваються, мають велику чисельність населення та недосконалу або відсутню систему збору сміття (рис. 2). Науковцями зроблено висновок, що чисельність населення та якість систем поводження з відходами значною мірою визначають, які країни мають найбільшу кількість пластикових відходів, що потрапляють у води Світового океану [2].

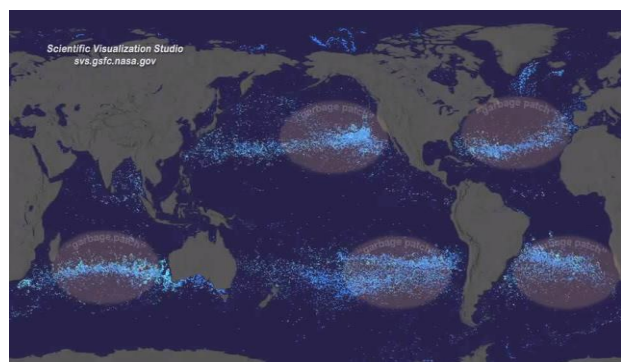


Рисунок 1 –Формування сміттєвих плям.
NASA

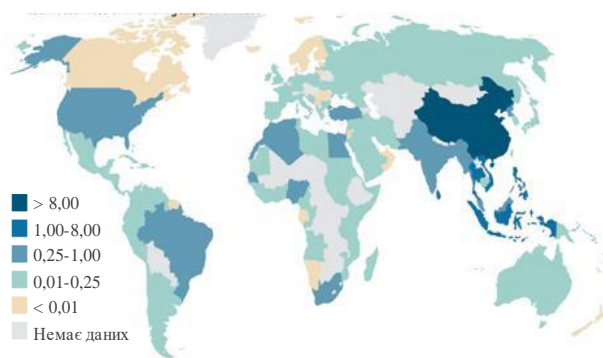


Рисунок 2 – Кількість пластикових відходів, що потрапляють до Світового океану, т/рік

У 2017 р. вчені Центру екологічних досліджень імені Гельмгольца в Німеччині виявили, що десять річок – дві в Африці та вісім в Азії – скидають 90 % світового пластикового сміття в океан. Одна тільки річка Янцзи транспортує 1,5 т відходів на рік [3].

Із суходолу України у води Чорного моря також потрапляє значна частина побутових відходів. Науковці встановили, що кожну годину річки виносять у море від 6 до 50 елементів сміття, 83 % з яких – пластик. Серед пластикового сміття переважають [4]:

- у водах річок: пластмасові пляшки – 20 %, пластикові контейнери – 14 %, шматочки пластику – 14 %; пластикові пакети – 11 %, пластикова упаковка – 9 %;

- у морській воді: шматочки пластику – 68 %, пластикові контейнери – 9 %, пластикові пакети – 8 %, пластмасові пляшки – 3 %, пінопласт – 3 %.

Порівняльна характеристика щільності сміття, що плаває на поверхні вод Світового океану, наведена в табл. 1 [4]. Чорне море має достатньо високий показник засміченості через обмежений водообмін із відкритим океаном та інтенсивне винесення сміття найбільшими річками України.

Таблиця 1 – Щільність сміття на поверхні вод Світового океану

Води Світового океану	Щільність сміття, кількість одиниць/км ²	Води Світового океану	Щільність сміття, кількість одиниць/км ²
Малаккська протока	579	Північне море	38
Північна частина Тихого океану	459	Південний океан	6
Чорне море	90,5	Південно-Китайське море	5
Середземномор'я	52	Британська Колумбія	2

Неналежна системи поводження з твердими побутовими відходами посилює екологічну небезпеку пластикових відходів, обумовлену їх негативним впливом на довкілля та здоров'я людей.

Потрапивши у довкілля пластик біологічно не розкладається, а поступово накопичується у вигляді відходів. Під впливом різних факторів (температури,

ультрафіолетового випромінювання, хімічних сполук, контактування з рідинами або іншими предметами, дії морських хвиль тощо) пластикові вироби піддаються деградації, тобто повільно розпадаються на невеликі фрагменти, відомі як мікропластик.

Наразі не існує єдиного наукового визначення мікропластику, адже ця категорія охоплює великий спектр матеріалів із різним хімічним складом, формами, кольорами, розмірами й щільністю. Проте на загальному рівні всі частинки пластику, менше 5 мм прийнято називати мікропластиком.

За походженням мікропластик поділяють на первинний і вторинний. Первинний мікропластик у відповідному розмірному діапазоні в кількості від 1 до 90 % додається до косметики, засобів гігієни, побутової хімії: помад, кремів, шампунів, гелів для душу, дезодорантів, спреїв для волосся, засобів для миття посуду, порошків тощо. Вторинний мікропластик утворюється за рахунок фрагментації під впливом різних чинників. Також до вторинного мікропластику відносять пил від автомобільних шин і волокна від синтетичного одягу, який зроблено з лайкри, мікрофібри, поліестера, полісатіна, поліаміда тощо [5].

Як тільки пластик з'являється у довкіллі в формі мікропластика, він накопичується в харчових ланцюгах через сільськогосподарські ґрунти, воду, тканини рослин і тварин, потрапляючи наприкінці до організму людини. Механізм негативного впливу пластикових частинок може бути різним:

- по-перше, мікропластик – це невеликий твердий абразив, дія якого схожа зі скрабом, тому контактуючи з м'якими тканинами живих організмів, він може пошкодити їх;

- по-друге, мікропластик – це гарний штучний адсорбент, який вбирає різні токсичні забруднювачі, з якими контактує у ґрунті або воді, наприклад, поліхлоровані біфеніли і пестициди. Під впливом організму ці речовини вилугуюються з частинок і потрапляють в органи, що може викликати реакцію з боку імунної та репродуктивної систем;

- по-третє, мікропластик, який знаходиться у довкіллі, виділяє у повітря та воду токсичні речовини, що використовуються при його виробництві: фталати, бісфенол А (BPA) і полібромірованний дифеніловий ефір (PBDE), роблячи їх доступними для прямого або непрямого впливу на живі організми.

Вчені дуже обережно говорять про фактичну небезпеку мікропластика для людини. На теперішній час провести достовірний аналіз дуже складно поки не знайдені методи відстеження найдрібніших частинок. Але є лабораторні дослідження про властивості мікропластика, які дозволяють говорити про його потенційну небезпеку. Так, мікропластик, який потрапляє в організм людини, може призвести до серйозних ускладнень, включаючи генотоксичність, окислювальний стрес, апоптоз і некроз, які є причиною серцево-судинних захворювань, діабету, ревматоїдного артриту, нейродегенеративних захворювань та інсульту, запалень кишківника [6].

Крім того, слід відмітити, що пластикова упаковка, особливо пластикові пакети, є головним відходом на несанкціонованих сміттєзвалищах і пляжах та регулярно з'їдаються численними морськими і наземними тваринами, що призводить до смертельних наслідків [2].

Вчені прогнозують, що без поліпшення системи управління відходами, сукупна кількість пластикових відходів, доступних для виходу із суші в океан, до 2025 р. зросте на порядок.

Задля вирішення проблеми утворення та накопичення твердих побутових відходів, зокрема і пластикових, більшість країн світу, Україна в тому числі, впроваджує систему поводження з відходами, яка базується на Європейській ієрархії управління відходами. Ієрархія являє собою перевернуту піраміду та відображає п'ять підходів до поводження з відходами [7]:

1. Видалення (захоронення та спалювання без вироблення енергії).
2. Відновлення (спалювання із виробленням енергії).
3. Перероблення (перетворення відходів у вторинну сировину для повторного використання).
4. Повторне використання (вторинне використання предметів без перероблення).
5. Запобігання (заходи щодо скорочення обсягів утворення відходів).

Видалення є найменш ефективним способом поводження з відходами, а запобігання – найбільш ефективним.

Список джерел:

1. Great Pacific Garbage Patch. National Geographic. Retrieved from <https://www.nationalgeographic.org/encyclopedia/great-pacific-garbage-patch/>.
2. Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., . . . Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768-771.
3. The known unknowns of plastic pollution. *The Economist*. Retrieved from <https://www.economist.com/international/2018/03/03/the-known-unknowns-of-plastic-pollution>. 03.03.2018.
4. Морське сміття у Чорному морі. (2019). – Режим доступу: <http://emblasproject.org/wp-content/uploads/2019/08/Морське-сміття-в-Чорному-морі.pdf>.
5. Микропластик: чем он опасен и как уменьшить его количество [Электронный ресурс] / Recycle. – Режим доступа: <https://recyclemag.ru/article/mikroplastik-opasen-umenshit-kolichestvo>. – 18.03.2019 г.
6. Plastic & Health: The Hidden Costs of a Plastic Planet. (2019). Center for International Environmental Law (CIEL). Retrieved from <https://www.ciel.org/plasticandhealth/>.
7. Михайлова, Є. О. Ефективні механізми поводження з твердими побутовими відходами в Україні [Текст] / Є. О. Михайлова, Г. М. Панчева, Г. М. Резніченко // *Комунальне господарство міст*. – 2019. – Том 5, вип. 151. – С. 37-44.

ПІДВИЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ СУБАКВАЛЬНИХ ЛАНДШАФТІВ

Н. О. ТЕЛЮРА, канд. техн. наук, доцент; **А. А. КИРИЧЕНКО**, здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти спеціальності 101 Екологія; **Ю. А. КОЗЛОВА**, здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти спеціальності 101 Екологія

Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова

61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

Ландшафт – це великий, складний природний територіальний комплекс, однорідний за походженням та історією розвитку, структурна частина географічної оболонки. Зв'язок між окремими частинами (блоками) ландшафту здійснюється в процесі міграції речовин, енергії й передачі інформації. Субаквальний ландшафт, який є предметом розгляду, формується у межах водних об'єктів, є актуальним напрямом дослідження.

Мета дослідження – підвищення екологічної безпеки водних об'єктів субаквальних ландшафтів шляхом обґрунтованого методу вибору для впровадження пріоритетних технологій екологічно безпечного водовідведення в населених пунктах України.

В ході проведеного аналізу екологічної безпеки евтрофованих водних об'єктів, нами визначено, що надходження органічних та біогенних речовин з території населених пунктів є серйозною проблемою і за висновками Європейського агентства з охорони навколишнього середовища відноситься до основних чинників, які негативно впливають на якість водних джерел питного та рекреаційного водокористування. Особливо небезпечним є мікробіальне забруднення (патогенна мікрофлора) неочищених поверхневих стічних та дренажних вод, що призводить до евтрофування водних об'єктів.

В умовах погіршення стану довкілля, масштаби якого можуть призвести до втрати стійкості екосистем, особливо актуальною стає розробка та обґрунтування шляхів зниження негативного впливу на евтрофовані поверхневі водні об'єкти. Підвищення екологічної безпеки евтрофованих водних об'єктів можливо шляхом перевлаштування систем водовідведення в населених пунктах. У зв'язку з цим, конче актуальним є вибір пріоритетних технологій водовідведення в населених пунктах.

Для дослідження впровадження систем екологічно безпечного водовідведення для кожного населеного пункту нами сформовані дев'ять основних технологій, які відповідають критеріям екологічно безпечного водовідведення.

Механізм підтримки прийняття рішення щодо вибору пріоритетних (першочергових) технологій екологічно безпечного водовідведення із дев'яти основних з урахуванням складових сталого розвитку для території конкретного населеного пункту повинен бути обґрунтованим та спиратися на комплексне

врахування вимог та результати еколого-соціального оцінювання евтрофованого водного об'єкту, що сприятиме обґрунтуванню управлінських рішень та дозволить забезпечити сталий соціально-екологічний розвиток населених пунктів.

Такий підхід обґрунтовано з можливістю використання методу аналізу ієрархій (МАІ) для вибору пріоритетних технологій екологічно безпечного водовідведення в населених пунктах, який розподілено на три етапи:

За результатами розрахунків для кожного варіанту розраховується кількісне значення глобального пріоритету. За найбільшим значенням глобального пріоритету вибирається пріоритетна технологія водовідведення, яка рекомендується до впровадження в конкретному населеному пункті.

Розроблений метод, новизна якого підтверджена патентом на корисну модель, який дозволяє органам місцевого самоврядування в умовах обмеженого фінансування з урахуванням екологічного, соціального та економіко-технологічного критеріїв примати обґрунтовані рішення щодо вибору пріоритетних технологій для впровадження.

Практичне застосування цього методу для характерних населених пунктів показало його працездатність та універсальність, його широке використання у державі буде сприяти суттєвому поліпшенню стану евтрофованого водного об'єкту.

ТЕОРЕТИЧНІ АСПЕКТИ ПІДВИЩЕННЯ НАДІЙНОСТІ СИСТЕМ ВОДОПОСТАЧАННЯ

С. М. ВОРОНКОВА

Комунальне підприємство «Харківводоканал»

e-mail: svetnik9607@gmail.com

Невід'ємною складовою життєзабезпечення населених пунктів є система водопостачання, яка повинна не тільки забезпечувати подачу споживачам води, належної якості та в необхідному обсязі, але й мати високий рівень надійності. Управління водопостачанням в містах вимагає рішення такого ключового питання, як раціональне використання водних, енергетичних та інших ресурсів, де важлива роль відводиться вимірюванню витрати води, контролю витоків і неврахованої води в системі її подачі та розподілу та ін. Все це диктує необхідність удосконалення систем водозабезпечення, ретельного аналізу і прогнозу їх уразливості, а також вжиття заходів, спрямованих на підвищення надійності цих систем в нормальних та екстремальних умовах. До основних недоліків існуючої системи управління водним господарством країни в цілому слід віднести її перенапруженість, недостатню керованість, низьку ефективність, економічну нестабільність. В умовах обмеженості запасів водних ресурсів, зазначені недоліки особливо відчутні [1].

Відмова системи водопостачання може статися в результаті аварій на водогонях, розподільній мережі або насосних станціях, наприклад, в результаті

порушення електропостачання і ін. В умовах сучасного міста попередження старіння і передчасного виходу з ладу підземних інженерних мереж водопостачання, а також оптимальна локалізація наслідків їх прояву стають одними з головних завдань служб експлуатації комунальних об'єктів. Особливої актуальності це питання набуває для Харкова, де старіння підземних трубопроводних комунікацій та іншого обладнання різного призначення досягли критичних рівнів.

Як відомо, під надійністю виробу, споруди, системи розуміють їх властивість виконувати задані функції, зберігаючи експлуатаційні показники в установлених межах протягом певного проміжку часу. Функція системи водопостачання полягає в забезпеченні водою споживачів відповідно до встановлених вимог щодо її кількості, якості і натиску в мережі. При цьому припускається деяке зниження заданого рівня обслуговування споживачів в періоди ліквідації аварій, що виникли в системі в результаті випадкових подій. Таке зниження рівня обслуговування повинно не перевищувати встановлені нормами межі за мірою тривалості і частоти повторюваності. У дослідженнях [2-4] показано, що надійність систем водопостачання є основною вимогою споживача.

Для правильної оцінки надійності систем водопостачання необхідним є застосування статистичних методів досліджень. Надійна статистична інформація про інтенсивність відмов у мережі водопостачання, аналіз її параметрів, методи і способи інтенсифікації її функціонування дозволяють знайти нові підходи до скорочення і запобігання витоків, враховуючи потенційні можливості служб експлуатації щодо зниження втрат води і підвищення експлуатаційної надійності водопровідної мережі. Так на рисунку 1 наведено динаміку пошкоджень водопровідної мережі міста Харкова.

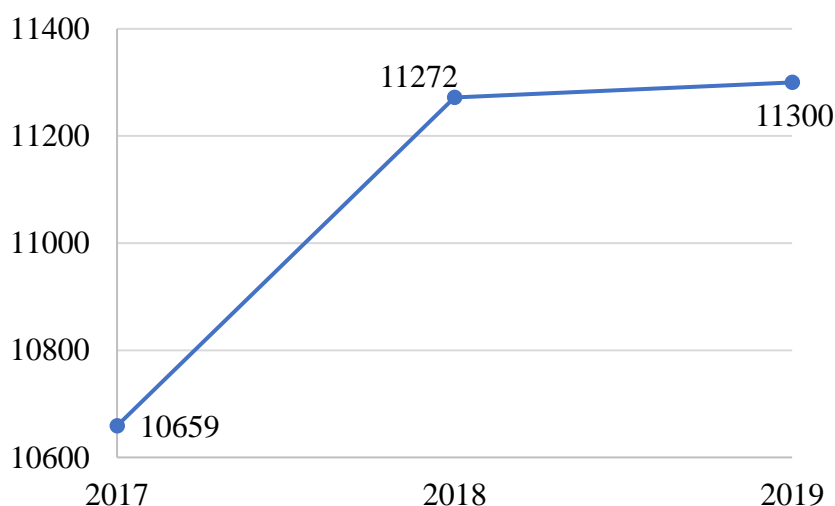


Рисунок 1 – Динаміка пошкоджень водопровідної мережі м. Харкова з 2017 по 2019 рр.

Аналізуючи динаміку кількості аварій на водопровідних мережах міста Харкова (рис. 1) слід зазначити зростання їх кількості, так приріст у 2018 році,

по відношенню до 2017 року, склав 5,7 %, що у натуральних одиницях становить 613 аварій. У 2019, по відношенню до 2018 року, темп приросту аварійних ситуацій на водопровідній мережі істотно знизився, порівняно з попереднім періодом і склав менше одного відсотку, а в натуральному виразі кількість аварій зросла на 28 одиниць. Загалом за весь розглянутий період приріст аварійних ситуацій на водопровідній мережі склав 6 %, що в натуральному виразі склало 641 одиницю.

Така ситуація зумовлена станом водопровідних мереж. За даними КП «Харківводоканал» [5] із загальної протяжності 2143,9 км водопровідної мережі міста Харкова технічно зношені 1254,6 км, що становить 57 %. Протяжність сталевого трубопроводу 558,94 км, що складає 26,2 % від загальної протяжності мереж міста, з них 526,12 км мають знос понад 90 %. Протяжність трубопроводу з чавунних труб становить 1525,4 км, що складає 71,5 % від загальної протяжності, з них 410 км (26,9 %) мають знос 90 %.

Також важливою інформацією для правильної оцінки надійності є причина відмови водопровідних мереж. На рисунку 2 наведено динаміку структури дефектів, які дестабілізували роботу водопровідної мережі міста Харкова в період з 2017 по 2019 роки.

Протягом усього розглянутого періоду зміни в структурі пошкоджень водопровідної мережі міста Харкова несуттєві. Основним видом ушкоджень (більше половини) є свищі, їх частка становить 57,9 %. Інші види пошкоджень водопровідної мережі розподілені наступним чином: пошкодження стикових з'єднань складає 10 %, переломи – 6,3 %, тріщини – 1,5 %, інші пошкодження складають 24,3 %.

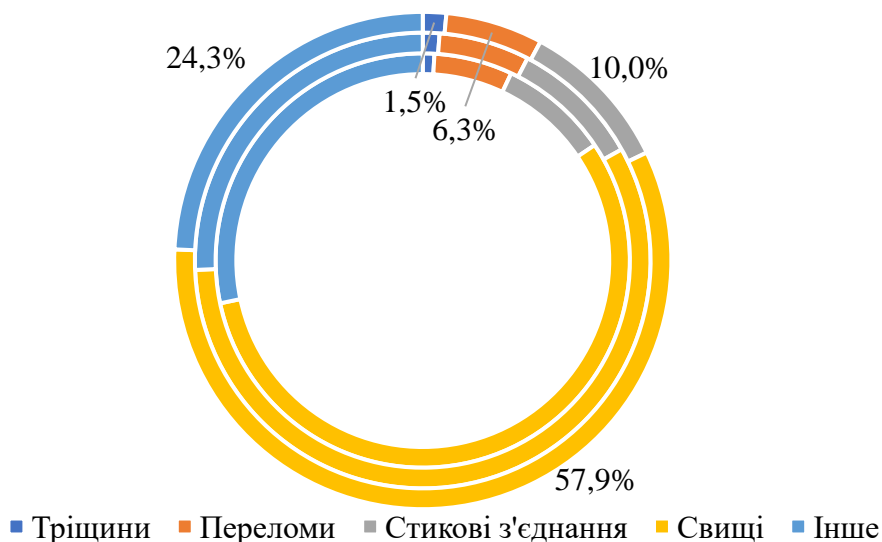


Рисунок 2 – Структура дефектів, що дестабілізують роботу водопровідної мережі м. Харкова з 2017 по 2019 рр.

Таким чином, можна зробити висновок про необхідність розробки комплексу заходів, спрямованих на підвищення надійності систем водопостачання. Комплексний підхід дозволить врахувати особливості стану

існуючих водопровідних мереж, провести розрахунок оптимальних режимів її роботи, обґрунтувати застосування інноваційних методів реконструкції.

Список джерел:

1. Устойчивость водоснабжения / В. А. Петросов. - Х. : Фактор, 2007. - 360 с.
2. Василенко С. Л. Надійність и Сталість систем водопостачання як складового національної та екологічної безпеки / С. Л. Василенко, В. М. Волков // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. - 2017. - Вип. 28. - С. 53-59. - Режим доступу: http://nbuv.gov.ua/UJRN/PVVG_2017_28_10
3. Гальперин, Е. М. Надежность систем водоснабжения и водоотведения / Е.М. Гальперин, В.И. Полуян, В.Н. Чувилин - Водоснабжение и санитарная техника. 2006. №9. Ч 2. С.38-41. № 12. С. 51-54.
4. Новохатній В. Г. Надійність функціонування подавально-розподільного комплексу систем водопостачання [Текст] : автореф. дис. ... д-ра техн. наук : 05.23.04 / Новохатній Валерій Гаврилович ; Київ. нац. ун-т буд-ва і архіт. - К., 2012. - 32 с.
5. <https://vodokanal.kharkov.ua/>

ОЦІНКА МОЖЛИВОСТЕЙ ОРГАНІЗАЦІЇ АЛЬТЕРНАТИВНОГО ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ МІСТ

В. В. ЯКОВЛЄВ, *докт. геол. наук, професор*; **Т. В. ДМИТРЕНКО**, *канд. техн. наук, доцент*

Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова

61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

e-mail: yakovlev030157@gmail.com; t_dmytrenko@ukr.net

Використання води з поверхневих водойм все більше ускладнюється у зв'язку з прогресуючим їх забрудненням скидами промислових і сільськогосподарських підприємств [13]. У деяких областях України скидання стічних вод можна порівняти з поверхневим стоком, який формується у маловодний рік. На цей час незабруднених поверхневих джерел у країні практично не залишилося [8]. Очищення води з поверхневих водойм потребує все більших матеріальних витрат.

Використання підземних вод із захищених від забруднення водоносних горизонтів, як показує досвід їх експлуатації, стикається з проблемами їх виснаження, а також забруднення, обумовленого техногенним забрудненням підземної гідросфери і нераціональним режимом експлуатації [2, 8, 9].

Таким чином, актуальним є пошук принципово нових рішень проблеми водопостачання великих міст.

На кафедрі інженерної екології міст ХНУМГ ім. О.М. Бекетова проводиться вивчення альтернативних джерел водопостачання у містах [1, 3–8, 10].

Визначено, що подальший розвиток водопостачання у містах України при існуючих підходах до використання ресурсів не має перспективи. У зв'язку із обмеженістю запасів якісних питних вод необхідно відмовитися від використання їх для побутових і технічних цілей. У той же час наявні запаси прісних підземних вод дозволяють забезпечити питні потреби населення для більшої частини міст України [8]. Окреме використання кондиційних підземних вод принципово вирішує проблему питного водопостачання міст. З огляду на світовий досвід і сучасну соціально-економічну ситуацію в Україні, відокремлення питного водопостачання раціонально здійснювати у вигляді дублюючої існуючий водопровід системи питного водопостачання, що спирається на пункти водовідбору із захищеного джерела – підземних вод [9].

Для принципового обґрунтування можливості використання підземних вод, як окремого джерела питного водопостачання, було проведено їх дослідження на території м. Харків та проаналізовано макро- і мікроелементний склад для всіх водоносних горизонтів зони активного водообміну, що містять прісні води. Також проведено кількісну оцінку ступеня захищеності водоносних горизонтів і комплексів, а також складено прогноз якісних змін складу підземних вод для умов інтенсивної та помірної експлуатації.

Аналіз отриманих даних дозволив вибрати конкретні водоносні горизонти, вода яких придатна для питних цілей [1, 8, 9]. Обґрунтовано раціональний режим експлуатації, при якому вода збереже необхідну якість у майбутньому.

Після проведення інвентаризації всіх існуючих у м. Харків комунальних і відомчих свердловин, обладнаних на перспективні водоносні горизонти, та виходячи з їх розташування відносно житлових кварталів міста, розглянута можливість організації на базі цих відомчих свердловин водорозбірних пунктів для населення.

Для територій, де такі свердловини відсутні, були розроблені пропозиції щодо конструкції водорозбірних пунктів на базі нових свердловин на перспективний водоносний горизонт.

Обґрунтовано кількість необхідної води для альтернативної системи питного водопостачання. Дані рекомендації щодо водопідготовки та поліпшення якості вихідних вод для доведення їх до повної відповідності існуючим нормативам для питної води.

На завершальній стадії виконано економічне обґрунтування запропонованих у м. Харків заходів – проведено розрахунок обсягу капітальних витрат на будівництво водорозбірних пунктів та їх окупності при експлуатації системи альтернативного питного водопостачання [9].

Розроблено план будівництва альтернативної системи питного водопостачання для м. Харків з урахуванням заходів з охорони цінних питних вод. Надані рекомендації з розвитку подібних систем питного водопостачання для інших міст України.

Нова технологія питного водопостачання дає ряд переваг:

1. З'являється незалежна, надійно захищена система питного водопостачання на випадок аварій і катастроф [12].
2. Підвищується надійність системи питного забезпечення шляхом

дублювання джерел води – у разі виходу з експлуатації одного джерела (свердловини) населення може використовувати сусідні.

3. Здійснюється економія артезіанської води високої питної якості, запаси якої обмежені.

4. Для питних цілей використовується вода, що потребує менших, у порівнянні з поверхневими водними об'єктами, витрат на її водопідготовку. Усунення все зростаючого спектру забруднюючих речовин у поверхневих водах незрівнянно більш складне завдання. Окрім цього, при використанні поверхневих вод потрібні постійні витрати на службу контролю їх якості, яка повинна включати розгалужену систему постів, і контроль необхідно вести за широким спектром речовин [11].

5. У порівнянні з бутилюванням, запропонований варіант водозабезпечення має ту головну перевагу, що питна вода, яка розбирається населенням у бюветах, може бути на порядок дешевше, що для населення міст дуже істотно. Крім того, у варіанті використання бюветів усувається проблема пластикової тари, що неминуче виникає при широкому розвитку бутилювання питної води.

Список джерел:

1. Дмитренко Т. В., Яковлев В. В. Гидрогеологические и экологические условия водоносного горизонта обуховских отложений в г. Харькове. *Коммунальное хозяйство городов*. Киев, 1998. Вып. 13. С. 81–85.
2. Дмитренко Т. В., Яковлев В. В. Техногенез грунтовых вод на подтопленных территориях на примере Харькова. *Техногенно-екологічна безпека та цивільний захист*. Київ, 2014. Вип. 7. С.46–52. ISSN 2220-8585.
3. Яковлев В. В. Залишкові запаси реліктових прісних вод у колекторах української частини Дніпровсько-Донецького артезіанського басейну. Збірн. наук. праць Інституту геохімії навколишнього середовища. Київ, 2012. Вип. 20. С.134–138.
4. Яковлев В. В. Гідрогеологічні і технічні аспекти облаштування каптажів питного водопостачання у надзвичайних ситуаціях. *Вісник Харківського національного університету ім. В.Н. Каразіна*. Сер. «Геологія, географія, екологія». Харків, 2013. №1049. Вип. 38. – С. 83–86. ISSN 0153-1826.
5. Яковлев В. В., Дмитренко Т.В. Оценка возможностей организации альтернативного водоснабжения на базе отдельного использования подземных вод. *Науковий вісник будівництва*. Харків, 2006. Вип. 39. С. 265–268.
6. Яковлев В. В. О реликтовых пресных водах. *Вісник Харківського національного університету ім. В.Н. Каразіна*. Сер. «Геологія, географія, екологія». Харків, 2003. № 610. С. 12–15.
7. Яковлев В. В., Пантелют Г.С., Лазуренко О.Т. О значении сеноман-нижнемелового комплекса как источника питьевого водоснабжения. *Науковий вісник будівництва*. Харків, 2005. Вип. 32. С.183–187.

8. Яковлев В. В. Перспективні джерела природних вод для питного водопостачання України, їх охорона і раціональне використання : автореф. дис. ... докт. геол. наук : 21.06.01. Київ, 2017. 33 с.
9. Яковлев В. В. Питьевое водоснабжение городов на основе отдельного использования подземных вод (на примере г. Харькова) : дисс. ... канд. техн. наук : 05.23.04. Харьков, 1999. 195 с.
10. Яковлев В. В. Стратегічні запаси прісної води мергельно-крейдяного водотриву Дніпровсько-Донецького артезіанського басейну. *Вісник Харківського національного університету ім. В.Н. Каразіна. Сер. «Геологія, географія, екологія»*. Харків, 2012. №1033. Вип. 37. С. 140–147. ISSN 0153-1826
11. Яковлев В. В. Угрозы бесперебойному функционированию городских водопроводов Украины и меры по защите населения. *Науковий вісник будівництва*. Харків, 2010. Вип. 56 С. 147–152.
12. Serikova E., Yakovlev V. V. Water supply crisis and reservation of drinking water: a practical and strategic approach. *Экобалтика – 2008* : сб. тр. под ред. М. П. Федорова, В. Хогланда, В. Рудь (Санкт Петербург, 26 июня 2008 г.). Санкт Петербург, 2008. С. 285–289.
13. Yakovlev V., Vystavna Y., Diadin D, Vergeles Y. Nitrates in springs and rivers of East Ukraine: Distribution, contamination and fluxes. *Applied Geochemistry*. 2015. Vol. 53. P. 71–78. URL: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.12.009>

ВПЛИВ ЯКОСТІ ДНІПРОВСЬКОЇ ВОДИ НА БЕЗПЕКУ ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ

Г. І. БЛАГОДАРНА, канд. техн. наук, доцент

Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова

61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

Питне водопостачання в Україні здійснюється на 79 % за рахунок використання поверхневих вод, де 80 % водних ресурсів України становлять водні ресурси басейну р. Дніпро. Проблема екологічного стану водних об'єктів є актуальною для всіх водних басейнів України. Особливо – для Дніпра, водні ресурси якого забезпечують водою 32 млн. населення та 2/3 господарського потенціалу України [1, 2].

Якість води в поверхневих джерелах залежить від наступних природних і техногенних факторів таких як: клімат, ґрунт, рельєф місцевості, поверхневий стік, техногенне навантаження (скид брудних промислових і міських стічних вод, лісосплав, вироборозведення судноплавство та інше).

Всі перераховані вище фактори є причиною утворення органічних речовин природного і техногенного походження. Таких як гумус, феноли, нафтопродукти, СПАР та ін. І саме на ці органічні речовини слід більше приділити увагу при підготовці питної води, насамперед на гумус, який являє собою гетерогенну

динамічну полідисперсну систему високомолекулярних азотистих ароматичних сполук кислотної природи. Простіше кажучи, це органічна частина ґрунту, яка утворюється в результаті біохімічного перетворення тваринних і рослинних решток, а це гумінові кислоти, фульвокислоти, а також виділення рослинами і тваринами позаклітинних продуктів життєдіяльності [3].

Гідрохімічний стан водоймищ Дніпровського каскаду і водотоків басейну протягом останніх років має тенденцію до погіршення [4].

Це зумовлюється складною екологічною ситуацією на території басейну ріки, оскільки 60% її розорано, на 35% – земля сильно еродована, на 80% – трансформовано первинний природний ландшафт. Водосховища на Дніпрі стали акумуляторами забруднювальних речовин. Значної шкоди екосистемі Дніпра поряд із щорічними забрудненнями басейну органічними речовинами (40 тис. т), нафтопродуктами (745 т), хлоридами, сульфатами (по 400 тис. т), солями важких металів (65–70 т) завдає забруднення біогенними речовинами внаслідок використання відсталих технологій сільськогосподарського виробництва, низької ефективності комунальних очисних споруд [1].

За даними спостережень перевищення норм для господарсько-питного водокористування має місце переважно за такими показниками як хімічне та біохімічне споживання кисню (що відображає вміст органічних сполук), заліза, марганцю, кольоровості [4, 5]. Спостерігається стійка тенденція до підвищення вмісту фосфатів у воді, є наслідком техногенного навантаження на водні об'єкти країни.

Зростання ГПК свідчить як про неефективну роботу очисних споруд міст і промислових підприємств, що призводить до збільшення скидів до Дніпра і його приток неконтрольованих, неочищених або недостатньо очищених стічних вод, так і про надходження органічних сполук з болотистих територій водозбору верхнього Дніпра і його приток: Прип'ять, Ужа. Відома кількість «органіки» (переважно високо гумінові елементи), а також залізо і інші біогенні елементи утворюються в слабо проточних водоймищах дніпровського каскаду внаслідок активного розмноження синьо-зелених водоростей («цвітіння води») в певний період. Найбільше біогенне забруднення з усіх водосховищ Дніпровського каскаду спостерігається в Київському водосховищі, на якісний стан якого і верхньої частини Канівського водосховища істотний вплив спричиняють води р. Прип'ять, куди потрапляє основна частина забруднення з заболочених територій Білоруського Полісся.

Але якість питної води може погіршуватися і під час її обробки і транспортування споживачам. Вода, що пройшла очищення за традиційною схемою містить 70% органічних речовин і практично всі низькомолекулярні сполуки, що викликає вторинне забруднення води. При транспортуванні води відбувається її забруднення за рахунок контакту води з матеріалом труб і розвитку різних мікроорганізмів.

Питна вода – фактор, який зумовлює головні показники життєзабезпечення і здоров'я населення. Але протягом останніх десятиліть спостерігається постійне погіршення якості води поверхневих водойм, річок, і,

як наслідок цього, погіршення якості питної води. Це пов'язано з несприятливою екологічною ситуацією в Україні, особливо в її промислових регіонах, викликаної забрудненням навколишнього середовища промисловими і побутовими відходами. В останні десятиліття також значно збільшилися забруднення водою хвороботворними мікроорганізмами, які викликають небезпечні інфекції, такі як гепатит А, холера, чуму і безліч інших [6].

Безпека питного водопостачання – одна з головних складових безпеки населення України.

Актуальність мікробіологічної безпеки водопровідної води з урахуванням загальновідомих тривожних реалій технічного стану вітчизняних систем централізованого водопостачання залишається очевидною і безперечною.

Саме на підставі результатів багаторічних досліджень відділу лабораторії КП «Харківводоканал» були виявлені певні закономірності в забезпеченні мікробіологічної стійкості водопровідних мереж [6] і вказано на наявність серйозного ризику мікробіологічного забруднення водопровідної води при спробі зміни технологічних режимів хлорування питної води, щоб уникнути її забруднення хлорорганічними сполуками.

Тому постає два основних питання: перше – як залишити знезараження води газоподібним хлором, так як він найкраще вирішує питання на випадок спалаху паразитарного захворювання населення і друге – як уникнути утворення хлор подібних утворень, які в свою чергу теж впливають на здоров'я людини.

На підставі проведеного аналізу, було виявлено що для запобігання утворенню хлор подібних можливо застосовувати такі методи, як [9]:

- зміна режиму хлорування;
- попереднє очищення води від органічних забруднень.

Для запобігання утворенню хлор подібних в процесі водопідготовки необхідно змінити режим попереднього хлорування води, при цьому концентрацію їх у питній воді можна зменшити на 15-30% в залежності від застосовуваного прийому.

При високій хлорпоглинаємості можна застосовувати дробове хлорування, в цьому випадку розрахункова доза хлору вводиться не відразу, а невеликими порціями (частково перед спорудами I ступеня очищення води, частково перед фільтрами). Також можливо змінити дозу хлору і зміна точки введення хлору. Але це може спричинити за собою зниження знезаражуючої дії хлору.

Залежно від дисперсного стану домішок застосовуються різні методи попереднього очищення від різного роду органічних речовин. Так, для видалення зважених органічних речовин можна застосувати: метод під руслового забору води (інфільтрація), якщо дозволяють ґрунти; пневмозавіси; мікрофільтрація. Для розчинених органічних речовин: сорбція і коагуляція. Також можливо застосування біологічного методу для попереднього очищення поверхневих вод, який засновано на використанні біологічної активності природних біоценозів, закріплених на носіях [8].

На підставі проведених досліджень, було встановлено, що найбільш ефективно біологічне перед очищення здійснюється на біореакторах. За рахунок

процесів самоочищення природних вод в біореакторах, які можливо розміщувати в потоці води або ємнісному резервуарі (приймальній камері водозабірних колодязів, підвідних каналах, вхідній камері очисних споруд та ін.) насадок у вигляді твердих, біохімічно стійких волокон або гранул, що мають велику розвинену поверхню для закріплення на них природних ценозів.

Процес біологічного очищення в системах з прикріпленою біомасою слід розглядати як процес, що складається з двох процесів, що протікають паралельно – адгезійно-сорбційного (вилучення забруднень біоплівки, прикріпленою до матеріалу завантаження, і також відірваної від завантаження) і окислення органічних забруднень біоплівкою. Тобто на поверхні субстратів накопичується детрит із зважених неорганічних і органічних речовин, і утворюється багата органічною речовиною поверхня. Робота всього біоценозу спрямована на активну мінералізацію органічної речовини, біокоагуляцію і освітлення води, біологічну детоксикацію, фотосинтетичну аерацію.

В ході проведеного нами аналізу було вивчено біоценоз Краснопавлівського водосховища, який напряму залежить від якості води річки Дніпро і вихідну якість води, що надходить на очисні споруди. Було встановлено, що біологічне передочищення на основі природного біоценозу і носіях іммобілізованої мікрофлори буде здійснюватися в прямоточному біореакторі, який буде сприяти зниженню забарвленості, окиснюваності, зниженню БСК і поглинанню хлору. Біореактор складається з каркаса і завантаження. Його конструкцію треба розраховувати, щоб не руйнувалися елементи на живлення біоценозу.

Для запобігання потрапляння пластівців біоценозу, що відриваються у береговому колодязі, відділенні, що всмоктує перед його вхідними отворами додатково можна влаштовувати фільтруючі касети, заповнені великими гранулами пінополістиролу [8].

Таким чином зниження вмісту органічних речовин біологічними методами у вихідній воді на першій стадії її обробки, можна виключити або істотно знизити кількість введеного хлору, а, отже, і запобігти утворенню хлор подібних, а це тягне за собою сприятливий екологічний та економічний ефект.

Список джерел:

1. Корінько І.В. Інноваційні технології водо підготовки : монографія / І. В. Корінько, Ю. О. Панасенко : Харків. нац. акад. міськ. госп-ва. – Харків : ХНАМГ, 2012. – 208 с.
2. Корінько І.В. Контроль якості води : [монографія] / І.В. Корінько, В.Я. Кобилянський, Ю.О. Панасенко : Харків. нац. акад. міськ. госп-ва. – Харків : ХНАМГ, 2013. – 288 с.
3. <https://infoindustria.com.ua/vivat-guminovi-kisloti>
4. «Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2012 році», Київ, 2013. – 450 с.
5. Гончарук В.В. Современное состояние проблемы обеззараживания воды / В.В. Гончарук, Н.Г. Потапченко // Химия и технология воды. – 1998. – №2. – Т. 20.

- с. 190–213.
6. Кобилянський В. Я. Тенденції покращення мікробіології питної води в ЄС // Збірка доповідей Міжнародного конгресу та технічної виставки «ЕТЕВК – 2019», м. Чорноморськ, 10-14 червня 2019 р. – Київ: ТОВ «ПРАЙМ–ПРИНТ», 2019. - С. 56–59.
 7. Максимова Е.Э., Колотило В.Д., Кобылянский В.Я., Василенко С.Л. Современные требования к организации микробиологического контроля на предприятиях водоснабжения // Научный вестник строительства, вып. 36. – 2006. – С.99-108.
 8. Повышение эффективности работы сооружений при очистке питьевой воды : монография / С. М. Эпоян, Г. И. Благодарная, С. С. Душкин, В. А. Сташук ; Харьков. нац. акад. гор. хоз-ва. – Харьков : ХНАГХ, 2013. – 190 с.
 9. Водозаборно-очистные сооружения и устройства: учеб. пособие для студентов вузов / М.Г. Журба, Ю.И. Вдовин; Ж.М. Говорова, И.А. Лушкин; [Под ред. М.Г. Журбы]. – Москва : ООО «Издательство Астрель»: ООО «Издательство АСТ», 2003. – 569 с.

ЗАСТОСУВАННЯ РАДІОПОГЛИНАЮЧИХ СКЛОКЕРАМІЧНИХ МАТЕРІАЛІВ ДЛЯ ЗАХИСТУ БІОЛОГІЧНИХ ОБ'ЄКТІВ ВІД ШКІДЛИВОГО ВПЛИВУ ЕЛЕКТРОМАГНІТНОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ

С. О. РЯБІНІН*, **О. В. САВВОВА****, *докт. техн. наук;*
А. В. КАЛІНОВСЬКА**, *здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти спеціальності 161 Хімічні технології та інженерія*

**Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут»*

61002, Україна, м. Харків, вул. Кирпичова, 2

E-mail: riabinin_svyatoslav@hotmail.com

***Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова*

61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

Важливим фактором, який надає потенційно негативний вплив на стан навколишнього середовища і здоров'я населення, є вплив електромагнітних випромінювань.

Слід зазначити, що хвильові процеси надзвичайно широко поширені в природі. У природі існує два види хвиль механічні та електромагнітні. Серед різних фізичних факторів навколишнього середовища, які можуть шкідливо діяти на людину та біологічні об'єкти, значну складність представляють електромагнітні поля неіонізуючої природи, особливо радіочастотного випромінювання. Електромагнітні поля це особлива форма існування матерії, що характеризується сукупністю електричних і магнітних властивостей [1].

Електромагнітні поля являють собою особливу форму існування матерії, що характеризується сукупністю електричних і магнітних властивостей. Основними параметрами, що характеризують електромагнітне поле, є: частота, довжина хвилі і швидкість поширення.

Джерелами електромагнітних полів (ЕМП) є: атмосферна електрика, радіовипромінювання, електричні і магнітні поля. Також джерелами випромінювання електромагнітної енергії є потужні телевізійні і радіомовні станції, промислові установки високочастотного нагріву, стільниковий зв'язок, а також вимірвальні та лабораторні прилади. Крім того, джерелами випромінювання можуть бути будь-які елементи, включені в високочастотний ланцюг.

Ступінь біологічного впливу електромагнітних полів на організм людини залежить від частоти коливань, напруженості та інтенсивності поля, режиму його генерації (імпульсна або безперервна), тривалості впливу. Біологічний вплив полів різних діапазонів неоднаковий. Чим коротше довжина хвилі, тим більшою енергією вона характеризується. Люди, що працюють під надмірним електромагнітним випромінюванням, зазвичай швидко втомлюються, скаржаться на головні болі, загальну слабкість, болі в області серця. У них збільшується пітливість, підвищується дратівливість, стає тривожним сон. У окремих осіб при тривалому опроміненні з'являються судоми. спостерігається зниження пам'яті, відзначаються трофічні явища (випадання волосся, ламкість нігтів та ін.).

Дія електромагнітних полів на організм людини проявляється також у функціональному розладі центральної нервової системи; суб'єктивні відчуття при цьому підвищена стомлюваність, головні болі і т.п. Первинним проявом дії електромагнітної енергії є нагрів, який може призвести до змін і навіть до пошкоджень тканин і органів. Передбачається, що порушення регуляції фізіологічних функцій організму обумовлено дією поля на різні відділи нервової системи. При цьому підвищення збудливості центральної нервової системи відбувається за рахунок рефлекторної дії поля, а гальмівний ефект за рахунок прямої дії поля на структури головного і спинного мозку.

Якщо опромінення людей перевищує зазначені гранично допустимі рівні (ГДР), то необхідно застосовувати захисні засоби. Захист людини від небезпечного впливу електромагнітного опромінення здійснюється рядом способів, основними з яких є: зменшення випромінювання безпосередньо від самого джерела, екранування джерела випромінювання, екранування робочого місця, поглинання електромагнітної енергії, застосування індивідуальних засобів захисту, організаційні заходи захисту.

Більшість відомих радіопоглинаючих матеріалів (РПМ) є композиційними: градієнтні або інтерференційні. Вони складаються з органічних або неорганічних (оксиди і нітриди) речовин, до складу яких вводять активні поглинаючі компоненти: порошки графіту, металів і їх карбідів, феритів або їх суміші, зокрема, гексаферит барію. Матриця виготовляється із діелектрика з необхідними електричними і механічними параметрами [2].

Для радіопоглинаючих виробів можуть бути використані різноманітні склади на основі силікатів, алюмосилікатів, алюмоборосилікатів з вмістом лужних і лужноземельних оксидів, які характеризуються зниженими температурами синтезу і є більш технологічними. Визначальним фактором їх ефективного використання є їх здатність поглинати електромагнітне випромінювання та високі термомеханічні властивості.

Для радіопоглинаючих матеріалів градієнтного типу, де відбувається поступова зміна хвильового опору та провідності від величин характерних для вільного простору в першому шарі до низького опору і високої провідності кінцевого шару поглинача, внаслідок чого досягається максимальний коефіцієнт поглинання при достатньо незначному коефіцієнті відбиття. Мінімальний коефіцієнт відбиття досягається при умові, що значення ефективної діелектричної проникності в поверхневому шарі мінімально відрізняється від вільного простору і збільшується вглиб зразку [3].

Для вирішення задачі з захисту біологічних об'єктів від шкідливого впливу електромагнітного випромінювання в умовах сучасного світу необхідним є розробка високоміцних радіопоглинаючих склокомпозиційних алюмосилікатних матеріалів градієнтного типу та дослідження їх експлуатаційних властивостей, що і склало мету даної роботи.

Для розробки складів композиційних високоміцних захисних матеріалів як основа – обрані раніше синтезовані та досліджені авторами роботи літій алюмосилікатні склокристалічні матеріали серії СЛ на основі кристалів дисилікату літію; серії СП – кристалів сподумену. Склокристалічні матеріали були отримані в умовах двостадійної низькотемпературної термічної обробки та сформовані за керамічною технологією методом шлікерного лиття. Розроблені склокристалічні матеріали характеризуються високими значеннями твердості за Віккерсом H ($8,82 \div 8,90$ МПа) та показниками тріщиностійкості K_{IC} ($3,15 \div 3,40$ МПа·м^{1/2}), що є важливим фактором при наявності динамічного навантаження без утворення тріщин і руйнування.

Як наповнювач був обраний високоміцний напівпровідниковий матеріал α -SiC, який вводили у кількості 10, 20 та 30 мас. % на 100 мас. % вихідного матеріалу. Відомо, що α -SiC використовуються при створенні поглинаючих електромагнітне випромінювання конструкцій та характеризуються певним розподіленням провідності σ , електричної ϵ і магнітної μ проникності та низьким коефіцієнтом відбиття.

Раніше авторами роботи було доведено, що введення до складу розроблених матеріалів α -SiC у кількості 10 мас. % на 100 мас. % приводить до блокування тріщин та підвищення твердості за рахунок структурної перебудови матеріалу [4].

Композиційні тришарові матеріали градієнтного типу були отримані на основі склокристалічних матеріалів СЛ-9 та СП-10 (перший шар); склокристалічних матеріалів СЛ-9 та СП-10 та наповнювачу карбіду кремнію марки 54 С у кількості 10, 20 та 30 мас. ч на 100 мас. ч скла (другий шар). Для досягнення високої провідності на поверхні склокристалічних матеріалів (третій

шар) був сформований тонкий шар графіту, який було нанесено аерозольним методом, що в цілому значно підвищує коефіцієнт поглинання матеріалів.

Для композиційних матеріалів СЛ-9-КК-10 та СП-10-КК-10 формування градієнтної структури з вмістом α -SiC у кількості 10 мас. % у другому шарі та третього мікрошару графіту позначається на значному (в 30 разів) підвищенні показнику $\text{tg}\delta$ та в 1,3 рази показнику ϵ . Підвищення вмісту α -SiC до 20 та 30 мас. % у другому шарі композиційних матеріалів СЛ-9-КК-20, СП-10-КК-20 та СЛ-9-КК-30, СП-10-КК-30 також позначається на підвищенні показників $\text{tg}\delta$ до 0,03 та ϵ до 6,0÷7,0, що є важливою умовою при забезпеченні їх здатності до радіо поглинання хвиль у надвисокочастотному діапазоні при низькій температурі. Збільшення розмірів зразків до реальних (10×10 см) дозволить суттєво збільшити і показники $\text{tg}\delta$ та ϵ та здатність до радіо поглинання матеріалів [3].

Для усіх розроблених композиційних матеріалів значення механічних властивостей зростають з підвищенням вмісту α -SiC у другому шарі від кількості 10 до 30 мас. %. При максимальному вмісті α -SiC 30 мас. % спостерігається збільшення показників ударної в'язкості та в'язкості руйнування до 6,2 кДж/м² та 4,2 МПа·м^{1/2} відповідно.

Це дозволяє їх використовувати як елементи для захисту біологічних об'єктів та робить їх гідними конкурентами керамічним матеріалам (корунд, шпінель), які є вартісними та мають складну технологію синтезу. Це пояснюється тим, що для композиційних матеріалів СЛ-9-КК-20, СП-10-КК-20 та СЛ-9-КК-30, СП-10-КК-30 з вмістом α -SiC 20 та 30 мас. %, як і для СЛ-9-КК-10, СП-10-КК-10 спостерігається подібна тенденція збільшення об'єму основної кристалічної фази до 90 об.% при порівнянні з вихідними склокристалічними матеріалами. Однак при цьому структура композиційних матеріалів з вмістом 20 та 30 мас. % карбиду кремнію, як і при вмісті 20 та 30 мас. % є тонко дисперсною – для даних матеріалів спостерігаються стрімкий ріст кривої термограми. Подальше підвищення вмісту α -SiC 40 мас. % у складі композиційних матеріалів призводить до розміщення їх структури та, як результат, погіршення їх механічних властивостей.

Список джерел:

1. Эколого-экономические аспекты оценки воздействия электромагнитного излучения на окружающую среду / Епифанов И.К., Яременко А.В. // Национальные интересы: приоритеты и безопасность, 2010. – № 20 (77). – С. 44–51.
2. Сегнетоэлектрические материалы с нелинейными сегнетоэлектрическими свойствами в системе BaO–SrO–TiO₂ / Е.В. Христинич, Г.Н. Шабанова, С.М. Логвинков // Огнеупоры и техническая керамика. – № 7–8. –С. 35-40.
3. Rectangular Waveguides through a Diaphragm with a Dielectric Slab in the Slot. Progress In Electromagnetics Research / Yatsuk L.P., Lyakhovsky A.F. Katrich V.A., Lyakhovsky A.A. // Coupling of Two - M, 2016. – Vol. 49. – P. 9–19.
4. Protective impact resistant composite materials based on aluminium-silicate glass-ceramics / O.V. Savvova, G.K. Voronov, O.V. Babich, V.L. Topchiy, O.I. Fesenko, V.D. Tymofieiev // Functional Materials, 2019. – Т. 26, № 1. – С. 182–188.

ОСОБЛИВОСТІ ВИКОРИСТАННЯ КОАГУЛЯНТІВ У ПРОЦЕСАХ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ

К. Б. СОРОКІНА, канд. техн. наук, доцент; **О. Д. ТРЕТЯК**, здобувач першого (бакалаврського) рівня вищої освіти спеціальності 194 Гідротехнічне будівництво, водна інженерія та водні технології Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова
61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

Джерелами водопостачання більшості великих міст України є поверхневі води. Вода, яку забирають з річок і водосховищ, піддається реагентній обробці з метою її очищення від різних домішок.

Для видалення з води грубодисперсних, колоїдних і мінеральних домішок, а також значної частини органічних і мікробіологічних забруднень використовують коагулянти.

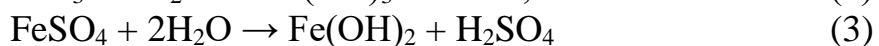
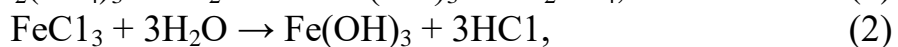
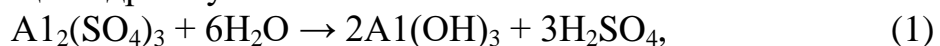
Коагуляція – це процес, під час якого відбувається зниження ступеня дисперсності колоїдно-розчинених домішок в результаті агломерації їх часток з утворенням макрофази.

В даний час на ринку представлений величезний вибір коагулянтів і флокулянтів для очищення води, однак строгого поділу на коагулянти та флокулянти не існує. У зарубіжній літературі все реагенти, які беруть участь в агрегації і осадженні частинок називають флокулянтами. Найбільш широко прийнятий розподіл за таким принципом: до коагулянтів відносять низькомолекулярні речовини, що впливають на електрокінетичний потенціал, а до флокулянтів – високомолекулярні сполуки, що викликають агрегацію частинок за рахунок хімічної взаємодії.

Все коагулянти можна розділити на органічні та неорганічні. До органічних відносять низькомолекулярні водорозчинні полімери, такі як поліаміни, діціандіамідні та меламіноформальдегідні смоли, полідадмак. Дані сполуки ефективні, вони практично не впливають на рН води, для очищення достатньо невеликих доз. Неорганічні коагулянти отримали більш широке застосування в промислових обсягах, це пов'язано з їх універсальністю, поширеністю і низькою вартістю. Мінеральні коагулянти представлені солями алюмінію, заліза та їх сумішами, значно рідше використовують солі магнію, титану, цинку.

Найбільше застосування знайшли сульфат алюмінію $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$, сульфат $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ та хлорид заліза $FeCl_3$ [1].

В результаті реакцій гідролізу:



і наступного окиснення гідроксиду заліза (2+) розчиненим у воді киснем за реакцією:



утворюються майже нерозчинні у воді гідроксиди алюмінію і заліза, які є нестійкими компонентами колоїдної системи.

Наведені реакції гідролізу можуть протікати лише за умови, що сірчана або соляна кислоти, які утворюються під час коагуляції, будуть частково нейтралізовані гідрокарбонатами кальцію і магнію, що містяться у воді, а за умови їх відсутності або нестачі – в воду додають лужні реагенти: вапно $\text{Ca}(\text{OH})_2$, соду Na_2CO_3 або їдкий натр NaOH з доведенням рН до необхідної величини [1]:



В разі низьких температур в зимовий час і в паводок очищення води сульфатом алюмінію протікає незадовільно: процеси утворення пластівців і осадження сповільнюються, пластівці утворюються дуже дрібні, в очищеній воді з'являються помітні кількості залишкового алюмінію.

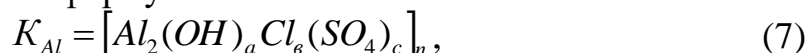
До переваг коагулянтів на основі заліза порівняно з солями алюмінію можна віднести [1, 2]:

- кращу їх дію в разі низьких температур оброблюваної води;
- ширшу зону оптимальних значень рН середовища;
- здатність усувати запахи і присмаки, які зумовлені присутністю сірководню;
- видаляти марганець, сорбувати сполуки міді та миш'яку, каталізувати окислення фенолу та інших органічних сполук.

Серед недоліків солей заліза можна відзначити такі:

- утворення з деякими органічними сполуками сильно забарвлених розчинних комплексів;
- сильні кислотні властивості, які підвищують корозійну активність на апаратуру;
- менш розвинена поверхня пластівців;
- необхідність додавання вапна або хлору для окислення Fe^{2+} під час використання солей закисного заліза. В іншому випадку утворення пластівців сильно сповільнюється (наприклад, за умови вмісту 52 % Fe^{2+} в суміші з Fe^{3+} швидкість протікання коагуляції приблизно в 2,5 рази нижче, ніж за умови відсутності Fe^{2+});
- найкраща коагуляція домішок води солями заліза має місце при рН води 3,5–6,5 або 8,0–11,0, що вимагає додаткового підкислення або підлужування.

Всі коагулянти алюмінієвої основи, які мають рН розчинів менше 4, можна представити загальною хімічною формулою:



де $a + b + c = 6$.

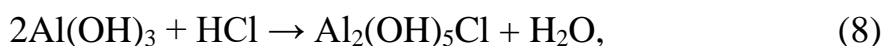
Окремі випадки для формули (1) при різних поєднаннях коефіцієнтів a , b і c показані в таблиці 1 [3].

В останні роки для очищення води часто використовують гідроксихлориди алюмінію (ГОХА) і оксихлориди алюмінію (ОХА), які є аналогами ПОХА. Відомі випадки використання гідроокосульфата алюмінію (ГОХСА), що є аналогом ПХСА.

Таблиця 1 – Види алюмінієвих коагулянтів

$c=0$	$[Al_2(OH)_a Cl_e]_n$	$a + e = 6$	Поліоксихлорид алюмінію (ПОХА)
$e=0$	$[Al_2(OH)_a (SO_4)_c]_n$	$a + c = 6$	Поліоксисульфат алюмінію (ПОСА)
$a=0$	$[Al_2 Cl_e (SO_4)_c]_n$	$e + c = 6$	Поліхлорсульфат алюмінію (ПХСА)
$c=0,$ $a=0$	$AlCl_3$		Хлорид алюмінію (ХА)
$e=0,$ $a=0$	$Al_2(SO_4)_3$		Сульфат алюмінію (СА)

Спосіб отримання оксихлориду алюмінію включає обробку металевого алюмінію хлорвмісним розчином. При цьому в якості хлорвмісного розчину використовують розчини соляної кислоти. Кристали оксихлориду алюмінію $Al_2(OH)_5Cl \cdot 6H_2O$ отримують розчиненням свіжоосажденного гідроксиду алюмінію в 0,5–1 %-ному розчині соляної кислоти. Реагент містить 40–44 % Al_2O_3 і 20–21 % $NaCl$ [2]. Випускають його у вигляді 35 %-ного розчину. Крім того, поліоксихлорид алюмінію отримують під час взаємодії HCl з чистим алюмінієм:



Практичний досвід застосування поліоксихлориду алюмінію підтверджує його високу ефективність під час очищення поверхневих вод. При цьому кислотність і корозійна активність його водних розчинів нижча порівняно з водними розчинами сульфату алюмінію при однакових концентраціях в них Al_2O_3 від 2 до 8 %.

Використання цього класу коагулянтів в системах водопідготовки має наступні переваги [2, 3]:

- висока ефективність видалення з води органічних речовин, суспензій, забарвленості;
- невеликі витрати реагентів (1–6 мг Al_2O_3 на літр води);
- коагулянт сумісний з усіма реагентами для підлужування води;
- не знижує лужність або рН оброблюваної води;
- добре розчиняється в холодній і гарячій воді в будь-яких концентраціях і без осаду;
- невеликий залишковий вміст алюмінію;
- різко покращує ефект дії при використанні спільно з флокулянтами.

Список джерел:

1. Запольський А. К. Фізико-хімічна теорія очищення води коагулюванням сульфатом алюмінію (Повідомлення 1) / А. К. Запольський // Вода і водоочисні технології. Науково-технічні вісті. – 2011–2012. – № 4–1. – С. 4–13.
2. Гетманцев С. В. Комбинированная технология производства высокоэффективных коагулянтов. / С.В. Гетманцев, В.С. Гетманцев // Водоснабжение и санитарная техника. – 2003. – № 9. – С. 41–48.

3. Стрелков А. К. Изучение коагулирующей способности водных растворов полигидроксохлоридов алюминия. / А. К. Стрелков, Д. Е. Быков, А. В. Назаров // Водоснабжение и санитарная техника. – 2011. – № 3. – С. 65-71.

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ БАСЕЙНА Р. СІВЕРСЬКИЙ ДОНЕЦЬ В УМОВАХ АНТРОПОГЕННОГО ЗАБРУДНЕННЯ

Т. С. АЙРАПЕТЯН, канд. техн. наук, доцент; **К. О. ТКАЧОВ**, здобувач першого (бакалаврського) рівня вищої освіти спеціальності 194 Гідротехнічне будівництво, водна інженерія та водні технології Харківський національний університет міського господарства імені О.М. Бекетова
61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

Забруднення річок – досить серйозна проблема сьогодення, оскільки якість води більшості з них не задовольняє вимогам, що ставляться до використання в народному господарстві.

Сіверський Донець – основна водна артерія Харківської області, об'єкт рибогосподарського призначення, джерело питного і технічного водопостачання. З іншого боку річка – приймач стічних вод підприємств промислового, комунального й сільського господарства.

Забезпечення водою населення області в необхідному обсязі ускладнюється незадовільною якістю води у водних об'єктах. Тому за останні роки проблема якості води в річках стала ще більш актуальною.

На якість стану акваторії річки Сіверський Донець головним чином впливає антропогенне навантаження. У багатьох басейнах загрозу екологічному й хімічному стану трансграничних річок й озер несе діяльність людини, внаслідок якої відбувається забруднення органічними (переважно в результаті скидання стічних вод), біогенними (переважно в результаті діяльності сільського господарства й скидання стічних вод) і небезпечними речовинами (в результаті діяльності промисловості й видобутку корисних копалин).

Для вирішення проблеми забруднення річок головним завданням є виконання оцінки екологічного стану і ступеня забрудненості поверхневих водоем басейна р. Сіверський Донець в межах Харківської області за результатами екологічного моніторингу. Це дасть можливість орієнтуватися в ситуації її змін в процесі водокористування, прогнозувати подальшу їхню динаміку, вибрати й впроваджувати відповідні природоохоронні заходи й технології.

Було проаналізовано якість річної води в умовах антропогенного впливу (на прикладі птахофабрики) з оцінкою вимог до ступеня очищення стічних вод при їх скиді у міську каналізацію та водойму. Вивчено технологічну схему, характерні особливості складу стічних вод птахофабрики.

Проведений аналіз показав, що для стічних вод птахофабрик характерні високі концентрації забруднюючих речовин (жири, азот, фосфор й ін.), а також їхня нестабільність за складом і кількістю. Основна технологія очищення стічних вод птахофабрик до припустимих концентрацій скиду в мережу каналізації включає усереднення стічних вод, очищення від грубих забруднень на тонких решітках або обертових барабанних ситах, напірну реагентну флоатацію.

За останні роки якість стічних вод, що скидаються з підприємства різко погіршилася. Спостерігається недостатнє очищення стічних вод, відбувається перевищення гранично-припустимого скиду (ГДС) забруднень у водний об'єкт за окремими показниками якості стічних вод, зокрема за азотом амонійним.

Порівняльна характеристика вмісту азоту амонійного в воді річки Сіверський Донець на постах спостереження с. Криничне і с. Червона Гусарівка за останні роки дозволяє відслідити як змінюється його вміст в річковій воді при перемішуванні зі стічною водою від підприємства (с. Криничне знаходиться вище за течією розглянутого промислового підприємства). З кожним роком відбувається плавне підвищення вмісту азоту у воді. І це прямо відображується на якості води в річці Сіверський Донець.

Не досягнення ГДС обумовлене технічними можливостями очисних споруд, запроектованих ще в 70-80-х роках, збільшенням обсягів і погіршенням якості виробничих стічних вод.

Таким чином, для вирішення цієї проблеми необхідна розробка технічних рішень з реконструкції птахофабрики.

Список джерел:

1. Бабаєва О. В. Екологічні проблеми харківської ділянки річки Сіверський Донець / О. В. Бабаєва // Міжвід. наук збірник України. Гол. ред. С. М. Степаненко – Київ : КНТ, 2005 – Вип. 49 – С. 341-346.
2. Обухов Є. В. Надгранично допустимі концентрації забруднювальних речовин в стічних водах басейнів основних українських річок / Є. В. Обухов// Міжвід. Наук. збірник України. Гол. ред. С. М. Степаненко – Київ : КНТ, 2012 – Вип. 10 – 153-157 с.
3. Сучасний екологічний стан української частини річки Сіверський Донець (експедиційні дослідження)/А. В. Гриценко, О. Г. Васенко, А.В. Колісник та ін. / за ред. д-ра геогр. наук, проф. А.В. Гриценка, канд. біол. наук, доц. О. Г. Масенка. – Харків : ВПП «Контраст», 2011. - 340 с.
4. Жук В. М. Гідрологія басейну р. Сіверський Донець в межах Харківської області / В. М. Жук // Вісник Харківського Національного Університету. № 620. Геологія – географія – екологія. – Харків, 2004. – С. 47-53.

ПЕРСПЕКТИВИ ВИКОРИСТАННЯ ВІДХОДІВ КАМЕНЕОБРОБКИ ДЛЯ ОДЕРЖАННЯ АРХІТЕКТУРНО-БУДІВЕЛЬНОЇ КЕРАМІКИ

Г. К. ВОРОНОВ, канд. техн. наук; **Р. І. ГОЛОВАНЬ**, здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти спеціальності 161 Хімічні технології та інженерія; **Д. В. ПОСОХОВ**, здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти спеціальності 161 Хімічні технології та інженерія
Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова
61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17
e-mail: Hennadii.Voronov@kname.edu.ua

В Україні щорічно видобувається більше десяти мільйонів тон твердих корисних копалин, близько 60% з яких після попередньої переробки потрапляють у відвали і хвостосховища. При цьому значну частку видобутку в гірничодобувній галузі забезпечує каменедобувна галузь. Ступінь утилізації відходів каменедобувної промисловості дуже низька і становить всього близько 10% від загального обсягу відходів. Залучення відходів каменевидобування та обробки каменю в виробництво є дуже актуальним завданням у розрізі реалізації стратегії ресурсозбереження. Специфіка технологічних процесів отримання будівельних кам'яних виробів, пов'язана з тим, що видобуток і обробка природного каменю носить багатоступінчастий характер, де послідовно виконуються кілька операцій (різання блоків, відкол, розпилювання, шліфування та полірування), тому більше половини видобутої гірничої маси в каменевидобування перетворюються у відходи. Як показують статистичні дані найбільш значну частку відходів каменеобробки становлять шлами – вони є найбільш активними і екологічно шкідливими відходами каменеобробних підприємств, а рівень їх утилізації вкрай низький.

Досягнення науково-технічного прогресу в області створення прогресивних технологічних способів переробки кам'яних відходів відкривають достатньо широкі можливості для ефективної переробки всієї видобутої гірничої маси облицювального каменю і значного скорочення втрат цієї мінеральної сировини. Враховуючи тенденції ресурсо- та енергозбереження й необхідність створення, на основі відходів, конкурентно спроможної продукції при виборі оптимальних технологій використання продукції слід орієнтуватися на одержання матеріалу з найменшою собівартістю (температурою та тривалістю термообробки). Це дозволить не лише розробити матеріал який буде утилізувати відходи, а й зробить даний продукт «привабливим» для виробника та споживача.

Метою роботи був пошук шляхів використання відходів каменеобробки, а саме тонкодисперсних шламів з метою реалізації технологічного процесу виготовлення архітектурно-будівельних виробів на їх основі чи значною долею їх використання в при у виробництві.

Першочерговим напрямком роботи було дослідження рідких відходів каменеобробки, а саме: визначення вологості вихідної сировини (шламу),

визначення хімічного та гранулометричного складу сухого шламу. Встановлення інтервалу плавкості і вогнетривкості зразків спеченого шламу.

Другим етапом роботи було вивчення можливості отримання архітектурних виробів на основі сухого шламу за керамічною технологією напівсухого пресування і спікання – підбір вихідних складів мас і технологічних параметрів термообробки, а також визначення фізико-механічних властивостей на одержаних зразках.

Визначення вологості шламу, гранулометричного та мінерально-петрографічного складу, проводили за ДОСТ 8735-88. Середня вологість шламу каменеобробки склала $\approx 27\%$.

Визначення гранулометричного складу сухого шламу проводили методом ситового аналізу, за даними якого більшість фракційного складу сухого шламу складають частки з розміром до 63 мкм.

Дані мінерально-петрографічного аналізу зразків шламу показали, що він відповідає мінеральному складу базових порід – габро-діабазів, що підтверджується даними оптичної мікроскопії. Основними мінеральними складовими шламу є (у мас. %): плагіоклаз – до 53; піроксен – до 34; титано-магнетит – до 7; магнетит, гематит – до 4,5; амфібол – до 4,5; олівін – до 2; кварц – до 1; нефелін – до 1; мусковіт – до 1,5.

Для оцінки інтервалу спікання шламу та визначення його придатності для термообробки було проведено визначення його вогнетривкості, яке показало, що температурою наявності рідкої фази у складі матеріалу є 1130 °С.

Для одержання зразків керамічних виробів на основі шламу була складена серія складів мас з вмістом шламу від 50 до 80 мас. % для виробів, які були виготовлені за керамічною технологією методами двостадійного пресування та спікання. Випал виробів після сушіння проводили лабораторній електричній печі при температурах від 1100 до 1250 °С. Час витримки при максимальній температурі випалу становив від 30 до 60 хвилин в залежності від маси зразку.

Колір спечених виробів змінювався в залежності від температури випалу (в більшій мірі) та часу випалу (в меншій мірі) від сіро-червоного до темно-коричневого. Зміна кольору виробів пов'язана з кристалізацією та виходом забарвлюючих фаз заліза, яке в значній кількості міститься у складі сировини.

Спечені керамічні вироби мали відповідну залежність водопоглинення від збільшення температури випалу – водопоглинання зменшувалось в 3–4 рази при підвищенні температури випалу на 50–100 °С. Це відбувається завдяки появі рідкої фази в процесі випалу матеріалу, що обумовлюється значним вмістом в сировині відносно легкоплавких мінеральних компонентів – плагіоклазу та піроксену, при плавленні яких відбувається різке ущільнення керамічної маси. Максимальні показники водопоглинення зразків – до 5 % відповідають вимогам щодо клінкерних керамічних матеріалів (клінкерна цегла та плитка).

Дослідження механічної міцності (за міцністю на стиск) та зносостійкості одержаних зразків керамічних матеріалів на основі шламу каменеобробки також показали чітку залежність вказаних показників від температури термообробки заготовок. Показники механічної міцності спечених матеріалів, які одержані при

температурах вище 1100 °С за своїми показниками перевищують вимоги до керамічної цегли та цілком відповідають вимогам до клінкерної кераміки. Також видно, що при тих же самих температурах різко змінюється зносостійкість зразків, що теж пов'язано з ущільненням матеріалу у процесі випалу.

Таким чином в роботі були проведені дослідження особливостей структури та складу шламу каменеобробки, як перспективного сировинного матеріалу для керамічної технології. Визначені можливі состави керамічних мас із значним вмістом шламу (до 60 %), а також температурно-часові режими формування керамічних матеріалів. Досліджені фізико-механічні властивості для спечених керамічних матеріалів. Можна вважати, що оптимальним режимом термообробки для керамічних матеріалів на основі шламового відходу буде температурний діапазон від 1100 до 1200 °С. Час випалу буде визначатися масою зразку та типом теплотехнічного агрегату.

За результатами проведених досліджень можна зробити висновок щодо перспективності використання шламів каменеобробки для одержання керамічних виробів архітектурно-будівельного призначення.

ПЕРСПЕКТИВИ ВИКОРИСТАННЯ КОМПОЗИЦІЙНИХ КЕРАМІЧНИХ МІНЕРАЛІЗАТОРІВ ДЛЯ ПОБУТОВОЇ ОЧИСТКИ ПИТНОЇ ВОДИ

О. І. ФЕСЕНКО, канд. техн. наук; **Н. Г. ПРОКОВЕ**, здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти спеціальності 161 Хімічні технології та інженерія; **І. М. ХАЧАТРЯН**, здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти спеціальності 161 Хімічні технології та інженерія
Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова
61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17
e-mail: Oleksii.Fesenko@kname.edu.ua

На сьогоднішній день, в умовах постійно зростаючого техногенного навантаження на біоту, збільшення чисельності населення планети та нераціонального використання природних ресурсів, забезпечення населення якісною питною водою є одним з пріоритетних напрямків усіх держав. За оцінками спеціалістів загальні запаси прісних вод, які можуть бути використані для пиття, становлять лише 3 % від загального обсягу гідроресурсів Землі [1], що складає лише 35 млн м³. Поряд з обмеженими запасами природної питної води вона все більш широко використовується у легкій та важкій промисловості, сільському господарстві, тваринництві та житлово-комунальному господарстві, яке є одним з найбільших споживачів.

Для більшості приватних будинків характерне використання приватних свердловин, а для більшості багатоквартирних будинків – централізованого водопостачання. У першому випадку, в залежності від регіону, вода може мати підвищену концентрацію солей чи важких металів, містити нафтопродукти,

органічні чи неорганічні сполуки, в окремих випадках – бактерії чи віруси, а у другому випадку – надлишок сполук хлору, підвищену концентрацію іонів заліза та інших металів.

Особливу увагу слід приділити мінеральному складу питної води, який є одним з головних показників її якості. Він не тільки визначає її органолептичні показники, але й є одним з визначальних чинників формування здоров'я населення. Тривале вживання питної води, що має дисбаланс основних біологічно важливих мінеральних компонентів може викликати специфічні захворювання людини – мікроелементози, тобто захворювання (симптоми), що зумовлені недостатністю, надлишком або дисбалансом мікроелементів в організмі [2].

З 2015 року набув чинності національний стандарт України «Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості» [3], який розширює спектр показників якості питної води, які контролюються до 82 показників за 10 групами. Введення цього документу дозволить реалізувати пріоритетні напрями державної політики щодо забезпечення населення якісною та безпечною питною водою централізованого та нецентралізованого водопостачання.

Однак, враховуючи складність та поетапність введення вказаного стандарту, на сьогоднішній день, все ще існує необхідність доочистки питної води, яка поступає споживачам в приватні та багатоквартирні будинки. Найбільшого використання в цих цілях набули портативні та стаціонарні побутові фільтраційні системи до яких відносяться: настільні глечики з картриджами, насадки на кран, проточні установки та системи зворотного осмосу. Більшість з цих систем ефективно очищують воду від органічних та неорганічних забруднювачів, але після очистки, кількість мінералів у її складі є недостатнім. Для забезпечення необхідного мінерального складу води в даних системах використовуються окремі блоки – «мінералізатори». Однак, більшість існуючих мінералізаторів характеризуються коротким терміном їх використання та зменшенням концентрації компонентів, які вилуговуються, зі збільшенням терміну використання. Тому актуальним завданням є розробка керамічних мінералізаторів, для систем очистки питної води, з пролонгованою дією.

Мета роботи – визначення перспективних напрямків розробки композиційних керамічних матеріалів, як мінералізаторів в системах побутової очистки питної води.

В більшості існуючих мінералізаторів, як активний агент використовується суміш відповідних водорозчинних солей. При використанні таких сумішей, у воді в перші тижні використання буде спостерігатися надлишок мінералів, який з плином часу буде різко зменшуватися. Більш ефективними є мінералізатори на основі суміші природних мінералів, але вони є менш розповсюдженими у використанні, а рівень їх вилуговування, за рахунок змінного складу мінералів, може змінюватися в значних межах. Тому для забезпечення пролонгованої дії мінералізаторів, з постійним рівнем вилуговування компонентів, перспективним є створення композиційних матеріалів.

Одним з варіантів створення таких матеріалів є розробка композиту на основі біоінертного керамічного матеріалу та природних мінералів. За рахунок

створення ієрархічної пористої структури композиту може бути забезпечений постійний рівень вилуговування композиту та забезпечуватися його пролонгована дія. Необхідні показники мінеральної складової води можуть бути забезпечені зміною типу мінералів та їх співвідношення з керамічною матрицею.

Саме розробці композиційних мінералізаторів на основі біоінерних керамічних матеріалів та природних мінералів будуть присвячені наші подальші роботи.

Список джерел:

1. Попов Н. С. Классификация методов контроля качества природных вод / Н. С. Попов, А. В. Святенко, Е. И. Киреев // Вопросы современной науки и практики. – 2013. – № 3 (47). – С. 245–261.

2. Сафранов Т. А. Оцінка оптимальності мінерального складу питних вод систем централізованого водопостачання окремих міських агломерацій України / Т. А. Сафранов, А. А. Полишук, В. О. Юрченко, Л. О. Яришкіна // Вісник ХНУ імені В. Н. Каразіна, серія «Екологія». – 2016. – Вип. 15. – С. 89–98.

3. Національний стандарт України. Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості. : ДСТУ 7525 : 2014. – [Введ. в дію 01.02.2015]. – К. : Мінекономрозвитку України, 2014. – 29 с.



Секція II

**Ефективні технології, обладнання та системи
водопостачання, очищення господарсько-побутових
та промислових стоків**

**TECNOLOGIA TLENOWEGO GRANULOWANEGO OSADU – OD
BADAŃ LABORATORYJNYCH DO PEŁNEJ SKALI****THE DEVELOPMENT OF AEROBIC GRANULAR SLUDGE
TECNOLOGY – FROM RESEARCH IN LABORATORY SCALE TO FULL
SCALE APPLICATION****BEATA KOŃCZAK***Zakład Ochrony Wód, Główny Instytut Górnictwa, Katowice**Department of Water Protection, Central Mining Institute, Katowice*

Pierwsze biologiczne oczyszczalnie ścieków pracowały w oparciu o metodę osadu czynnego [Pessel, 2010]. Osad czynny stanowi skupisko mikroorganizmów zdolnych do biologicznego utleniania zanieczyszczeń obecnych w ściekach. Proces oczyszczania ścieków odbywa się w kilku wydzielonych komorach, w których panują odmienne warunki tlenowe – od beztlenowych do tlenowych. Technologia ta wymaga znacznej powierzchni pod zabudowę. Koszty eksploatacyjne prowadzenia procesu oczyszczania w komorach KOCz (komory osadu czynnego) są wysokie ze względu na konieczność recyrkulacji ścieków i osadu do poszczególnych komór. W związku z powyższym konieczne stało się opracowanie wydajnych, kompaktowych systemów do oczyszczania ścieków. Do kompaktowych oczyszczalni zaliczamy systemy sekwencyjnych reaktorów porcjowych (SBR, z ang. sequencing batch reactor). Praca reaktora SBR polega na cyklicznym doprowadzaniu, mieszaniu, napowietrzaniu oraz dekantowaniu ścieków. Podczas poszczególnych faz cyklu zmieniają się warunki tlenowe, dzięki czemu wszystkie procesy jednostkowe, tj. defosfatacja, denitryfikacja i nityfikacja mogą odbywać się w jednym reaktorze. Takie rozwiązanie pozwala na zmniejszenie kubatury oczyszczalni [Artan, Demoulin, Keller, Morgenroth, Nyhuis, Tanaka, i Torrijos (2001); Artan i Orhon, 2005].

Możliwość sterowania długością poszczególnych faz pozwala na stworzenie w reaktorze SBR optymalnych warunków do wzrostu mikroorganizmów osadu czynnego w postaci granul. Selekcja mikroorganizmów zdolnych do formowania tlenowych granul odbywa się poprzez zastosowanie krótkiego czasu sedimentacji i naprzemiennych warunków „uczta-głód”. W takich warunkach zdolne są przetrwać tylko te mikroorganizmy, które posiadają zdolność do formowania agregatów i magazynowania substancji zapasowych. W wyniku turbulencji wywołanych intensywnym napowietrzaniem i cyrkulacyjnym ruchem powietrza w reaktorze, agregaty mikroorganizmów przybierają postać sferyczną lub elipsoidalną [Gao, Liu, Liang i Wu, 2011; Kończak i Miksch (2011), Liu, Liu, Zheng, Yu, Liu i Liu (2006), Peng, Bernet, Delgenes i Moleta (1999); Tay, Liu i Liu (2002); Liu, Tay, Yan, Moy (2006)]. Uformowane w reaktorze typu SBR agregaty o sferycznym kształcie nazywane są tlenowymi granulami osadu. Po raz pierwszy tlenowe granulki zostały zdefiniowane w 2004 roku podczas konferencji „1st IWA - Workshop Aerobic Granular Sludge” w Monachium. Wnioski wysunięte na tej konferencji były efektem kilkuletniej pracy naukowców w laboratorium [de Kreuk, McSwain, Bathe, Tay, Schwarzenbeck, Wilderer, 2005].

Tlenowe granule osadu czynnego charakteryzuje zróżnicowanie stężenia tlenu w poszczególnych warstwach, dzięki czemu możliwe jest symultaniczne oczyszczanie ścieków. W warstwach powierzchniowych, bogatych w tlen następuje degradacja związków organicznych i utlenieni azotu amonowego do azotynów i azotanów. W głębszych warstwach powstają warunki anoksydacyjne, w których przebiega proces denitryfikacji. W tlenowych granulach mogą rozwijać się także bakterie posiadające zdolność akumulowania polifosforanów i oczyszczania ścieków ze związków fosforu [de Kreuk, Heijnen, van Loosdrecht, 2005].

Pierwsze badania technologii granulowanego osadu prowadzono w skali laboratoryjnej (de Kreuk, McSwain, Bathe, Tay, Schwarzenbeck, Wilderer, 2005; Gao, Liu, Liang i Wu, 2011; Kończak i Miksch (2011), Liu, Liu, Zheng, Yu, Liu i Liu (2006), Peng, Bernet, Delgenes i Moleta (1999); Tay, Liu i Liu (2002); Liu, Tay, Yan, Moy (2006), de Kreuk, Kishida i van Loosdrecht, 2007, Jiang, Tay, Maszenan i Tay, 2004, Liu, Li, Shen, Liu, Zen, Liu, Yu i Lee D, 2010]. Wiedza uzyskana z badań w skali laboratoryjnej została wykorzystana w dalszych badaniach w skali pilotowej. Badania na stacjach pilotowych miały na celu: optymalizację i uzyskanie kontroli nad przebiegiem procesu granulacji [Liu, Moy, Kong i Tay (2010)]; optymalizację procesów usuwania związków biogenych [de Bruin, Giesen, de Kreuk, Power (2006)]; stabilizację granul [Nguyen, Nguyen, Truong, Bui (2016)]; zebranie obszernych informacji niezbędnych później do projektowania instalacji w praktyce [Giesen, de Bruin, Niermans i van der Roest, 2013].

Pierwsza stacja pilotowa uruchomiana została we wrześniu 2003 roku w holenderskiej oczyszczalni ścieków, w Ede. Pierwsze doświadczenia z pracy stacji pilotowych pokazały, że biologiczny rozruch reaktorów z granulowaną biomasa wymaga czasu od około 270 do nawet 400 dób, czyli znacznie dłużej niż w skali laboratoryjnej, gdzie czas formowania dojrzałych granul wynosi około 60 dób [Liu i Tay, 2004; Su i Yu, 2005]. Wynikało to z tego, że w warunkach laboratoryjnych dużo łatwiej było stworzyć optymalne warunki dla procesu granulacji niż w skali pilotowej.

Jedną z pierwszych demonstracyjnych stacji oczyszczania ścieków w oparciu o technologię tlenowego granulowanego osadu była oczyszczalnia ścieków bytowo-gospodarczych zlokalizowana w Gansbaai w Republice Południowej Afryki. Oczyszczalnia miała przepustowość rzędu 4000 m³/d i wymagała modernizacji z uwagi na wysokie wahania ładunku zanieczyszczeń dopływających na oczyszczalnię zwłaszcza w okresach wzmożonego ruchu turystycznego, co przekładało się na mniej efektywne usuwanie związków fosforu i azotu i pogorszenie jakości odpływu. Po wdrożeniu technologii granulowanego osadu jakość ścieków oczyszczonych uległa poprawie, tj. zawartość azotu amonowego na odpływie była niższa niż 1 mg/l, ilość azotu ogólnego nie przekraczała wartości 5-10 mg/l, a zawartość fosforu ogólnego była < 1 mg/l. Ilość cząstek zawieszonych w odpływie także była niska i wynosiła < 20 mg/l. Dzięki zastosowaniu technologii tlenowego granulowanego osadu ogólne koszty eksploatacyjne obniżyły się o 25-40%, a wymagana powierzchnia pod zabudowę zmniejszyła się o 60% [Gademan, Gaydon, de Bruin, 2010].

Pierwszy pełnoskalowy obiekt powstał w Epe, w Holandii. Budowa oczyszczalni rozpoczęła się w 2010 roku, a rozruch technologiczny nastąpił w 2011. Do oczyszczalni dopływają ścieki miejskie pochodzące od 59 000 mieszkańców oraz

ścieki przemysłowe pochodzące z rzeźni, które stanowią 15% całkowitej ilości ścieków. Maksymalne obciążenie hydrauliczne oczyszczalni wynosi 1500 m³/h. Instalacja składa się z 3 reaktorów pracujących równolegle, każdy o objętości 4500 m³ i średnicy 0,25 m. Obciążenie osadu wynosi 0,12 kg ChZT/d, a stężenie osadu w komorze reaktora wynosi 8 g/l.

W trakcie rozruchu reaktorów optymalizowano ich pracę tak, aby osiągnąć wymaganą jakość ścieków oczyszczonych, tj. ilość azotu ogólnego na odpływie nie mogła przekroczyć wartości 5-8 mg/l, a fosforu ogólnego 0,3-0,5 mg/L [Giesen, de Bruin, Niermans i van der Roest (2013)].

W chwili obecnej funkcjonuje kilka pełnoskalowych obiektów bazujących o technologię tlenowego granulowanego osadu.

ТЕХНОЛОГІЇ ТА ОБЛАДНАННЯ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД. МУЛЬТИДИСКОВІ ШНЕКОВІ ЗНЕВОДНЮВАЧІ ОСАДУ ЕКОТОН- TSURUMI PUMP

М. А. НІКУЛІН, керівник проектів
Промислова група «ЕКОТОН»

За роки незалежності України в підприємства волопровідно-каналізаційного практично не вкладалися кошти. Обладнання водопостачання та водовідведення знаходиться в аварійному стані та не може забезпечити надання якісних послуг. Знос мереж та споруд складає більше 50 %. Значно зростає аварійність та втрати води. Без прийняття термінових заходів по відновленню такого складного господарства взагалі можна втратити послуги з централізованого водопостачання та водовідведення.

Промислова група «ЕКОТОН» має сучасну виробничу базу, підготовлений персонал завжди готовий запропонувати свої послуги та поставити сучасне високоефективне обладнання для очищення стічних вод.

Окремо зупинимося на механізованих решітках та шнекових дегідраторах.

Обладнання для механічного очищення стічних вод. Механізовані решітки

Першим етапом механічного очищення є попереднє очищення стоків від великих та дрібних включень. Для цього етапу фахівцями Промислової групи ЕКОТОН було розроблено широкий асортимент комплексних рішень на базі каналізаційних механізованих решіток ЕКОТОН.

Випускаються наступні типи механізованих решіток:

- каналізаційні рейкові механізовані решітки грабельного типу (циклічні стрижневі решітки);
- пруткові решітки;
- катенарні решітки;
- ступінчасті механізовані решітки тонкого очищення;
- гачкові решітки;

- решітки-дробарки (як з фільтруючим барабаном, так і без нього; як для установки в канал, так і для установки на стіну каналізаційної насосної станції (на трубу), так і в напорну лінію подачі стоків (in-line виконання);
- решітка гвинтова віджимна (шнекова);
- решітка з барабаном із тригранного профілю (барабанна решітка з подачею стоків ззовні на барабан);
- решітка каналізаційна механізована щіткова барабанного типу з нерухомим ситом;
- роторна барабанна механізована решітка (барабанна решітка з подачею стоків всередину барабана);
- решітки каналізаційні малі стрижневі зі зворотним заходом граблини;
- решітка гвинтова віджимна з барабаном, що обертається.

Новим видом обладнання є катенарна решітка. Робота катенарної решітки будується на гнучкості грабельного механізму і самоналаштуванні до забруднень різного розміру. У конструкції решітки немає направляючих, які задають жорстку траєкторію руху ланцюга і граблин, ефективний притиск здійснюється завдяки особливій конструкції грабельного механізму. Ланцюг не закріплений у придонній частині механізму, що дозволяє уникнути заклинювання механізму.

Переваги катенарної решітки:

- збільшена пропускна здатність решітки за рахунок стандартного кута нахилу полотна з 80 до 60 градусів.
- покращений захват і скидання різнорідних включень за рахунок високих граблин і спеціальної конструкції зкидача.
- стійкість до зносу за рахунок застосування термічно зміцнених сталей і зносостійких пластиків у вузлах тертя.
- більш тривалий термін експлуатації рухомих елементів за рахунок низької швидкості руху механізму і невеликого кроку між граблинами.
- зниження гідравлічного опору на 15–30% за рахунок застосування гідравлічно обтічних профілів прутів фільтруючого полотна.
- простота обслуговування. Решітка практично не вимагає обслуговування, а в разі необхідності можливе її обслуговування без демонтажу з каналу.

Обладнання для зневоднення осаду стічних вод. Мультидискові шнекові зневоднювачі осаду EKOTON-TSURUMI PUMP (дегідратори)

Дегідратори призначені для механічного зневоднення осадів виробничих, міських і господарсько-побутових стічних вод. Рекомендуються для зневоднення осадів стічних вод на комунальних очисних спорудах малої продуктивності, а також підприємств харчової, целюлозно-паперової, текстильної, хімічної, нафтопереробної та інших галузей промисловості.

Переваги застосування дегідраторів:

- компактність;
- низьке енергоспоживання;
- низький розход флокулянту;
- мала витрата промивної води;
- зневоднення різних видів флотошламів;



ТЕХНОЛОГІЇ ТА ОБЛАДНАННЯ для очищення стічних вод



**ОБЛАДНАННЯ ДЛЯ
МЕХАНІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ**

- Механізовані решітки;
- Дробарки відходів;
- Гвинтові транспортери та віджимні преси;
- Щитові затвори;
- Тангенціальні та горизонтальні пісковловлювачі;
- Комплекси механічного очищення М-Комбі.



АЕРАЦІЙНІ СИСТЕМИ



**КОМПЛЕКСИ ФІЗИКО-ХІМІЧНОГО
ОЧИЩЕННЯ**

- Флотаційні установки;
- Автоматизовані станції приготування розчину флокулянту «SMART Mix».



**ОБЛАДНАННЯ ДЛЯ
ВІДСТІЙНИКІВ**

- Мулососи та мулошкреби для радіальних та прямокутних відстійників;
- Лотки для відстійників, водозливи, напівзаглибні дошки, центральні склянки, огорожі і помости.



**ОБЛАДНАННЯ ДЛЯ МЕХАНІЧНОГО
ЗНЕВОДНЕННЯ ОСАДУ**

- Фільтр-преси стрічкові та камерні;
- Шнекові та мультидисккові дегідратори;
- Згущувачі осаду.

а/с 7055, м. Харків, 61072, Україна
+38 (057) 751 91 01

info@ekoton.com
www.ua.ekoton.com

- зневоднення масельних і нафтовмісних шламів;
- зневоднення осаду, що містить пісок, інші мінеральні абразивні речовини;
- практично безшумні;
- виконані повністю з нержавіючої сталі AISI 304;
- робота в автоматичному режимі.

Важливим для замовників є те, що все обладнання виготовляється на українському підприємстві. Фахівці компанії у максимально короткий термін зможуть розробити оптимальну схему очищення стічних вод або зневоднення осаду, підібрати найбільш ефективне обладнання, у найкоротший термін зробити поставку, пускалоагоджувальні роботи та забезпечити якісний сервіс під час експлуатації.

ВИКОРИСТАННЯ БІОРЕАКТОРІВ В ТЕХНОЛОГІЯХ ОЧИЩЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД

О. М. КВАРТЕНКО, *докт. техн. наук*

*Національний університет водного господарства та природокористування
33028, Україна, м. Рівне, вул. Соборна, 11*

Підземні води є складною багатокомпонентною системою, яка характеризується різними величинами ступенів агресивності, рН, гідрокарбонатної лужності, солевмісту, перманганатної окисності, окисно-відновного потенціалу, кольоровістю, містить іони важких металів (ІВМ), легкоокиснювані органічні сполуки, гумінові кислоти, розчинені гази, а також сполуки, які містять азот (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-), феноли, ПАР, фосфати. Зважаючи на те, що 24,0% підземних вод основного водоносного горизонту України відносять до умовно захищених, а ще 36,0% – до незахищених, у сучасних умовах при прогресуючому техногенному навантаженні значно підвищується роль станцій водоочищення в загальній системі водопостачання населених пунктів та промислових підприємств. Більшість існуючих в Україні станцій очищення підземних вод введено в експлуатацію в середині 70-х років ХХ століття за технологією фільтрування із спрощеною аерацією, яка не передбачала комплексного видалення наведених вище забруднень із проведенням стабілізаційної обробки фільтрату, а також не призначалась для кондиціонування слабокислих вод із низькими значеннями гідрокарбонатної лужності ($< 2,0$ ммоль/дм³).

Присутність у підземних водах забруднень як природнього так і антропогенного характеру вказали на необхідність їх комплексної очистки за участю різних морфологічних типів мікроорганізмів, закріплених на інертних контактних матеріалах біореакторів.

Перші сучасні системи біологічного очищення підземних вод від катіонів Fe^{2+} з використанням швидких піщаних фільтрів в Європі були розроблені та впроваджені у Франції у 80-х роках ХХ сторіччя [1]. В Україні роботи з дослідження та впровадження біологічного методу знезалізнення почалися в 70-

х роках ХХ сторіччя на кафедрі водопостачання та бурової справи УІВГ (НУВГП) під керівництвом професора Сафонова М.А. [2, 5]. Слід також відзначити роботи вітчизняних та закордонних вчених В.Ю. Букресвої, Г.А.Дубініної, М.Г. Журби, О.Б. Говорова, М.Н. Менчі, П.Д. Хоружого, Д.В.Чарного, С. Czekalla, Р. Mouchet, Н.Т. Seppanen, та ін. [3-8].

Проведені автором теоретичні та експериментальні дослідження надали змогу встановити основні закономірності та механізми процесів комплексного вилучення із підземних вод амонійного нітрогену, розчиненої органіки, сполук феруму, фенолів, а також зміни кисневого режиму та величин рН по висоті контактного завантаження біореактора залежно від тривалості процесу фільтрування, часу контакту води з матриксними структурами біо-мінералів.

Встановити основні закономірності сумісного використання біологічних та фізико-хімічних процесів очищення багатокомпонентних підземних вод в умовах сезонних та річних змін показників їхньої якості з урахуванням нерівномірності гідравлічного навантаження на технологічне обладнання, що дає можливість оцінити ефективність та надійність роботи розроблених технологій у різних умовах експлуатації.

Запропонувати нові підходи у комбінуванні методів і споруд для комплексного вилучення із підземних вод забруднюючих інгредієнтів з одержанням синергетичного ефекту, зокрема при поєднанні наступних процесів: корегування величин рН, гідрокарбонатної лужності, концентрації неорганічного вуглецю; з використанням комбінованих окисників: кисню повітря, гідроген пероксиду, а також високоактивних радикалів, які утворюються в результаті процесу гідродинамічної кавітації; із застосуванням матриксних структур біо-мінералів в комплексі з розчином алюміній гідроксохлориду.

В результаті були розроблені нові та удосконалені існуючі технології очищення підземних вод до складу яких входять біореактори різних конструкцій.

Зокрема, для кондиціонування агресивних (із надмірно високим ступенем корозії I_L -2,4), слабокислих підземних вод із низьким лужним резервом (до 1,0 ммоль/дм³), забруднених легкоокислюваними органічними речовинами (до 8 мг О₂/дм³ за ПО), NH₄⁺ та Н₂S (до 4 мг/дм³), Fe – ГК комплексами (до 30 мг/дм³), манганом (до 0,5 мг/дм³), фенолами (до 0,03 мг/дм³) на основі комплексного використання біологічних та фізико-хімічних методів очищення (див. рис. 1) [9].

Технологія дозволяє корегувати наступні параметри системи: рН, гідрокарбонатну лужність, концентрацію неорганічного вуглецю, розчинений кисень, вміст катіонів Ca²⁺ залежно від концентрації пріоритетних забрудників.

Встановлено, що при кондиціонуванні агресивних слабокислих залізовмісних підземних вод із низьким лужним резервом (0,6-1,18 ммоль/дм³), при концентраціях іонів NH₄⁺ (до 1,0 мг/дм³) розчин кальцинованої соди (дозою 50-70 мг/дм³) необхідно вводити перед біореактором; при концентраціях NH₄⁺ від 1,0 до 3,0 мг/дм³ – перед фільтрами другого ступеня. Визначено раціональні дози розчину вапняного молока для стабілізаційної обробки води.

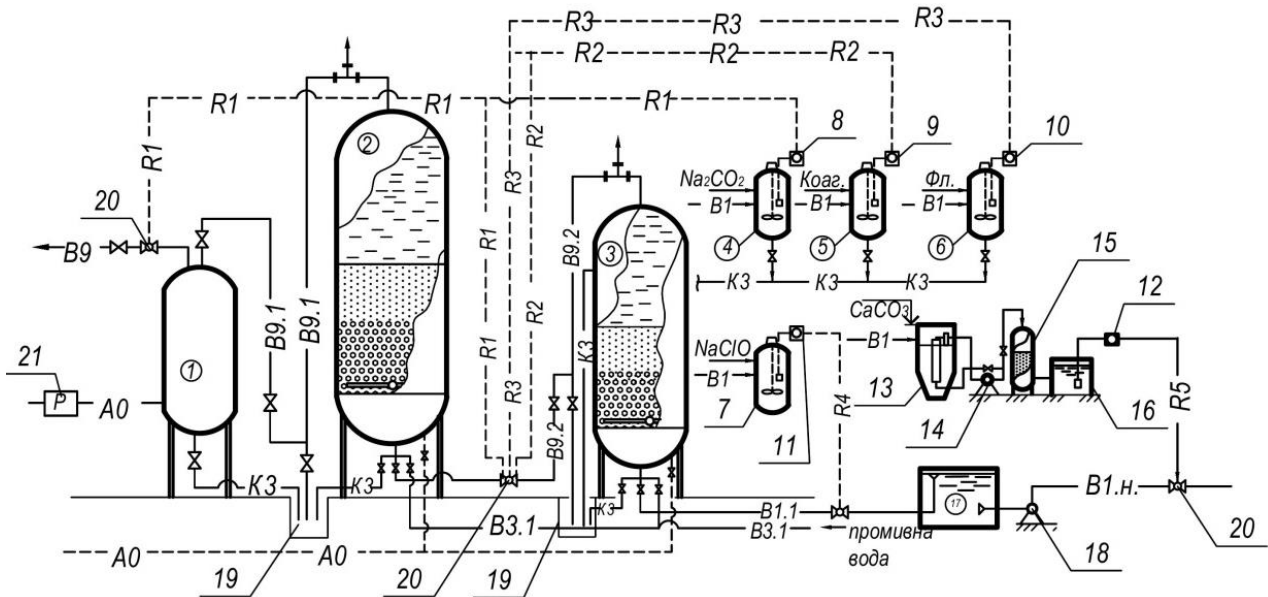


Рисунок 1 – Технологічна схема кондиціонування підземних вод: 1 – напірний аераційний змішувач; 2 – біореактор; 3 – фільтр; 4, 5, 6, 7 – блоки приготування та дозування, відповідно, розчинів кальцинованої соди, коагулянту, флокулянту, натрій гіпохлориту; 8-12 – насоси-дозатори; 13 – гідравлічний змішувач для приготування вапняного розчину; 14 – циркуляційний насос; 15 – фільтр; 16 – витратний бак освітленого вапняного розчину; 17 – РЧВ; 18 – НС II; 20 – змішувачі; 21 – ротаметр

Швидкості фільтрування становили: на біореакторі – 3 м/год; на фільтрах 5-6 м/год. Введення коагулянту передбачали у сезони з підвищеним вмістом розчинених органічних речовин.

Список джерел:

1. Mouchet, P. From Conventional to Biological Removal of Iron and Manganese in France/ P. Mouchet, // Journal of the American Water Works Association. - 1992 – vol. 84, no 4, p. 158-167
2. Сафонов Н. А. Самопромывающаяся установка для биологического обезжелезивания подземных вод/ Н.А.Сафонов, Г.В.Русак//Подготовка воды для хозяйственно-питьевых целей, ЛИСИ.–1984.-с.162-167
3. Czekalla, C., Quantitative Removal of Iron and Manganese by Microorganisms in Rapid Sand Filters (In Situ Investigations) / C. Czekalla, W. Mevius, H. Hanert// Water Supply.- 1985. – vol. 3. - Berlin “B”, pp. 111-123.
4. Seppänen H. Experiences of Biological iron and manganese removal in Finland. / H.Seppänen// Proc. IWEM ann. Sym. – 1991.- no 15(1). p. 9-11.
5. Квартенко А. Н. Использование закрепленной микрофлоры для очистки подземных вод с высокой концентрацией железа : дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук : спец. 05.23.04/ А.Н. Квартенко. - Ровно, 1997.- 180 с.
6. Mencha M. N. Ferrobacteria in water supply systems with underground water sources. / M.N. Mencha// Vodosnabzhenie i Sanitarnaia Tekhnika. – 2006. - no. 7. p. 25–32.

7. Zhurba M.G. Biochemical deironing and demanganation of underground water / M.G.Zhurba, Zh.M. Govorova., A.N.Kvartenko, O. B. Govorov// *Vodosnabzhenie i Sanitarnaia Tekhnika*. - 2006. - no. 9. , part 2. pp. 17–23.
8. Букреева В.Ю. Сорбция коллоидных соединений оксидов железа и марганца с помощью железобактерий на песчаных загрузках очистных сооружений водоподъемных станций. / В.Ю. Букреева, М.Ю., Грабович, А.Т. Епринцев, Г.А.Дубинина// *Сорбционные и хроматографические процессы*. - 2009. - Т. 9. Вып. 4. С. 506 – 514.
9. Квартенко О. М. Інтенсифікація роботи станції знезалізнення слабокислих підземних вод з низьким лужним резервом. Вісник НУВГП. Технічні науки. Збірник наукових праць, 2016. Вип. 2(74). С. 205–214.

VERMICULATE APPLICATION IN EXCESS SLUDGE CONDITIONING AND DEWATERING

A. SHEVCHENKO*, *PhD*; **O. ZLATKOVSKIY****, *PhD*; **J. KUPINSKI****,
MSc

**LPP S.A., Gdańsk, Poland*

E-mail: andrii.a.shevchenko@gmail.com

*** PRODEKO-ELK Sp. z o.o., Elk, Poland*

E-mail: zlatkovsky@ekoton.com

E-mail: kupinski@ekoton.com

Formation of sediments is inevitable in treatment of domestic wastewater at urban wastewater treatment plants. Such sediments include domestic waste from grates, mineral sediment collected in sand traps, moist sediment from primary settlers and excess activated sludge from secondary settlers.

Moist sludge, excess activated sludge or their mixtures are the most difficult in terms of their treatment and disposal. The main difficulties in processing sediments of above types are associated with large amounts of sediment and high moisture content (94–96 % for moist sludge, 98–99 % for excess activated sludge). Ability of household sewage sludge to rot, bacterial contamination and its property of moisture retention during liquefaction also complicate sludge treatment [1].

The high water content and low moisture decline ability of municipal wastewater treatment plants sludge leads to the necessity of the use of high energy consumption technologies for its dehydration, and create a subsequent problem of its utilization.

The utilization of sewage sludge in agriculture is gaining popularity as a source of waste treatment and utilization. Sewage sludge generally contains useful compounds of potential environmental value.

According to the report of the European Commission published in 2010, 39% of sewage sludge produced in the European Union is recycled into agriculture. Management options require extensive waste characterization, since many of them may contain compounds, which could be harmful to the ecosystem, such as heavy metals, organic pollutants, etc [2].

The total quantities of sludge produced in the EU27 are estimated to be around 10.13 million tons (dry solids) and expected to have increased to 13 million by 2010 [3].

Currently, rising utility prices and the development of global environmental protection activities will compel wastewater treatment plants to look for the most economical and highly automated technologies which will be able to achieve high process efficiency. Sludge dewatering is a critical process for every municipal wastewater treatment plant and is a very dynamic process which can be changed and adjusted to a wide range of technological parameters. Operating costs savings achieved by sludge dewatering technology and equipment modernization may include the reduction of dewatered sludge volume as well as reductions in electricity, water and reagent consumption such as flocculant [4].

The goal of the sludge conditioning is to reduce dewatering costs, and also capital and transportation costs.

Along with common conditioning methods, based on the addition of flocculants and dewatering on the belt filter presses, decanter centrifuges and screw presses, there is a mechanical conditioning method based on the addition of mineral components for further dehydration on the chamber-membrane filter presses. Traditionally, lime in the form of lime milk is used for such purposes; however, from an economic point of view, local waste, such as ashes, dolomite dust, vermiculite, can also be effective. Sludge, dehydrated in combination with such waste, may acquire additional utilization options depending on the type of reagent used.

Earlier, we studied the effect of the addition of fly ash on the parameters of dewatering of municipal sludge. In addition to this work, the effect of vermiculite powder addition on similar parameters is investigated.

The work was carried out on a laboratory model of a chamber-membrane filter press with a vertically located filter chamber. The exfoliated vermiculite of three different fractions: 0.1, 0.5 and 1 mm with different doses of 10 - 80 g/l were added and the kinetics and average filtration performance were studied. To compare the results, the obtained filtration kinetics curves were interpolated to 2 thicknesses of the filter cake – the first was common maximum of 12 mm and the second - owned characteristic for each dosage (from 7 mm for 10 g/l upwards). It showed that with the vermiculite dose incensement, the filtering duration to the same cake thickness naturally decreases with an exponential dependence. The data on the moisture content of cake were presented; it showed that the same as for fly ash an increase in the relative solids content is due to the introduction of solids with vermiculite. However, an increase in dried solid content - up to 35-40% - leads to the formation of a dense, dry to the touch cake which can be transported in bulk without the risk of water separation.

To characterize the practical applicability of this solution, the filtering capability has been calculated for the laboratory and real chamber filter press (taking into account the additional operation cycles of which the total duration is assumed to be at the level of 20 minutes). Within the boundaries of the studied fractions and dosages, the filtration productivity is in the range of 25 - 250 l/m³ per hour and the higher it is, the finer the fraction and the higher the dose of vermiculite. It has shown that for different

fractions of vermiculite, productivity increases with incensement of the dosage at a different rate.

As a result, with a dose incensement from 10 to 20 g/l (i.e. 2 times) for fractions greater than 0.5 mm, productivity growths less than 2 times observed. However, when the dose is increased from 10 to 40 g/l (i.e. 4 times), the filtering productivity increases more than 4 times for the same fractions. For different fractions, the optimal dosage was determined above as an increase in dose that does not lead to a proportional increase in productivity.

The data, obtained as a result of the study, indicate the possibility of using exfoliated vermiculite for sludge conditioning of the municipal wastewater treatment plants for dehydration without application of the additional flocculants.

The technique of selecting the optimal dosage parameters was shown.

Directions for further studies of the possibility in using waste vermiculite with a mixed particle size distribution and/or other mineral fillers are identified.

References:

1. Sizykh M. R. Conditioning of sewage sludge // Vestnik Buryatskogo gosudarstvennogo universiteta. 2013. Issue 3. P. 17–19

2. L Lamastra, NA Suciú, M Trevisan. Sewage sludge for sustainable agriculture: contaminants' contents and potential use as fertilizer // Lamastra et al. Chem. Biol. Technol. Agric. (2018) 5:10 <https://doi.org/10.1186/s40538-018-0122-3>

3. Milieu Ltd, WRc, Risk and Policy Analysts Ltd (RPA). Environmental, economic and social impacts of the use of sewage sludge on land. Final Report, Part III: Project Interim Reports; 2010. DG ENV.G.4./ETU/2008/0076r. http://ec.europa.eu/environment/archives/waste/sludge/pdf/part_iii_report.pdf. Accessed 2 May 2018.

4. O. Miasoiedov, K. Jarmołowska. Reduction of flocculant consumption and related operating costs by replacing the belt filter press with multi disc screw press for municipal sludge dewatering facility <https://ekoton.com/articles/Reduction-of-flocculant-consumption-by-replacing-the-belt-filter-press-with-multi-disc-screw-press> Accessed 5 May 2020.

COMBINED WATER TREATMENT PLANT OF THE GROUNDWATER PREPARING

S. YU. MARTYNOV, *doctor of technical sciences, professor*; **A. M. ORLOVA**, *Ph.D., associate professor*; **V. O. ZOSCHUK**, *Ph.D., associate professor*
National University of Water Environmental Engineering
33000, Ukraine, Rivne, Soborna str., 11
s.y.martynov@nuwm.edu.ua

The iron removal [1, 2] is often required for the satisfaction of drinking and other needs of water consumers. The reagent-free method on single-stage granular filters [3] is used at low concentrations of iron and other favorable indicators. The application of

mathematical modeling [4] allows substantiating rational technological and constructive parameters of such plants work. However, the wells which waters have the total iron concentration to 30 mg/dm^3 are used in the northern regions of the country for water supply of small settlements. The following methods are recommended for water iron removal with the high iron concentration: the deep aeration with the next settling and filtration at one or two stages of filters; the aeration, treatment in the suspended sediment bed and filtration; the alkalization, settling in a thin-layer settling tank and filtration. But plants developed by these methods are difficult to operate and the treated water cost is high.

The scheme with clarifiers with suspended sediment may be the most favorable. At the water iron removal in the suspended sediment bed, the physical and chemical properties of the bed depend on the conditions of its formation, the quality of the source water, treatment methods, the rate of ascending water flow in the sediment zone. The efficiency of water iron removal in the suspended sediment bed significantly depends on the rate of ferrous iron oxidation. The ferrous iron oxidation is the result of the catalytic effect of iron hydroxide flakes, which is formed due to the ferric ions hydrolysis. But the catalytic oxidation effect is insignificant due to the small number of catalyst flakes and their continuous rapid sedimentation. In the lower part of the contact medium with the particles of iron hydroxide presence the gel is formed intensively, which has a high adsorption possibility. The favorable conditions for the oxidation reaction intensively are formed at the increasing the rate of ferric iron hydrolysis and the dispersed phase presence. The enlargement and crystallization of the dispersed phase occurs at the oxidation rate reducing with subsequent upward movement of water in the suspended sediment bed, due to which the activity and adsorption capacity of the particles decreases. However, the main role belongs to the particles amalgamation, which is the result of contact coagulation. The catalytic capacity of the contact medium is rapidly decrease during coagulation. Autocatalytic oxidation of iron in the suspended sediment bed allows to quickly convert a significant amount of dissolved iron into insoluble and then to separate it from the water in the lower zone of the suspended sediment bed as a result of contact coagulation. Further oxidation in the iron sediment bed proceeds more slowly along the sediment height, which is reflected in the iron residual concentration in water.

We can use a "heavy" medium which is drowning in water or "floating" medium as a filter medium. For constructive simplification of plant it is recommended to combine the increasing suspended sediment bed and the granular filter in it. Thus, it is proposed to conduct the water iron removal with a high concentration of iron as follows: the iron oxidation by reagent or reagent-free method; the final transition of the ferrous iron to ferric iron, hydrolysis and retention in the suspended sediment bed. The feature of this sediment is that it increases during operation and its characteristics are changed. The accumulated sediment removal is occurred at granular medium washing; retention of a small amount of hydroxide in the filtered medium.

The study of the water iron removal process at the polystyrene foam filters with a suspended sediment bed was conducted at the laboratory plant, which is consist of a filter column, a filtration rate regulator, a unit of the imitation preparing. The filter column is a glass tube with a diameter of 0.15 m and a height of 2.7 m. It upper part

was connected by flanges to a tank of washing water with a diameter of 0.5 m, which had an overflow in the upper part. The retaining grid, which is made of copper mesh, was placed between the top of the filter column and the tank of washing water. The filter rate regulator is made of a glass pipe with a diameter of 50 mm and a height of 1.8 m. Foam polystyrene with granule sizes of 0.8-1.5 mm is used as a medium.

The conditions for the suspended sediment bed formation were determined on the basis of experimental studies. At the total iron concentration in the source water is more than 15 mg/dm³ and the filtration rate is less than 4 m/h, the suspended sediment bed is exist and does not disappear during the filter run. The iron removal efficiency at the polystyrene foam filter with the increasing suspended sediment bed is 98.5-99.8%, while the iron concentration in the filtrate meets the requirements for drinking water. The efficiency of iron removal in the suspended sediment bed in the first hours of the filter run increases rapidly from 20.0% to 55%, and then remains almost unchanged and is 40-60%. The dependence for the suspended sediment bed height determination is received

$$H = H_0 + 0.0004 \cdot v^4 \cdot C_0^{1.8} \cdot t, \quad (1)$$

where H_0 – is the initial height of the suspended sediment bed (after washing), m; V – is the ascending flow rate, m/h; C_0 – is the initial concentration of total iron, mg/dm³; t – water temperature, °C.

Then the total iron concentration after the suspended sediment bed will be

$$C = C_0 \cdot \exp\left(-K_1 \frac{H_0 + 0.0004 \cdot v^4 \cdot C_0^{1.8} \cdot t}{v}\right) \quad (2)$$

where K_1 – is the constant of the oxidation reaction of ferrous iron, which is taken 0.5-3.0 h⁻¹.

References:

1. Dushkin S. S., Blagodarnaya G. I. Development of scientific foundations of resource-saving technologies for the ecologically clean drinking water preparation. Kharkov : O.M. Beketov NUUEK, 2009. 95 p.
2. Improving the structures efficiency at the drinking water treatment / S. M. Epoyan, G. I. Blagodarnaya, S. S. Dushkin, V. A. Stashuk. Kharkov : O.M. Beketov NUUEK, 2013. 190 p.
3. Water preparation at foam polystyrene filters / Orlov V.O. and others ; under the general ed. S. Yu. Martynov. Rivne : NUWEE, 2017. 175 p.
4. Polyakov V. L, Martynov S. Yu. Substantiation of the granular medium height of iron removal filters // Abstracts based on the materials of the VIII All-Ukrainian scientific seminar "Methods of increasing the resource of urban engineering infrastructures". Kharkov : KNUCEA, October 9-10, 2018. P. 34-36.

СУЧАСНІ МЕТОДИ ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ В ТЕХНОЛОГІЯХ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ

С. Г. ЦИГАНКОВА, канд. техн. наук, доцент; **О. А. ЖУРАВЛЬОВА**;
Г. М. ЄВСЄЄВ, здобувач вищої освіти

*Придніпровська державна академія будівництва та архітектури
49600, Дніпро, вул. Чернишевського, 24-а*

При підготовці води для питного водопостачання часто потрібно очистити її від заліза. Для видалення розчиненого у воді двовалентного заліза необхідно його окислити і перевести в нерозчинну форму, після чого гідроксидні з'єднання заліза, які утворилися протягом процесу окислення, потрібно відфільтрувати. При цьому основними проблемами є низька швидкість окислення солей двовалентного заліза через малу розчинність кисню у воді та повільне насичення води киснем повітря у природних умовах.

Аналіз технологій видалення з води заліза, застосовуваних для використання у процесах водопідготовки, показує, що можна виділити дві групи методів очищення води від заліза, спрямованих на збільшення швидкості окислення іонів двовалентного заліза з наступним утворенням і відділенням нерозчинних фаз або витяг їх за допомогою мембранних технологій або іонного обміну. До першої групи відносять методи, які включають попереднє окислення заліза: біологічне окислення, реагентне окислення, аерацію, електрохімічне окислення та каталітичне окислення. Реагентне окислення використовується для знезалізнення поверхневих вод із подальшим фільтруванням та застосовується при високому вмісті заліза та низьких значеннях рН. Однак, з екологічної точки зору, слід застосовувати безреагентні способи окислення заліза, розчиненого у воді. Аераційні методи являють собою найбільш простий спосіб знезалізнення природних вод, який полягає в насиченні води киснем повітря з метою окислення двовалентного заліза і переведення його у важкорозчинний гідроксид заліза. До основних аераційних методів знезалізнення води можна віднести спрощену аерацію з подальшим фільтруванням через зернисте завантаження та глибоку аерацію з подальшим фільтруванням. Застосування хімічних окислювачів при очищенні води дозволяє прискорити процес утворення нерозчинних гідроксидів заліза, і одночасно вирішувати проблеми знезараження і очищення води від забруднювачів органічного походження. Існують електрохімічні методи окислення сполук двовалентного заліза із подальшою фільтрацією нерозчинних сполук тривалентного заліза. Способи, які не потребують попереднього окислення заліза, відносяться до другої групи методів знезалізнення води. До цієї групи слід віднести іонообмінне очищення води, сорбційне очищення, очищення води за допомогою мембран (у залежності від розмірів пор). Для очищення води від іонів двовалентного заліза застосовуються іонообмінні смоли – катіоніти природного або синтетичного походження. Катіоніти здатні видаляти з води не тільки розчинене двовалентне залізо, а й інші іони металів, наприклад, кальцій і магній. Іонообмінні катіоніти, як правило, застосовуються для знезалізнення лише при необхідності очищення води до високого ступеня чистоти. Після

насичення іонообмінні смоли регенерують, відмиваючи соляною або сірчаною кислотами, розчинами їдкою натру або хлориду натрію. Сорбційна очистка з використанням активованого вугілля здійснюється двома шляхами: добавкою активованого вугілля у вигляді реагенту або фільтруванням води через шар гранульованого зернистого сорбенту в сорбційних фільтрах. Слід відмітити такі недоліки сорбційних технологій із застосуванням активованого вугілля як велика собівартість матеріалу; складний процес регенерації вугілля; тривалий час перебування води, що очищається у вугільному завантаженні.

Мембрани застосовуються для видалення з води як розчиненого, так і колоїдного заліза, забезпечуючи високу ступінь очищення. Однак мембранні методи не дуже часто використовуються для знезалізнення, насамперед, через велику вартість такого способу видалення заліза із води.

Перспективними є методи очищення води від заліза шляхом фільтрування через модифіковане завантаження; при цьому разом з очищенням від неокислених форм заліза відбувається їх часткове окислення. Такі способи набули розвитку останнім часом. При фільтруванні через модифіковане завантаження на поверхні зерен завантаження утворюється плівка, яка адсорбує з води залізо, водночас сприяючи його каталітичному окисленню. У якості зернистих завантажень може бути використаний керамзит, пісок, цеоліт, антрацит, вініпласт, полістирол та інші завантаження. Найбільш поширеними способами фільтрування через модифіковане завантаження є фільтрування на каркасних або патронних фільтрах. Суть методу фільтрування на патронних фільтрах полягає у введенні повітря для розчинення кисню у воду, що містить двовалентне залізо. Вода рухається у напрямку фільтруючого елемента через шар гідроксиду заліза, сформований на патроні фільтра. Спочатку відбувається фільтрування з поступовим закупорюванням пір фільтрувальної перегородки. Потім починається фільтрування з утворенням первинного шару осаду, і на цьому закінчується процес зарядки фільтрів і починається фільтрування з знезалізнення води. Так називаний метод «сухої» фільтрації передбачає фільтрування водо-повітряної суміші, створюваної нагнітанням повітря через незатоплене фільтруюче завантаження, із подальшим відсмоктуванням з піддонного простору. Широкий вибір фільтруючих завантажень дозволяє варіювати їх в залежності від якості вихідної води.

Хоча найбільш простим, дешевим і екологічно раціональним способом видалення заліза з природних вод можна вважати спосіб окислення киснем повітря, слід відмітити, що остаточне рішення про вибір способу знезалізнення залежить від багатьох факторів, та має бути прийнятим тільки після ретельного аналізу можливих варіантів видалення заліза та визначення їх вартості з метою вибору найбільш економічного.

Список джерел:

1. Журба М. Г. Водоснабжение. Проектирование систем и сооружений. В 3-х томах / М. Г Журба., Л. М. Соколов, Ж. М. Говорова – Москва, Издательство Ассоциации строительных вузов – 2004. – 288 с.

2. Рябчиков Б. Е. Современные методы подготовки воды для промышленного и бытового использования / Б. Е. Рябчиков – Москва, Издательство ДеЛи принт – 2004. – 301 с.
3. Аверина Ю.М. Обезжелезивание воды с замкнутым циклом водопользования / Ю.М. Аверина, Д.В. Павлов, С.О. Вараксин // Вода: химия и экология – 2011. – № 2. – С. 18–22.

ПРОГНОЗУВАННЯ СТАБІЛЬНОСТІ ОБОРОТНОЇ ВОДИ

О. П. ГАЛКІНА, канд. техн. наук, доцент; **А. Е. БАГЛАЙ**, здобувач першого (бакалаврського) рівня вищої освіти освітня програма «Цивільна інженерія» спеціальності 192 Будівництво та цивільна інженерія
Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова
61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17
e-mail: helen.smilka31@gmail.com

Системи оборотного охолоджувального водопостачання є одними з найбільших споживачів води у промисловості. Зниження кількості природної води, споживаної на підживлення оборотних систем, здійснюється через повторне використання різних категорій очищених промислових стічних вод.

У цьому випадку, щоб уникнути таких негативних процесів як накипоутворення, корозія і біологічні утворення, необхідно проводити детальну оцінку і прогнозування режимів роботи оборотних систем водопостачання підприємств. У іншому випадку відбувається погіршення роботи не тільки систем оборотного водопостачання, а й усього виробничого циклу, таких як простої на чистку, заміну обладнання, погіршення параметрів теплопередачі між охолоджувальним агентом і продуктом тощо [1-4].

Наразі майже всі наявні оборотні системи водопостачання промислових підприємств України скидають стічні води у водойми у вигляді продувки системи для підтримання сольового складу оборотної води на певному рівні, що не тільки спричиняє погіршення екологічного стану навколишнього середовища, а й завдає додаткових збитків самим підприємствам, пов'язаних із цими діями.

Необхідність коригування якості і технологічних властивостей (термостабільність, біогенність і корозійність) води, використовуваної для охолодження обладнання, залежить від якості і властивостей природної води, умов її використання і температури нагріву [1-6].

Для підтримки термостабільності оборотної води коксохімічних підприємств широко використовується інгібіторний захист теплообмінного обладнання, водночас реагенти можна розділити на наступні основні групи:

- інгібітори корозії, накипоутворення і їхні композиції;
- біоциди (бактерициди);
- реагенти, що застосовуються при підлужуванні води, її пом'якшенні або підкисленні (коригування рН);

- коагулянти і/або флокулянти для видалення завислих речовин.

Метою роботи є визначення стабільності води коксохімічних підприємств різного хімічного складу та прогнозування її корозійно-накипних властивостей.

Прогнозування стабільності води, виходячи з її хімічного складу, проводиться за стандартними методиками визначення [4, 6, 7]: індексів стабільності Ланжельє, індекса Різнера; індекс агресивності води тощо.

Застосування фенольних стічних води вимагає певної підготовки до використання в якості підживлення для оборотних циклів [8-11], адже баланс сольового вмісту вод оборотних циклів має велике значення, оскільки впливає на процес накипоутворення і корозії в теплообмінній апаратурі.

Дослідження за визначенням ефективного та стабільного складу підживлювальної води проводилися на ПрАТ «Харківський коксовий завод». Поповнення оборотного циклу первинних газових холодильників (ПГХ) проводилося з артезіанською водою. Якість підживлювальної води незадовільна, адже дана вода має високу жорсткість і лужність [12].

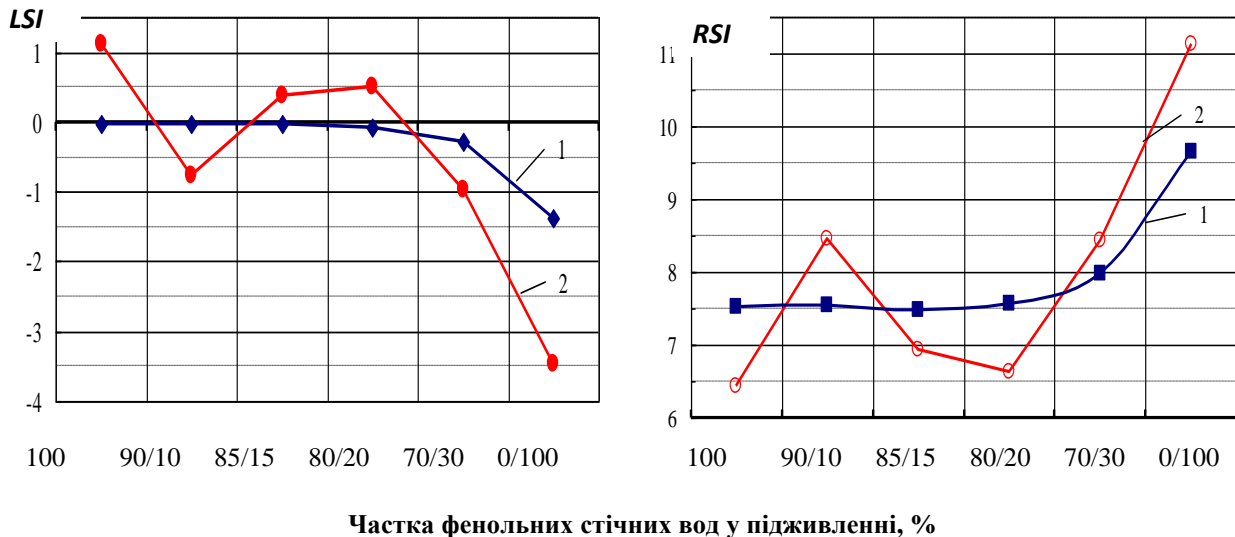
У зв'язку з цим підприємством ПрАТ «Харківський коксовий завод» було прийнято рішення про подачу очищеної стічної води після БХУ в оборотний цикл ПГХ у якості підживлення [12].

З метою вивчення умов використання води в замкнених системах водопостачання були проведені дослідження з визначення впливу технологічних параметрів роботи систем оборотного водопостачання та основних компонентів сольового складу води на її стабільність. Аналіз термостабільності води на ПрАТ «Харківський коксовий завод» показав схильність води до корозії.

Експериментальні дослідження проводили з біохімічно очищеними фенольними стічними водами, а також їх сумішшю зі свіжою (артезіанською) водою, які використовувалися в якості підживлювальної води оборотної системи водопостачання ПрАТ «Харківський коксовий завод» у лабораторних умовах. У результаті підготовки оборотної води шляхом змішування різного співвідношення свіжої води з очищеною фенольною були досліджені стабільність води (див. рис. 1).

Результати експериментальних даних показують, що область стабільності за індексом Ланжельє спостерігається при частці фенольної води 15-20 % в підживлювальній воді (рис. 1).

З огляду на шар накипу, що утворився в оборотній системі, за індексом Різнера при 0; 15 і 20 % – стан системи наближений до стабільного. Виходячи з показників індексу Ланжельє, артезіанська вода після упарювання схильна до накипоутворення, а при збільшенні від 30 % долі фенольної води в підживленні – до корозії. Згідно з індексом Різнера незалежно від співвідношення підживлювальної води, вона схильна до корозії: при 0; 15; 20 % – спостерігається легка корозія й тенденція до утворення корозії, а при 10 і 30 % – дуже висока корозія, і при більшому відсотку вмісту в підживленні фенольних стічних вод спостерігається висока і неприпустима ступінь корозії. Отже, для води даного складу індекс Ланжельє – об'єктивніший показник.



а

б

Рисунок 1 – Залежність індексу стабільності Ланжелъє (LSI) і Різнера (RSI) від вмісту фенольних стічних вод у підживлювальній воді при $K_y = 2-2,2$ без додавання інгібітора:

1 – до упарювання ($t = 30\text{ }^\circ\text{C}$); 2 – після упарювання ($t = 55\text{ }^\circ\text{C}$)

а) індекс Ланжелъє ; б) індекс Різнера

Таким чином, ефективне співвідношення артезіанської води і фенольної стічної води, яке не викликає серйозної корозії й накипу, становить 80 : 20 % відповідно. Водночас попередньо підготувати таку воду шляхом її змішування в окремій ємності об'ємом 100 м^3 перед поповненням оборотного циклу водопостачання [12].

При цьому, здійснюючи дозування композиції для запобігання корозії, яка включає інгібітор нітрифікації [13]. Також кондиціонування води пропонується здійснювати з подальшим фільтруванням і обробленням ультрафіолетовими променями з подальшим дозуванням в оборотну систему водопостачання заводу [12-13]. Використання мікрофільтрів і УФ променів також призводить до зменшення кількості завислих речовин в оборотній системі до нормативних показників та безперебійній роботі спіральних теплообмінників.

Список джерел:

1. McNeill L. S. The importance of temperature in assessing iron pipe corrosion in water distribution systems / L. S. McNeill, Edwards // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2002. – Т. 77. – №. 3. – С. 229-242.
2. Терновцев В. Е. Очистка промышленных сточных вод / В. Е. Терновцев, В. М. Пухачев / Київ : Будівельник. – 1986. – 120.
3. Закономерности накипеобразования в водогрейном оборудовании систем теплоснабжения (обзор) / Балабан-Ирменин Ю. В. и др. // *Энергосбережение и водоподготовка*. – 2004. – №. 3. – С. 10-16.
4. Kenny J. D. Calculation of the Langelier Index at High pH: Supplemental Material Technical Note: Calculation of the Langelier Index at High pH / J. D. Kenny, D. R.

- Hokanson, R. R. Trussell // Journal-American Water Works Association. – 2015. – Т. 107. – №. 3. – С. 82-83.
5. Evaluation of corrosion and precipitation potential in Ardebil drinking water distribution system by using Langelier & Ryznar indexes / Mokhtari S. A. et al. // Journal of Health. – 2010. – Т. 1. – №. 1. – С. 14-23.
6. Суворин О. В. Оценка и прогнозирование коррозионно-накипных свойств промышленных и природных вод / О. В.Суворин, В. И. Мохонько, С. А. Рысухина // Вестник Харьковского национального автомобильно-дорожного университета. – 2010. – №. 48.
7. Evaluation of corrosion and scaling potential of a water treatment plant / Hoseinzadeh E. et al. // Archives of Hygiene Sciences. – 2013. – Т. 2. – №. 2. – С. 41-47.
8. Водное хозяйство промышленных предприятий / [Аксенов В.И., Щеклеин С.Е., Подберезный В.Л.и др.]; под ред. В.И. Аксенова. – [Кн. 4.]. – М.: Теплотехник, 2007. – 239 с.
9. Белан Ф.И. Водоподготовка. Расчеты, примеры, задачи / Ф.И. Белан – М. : Энергия, 1980. – 256 с.
10. Патент України 109035. Композиція для запобігання корозії металів в оборотних системах та спосіб утилізації стічних вод промислових підприємств, які містять амонійний азот / С. В. Нестеренко, О. П. Смілка, В. І. Григоров, Л. Д. Канцедал, Л. П. Банніков, В. О. Ткачов (Україна) ; Харків. нац. ун-т міськ. госп-ва ім. О. М. Бекетова. – № и 2013 07467 ; заявл. 12.06.13 ; опубл. 10.07.15, Бюл. № 13.
11. Кучеренко Д. И. Обратное водоснабжение (Системы водяного охлаждения) / Д.И. Кучеренко, Гладков В. А. // М.: Стройиздат. – 1980. – Т. 1.
12. Nesterenko S. V. Reducing the corrosion losses of metals when using phenolic wastewater in coke-plant cooling systems / S. V. Nesterenko, V. A. Tkachev, E. P. Smilka //Coke and Chemistry. – 2013. – Т. 56. – №. 8. – С. 286-291.
13. Патент України 109035. Композиція для запобігання корозії металів в оборотних системах та спосіб утилізації стічних вод промислових підприємств, які містять амонійний азот / С. В. Нестеренко, О. П. Смілка, В. І. Григоров, Л. Д. Канцедал, Л. П. Банніков, В. О. Ткачов (Україна) ; Харків. нац. ун-т міськ. госп-ва ім. О. М. Бекетова. – № и 2013 07467 ; заявл. 12.06.13 ; опубл. 10.07.15, Бюл. № 13.

WPLYW INTENSYWNOŚCI MIESZANIA ROZTWORU KOAGULANTU Z ŚCIEKAMI ZAKŁADÓW PRZETWÓRSTWA MLECZARSKIEGO NA EFEKTYWNOŚĆ ICH OCZYSZCZANIA

O. MIASOIEDOV*, MSc; **A. SHEVCHENKO****, PhD

**PRODEKO-ELK Sp. z o.o., Elk, Poland*

E-mail: miaso.keo@gmail.com

***LPP S.A., Gdańsk, Poland*

E-mail: andrii.a.shevchenko@gmail.com

Większość oczyszczalni ścieków na zakładach przetwórstwa mleka wykorzystują standardowe technologie oczyszczania, głównym zadaniem których jest zmniejszenie wskaźników zanieczyszczeń przed ich odprowadzeniem do sieci kanalizacji i następnej obróbki na komunalnych oczyszczalniach. Stały proces optymalizacji i intensyfikacji procesów przetwórstwa mleka powoduje podniesienie stężenia zanieczyszczeń w ściekach. To znaczy że efektywność standardowych rozwiązań mechanicznego i fizyko-chemicznego oczyszczania ścieków już nie jest wystarczająca i pojawia się konieczność wprowadzenia kolejnego etapu biologicznego oczyszczania [1, 2]. Ale nawet w tym przypadku, niska efektywność etapów mechanicznego i fizyko-chemicznego oczyszczania ścieków może znacznie pogorszyć i przebieg następnych procesów biologicznych [3].

Analiza otrzymanych w trakcie badań wyników pozwoliła na sformułowanie następujących wniosków:

- Istnieje bezpośredni wpływ intensywności mieszania roztworu koagulantu z ściekami mleczarskimi na skuteczność ich oczyszczania.
- Istnieje silna korelacja pomiędzy gradientem prędkości obliczonej na podstawie prędkości mieszania roztworów a stężeniem ChZT.
- Znaleziona zależność pomiędzy efektywnością redukcji ChZT i zawiesiny w oczyszczonych ściekach.
- Otrzymane wyniki pozwalają stwierdzić, że zmieniając intensywność mieszania można regulować osiągnięcie wymaganych znaczeń ChZT przed odprowadzeniem do sieci kanalizacji.
- Podnoszenie efektywności pracy oczyszczalni lokalnych jest możliwe bez znacznych rekonstrukcji i poniesienia odpowiednich kosztów kapitałowych oraz zwiększenia kosztu eksploatacyjnego. Regulowaniem gradientu prędkości mieszania, udało się osiągnąć zmniejszenie stężenia wskaźnika ChZT o 33 %.
- Biorąc pod uwagę znaczny wzrost efektywności oczyszczania, przeprowadzenie szczegółowych obliczeń gradientu prędkości jest ważne i uzasadnione przy opracowywaniu schematów technologicznych oczyszczalni ścieków mleczarskich.

Otrzymane podczas badań laboratoryjnych wartości gradientu prędkości mogą być wykorzystane do opracowania mieszalników do lokalnych oczyszczalni ścieków przy realizacji nowych projektów oraz modernizacji istniejących systemów oczyszczania ścieków. Dalsze badanie w kierunku poprawy efektywności koagulacji

дzięki inteligentnemu doborowi technologii mieszania powinno pozwolić na otrzymanie uniwersalnych metod dla rozliczeń oczyszczalni ścieków niektórych branż przemysłów i ich rozwoju.

Znaleziona zależność pomiędzy efektywnością redukcji ChZT i zawiesiny w oczyszczonych ściekach pozwala rozliczyć jaka część substancje organicznych jest przedstawiona w koloidalnej postaci. Dalsze badania zależności wartości ChZT od zawartości innych parametrów może pomóc lepiej zrozumieć związek różnych parametrów zanieczyszczeń ścieków mleczarskich i usprawnić proces projektowania etapów technologicznych i prognozowania ich skuteczności.

Otrzymane wartości mętności oczyszczonych ścieków przy różnych długościach fal pozwalają zrobić wniosek o wielkości koloidalnych cząsteczek. Dalsze badania w tym kierunku mogą pozwolić prognozować możliwy wzrost efektywności fizyko-chemicznego oczyszczania ścieków na podstawie informacji o wielkości cząsteczek zanieczyszczeń. Otrzymane dane dla ścieków mleczarskich mogą również być porównane z odpowiednimi danymi dla innych branż przemysłowości w celu uniwersalnego wykorzystania tych wyników dla różnych przedsiębiorstw.

Literatura:

1. M. Watkins та D. Nash, «Dairy Factory Wastewaters, Their Use on Land and Possible Environmental Impacts – A Mini Review,» *The Open Agriculture Journal*, т. 4, pp. 1-9, 2010.
2. T. J. Britz, C. van Schalkwyk та Y. T. Hung, «Treatment of Dairy Processing Wastewaters,» в *Waste Treatment in the Food Processing Industry*, Boca Raton, CRC Taylor & Francis Group LLC, 2006, pp. 1-28.
3. S. Posavac, T. Landeka Dragičević та M. Zanoški Hren, «The improvement of dairy wastewater treatment,» *Mljekarstvo*, т. 60, № 3, pp. 198-206, 2010.

ІНГІБІТОРИ КОРОЗІЇ ДЛЯ ОБОРОТНИХ ЦИКЛІВ ВОДОПОСТАЧАННЯ КОКСОХІМІЧНОГО ПІДПРИЄМСТВА

С. В. НЕСТЕРЕНКО, канд. техн. наук, доцент; **В. О. ТКАЧОВ**, канд. техн. наук, доцент

Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова

61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

Оборотний цикл водопостачання ПрАТ «ЗАПОРОЖКОКС» першим з вітчизняних коксохімпідприємств став працювати в режимі замкнутого циклу з використанням для підживлення зливових та фекальних вод. Якість підживлювальної води не можна визнати задовільною, так як дана вода має високу жорсткість (10-13 мг-екв/дм³) та лужність (1-2 мг-екв/дм³). Виходячи зі стану теплообмінної апаратури відділення конденсації можна говорити про

зміщення балансу «накипний режим ↔ корозивна активність» в бік збільшення корозійної агресивності води оборотного циклу.

Одним з актуальних напрямків підвищення якості води оборотного циклу є зниження корозійної активності оборотної води, видалення завислих часток, усунення біообростання [1-2]. Світова практика підтверджує, що найбільш зручним і економічно виправданим способом захисту теплообмінного обладнання є застосування інгібіторів корозії, особливо в тих випадках, коли захисту підлягає вже діюче обладнання, а витрата води на продувку системи невелика.

Найбільшого поширення для захисту теплообмінної апаратури отримав гексаметафосфат натрію. Дослідники пояснюють захисну дію цього інгібітору осадженням фосфатів на катодних ділянках поверхні металу (ділянки з більш позитивним потенціалом вільної корозії). Будучи інгібітором переважно катодного дії, гексаметафосфат натрію є безпечним, тобто в малих концентраціях не стимулює локальну корозію. Хороших результатів домагаються при одночасному використанні двох або більше різних інгібіторів [2]. Правильно підібрані суміші дозволяють отримувати кращий захист і при цьому часто дешевше окремих інгібіторів.

Метою даного дослідження є розробка заходів щодо впровадження технічних рішень для ефективної експлуатації оборотних закритих циклів водопостачання коксохімічного заводу.

Дослідження якості оборотної і підживлювальної води підприємства було виконано на основі аналізу проб . Розрахунок індексу Ланжелє здійснювався згідно ДБН В.2.5 – 74:2013. Корозійну активність оборотної води циклу ПГХ визначали потенціометричним методом, на базі потенціостата EP-20 А, автоматично керованого програмою за допомогою комп'ютера. Прилад складається з блоку живлення ($\pm 5V$, $+3V$), плати з мікро контролером EFM8LB12F64 (Silicon Labs) з інтегрованим 14-разрядним аналого-цифровим перетворювачем (ADC), який забезпечує вимірювання напруги і струмів, 16-разрядним цифроаналоговим перетворювачем (DAC8581), операційними підсилювачами узгодження рівнів, а також адаптера COM-USB для обміну даними з комп'ютером.

Вимірювання швидкості корозії були проведені в скляній трьохелектродній комірці з розділеними електродами при вільному доступі кисню в комірку. Значення показників електродних потенціалів вимірювали відносно насиченого хлорид–срібного електрода. Щільність корозійного струму пропорційна швидкості корозії металу в досліджуваному середовищі, яку визначали екстраполяцією Тафелєвських ділянок на отриманих поляризаційних кривих до значення потенціалу вільної корозії. Зразком для випробування є електрод, виготовлений з конструкційної сталі ВСТ. 3. Визначення вмісту і розмірів зважених часток в оборотному циклі водопостачання ПГХ проводили за допомогою лабораторних сит СЛМ-300. Сита були зібрані в блок, який встановлювали на велику сітку. Струмів води, що спрямовується на сита, мала постійну витрату ($\sim 50 \text{ дм}^3/\text{год}$) протягом усього експерименту. Після забивання нижніх сит, експеримент припиняли, і проводили сушку при температурі 110°C

і зважування. Визначали вміст завислих часток у воді, а також їх склад та зольність. Хімічний склад зважених часток проводили за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізу (РФА). Для визначення ефективної роботи зернистих фільтрів була виготовлена дослідна установка, що моделює повний фільтрувальний цикл. Продуктивність установки по воді становила 50 дм³/год. В якості фільтрувального елемента використовували газовий вугілля фракції 1,5-2,5 мм.

Аналіз води показав досить великий вміст хлоридів, сульфатів, а також високий солевміст. Значний вміст загального заліза 15-18 мг/дм³ в оборотній воді підтверджує її значну корозійну активність. Відзначено високий вміст завислих речовин 25-30 мг/дм³. Допустимий вміст заліза і зважених часток для оборотних циклів при використанні пластинчастих і спіральних теплообмінників становить 2-3 мг/дм³, зважених часток і 1-3 мг/дм³ заліза.

Розрахунок індексу Ланжельє по ДБН В.2.5 – 74:2013 показує, що при температурі 40-45 °С охолоджуюча вода оборотного циклу має позитивне значення в межах (0,1-0,5), що свідчить про слабо накипний режим роботи циклу. Швидкість корозії вуглецевої сталі в оборотній воді циклу ПГХ при 50 °С, визначена електрохімічним і гравіметричним методом склала 0,6-0,8 мм/рік.

Дослідження по підборі інгібіторів для оборотної води проводили в середовищах ПрАТ «ЗАПОРОЖКОКС», тому що в цьому випадку можна було користуватися пробами, відібраними безпосередньо з системи оборотного водопостачання, де проводилися промислові випробування. Поляризаційні криві, отримані при випробуванні інгібіторів, представлені на рис. 1.

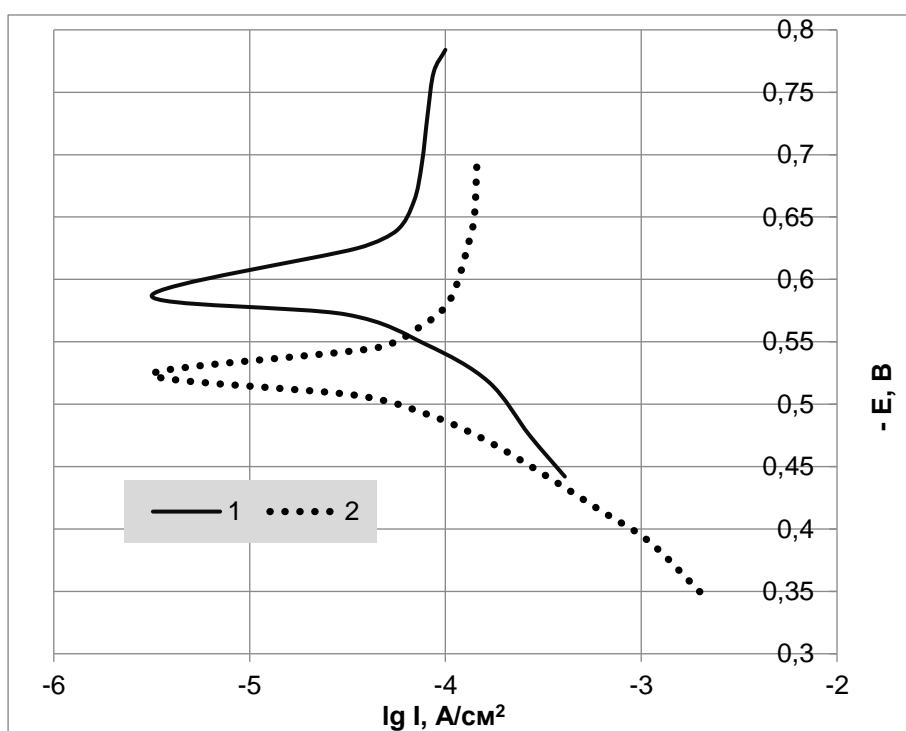


Рисунок 1 – Захисна дія суміші інгібіторів в оборотній воді:
1 – оборотна вода; 2 – оборотна вода+NaPO₃)₆ – 0,01 % масс. + Na₂SiO₃ – 0,01 % масс.

Гексаметафосфат натрію (поліфосфат) зміщує стаціонарний потенціал в негативну область, що викликається зменшенням катодного струму. Так як процес корозії в досліджуваному середовищі контролюється переважно катодною реакцією, то застосування такого інгібітора призводить до найбільш значного зниження активності середовища. Найкращі результати отримані при використанні суміші гексаметафосфата (поліфосфата) з рідким склом - інгібіторів катодного і змішаної дії.

Зі зменшенням концентрації силікату натрію захисну дію його помітно знижується. Гексаметафосфат натрію (поліфосфат) показав високу захисну дію при концентрації 0,02 %. При зниженні концентрації до 0,01 % захисну дію помітно нижче, але корозія при цьому носить рівномірний характер. При використанні суміші нітриту натрію і гексаметафосфата натрію в максимальних концентраціях досвіду захисний ефект трохи вище, ніж при використанні окремих компонентів суміші. Однак при зменшенні концентрації до 0,01 % захисну дію суміші нижче, ніж при випробуваннях одного поліфосфата. Ці результати добре узгоджуються з висновками, зробленими при електрохімічних вимірюваннях. Встановлено, що в суміші вод з випробуваних неорганічних інгібіторів кращим захисною дією володіє суміш гексаметафосфата натрію і рідкого скла на основі силікату натрію [3].

Висновки

1. Оборотна вода ПрАТ «ЗАПОРОЖКОКС» має високу корозійну (0,6-0,8 г/м²·год) активність при температурі 40-55 °С, що призводить до корозійного руйнування труб з вуглецевої сталі, зокрема, верхніх секцій ПГХ. Індекс Ланжельє має значення 0,1-0,5, при якому не утворюються захисні плівки на поверхні металу.

2. Основна маса зважених часток має розміри від 100 до 250 мкм, причому високозольні залізовмісні частки мають розмір вище 100 мкм, а частки менше 100 мкм мають бактеріальну природу. Склад зважених часток підтверджує необхідність проведення антикорозійних заходів, особливо використання інгібіторів корозії.

3. На підставі проведених досліджень по протіканню щілинної корозії в пластинчастих і спіральних теплообмінників показано, що підвищення коефіцієнта упарювання і скидання в оборотні цикли водоспоживання високосолевих стоків недоцільний, з огляду на посилення щілинної корозії в сучасних теплообмінних апаратах. Допустимий вміст хлоридів становить 400 мг/дм³.

4. Встановлено, що найбільш ефективною інгібіторною композицією є використання поліфосфатів 5-10 мг/дм³ і силікатів 29-30 мг/дм³. Для підтримки рН в межах 7-8 од. необхідно використовувати оксид кальцію.

Список джерел:

1. Пантелят Г. С. Внедрение технологии бессточного замкнутого оборотного водоснабжения ОАО «Запорожжкокс» / Г. С.Пантелят, Г. В.Слепцов,

- Е. С. Лисогор, В. Н. Рубчевский // Водоснабжение и санитарная техника. – 2000. – №12. – С.1314.
2. Аксенов В. И. Создание замкнутых систем водоснабжения металлургических предприятий / В. И. Аксенов, О. А. Архипова, И. А. Сидорова, И. И. Ничкова // Сталь. – 2005. – №9. – с.83-85.
3. Пат. 109035 України на винахід МПК С23F 11/18, С02F 1/50. Композиція для запобігання корозії металів в оборотних системах та спосіб утилізації стічних вод промислових підприємств, які містять амонійний азот / Нестеренко С. В., Смілка О. П., Григоров В. І., Канцедал Л. Д., Банніков Л. П., Ткачов В. О.; заявник і власник ХНУМГ ім. О. М. Бекетова; заявл. 12.06.2013; опубл. 10.07.2015, Бюл. № 13.

ТЕОРЕТИЧНИЙ ПОШУК КОМПЛЕКСОУТВОРЮВАЧА ДЛЯ ЕКСТРАКЦІЇ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ

І. С. ЗАЙЦЕВА, канд. хім. наук, доцент; **Т. Д. ПАНАЙОТОВА**, канд. хім. наук, доцент

Харківський національний університет міського господарства імені О.М. Бекетова

61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

Стічні води ряду промислових виробництв характеризуються складним фізико-хімічним складом мінерального та органічного характеру і є високотоксичними для навколишнього природного середовища. Актуальність проблеми скорочення скидання іонів важких металів пов'язана не тільки з природоохоронними та рибогосподарськими цілями, а й з необхідністю подолання великих труднощів, що виникають в процесі промислового та господарсько-питного водопостачання з вододжерел, забруднених високотоксичними сполуками.

Найсучаснішим методом очистки стічних вод від важких металів є використання іонообмінних смол – полімерів, що містять функціональні групи, здатні ефективно зв'язувати певні катіони, виличаючи їх із розчину. Дані матеріали складаються з полімерної основи з прищепленою на неї функціональною групою, здатною до реакції комплексоутворення з катіоном металу. При цьому однією з центральних проблем є забезпечення селективності екстракції конкретного катіона іонообмінною смолою.

Одержано велику кількість хелатоутворюючих смол на основі штучних (полістирол і його сополімери, поліакрилати) й природних (хітозан) полімерів, що містять хелатуючі групи різної природи [1]. Серед таких функціональних груп присутні, зокрема, залишки імінодіоцтової кислоти (аналога ЕДТА) [2], гідроксихіноліну [3], дитизону [4] та інших поширених комплексоутворювачів.

З великої кількості різноманітних функціональних груп, які використано у розробці полімерних комплексоутворювачів, фрагмент імінодіоцтової кислоти є одним з найбільш простих. Матеріали на її основі – так звані Chelex 100 та Chelex

20 від Bio-Rad Laboratories, Inc. є поширеним засобом для очистки речовин за допомогою іонного обміну.

З метою підвищення селективності іонітів до певних металів до складу смол вводять речовини, здатні утворювати з іонами цих металів внутрішньокмплексні сполуки (хелати). Одним з найпоширеніших хелатних агентів є ЕДТА - етилендіамінтетраацетат, динатрієва сіль якого називається трилон Б.

Широке використання ЕДТА в якості хелатуючого агента обумовлено її здатністю зв'язувати і ефективно виводити з води іони важких металів. Пояснюється це тим, що дані іони, як правило, самі є сильними комплексоутворювачами. Комплекс, який метал утворює з ЕДТА, дуже міцний. Після зв'язування ЕДТА в металевий комплекс іони металів залишаються в розчині, але проявляють знижену реакційну здатність.

Універсальність ЕДТА проявляється в здатності утворювати комплекси з усіма катіонами, присутніми у воді. Чотирьохвалентного метали утворюють найбільш стійкі комплексонати в сильно кислих розчинах при $\text{pH} < 1$, тривалентні – при $\text{pH} 2-3,5$. Комплексонати важких двовалентних металів утворюються при $\text{pH} 3,5-5$, лужноземельних – при $\text{pH} 7-12$.

ЕДТА має значні переваги перед іншими органічними кислотами, які використовувались раніше для тих же цілей, наприклад щавлевої кислотою. Так, комплексонати $\text{Fe} (2+, 3+)$ за стійкістю на $10-15$ порядків вище відповідних оксалатів.

Експериментальні дані відносно селективності екстракції важких металів за допомогою Chelex є загальнодоступними [5]. Імінодіоцтова кислота є досить простою модельною сполукою для теоретичного вивчення рівноваги комплексоутворення. Слід також відзначити високу конформаційну лабільність функціональної групи на її основі, що, з одного боку, має ускладнювати розробку селективного матеріалу для комплексоутворення, з іншого – можливо, дозволить виявити наявність або відсутність впливу на комплексоутворення іонних радіусів.

Запропоновано метод, який передбачає квантовохімічні розрахунки енергій комплексоутворення імінодіоцтової кислоти з металами, що дає можливість теоретичної оцінки селективності вилучення катіонів важких металів зі стічних вод.

Розрахунки енергій проводились методом RHF 6-31G(d,p) з урахуванням MP2-кореляції та впливу розчинника (H_2O) методом РСМ – як різниця між повними енергіями комплексів з сумою енергій катіону і ліганду.

Виявлено тенденцію до кореляції між розрахованими енергіями комплексоутворення у ряді комплексних сполук на основі діаніону імінодіоцтової кислоти з катіонами металів та експериментальними даними з селективності екстракції катіонів полімерним матеріалом на основі імінодіоцтової кислоти.

Список джерел:

1. Oshita K., Motomizu Sh. // Bunseki Kagaku. – 2008. – V. 67. –No. 5. – P. 291 - 311.
2. Chen C.-Y., Chen S.-Y. // J. Appl. Polym. Sci. –2004. –V. 94. –P. 2123 – 695.
3. Gladis J. M., Rao T. P. // Anal. Bioanal. Chem. –2002. –V. 373. –P. 867 – 869.
4. Wu D., Wang A., Guo L. // Anal. Sci. –2006. –Vol. 22. –P. 1245 – 1248.
5. Chelex®100 and Chelex 20 Chelating Ion Exchange Resin Instruction Manual.
6. Luo, H., S. Dai, Bonnesen, P. V. // Analytical Chemistry. – 2004. – V. 76. –No. 10. – P. 2773 – 2779.
7. Alex A. Granovsky, Firefly version 7.1.G, <http://classic.chem.msu.su/gran/firefly/index.html>.
8. Flyes T. M., Gandour R. D., J. Inclusion Phenomena and Molecular Recognition in Chemistry. – 1992. – V. 12. – P. 313 – 332.

ОЧИЩЕННЯ ТА ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ВИСОКОКОНЦЕНТРОВАНИХ СТИЧНИХ ВОД ЗА ДОПОМОГОЮ ТЕХНОЛОГІЙ AOPs

О. В. БАБІЧ*, канд. техн. наук, **І. В. ЗІНЧЕНКО***, **К. О. ЦИТЛИШВІЛІ***,
О. В. САВВОВА**, докт. техн. наук, **Н. С. ЦАПКО***, канд. техн. наук
* *НАУКОВО-ДОСЛІДНА УСТАНОВА «УКРАЇНСЬКИЙ НАУКОВО-ДОСЛІДНИЙ ІНСТИТУТ ЕКОЛОГІЧНИХ ПРОБЛЕМ»*

61166, м. Харків, вул. Бакуліна, 6

e-mail: lenysjababich@gmail.com

** *Харківський національний університет міського господарства ім. О. М. Бекетова, 61002*

Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

e-mail: savvova_oksana@ukr.net

За даними Державної служби статистики України [1] і звітів Мінприроди і Міністерства регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України [2] більше половини водних джерел країни не відповідають санітарно-гігієнічним вимогам. Найбільшу загрозу водним ресурсам надають скиди антропогенного походження у вигляді неочищених і недостатньо очищених стічних вод. З такими потоками в водні об'єкти потрапляють забруднювачі у вигляді завислих речовин, органічних і мінеральних сполук, біогенних елементів. В останній час екологічною проблемою є забруднення поверхневих водних об'єктів відходами фармацевтичної продукції, у тому числі, антибіотиками, які зі стічними водами, мінаючи очисні споруди, потрапляють у водойми. Традиційні очисні споруди, більш частина яких була побудована у минулому столітті, не можуть забезпечити очищення стічних вод до нормативних вимог, тому дуже актуальним є пошук, розроблення і впровадження нових, ефективних технологій оброблення і знезараження висококонцентрованих і токсичних стоків.

На сьогоднішній день багато досліджень всесвітніх вчених спрямовано на розробку AOPs (Advanced Oxidation Processes) технологій. Висока ефективність

технологій (AOPs) обумовлена утворенням активних радикалів, які сприяють окисненню органічних і неорганічних речовин, що важко розкладаються, та інактивації мікроорганізмів. Ланцюгові радикальні процеси мають низьку енергію активації, у тому числі процесів знезараження, найбільш активними гідроксильними радикалами OH^- та іншими активними формами кисню (АФК). До AOPs технологій відносять комбіновані фізичні та хімічні методи (УФ-опромінювання (УФ), озонування (O_3), УФ і H_2O_2 , УФ і $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$, УФ і TiO_2 тощо), що здатні очистити воду від забруднюючих домішок до дуже низьких концентрацій. При використанні таких методів досягається високий рівень знезараження [3]. У таблиці 1 наведені комбінації окиснювачів та ефекти при їх застосуванні.

Таблиця 1 – Окиснювачі і їх комбінації та ефект при їх використанні

Окиснювачі	Ефект при використанні
H_2O_2 – 2 г/дм ³ Озон – 1,6 г/дм ³ УФ – 7 мДж/см ²	Синергітичний ефект щодо культури E.coli
H_2O_2 – 2 г/дм ³ Озон – 1,6 г/дм ³ УФ – 7 мДж/см ²	Знезараження води
H_2O_2 1% УФ ($\lambda=254$ нм)	Синергітичний ефект щодо спорової культури Bac.subtilis, Bac. Cereus, Bac. pumilis, Cl. Sporogenes та клітин E. coli R-12, Str. faecalis
УФ 0,025 і 0,2 мДж/(см ² ·с) швидкість подачі O_3 1,5 і 3,8 мг/хв·дм ³	Адитивний ефект. Кількість бактерій знижується на 2,5-3,5 порядки.
УФ / O_3 + ртутна лампа середнього тиску Tungsram-100+імпульсна ксенонова лампа ІФП-800	Антагоністичні ефекти, що впливають на зменшення мікроорганізмів
УФ/ H_2O_2 лампа низького тиску з дозою УФ 200 мДж/см ² з одночасною дією H_2O_2 (30 мг/дм ³)	70 % деструкція токсину, розпад фармпрепаратів (ібупрофен, дефінілгідрамін, диметілфенілпіразолон, феніфтоїн)
УФО / H_2O_2	Летальна синергічна реакція щодо грибового патогена Fusarium solani
УФО / H_2O_2 (10 мМ) 3 години експозиції	Зниження значення БСК на 87%
УФО / H_2O_2 (20 мг/дм ³)	Знезараження
H_2O_2 +іони Cu, Ag, Zn	Бактерицидний ефект

В УКРНДІЕП сумісно с ННЦ "ХФТІ" [4] була проведена оцінка ефективності інактивації антибіотика ципрофлоксацину комбінуванням фізико-хімічних методів (озонування, УФ-опроміювання, оброблення пероксидом водню) у водному середовищі. Показана перспективність використання озонування, а також систем $O_3/УФ$ і $O_3/УФ/H_2O_2$ для зниження токсичної дії залишків антибіотика ципрофлоксацина щодо тест-об'єкта *Escherichia coli* в водному середовищі. Так, у процесі оброблення розчину антибіотика озонуванням сумісно з УФ опроміюванням ступінь токсичності антибіотика відносно тест-об'єкта знижувалась на (63 – 72)% при концентрації озону 15 г/дм³ протягом 10 – 15 хв. оброблення, що свідчить про інактивацію антибіотика. Також відмічено, що оброблення тест-об'єкта сумісно озоно-повітряною сумішшю, УФ-опроміюванням і пероксидом водню ($O_3/УФ/H_2O_2$) призвело до повного біоцидного ефекту, при якому ферментативна активність бактерій кишкової палички була пригнічена, що пов'язано з високим залишковим редокс-потенціалом обробленого, таким способом, розчину ципрофлоксацину.

За даними [1] для дуже забруднених стічних вод перспективним методом є фотоліз H_2O_2 під дією Fe^{+} (система Фентону) серед оксидних методів ($Fe^{+}/H_2O_2/УФ$, $TiO_2/УФ$, $Fe^{+}/O_2/УФ$, $Fe^{+}/O_3/УФ$). Даний метод також є дешевшим у порівнянні з озонуванням (висока вартість УФ-ламп і енергія).

Фотосистема Фотофентону ефективна для розпаду трибромметану, для деструкції антибіотиків при БСК₅ до 419 мг O_2 /дм³, завислих речовин – до 250 мг/дм³), видалення органічного вуглецю, важких металів (As, Cu, Pb), загального фосфору, інактивації бактерій та зменшення токсичності стічних вод.

Використання напівпровідникових фотокаталізаторів з метою генерування вільних радикалів для активації процесів окислення органічних сполук є одним з найбільш перспективних методів для реалізації економічної і енергоефективної методики очищення води. Головною перевагою є те, що в "ідеальних" умовах фотокаталітичний матеріал не потребує заміни, що забезпечує безперервність роботи пристроїв на його основі.

В якості фотокаталізаторів можуть бути використані напівпровідники на основі оксидів титану (TiO_2) і цинку (ZnO), які характеризуються високою фотокаталітичною активністю, хімічною стійкістю, біосумісністю і малою токсичністю.

Встановлено, що TiO_2 характеризується унікальними оптичними властивостями та біологічною сумісністю з живими тканинами, а з точки зору практичного використання і антибактеріальними та каталітичними властивостями [5]. Роботи в даному напрямку продовжуються сумісно з науковцями ХНУМГ ім. О.М. Бекетова.

В УКРНДІЕП була встановлена перспективність використання фотокаталізаторів у тому числі TiO_2 як нетоксичного інертного наноматеріалу у системі очистки для попередження біологічного забруднення транскордонних водних об'єктів баластними водами [5,6].

Фотокаталізатори на основі TiO_2 застосовуються для створення антибактеріальних і самоочисних покриттів. Так, закордонні фірми AFG Industries, Pilkington, PPG Industries, Deutsche Steinzeug Kerami, AGC Flat Glass

Европе в промислових масштабах випускають самоочисне скло і поливу з TiO_2 для покриття [5]. Також з'являються данні про перспективність використання фотокаталітичного нанопокриття на основі TiO_2 у боротьбі з коронавірусом [7].

На основі проведених наукових досліджень в УКРНДІЕП розроблюються сучасні технології очищення і знезараження висококонцентрованих, токсичних і забруднених біоагентами стічних вод, які засновані на методах інтенсивного окиснення за допомогою природних окиснювачів.

Список джерел:

1. Статистичні збірники Державної служби статистики України «Довкілля України» за 2010 - 2018 роки /режим електронного доступу URL: https://ukrstat.org/uk/druk/publicat/Arhiv_u/07/Arch_dov_zb.htm
2. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2018 році / Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України, Київ, 2019, 351 с.
3. Petrenko N. F., Mokienko A. V., Platov S. M. New technologies of water oxidation and disinfection advanced oxidation processes. Actual problems of transport medicine. 2018. 2(52). P. 22-38
4. Zinchenko I.V., Tsitlishvili K.O., Vikasov V.M. Investigation of the method of inactivation of antibiotics by its destruction by ozone-air mixture for the protection of the environment and human health. Environmental safety: problems and solutions: coll. of sciences.of Articles of the XV International Scientific and Practical Conference (Kharkiv, September 9-13, 2019) / USRIEP. - PE "Style-Issue", 2019. P. 172-174
5. УДК 504.064.2:504.054, № держреєстрації 0118U000506, Звіт про науково-дослідну роботу за темою № 3/1.6-18 «Розроблення заходів з попередження біологічного забруднення транскордонних водних об'єктів баластними водами (з використанням наноматеріалів)»
6. Савова О.В., Горбань Н.С., Бабіч О.В., Зінченко І.В. Інтенсифікація процесу очистки баластних вод з використанням наноматеріалів / Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. Статей XIII Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків, 11-15 вересня 2017 р.) УКРНДІЕП. Х.: Райдер, 2017. – С.351-353
7. Фотокаталітичне нанопокриття допомагає зупинити коронавірус [Електронний ресурс] <http://labprice.ua/statti/naukovo-populyarni-statti /fotokatalitichne-nanopokrittya-dopomaga%D1%94-zupiniti-koronavirus/>

ВИВЧЕННЯ МЕТОДІВ ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ ПИТНОЇ ВОДИ

Т. О. ШЕВЧЕНКО, канд. техн. наук, доцент; **А. В. ВАСИЛЕНКО**, здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти спеціальності 194 Гідротехнічне будівництво, водна інженерія та водні технології Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова
61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17
e-mail: tamara.shevchenko@kname.edu.ua, alinkavasilenko2@gmail.com

Розрізняють залізо загальне (по ньому роблять аналіз звичайний), залізо розчинене (двовалентне), залізо нерозчинене (тривалентне), тобто ми бачимо ці частинки як забарвленість і каламутність води, як пластівці або слиз помаранчевих і червоних відтінків. Це реалізована іржа гідроксид або гідроокис. Іноді залізо у воді може бути чорним – це вже продукти метаболізму бактерій так званого органічного заліза [1].

Ознаки заліза у воді:

- запах – запах металу;
- смак металевий;
- каламутність – вода буває каламутна від окисленого заліза, зазвичай це каламутність досить стабільна і не осідає;
- колір – червонуваті, рудуваті відтінки – ознака окислення заліза в воді;
- осад – коли реакція окислення заліза завершиться – залізо випаде в осад на дно ємності, вода знову стане прозорою.

Залізо, як і інші метали, наприклад марганець, у побутовій водопідготовці видаляється кількома різними методами [2].

Перерахуємо їх у порядку актуальності:

1. Окислення і подальша фільтрація «твердих» фракцій.
2. Окислення і фільтрація піролюзитом (MnO_2).
3. Іонний обмін (пом'якшення).
4. Зворотний осмос (опріснення, знесолення).

На даний час запропоновано та впроваджено велика кількість методів та схем знезалізнення води, які можна розділити на безреагентні, реагентні, катіонообмінні та біохімічні методи. Вибір методу знезалізнення води є достатньо складною задачею, при якому необхідно враховувати кількість заліза та його форми, фізико-хімічні показники води (рН, лужність, температура, кисень, сірководень, аміак, вуглекислий газ, окисність тощо), режим роботи споруд та їх продуктивність, наявність існуючих споруд водопостачання. Найдоцільніше вибирати спосіб знезалізнення води пробним знезалізненням, безпосередньо біля джерела водопостачання.

У більшості реагентних методів знезалізнення використовують такі хімічні речовини: вапно, кальцинована сода, окисники – хлор або його сполуки, озон, калію перманганат, коагулянти і флокулянти, які є доволі дорогими. Всі ці сполуки так чи інакше після використання, нехай в невеликих «слідових»

кількостях, залишаються в очищеній воді. За постійного використання такої води для питних потреб важко передбачити їх вплив на здоров'я людини.

Вибір методу знезалізнення залежить від різних факторів, таких, наприклад як:

- необхідний об'єм чистої води в годину і на добу;
- вміст заліза, марганцю, сірководню у вихідній воді;
- рН (водневий показник) – надзвичайно важливий параметр;
- перманганатна окислюваність;
- інші забруднення води

Так, наприклад, окислення (проміжна ємність, аерація або дозування гіпохлориту) з подальшою фільтрацією – цей спосіб вимагає вкладень.

Залежно від кількості кисню, розчиненого у воді, залізо може знаходитися в:

- двовалентному $\text{Fe}(\text{OH})_2$ розчиненому стані;
- тривалентному $\text{Fe}(\text{OH})_3$ нерозчиненому стані, яке в свою чергу можна розділити на колоїдну форму – золь тривалентного заліза (виглядає, як каламутна вода) і великі пластівці, здатні випадати в осад.

Суть методу окислення полягає в тому, щоб перевести залізо з розчиненого (двовалентного $\text{Fe}(\text{OH})_2$) стану в «тверде» нерозчинене тривалентне $\text{Fe}(\text{OH})_3$ за рахунок приєднання до молекули заліза ще одного іона ОН. В цьому випадку залізо, а так само багато інших речовин (марганець, сірководень, органіка) не може більше залишатися в розчиненому вигляді і утворює відносно великі утворення молекул – колоїди і крупніші частки, які можуть бути видалені механічно – відфільтровані.

Оскільки в глибинних свердловинах кисню в воді практично немає, то вода, що містить велику концентрацію розчинених металів виходить на поверхню абсолютно прозора і, при контакті з повітрям, мутніє, або забарвлюється в відтінки рудого через деякий час (від півгодини до доби). А ще через якийсь час (1–3 доби) може знову стати прозорою і позбавленою смаку, на дні утворюється осад.

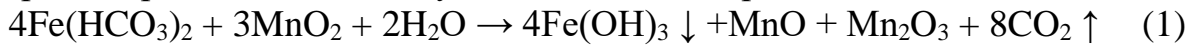
Основна проблема використання підземних вод полягає у високому вмісті в них розчинених сполук заліза і марганцю. В присутності заліза і марганцю погіршується органолептичні показники води, що робить воду непридатною для господарсько-питних потреб населення.

Методи безрозмірного знезалізнення води з спрощеної аерації не дають глибокого знезалізнення при великих концентраціях заліза, вуглекислого газу і низьких значень рН. Тому для досягнення надійного знезалізнення застосовується реагентний метод із посиленою аерацією.

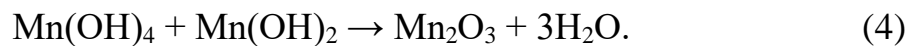
Метод фільтрування через модифіковане завантаження заснований на збільшенні сил адгезії шляхом впливу на молекулярну структуру поверхні зерен фільтруючого завантаження [3]. Для збільшення сил адгезії, як показали дослідження, необхідно на поверхні зерен фільтруючого завантаження утворити плівку. Крім того, електростатичні властивості цих сполук повинні забезпечити зміну дзета-потенціалу поверхні зерен в потрібному напрямку. При цьому сили адгезії дотичних тим більше, чим більше молекулярні маси.

Методика модифікації завантаження передбачає її послідовну обробку 1,5% -вим розчином сірчаноокислого заліза (II), а потім 0,5% -вим розчином перманганату калію. Сумарна тривалість контакту 30 хв. Через 20 хв. після початку роботи фільтрат відповідає лімітам [4].

Процес представлений наступними хімічними реакціями:



Встановлено, що попередньо осади на поверхні зерен фільтруючого завантаження оксиди марганцю надають каталітичний вплив на процес окислення іонів заліза (II) і марганцю (II) киснем повітря. При фільтруванні води, що містить марганець, через піщане завантаження після деякого часу на поверхні зерен піску утворюється шар, що складається з негативно зарядженого осаду гідроксиду марганцю $\text{Mn}(\text{OH})_4$, який адсорбує позитивно заряджені іони марганцю (II). Гідролізуючись, ці іони реагують з осадом $\text{Mn}(\text{OH})_4$, утворюючи оксид Mn_2O_3 , який добре окислюється, часто розглядається як змішаний оксид MnO-MnO_2 і є каталізатором окислення іонів заліза, марганцю та інших важких металів:



Використання цієї властивості оксидів марганцю дало можливість застосувати в практиці кондиціонування води метод її фільтрування через пісок, зерна якого попередньо покриті плівкою оксиду марганцю (так званий «чорний пісок»). При використанні такого завантаження фільтрів окислення марганцю розчиненим у воді киснем повітря можливо здійснити при значеннях рН, значно менших, ніж зазвичай ($\text{pH} \leq 7,5$).

Однак метод фільтрування води через завантаження з застосуванням в якості реагенту-відновлювача хлориду марганцю має недолік, що полягає в поступовому подрібненні часток, що утворюють покриття зерен завантаження, і проскок їх у фільтрат. Іншим недоліком деманганізації фільтруванням через такий «чорний пісок» є значна витрата перманганату калію.

Список джерел:

1. Багато заліза у воді [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://multifilters.com.ua/articles/bagato-zaliza-u-vodi>
2. Теоретичні основи видалення заліза та марганцю з води. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://multifilters.com.ua/articles/theoretical-basis-for-iron-and-manganese-removal-water>
3. Сколубович Ю. Л. Новая модифицированная загрузка для очистки природных вод / Ю. Л. Сколубович, Е. Л. Войтов, А. Ю. Сколубович // Весник ТГАСУ. – № 4, 2013. – С. 243–252.
4. ДСанПіН 2.2.4–171–10 Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: https://dbn.co.ua/load/normativy/sanpin/dsanpin_2_2_4_171_10/25-1-0-1180

УДОСКОНАЛЕННЯ МЕТОДУ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ ПОБУТОВИХ СТІЧНИХ ВОД ШЛЯХОМ БІОЛОГІЧНОЇ АКТИВАЦІЇ МІКРООРГАНІЗМІВ АКТИВНОГО МУЛУ

І. М. ЧУБ*, канд. техн. наук, доцент; **І. І. ЗАБАРА****

**Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова*

61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

***Комунальне підприємство «Міськводоканал» Сумської міської ради 40009, Україна, Сумська обл., м. Суми, Білопільський шлях, 9*

Виконаний аналіз існуючих методів очищення побутових стічних вод показав, що на міських очисних спорудах каналізації, переважно використовують традиційну технологію біологічної очистки в аеротенках за допомогою мікроорганізмів активного мулу. Але використання даної технології для очищення висококонцентрованих стічних вод має ряд недоліків, головним з яких є низька ефективність очищення, а також погане видалення біогенних елементів.

Ситуація ускладнюється тим, що у водне середовище потрапляють синтетичні речовини, які не існують в природі і не деградують в навколишньому середовищі. Багато з них мають канцерогенну активність. Таким чином, відбувається їх накопичення в біологічних і небіологічних об'єктах.

Серед методів, що пропонуються для підвищення ефективності очищення побутових стічних вод, поширеними вважаються мембранні технології і методи нітри - денітрифікації. Ці технології мають складний технологічний процес, високі вимоги до експлуатації та вважаються енергозалежними [1].

Застосування наукового підходу і проведені останнім часом дослідження по вдосконаленню різних методів, привели до появи нових сучасних технологій і засобів очищення води. У зв'язку з цим розробка і застосування нових технологічних рішень, спрямованих на досягнення потрібного ефекту очищення побутових стічних вод є очевидним і необхідним. Перспективним вважається метод (технологія) біологічної активації мікроорганізмів активного мулу, який має суттєві переваги.

З літературних джерел встановлено, що застосування карбонових кислот здатне надавати комплексну дію на процеси очищення: підвищувати ферментоутворення, пригнічувати розвиток нитчастих бактерій, підвищувати стійкість до токсичних забруднень і інтенсифікувати біологічну очистку стічних вод [2].

Аналіз досвіду використання карбонових кислот вказує на відсутність достатньої науково-технічної бази, методів розрахунку їх застосування, що обумовлює необхідність проведення комплексних досліджень впливу карбонових кислот на процеси очищення стічних вод.

Для біологічної стимуляції мікроорганізмів активного мулу в лабораторно-промислових умовах застосували полікарбонові кислоти, які впливають на ферментативну активність мікроорганізмів активного мулу. В якості

стимулюючих агентів для обробки активного мулу застосували послідовно дві кислоти: лимонну і бурштинову кислоти. Вибір полікарбонатових кислот для участі в експерименті заснований на проведеному літературному огляді і відомостях про їх ефективне використання [2].

Всі розчини готувалися на дистильованій воді і в концентрованому вигляді, додавалися в суміш мулу в необхідній розрахунковій кількості. Для виключення можливості появи небажаних змін біоценозу, обробці піддається незначна частина активного мулу - 0,00001% від загального обсягу, що знаходиться в працюючих аеротенках та регенераторах [3].

Обробці піддається мала частка активного мулу, наявного на очисних спорудах м. Суми. В результаті біологічної стимуляції сформувалися популяції гелеутворюючих сапрофітних бактерій, добре адаптованих до підвищених складів субстратів і здатних конкурентно пригнічувати розвиток алохтонних, патогенних, а також нитчастих бактерій. Зміна біоценозу активного мулу йде в напрямку адаптації до заданого стоку і являє собою мікрофлору, яка містить всі ферментні системи, необхідні для деградації присутніх забруднюючих речовин. Активний мул після обробки покращує свої седиментаційні властивості.

Біологічна активація мулу карбонатними кислотами забезпечує стійкий ефект збільшення швидкості і глибини вилучення забруднюючих речовин і поліпшення властивостей мулу віддавати вологу. Для теоретичного пояснення такого ефекту та розуміння біохімічних процесів, що відбуваються у бактеріальній клітині, слід нагадати місце лимонної і бурштинової кислот у енергетичному метаболізмі багатьох прокариотів.

Цикл Кребса (ЦТК) – центральний метаболічний шлях окиснення органічних молекул, що відіграють роль „клітинного палива” [3]. Головним і основним регулятором ЦТК є оксалоацетат, а точніше його доступність. Наявність оксалоацетату залучає в ЦТК ацетил-SКоА і запускає процес. Оксалоацетат надходить з кислот самого циклу (лимонної та бурштинової). Додавання лимонної кислоти приводить до посилення інтенсивності катаболічних процесів в клітині бактерії та збільшення активності ЦТК. Крім того, додавання лимонної і бурштинової кислот прискорює дихальний ланцюг та ряд реакцій, впливає на дегідрогеназну активність гетеротрофних бактерій, яка значно підсилюється.

Про токсичність стічної води або ефективність процесу біоочищення судять за інтенсивністю забарвлення розчинів, які отримані у результаті окисно-відновлених реакцій. Чим більше ферменту дегідрогенази, тим інтенсивніше червоний колір досліджуваної проби води, тим більше деструкція забруднень в стічній воді мікроорганізмами, тим ефективніше очищення.

Експрес-метод визначення дегідрогеназної активності (ДГА) дозволяє якісно оцінити характер дії стічних вод на мікроорганізми активного мулу. Отримано результати дослідження дегідрогеназної активності обробленого мулу (рис.1).

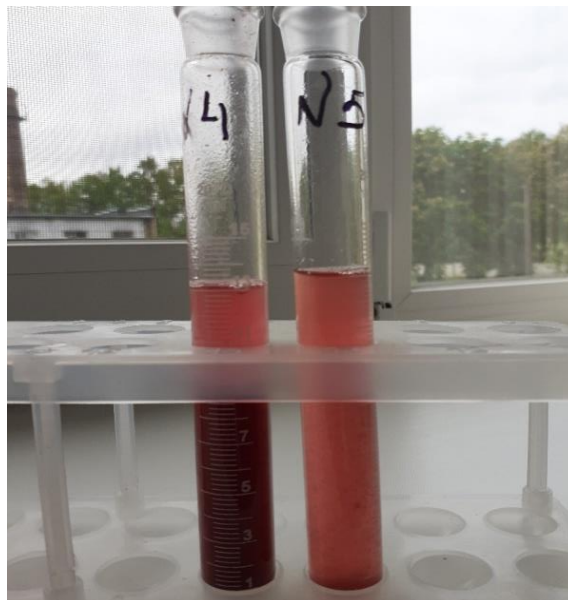


Рисунок 1 – Визначення ДГА після проведення 3-х етапів методу біологічної активації активного мулу (АМ):
№ 4 – після біологічної активації АМ; № 5 – до біологічної активації АМ

Результати експериментальних досліджень процесу біологічної очистки міських стічних вод методом біологічної активації у лабораторних умовах показують, що біологічна активація активного мулу забезпечує стійкий ефект збільшення швидкості і глибини вилучення забруднюючих речовин. Застосування карбонових кислот здатне надавати комплексну дію на процеси очищення: підвищувати ферментоутворення, пригнічувати розвиток нитчастих бактерій, підвищувати стійкість до токсичних забруднень і інтенсифікувати біологічну очистку стічних вод. Введення карбонових кислот доцільно здійснювати з обов'язковим гідробіологічним контролем і вносити новоутворені колонії бактерій в регенератори аеротенків.

Застосування даного методу дає істотне підвищення спадкової різноманітності мікроорганізмів активного мулу. Додавання в активний мул лимонної і бурштинової кислот стимулюють появу нових моноколоній бактерій зі здатністю синтезувати різноманітні ферменти і збільшувати свою біомасу.

Список джерел:

1. Shevchenko, T., Chub, I., Didrikh, D. (2018) Experimental study of the biological wastewater treatment process with the use of the membrane bio-reactor. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 3/10 (93), 43-50
2. Жмур Н. С. Технологические и биохимические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками / Н. С. Жмур. – М.: АКВАРОС, 2003. – 512 с
3. Забара І. І. Нові тенденції застосування методу індукційної активації активного мулу (хімічного мутагенезу) на очисних спорудах м. Суми / І. І. Забара., Т. М. Сікідіна // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей XV Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків, 9–13 вересня 2019 р.); УКРНДІЕП. – ПП «Стиль-Іздат». - 2019. – С. 162–166.

ОСОБЛИВОСТІ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД ВІД НАФТОПРОДУКТІВ

М. В. ДЕГТЯР, канд. техн. наук, доцент; **В. Ю. СИДОРОВА**, здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти освітня програма «Водопостачання та водовідведення» спеціальності 192 Будівництво та цивільна інженерія

Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова

61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

Нафтовмісні стічні води є складною гетерогенною полідисперсною системою, в якій містяться забруднення мінерального і органічного походження.

Основна особливість нафтозабруднень в стоках - менша щільність в порівнянні з водою і низька розчинність у воді. У стічних водах нафтопродукти за дисперсним складом можуть бути у вільному, емульгованому і розчиненому стані. У основній масі нафтопродукти в стоках знаходяться у вільному (грубодисперсному стані), що утворюють плаваючу плівку або шар.

Зниження концентрації нафтопродуктів у воді може відбуватися в результаті їх природного розпаду і хімічного окислення, випаровування і біологічної деструкції [1]. Проте в умовах довкілля ці процеси протікають з відносно низькою швидкістю.

Методи очищення стічних вод з метою руйнування або видалення з них шкідливих речовин можна розділити на механічні, хімічні, фізико - хімічні та біологічні.

Для інтенсифікації процесів очищення води від нафтових забруднень використовують механічні, хімічні, фізико-хімічні і біологічні методи, а також їх комбінування, яке дозволить досягти необхідної міри очищення з мінімальними витратами [2].

Вибір способу очищення у кожному конкретному випадку визначається джерелом і характером забруднення, кількістю забруднюючої речовини в промисловому стоці і подальшим цільовим використанням очищеної води.

Механічна обробка стічних вод є попереднім етапом, що передує повному очищенню стоків. Нафтоуловлювачі, які використовують на цьому етапі сприяють видаленню основної маси вільної нафти, олій і крупнодисперсних нафтопродуктів. В ході подальшого відстоювання із стічної води видаляються нерозчинні тверді домішки.

Метод фільтрування набуває все більшого значення у зв'язку з підвищенням вимог до якості очищеної води. Фільтрування застосовують після очищення стічних вод у відстійниках або після біологічної очистки. Процес засновано на прилипанні грубодисперсних частинок нафти і нафтопродуктів до поверхні фільтруючого матеріалу. У нафтовій і нафтохімічній промисловості зазвичай застосовують фільтри із зернистим завантаженням.

Загальним недоліком усіх фільтрів (крім пінополіуретанових) є те, що в результаті їх регенерації утворюються високоемульговані і стійкі емульсії, які

істотно ускладнюють утилізацію виділених нафтопродуктів. Такі фільтри доцільно застосовувати після попереднього очищення стоків у пісковловлювачах та нафтовловлювачах.

Механічні способи очищення є малоефективними, оскільки забезпечують видалення вуглеводневих компонентів лише з поверхневого органічного шару. Для осадження нафтопродуктів у вигляді нерозчинних неутілізованих осадів застосовують хімічні методи, що ґрунтуються на внесенні в забруднену воду хімічних реагентів (зокрема, коагулянтів і флокулянтів), які можуть стати причиною вторинного забруднення води, що очищається.

Хімічний метод дозволяє добитися очищення води від нафтопродуктів до 95 %. Такий показник досягається при додаванні у воду вступаючих в реакцію з нафтою різних реагентів. Недоліком цього способу є можливість накопичення нафтопродуктів на дні водойми, що призводить до вторинного забруднення водного середовища. Ще одним різновидом цього способу є використання адсорбентів. За допомогою їх досягається очищення води до 98 %.

Для видалення із стічної води колоїдних і дрібно-дисперсних домішок, а також важких металів, фенолів, кислот, лугів застосовують фізико-хімічні методи. Зокрема, коагуляцію, флотацію і сорбцію, а також розповсюдження отримали методи адсорбції нафтопродуктів [2].

Біологічні методи очищення передбачають використання мікроорганізмів, здатних засвоювати різні вуглеводні нафти в якості єдиного джерела вуглецю.

Біологічні методи використовують досить рідко, оскільки для біорозкладу нафти під дією штучно культивованої мікробіологічної культури необхідні тривалий час та підвищені температури.

Апаратним оформленням процесу глибокого очищення від забруднюючих речовин, можуть бути нафтовловлювач, напірна флотаційна установка, механічний фільтр, сорбційний вугільний фільтр, збірник нафтопродуктів, піч спалювання.

На основі вище сказаного можна зробити висновок про необхідність використання комбінованого методу з можливим доочищенням. Враховуючи економічну складову питання, доцільним буде використання промислових відходів, зокрема в якості сорбенту.

У роботі в якості відходу виробництва рекомендовано використання карбонатного шламу. Карбонатний шлам поглинає, зв'язує нафту та нафтопродукти (НП) шляхом поверхневої сорбції.

У початковому виді шлам має невисокі технологічні характеристики - високу гідрофільність, а внаслідок цього низьку адсорбційну місткість за НП.

Для зниження гідрофільності використовують гідрофобизатори, найчастіше використовуються різні кремнійорганічні сполуки.

На основі літературних даних обрано гідрофобізуючий склад на основі кремнійорганічної сполуки- поліметилгідридсилоксан марки «ГКЖ - 94 М» [3].

Для отримання сорбційного матеріалу початковий карбонатний шлам піддається подрібненню і змішують з гідрофобизатором і піддають термообробці при температурі від 200 до 400⁰ С.

Апаратурним оформленням процесу є насипні адсорбційні фільтри із зернистим завантаженням. При використанні гідрофобного дрібнодисперсного сорбційного матеріалу в насипних фільтрах виникає ряд проблем: утворюється гідрофобна «пробка», що блокує потік води, а також при поданні потоку води на гідрофобний дрібнодисперсний шлам під тиском, вода проходить між стінкою фільтру і матеріалом, що фільтрує.

Уникнути цих проблем можна за рахунок формування гранул за допомогою використання рідкого натрієвого скла. Отриманий сорбент має наступні характеристики:

- розмір гранул складає від 1,0 до 3,0 мм;
- міцність на стирання до 70 %;
- сумарний об'єм поір – 0,3 см³ /г;

Отриманим сорбентом завантажуються насипні адсорбційні фільтри, висота завантаження може варіюватися.

Очікувана ефективність використання сорбенту для вилучення нафтопродуктів з фільтрату складає 95-98%.

Таким чином запропонована схема очищення включає стадію механічного очищення (предочищення), блок фізико-хімічного (нафтоуловлювач, флотатор) та адсорбційного очищення.

Таким чином запропонована багатоступенева технологічна схема очищення нафтовмісних стічних вод, з використання відходів виробництва – модифікованого карбонатного шламу в якості сорбенту. Ступінь вилучення нафтопродуктів досягає 98%. При доукомплектації схеми установкою ультрафільтрації можливе використання очищеної води в оборотному циклі.

Список джерел:

1. Стан довкілля в Україні. Інформаційно-аналітичний огляд. [Електронний ресурс] / Міністерство охорони навколишнього природного середовища України. — 2008. — Режим доступу : <http://iac-menr.rgdata.com.ua>
2. Матвеева О. Л. Аналіз проблем та перспектив використання методів очищення нафтовмісних стічних вод / О. Л. Матвеева, Д. О. Демянко, І. О. Огданська // Вісник Дніпропетровського національного університету залізничного транспорту імені академіка В. Лазаряна. — 2012. — Вип. (41). — С. 181–186.
3. Лыков О. П., Шевкунов С. Н., Батырева Е. Н. Повышение эффективности разрушения водонефтяных эмульсий в пластовых водах при использовании гидрофобизаторов // Известия Академии Промышленной Экологии. - 2002. № - С. 50-52.

ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИЩЕННЯ ФЕНОЛЬНИХ СТІЧНИХ ВОД

О. П. ГАЛКІНА, канд. техн. наук, доцент, **О. В. ШИПОВ**, здобувач першого (бакалаврського) рівня вищої освіти спеціальності 194 Гідротехнічне будівництво, водна інженерія та водні технології Харківський національний університет міського господарства імені О.М.Бекетова
61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17
e-mail: helen.smilka31@gmail.com

У сучасних екологічних умовах норми в галузі очищення промислових стічних вод стають обмежувальнішими. Тому, постає потреба у розробленні нових технологічних рішень, що забезпечать високу ефективність очищення технологічних вод промислових підприємств, зокрема і коксохімічних. Зазвичай рекомендується застосовувати технологію утилізації фенольних стічних вод коксохімічних підприємств, яка дозволяє мінімізувати, а в деяких випадках і припинити скидання фенольних стоків у міську каналізацію [1].

Аналіз останніх публікацій дав змогу виділити основні технологічні рішення та існуючі проблеми очищення фенольних стічних вод. Наразі, на коксохімічних підприємствах основні матеріальні вкладення здійснюються у будівництво нових коксових батарей і їх вдосконалення або у інші очисні споруди [1, 2]. Для забезпечення вимог санітарних норм необхідно здійснювати складну обробку фенольних стічних вод залежно від їхнього якісного складу. З огляду на високу токсичність фенольних стічних вод коксохімічних підприємств, розроблені й застосовуються на практиці різні способи їх знешкодження (див. рис.1) [1, 2].

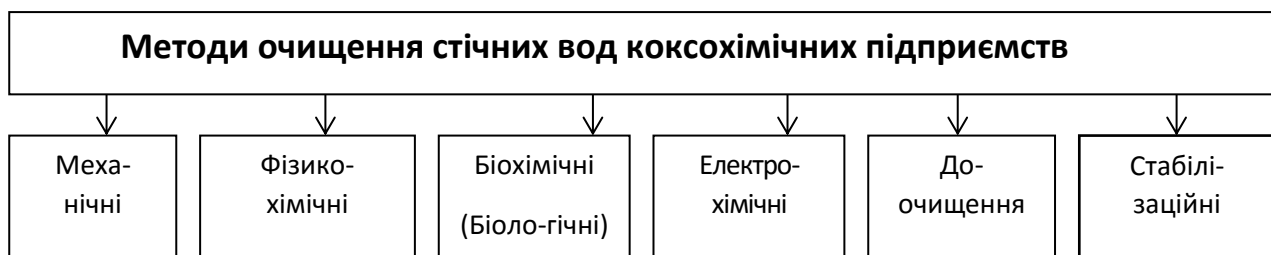


Рисунок 1 – Методи очищення (підготовки) стічних вод коксохімічних підприємств

Різноманітний склад коксових стічних вод є основною проблемою при виборі способу очищення. Якість стічних вод коксохімічного виробництва коливається в широких межах. У таких водах містяться 0,3–0,5 г/дм³ завислих речовин 0,3–0,5 г/дм³, смол і масел 0,4–1,8 г/дм³, фенолів 0,2–3 г/дм³ і більше аміаку 0,1–0,4 г/дм³, цианідів і роданідів 0,8–3 г/дм³, органічних речовин БПК₅. Традиційно підготовку фенольних стічних вод проводять за наступною схемою (див. рис. 2):

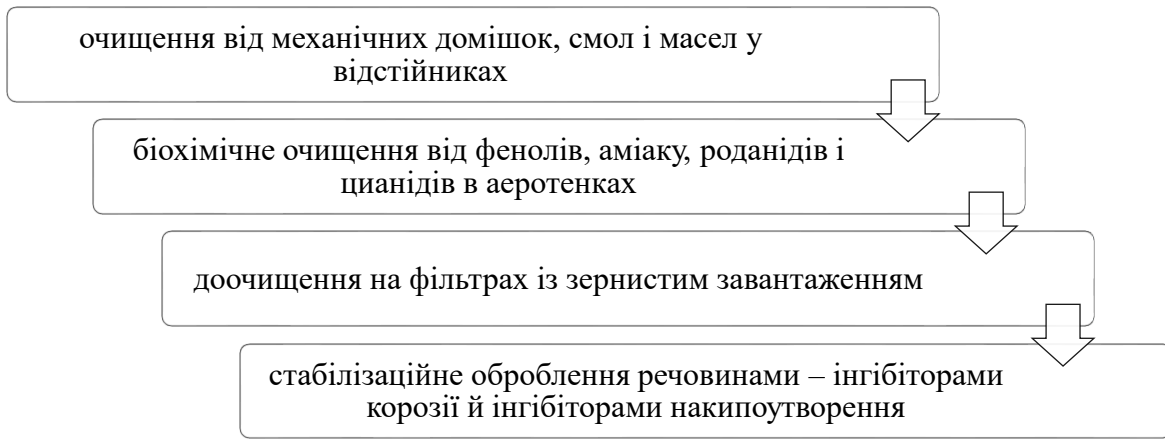


Рисунок 2 – Схема підготовки фенольних стічних вод

На коксохімічних заводах інших країн знефенолювання стічних вод проводиться екстракційним методом, а їхнє доочищення – біологічним. На окремих заводах встановлені кварцеві фільтри, які ефективно витягують смолисті речовини з надсмольної води, і флотаційні установки для знемаслення стічних вод, а також біологічні установки для знешкодження стічних вод [1, 2].

Процес очищення стічних вод здійснюється комплексом біохімічних очисних споруд [2]:

- біохімічні установки, що містять: хімічний реактор, усереднювач рівень біореактора I (денітрифікацію сполук азоту в анаеробних умовах), рівень біореактора II (біодеградація з нітрифікацією в аеробних умовах), кінцеві відстійники, усереднювачі та резервуари для зберігання очищених стічних вод, гравітаційні згущувачі шламу і фільтр-преси шламу;

- біологічна обробка стічних вод з використанням нітрифікації та процесів денітрифікації.

Таким чином, основним завданням при виборі ефективного обладнання з очищення води є зниження навантаження на забруднення до нормативних показників [3].

Список джерел:

1. Галкіна О. П. Технології очищення фенольних стічних вод / О. П. Галкіна, М. В. Дегтяр // Екологічні науки. – 2019. – № 5(24). – Т.2. – С. 32-36.
2. Bargieł P., Zabochnicka-Świątek M. Technologies of Coke Wastewater Treatment in the Frame of Legislation in Force // Ochrona Srodowiska i Zasobów Naturalnych. – 2018. – Т. 29. – №. 1. – С. 11-15.
3. Rozporządzenie Ministra Budownictwa z dnia 14 lipca 2006 r. w sprawie sposobu realizacji obowiązków dostawców ścieków przemysłowych oraz warunków wprowadzania ścieków do urządzeń kanalizacyjnych, Dz.U. 2006 nr 136 poz. 964.

ВИБІР ТИПУ АЛЮМОВМІСНОГО КОАГУЛЯНТУ ПРИ ПІДГОТОВЦІ ПИТНОЇ ВОДИ

Т. О. ШЕВЧЕНКО, канд. техн. наук, доцент; **М. М. ПУШКАЛОВА**, здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти освітня програма «Водопостачання та водовідведення» спеціальності 192 Будівництво та цивільна інженерія

Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова

61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

e-mail: tamara.shevchenko@kname.edu.ua, pushkalova98@gmail.com

Здатність дисперсних систем зберігати певну ступінь дисперсності називається агрегативною стійкістю [1].

Частинки дисперсної фази опираються злипанню за рахунок різних механізмів. Дана здатність обумовлена по-перше утворенням на поверхні частинок дисперсної фази подвійного електричного шару, що забезпечує електричну стабілізацію дисперсної системи. По-друге, працює молекулярно-адсорбційний механізм стабілізації, що полягає в утворенні навколо частинок шарів адсорбції, що складаються з молекул дисперсного середовища і розчинених в ній речовин. По-третє, існує кінетичний фактор стійкості – мала частота зіткнень дисперсних частинок.

Золі (колоїдні розчини) відрізняються від грубодисперсних і молекулярних систем агрегативною нестійкістю, тому вони змінюються як у часі, так і при додаванні різних речовин.

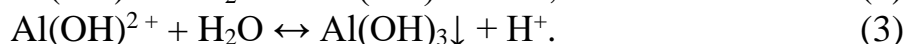
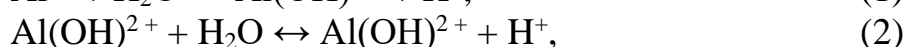
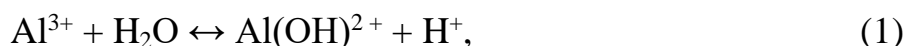
Суть механізму очищення води від завислих колоїдних частинок складається в порушенні рівноважного стану системи – усунення балансу сил, що не дозволяють часткам осісти.

Для досягнення цієї мети використовується процес коагуляції колоїдних домішок (коагуляція води).

Коагуляція – процес злипання колоїдів в більші агрегати, що відбувається в результаті їх зіткнень при броунівському русі, змішуванні або направленому переміщенні в зовнішньому силовому полі, додаванні коагулянтів. При цьому відбувається випадання осаду – коагулята.

Найчастіше для очищення води коагуляцією на вітчизняних станціях водопідготовки і в басейнах використовують 18-ти водний кристалогідрат сульфату алюмінію – $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$.

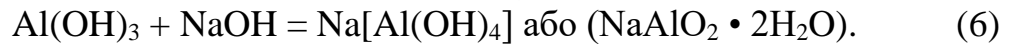
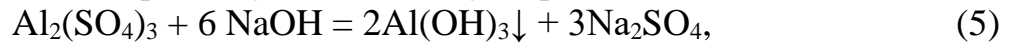
Процеси, які відбуваються при введенні в воду солей алюмінію, аналогічні вищеописаним при додаванні солей заліза:



Сумарне рівняння гідролізу:



Утворення осаду гідроксиду алюмінію відбувається при значеннях рН в діапазоні від 5 до 7,5. При рН < 5 осад не утворюється. При рН > 8,5 йде розчинення утвореного гідроксиду алюмінію з утворенням алюмінатів:



Сульфат алюмінію $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ – неочищений технічний продукт, що представляє собою шматки сірувато-зеленуватого кольору, одержувані шляхом обробки бокситів, нефелінів або глин сірчаною кислотою.

Він повинен мати не менше 9% Al_2O_3 , що відповідає вмісту порядку 30% чистого сульфату алюмінію. У ньому також міститься близько 30% нерозчинних домішок і до 35% води [1].

Очищений сульфат алюмінію отримують у вигляді плит сірувато-перламутрового кольору з неочищеного продукту або глинозему розчиненням в сірчаній кислоті. Він повинен мати не менше 13,5% Al_2O_3 , що відповідає вмісту 45% сульфату алюмінію.

В нашій країні для обробки води випускається також 23–25% розчин сульфату алюмінію. При його застосуванні відпадає необхідність у спеціальному обладнанні для розчинення коагулянту, а також спрощуються і здешевлюють вантажно-розвантажувальні роботи і транспортування.

Коагулюючі властивості $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ обумовлені утворенням колоїдного гідроксиду алюмінію і основних сульфатів в результаті гідролізу. В процесі коагуляції $\text{Al}(\text{OH})_3$ колоїдні частинки домішок, що знаходяться у воді, захоплюються і виділяються разом з гідроксидом алюмінію у вигляді драглистих пластівців. $\text{Al}(\text{OH})_3$ має підвищену чутливість до рН і температури оброблюваної води. Ізоелектрична область для гідроксиду алюмінію, де у нього найменша розчинність, відповідає рН = 6,5–7,5. При більш низьких значеннях рН утворюються частково розчинні основні солі, при більш високих – алюмінати. При температурі вихідної води нижче 4 °С в результаті зростання гідратації гідроксиду алюмінію сповільнюються процеси коагулювання її домішок і декантування пластівців, швидко засмічуються фільтри, осад гідроксиду алюмінію відкладається в трубах, залишковий алюміній потрапляє в фільтрат, а пластівці гідроксиду утворюються у воді вже після подачі споживачам.

Основними споживачами сульфату алюмінію є підприємства водоканалу, які використовують його в якості коагулянту для очищення питної води від механічних суспензій, бактерій, солей жорсткості. Важливо відмітити, що в умовах оптимального дозування очищена вода не містить залишковий алюміній. Коагулюючі властивості сульфату алюмінію дозволяють використовувати його також при хімводопідготовці на підприємствах ТЕЦ і ГРЕС.

Все більшого поширення в процесах водопідготовки і очищення стічних вод отримують коагулянти на основі поліоксихлориду алюмінію [1, 2]. Переваги цих коагулянтів в порівнянні з сульфатом алюмінію:

- поставка у вигляді розчинів, що робить більш зручним їх застосування (не треба розчиняти);
- більший процентний вміст активної речовини;
- отримання очищеної води більш високої якості;

- скорочення обсягу вторинних відходів;
- низький залишковий вміст алюмінію (< 0,2 мг/л);
- не потрібно коригувати рН;
- широкий діапазон робочих температур.

Технічні характеристики таких коагулянтів виробництва ВАТ «Аурат» наведені в таблиці 1.

Таблиця 1 – Технічні характеристики коагулянтів на основі поліоксихлориду виробництва ВАТ «Аурат»

№ з/п	Найменування показників	АКВА-АУРАТ 10 $AlCa_{0.26}(OH)_{2.2}Cl_{1.3}$	АКВА-АУРАТ 14 $Al(OH)_{0.8}Cl_{2.2}$	АКВА-АУРАТ 18 $Al(OH)_{1.3}Cl_{1.7}$	АКВА-АУРАТ 30
1	Масова доля Al_2O_3 , %	$10 \pm 0,6$	$13,6 \pm 0,5$	$17,0 \pm 0,5$	$30,0 \pm 2,0$
2	Масова доля Cl, %	$13,0 \pm 2,0$	$22,0 \pm 2,0$	$21,0 \pm 2,0$	$35,0 \pm 2,0$
3	Щільність (20 °C), г/см ³	$1,24 \pm 0,02$	$1,33 \pm 0,03$	$1,036 \pm 0,02$	–
4	рН	$2,5 \pm 0,5$	$2,0 \pm 0,5$	$1,0 \pm 0,5$	–
5	Масова доля Fe, %, не більше	0,01	0,01	0,01	0,03
6	Масова доля Pb, %, не більше	0,001	0,001	0,001	0,003
7	Масова доля Cd, %, не більше	0,002	0,002	0,002	0,006
8	Масова доля As, %, не більше	0,001	0,001	0,001	0,003
9	Основність	$70,0 \pm 5,0$	$26,0 \pm 6,0$	$43,0 \pm 5,0$	–
10	Температура замерзання, °C	-18	-20	-20	–

У порівнянні з іншими алюмовмісними коагулянтами оксихлорид алюмінію характеризується більш високим вмістом водорозчинного алюмінію, значно меншою витратною нормою, бактерицидною і протимікробною активністю, низьким солевмістом і залишковим алюмінієм в очищеній воді, меншою кислотністю і зниженням корозійної активності оброблюваної води. Вода після обробки оксихлоридом алюмінію (ОХА) не призводить до забивання теплообмінного обладнання. Оксихлорид алюмінію найбільш ефективний при очищенні високозабруднених стічних вод, низькотемпературних паводкових вод з великою кількістю суспензій, вод з високою кольоровістю, з підвищеним вмістом завислих речовин, важких металів, нафтопродуктів, фосфатів, СПАР і ін. [2].

Список джерел:

1. Коагуляція води. Види коагуляції в водоподготовці. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://water2you.ru/articles/tehnologii-ochistki-vody/koagulyatsiya-kolloidnykh-primesej/>
2. Алюмінія оксихлорид (водний розчин). [Електронний ресурс]. – Режим доступу: [https://extream.ru/Alyuminiya oksihlorid \(vodniy rastvor\) Produkty hlornogo proizvodstva 96.htm](https://extream.ru/Alyuminiya oksihlorid (vodniy rastvor) Produkty hlornogo proizvodstva 96.htm)

АНАЛІЗ ТЕХНОЛОГІЧНОЇ СХЕМИ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ЗБАГАЧУВАЛЬНОЇ ФАБРИКИ

М. В. ДЕГТЯР, канд. техн. наук, доцент; **Д. С. КЛЮЧНИК**, здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти освітня програма «Водопостачання та водовідведення» спеціальності 192 Будівництво та цивільна інженерія
Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова
61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

Гірничо-збагачувальні підприємства є джерелом забруднення навколишнього середовища, в першу чергу через вплив на гідросферу і атмосферу накопичених перероблених порід у відвалах і хвостосховищах. Негативний вплив на навколишнє середовище обумовлено забрудненням природних вод і ґрунту продуктами окислення мінералів важких металів: міді, свинцю, цинку і заліза. Тому технології видобутку, збагачення та переробки руд, що застосовуються в даний час припускають максимальне використання оборотного водопостачання, що істотно знижує скидання неочищених стоків і забруднення навколишнього середовища.

Важливим завданням, що розв'язується при організації систем оборотного водопостачання на гірничо-збагачувальних підприємствах, є ефективне очищення і кондиціонування оборотних вод, що забезпечує залучення в схему водообігу стоків складного хімічного складу. До таких стоків відносяться насичені іонами важких металів стоки, що утворюються в результаті атмосферного окислення відвалів і складованих хвостів, а також стоки інших споживачів водних ресурсів.

Виробничі стічні води, які утворюються в процесі збагачення різних руд можна розділити на дві основні групи:

- хвости у вигляді пульпи - це від 60 до 90% від загального обсягу всіх стічних вод збагачувальної фабрики. В них концентруються нерудні компоненти у вигляді твердих частинок різного розміру. Вміст твердої складової в хвостах знаходиться в межах 20..40%;

- різні стоки, наприклад від загущувачів концентратів. Ці води являють собою розріджені пульпи, так само містять розчинені і дисперговані речовини, але в меншій концентрації [1].

Важливою характеристикою стічних вод збагачувальних фабрик є величина рН. Цей параметр коливається в межах 8-12. Вміст іонів кальцію і магнію зумовлює твердість стічних вод збагачувальних фабрик. Кількість іонів важких металів в стічних водах збагачувальних фабрик порівняно невелика, проте значно перевищує регламентовані граничні допустимі концентрації (ГДК).

Хвостова пульпа надходить в хвостосховище, що представляє собою спеціальну гідротехнічну споруду у вигляді великого відкритого водоймища. Тверді частинки пульпи, під природнім впливом сили тяжіння опускаються на дно і відбувається, так зване «укладання хвостів» Рідка складова хвостової пульпи залишає хвостосховище і направляється на повторне використання (оборотна вода). А в деяких технологічних процесах, скидається за межі збагачувальної фабрики на навколишню територію.

Всі стічні води гірничої промисловості поділяються:

- на ті, що попутно забираються: шахтні, кар'єрні, дренажні.
- виробничо-технологічні. Охолоджуючі, промивально-знепилуючі.
- поверхневі: дощові, талі, поливально-мийні.
- господарсько-побутові: банно-пральні. фекальні, мийні.

Шахтні води утворюються в результаті фільтрації підземних і поверхневих вод в підземні гірничі виробки. Проходячи гірничі виробки вода піддається різного роду забрудненню. Така вода не може бути скинута в водойми без очищення і використана для технічного вода постачання, як правило, без відповідної обробки [2].

Кар'єрні води утворюються за рахунок поверхневих, а також підземних вод. Вода, яка потрапила в гірничі виробки, подібно шахтної, забруднюється і повинна бути очищена перед скиданням у водойми або при технічному водопостачанні.

Дренажні води формуються з поверхневих і підземних вод, відкачуються на поверхню через дренажні гірничі виробки або споруди з метою осушення шахтних або кар'єрних полів. Дренажні води не мають контакту з забруднюючими їх об'єктами гірничого виробництва і тому можуть бути використані в господарсько-побутовому і технічному водопостачанні, як з очисткою, так і без неї.

Технологічні води - є робочим середовищем в технологічних процесах. До таких технологічних процесів можна віднести: мокре збагачення вугілля та сланців, гідровидобутку, гідротранспорт, гідрозоловидалення, гальванічні процеси в машинобудуванні і т.д. Ці води сильно забруднені і вимагають очищення.

Охолоджуючі води, утворюються при охолодженні машин і апаратів (компресорів, кондиціонерів, дегазаційних установок), а також деталей машин при термообробці і т.д. Ці води в основному мають так звані «температурні»

забруднення, їх називають «умовно чисті». Вони потребують охолодження і можуть повторно використовуватися в процесах.

Промивально - знепилюючі води утворюються в результаті продування котлоагрегатів, промивання деталей і вузлів машин на ремонтних заводах і майстернях, а також для боротьби з пилом на підприємствах. Ці води дуже сильно забруднені і потребують очищення.

На збагачувальних фабриках застосовуються такі методи очищення стічних вод від шкідливих домішок: механічні, хімічні, фізико-хімічні та біохімічні методи [3-4].

При механічному очищенні з рідкої фази пульпи грубодисперсні домішки видаляють шляхом осадження в результаті дії сил тяжкості і відцентрових сил в згущувачах, відстійниках, гідроциклонах, центрифугах і хвостосховищах. При механічному очищенні може застосовуватися коагуляція, що призводить до інтенсифікації процесів очищення стічних вод на збагачувальних фабриках. Використовуються такі коагулянти: гашене вапно або гідроксид кальцію, сульфат заліза двовалентного, сульфат заліза тривалентного, хлорид заліза двовалентного, хлорид заліза тривалентного, сульфат алюмінію. Щоб скоротити час осадження окремих великих пластівців з коагульованих грубодисперсних домішок додають флокулянти.

У стічних водах збагачувальних фабрик є розчинені сполуки різних речовин. Їх необхідно перевести в нерозчинні, що випадають в осад, а потім нейтралізувати домішки за допомогою спеціальних реагентів, які мають шкідливий вплив на навколишнє природне середовище. Це здійснюється за допомогою хімічних способів.

До хімічних способів очищення стічних вод збагачувальних фабрик відносять: нейтралізацію, осадження, окислення.

Для проведення реакції осадження в стічних водах застосовують вапняк, крейду, мармур, необпалений доломіт і т.п.; в результаті дії, яких отримують важкорозчинні сполуки.

У стічних водах збагачувальних фабрик присутні токсичні сполуки (ціаніди, дітіофосфати, феноли, крезолі, сірководень і ін.), які необхідно перевести в нетоксичні, тобто нешкідливі, зокрема, за допомогою окислення. Як окислювачі застосовується хлорне вапно, гіпохлорит кальцію $\text{Ca}(\text{ClO})_2$, гіпохлорит натрію NaClO , хлор Cl_2 і ін. При окисленні ціанідів гіпохлоритом утворюються ціанати CNO^- . Ці сполуки поступово гідролізують або окислюють до азоту (N_2) і вуглекислого газу (CO_2).

Очищення стічних вод збагачувальних фабрик від сірчистого натрію проводять, обробляючи їх сульфатом заліза з утворенням нерозчинного сульфідів заліза.

Фізико-хімічні способи очищення стічних вод на збагачувальних фабриках засновані на використанні таких методів: коагуляції, флотації, сорбції, екстракції.

Таким чином, слід зазначити, що вибір схеми очищення стічних вод залежать від виду збагачуваних корисних копалин, від прийнятих схем

збагачення, зневоднення, токсичності застосовуваних реагентів, тобто від прийнятої технології збагачення і характеру сировини.

Але в будь-якому випадку ефективним буде використання комбінованої технології очищення.

Список джерел:

1. Авдохин, В.М. Основы обогащения полезных ископаемых : Учебник для вузов в 2-х т. / В.М. Авдохин. - М.: Горная книга, 2008.
2. Білецький В. С., Олійник Т. А., Смирнов В. О., Скляр Л. В. Техніка та технологія збагачення корисних копалин. Частина III. Заключні процеси. — Кривий Ріг: Криворізький національний університет. 2019. — 232 с.
3. Горшков В.А. Очистка и использование сточных вод предприятий угольной промышленности - М: Недра, 1981
4. Шуляк В.Е., Маслянская С.А., Сердюк Л.Д. Качественная характеристика поверхностного стока с промплощадок обогатительных фабрик - Уголь Украины, 1979, №4, с.24-25/

ПОКРАЩЕННЯ ПРОЦЕСІВ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД НА ОЧИСНИХ СПОРУДАХ ВОДОВІДВЕДЕННЯ М. НОВОМОСКОВСЬКА

В. А. ДАКОВ

Комунальне підприємство «Новомосковськ водоканал»

Очисна станція водовідведення (ОСВ) м. Новомосковська введена в експлуатацію у 1985 р. Загальна продуктивність очисних споруд складає за проектом – 25,0 тис. м³/добу, фактично – 5,5 тис. м³/добу.

До складу основних споруд належать:

- 1) приймальна камера; решітки;
- 2) водовимірювальний лоток;
- 3) піскоуловлювачі;
- 4) розподільна камера;
- 5) блок технологічних ємностей: первинні відстійники, вторинні відстійники, аеротенки, контактні резервуари, мулоперегнивачі, аеробні мінералізатори.

6) хлораторна;

7) внутрішньомайданчикові комунікації і споруди на них;

8) піскові майданчики;

9) мулові майданчики – розраховані на 50 т м³/добу;

10) біопруди – виведені із системи доочищення згідно проекту 2000 року.

На очисній станції виконується повне біологічне очищення стічних вод зі скиданням нормативно очищених вод в плавні р. Самара.

В даний час глибоке видалення азоту і фосфору з міських стічних вод стає невід’ємним завданням на вже існуючих спорудах каналізації, тому зараз дуже

актуальними є методи видалення біогенних елементів на вже використовуваних спорудах.

Для здійснення процесів нітри-денітрифікації та біологічної дефосфатації біореактори (аеротенки) необхідно розділити на технологічні зони, в кожній з яких підтримувати умови, які є необхідними для реалізації стадій видалення біогенних елементів.

Використання реагентів в технології буде сприяти стабільному досягненню необхідної якості очищеної води за сполуками фосфору.

Під час хімічного очищення стічних вод розчинні солі ортофосфорної кислоти вступають у взаємодію з іонами реагенту і утворюють нерозчинні сполуки, які випадають в осад і виводяться з системи. У практиці очищення стічних вод найбільш поширене застосування традиційних коагулянтів, які використовують для водопідготовки, – солей заліза і алюмінію.

Для оцінки ефективності видалення біогенних елементів в конкретних умовах необхідно проведення пробного коагулювання та промислових випробувань для визначення оптимальних технологічних режимів.

В період з 14.08.2018 по 23.08.2018 для інтенсифікації очищення стічних вод від фосфатів на ОСВ застосовували коагулянт на основі алюмінію Алюмофлок-17 в кількості 2,72 т (2 м³). Густина Алюмофлоку-17 становить 1,36 т/м³. Прийнята доза коагулянту становила 40 мл/м³ стічних вод, з витратою коагулянту 200 л/добу або 272 кг/добу.

Загальна розрахункова доза коагулянту становить 40–70 мл/м³ стічних вод залежно від вихідної концентрації фосфатів та кількості стічних вод, що надходять на ОСВ.

Результати проведення досліджень приведені у на рисунку 1.

Встановлено, що під час обробки стоків коагулянтом «Алюмофлок-17» ступінь очищення фосфатів становить 86,94 % від початкової величини з досягненням ГДК.

В якості технічних рішень, спрямованих на покращення функціонування ОСВ, проведені такі заходи:

1) модернізація аераційної системи аеротенків.

Тип аераторів в технологічних ємностях з активним мулом необхідно вибирати на підставі техніко-економічного розрахунку з урахуванням їх параметрів (втрати тиску, розміру бульбашок повітря, стійкості до засмічення, терміну служби, простоти обслуговування та ін.).

Аератори повинні забезпечувати необхідний кисневий режим та інтенсивність перемішування активного мулу.

Для модернізації аераційної системи аеротенків та аеробних стабілізаторів запропоновані аератори мембранні дрібнопухирцеві серій Аква-Тор та АКВА-ЛАЙН. Аератори мембранні дрібнопухирцеві Аква-Тор використовують в очисних спорудах побутових і промислових стічних вод для насичення води киснем. Мембранні аератори добре себе зарекомендували в біологічному очищенні стічних вод протягом багатьох років.

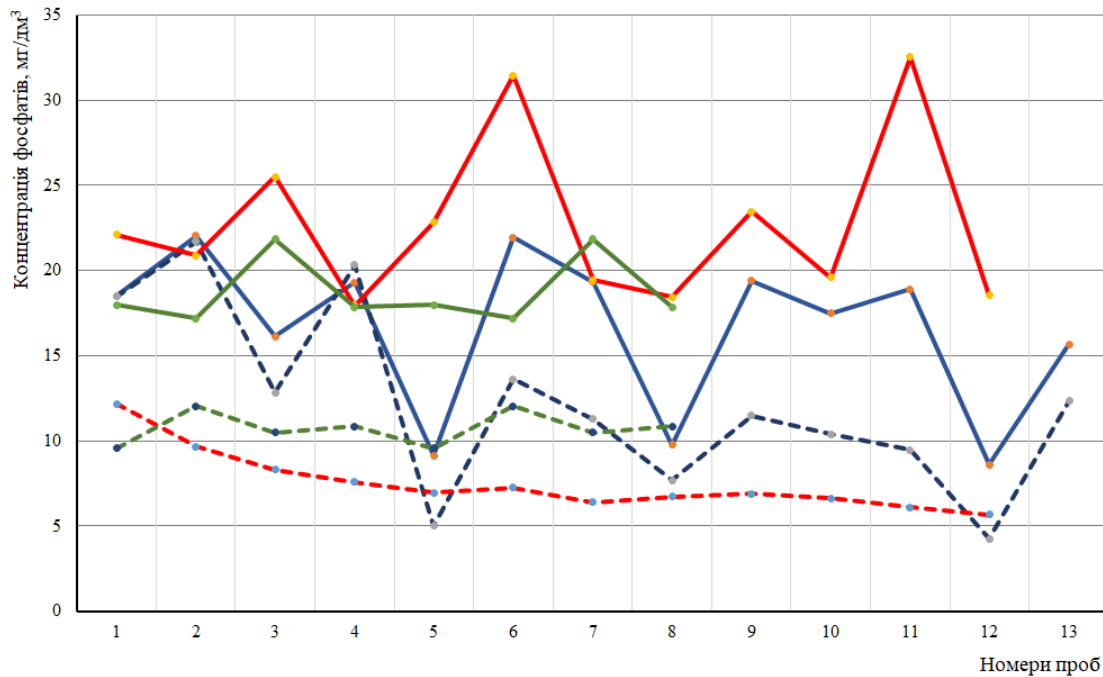


Рисунок 1 – Ефективність видалення фосфатів зі стічних вод до і після застосування коагулянту Аліумофлок-17 на ОСВ м. Новомосковська:

- — — — — без введення коагулянту, цикл I, вихідна вода;
- — — — — без введення коагулянту, цикл I, очищена вода;
- — — — — з введенням коагулянту, вихідна вода;
- — — — — з введенням коагулянту, очищена вода;
- — — — — без введення коагулянту, цикл II, вихідна вода;
- — — — — без введення коагулянту, цикл II, очищена вода

Переваги аератора мембранного Аква-Тор-Н:

- значно поліпшені технічні та економічні показники мембран завдяки зниженню гідравлічного опору при одночасному зростанні ефективності перенесення кисню;
- досягнуті унікальні показники розчинення кисню одиничним аератором - більше 0,2 кг O₂/год на кожний метр занурення;
- істотно збільшена міцність і надійність повітророзвідної системи, спрощений монтаж;
- інтенсивність перемішування активного мулу досягається завдяки ерліфтному ефекту;
- висока ефективність аерації – продуктивність одного аератора АКВА-ТОР-Н дорівнює продуктивності трьох стандартних 12 дюймових дискових аераторів;
- термін служби – 25 років при наявності сервісного обслуговування.

Аератори серії АКВА-ЛАЙН-М теж вже добре зарекомендували себе на біологічних очисних спорудах України. Нова модифікація отримала оригінальну манжету, яка нівелює можливе теплове лінійне розширення диспергатору аератора при його транспортуванні та експлуатації, забезпечуючи при цьому гарантовано надійне ущільнення. Аератор має стабільну характеристику

ефективності перенесення кисню в широкому діапазоні витрат повітря, що подається. Високий ступінь перенесення кисню досягається за рахунок спеціальної технології термомеханічної обробки диспергуючого шару і підбору складу суміші полімерів.

Переваги аераторів трубчастих АКВА-ЛАЙН-М:

- простота монтажу;
- висока надійність і довговічність аераційних систем за рахунок підвищеної міцності опорної труби;
- рівномірний розподіл повітря по довжині аератора завдяки зазору між диспергуючим елементом і опорною трубою;
- не потрібні повітроскидні стояки;
- високі масообмінні характеристики у всьому робочому діапазоні при низькому гідравлічному опорі.

2) реконструкція системи подачі повітря для очищення стічних вод.

В якості обладнання, що подає повітря, слід передбачати застосування компресорів, механічних і пневмомеханічних аераторів, а також спеціальних пристроїв (ерліфти, ежектори).

Для систем пневматичної аерації, як правило, застосовують компресори низького тиску з надлишковим тиском до 0,15 МПа об'ємної та динамічної дії з приводом від електродвигунів. Виконання компресорів може передбачати пряму передачу крутного моменту від електродвигуна за загальним валом для компресора і двигуна або з використанням редукторів або пасової передачі.

Підбір компресорів для систем аерації мулової суміші необхідно проводити виходячи з необхідної витрати повітря, що забезпечує подачу кисню в технологічні ємності з урахуванням вмісту кисню в атмосферному повітрі.

Продуктивність компресорів декларується виробниками із зазначенням умов, при яких вона забезпечується. Як правило, продуктивність компресорів вказується як об'ємна витрата повітря, що надходить в компресор при нормальних умовах: при тиску атмосферного повітря 101 325 Па, температурі повітря 0 °С і вологості 0 %. Для умов експлуатації, що відрізняються від нормальних, продуктивність компресора повинна перераховуватися.

Регулювання подачі та тиску компресора може бути передбачено за допомогою зміни кута нахилу лопаток в робочих органах компресору або за допомогою зміни частоти обертання електроприводу.

Компресор повинен забезпечувати можливість регулювання подачі повітря від максимальної витрати до мінімальної за можливості без істотного зниження показників енергоефективності на розглянутому діапазоні подач.

Визначення діапазону для регулювання подачі повітря необхідно встановлювати з урахуванням кількості робочих агрегатів і режиму експлуатації очисних споруд.

Як і на багатьох очисних спорудах водовідведення так і на ОСВ м. Новомосковська процес подачі повітря на очистку стічних вод є найбільш енергоємним і займає близько 70 % витрат електроенергії із загальної потреби в електроенергії всього технологічного процесу очищення стічних вод.

За майже 35 років експлуатації повітродувне обладнання ОСВ фізично та морально застаріло, що призводило до перевищення питомої норми використання електричної енергії на очищення стічних вод. До того ж існуюча система подачі повітря на блок ємностей ОСВ була такою, що від однієї повітродувки повітря йшло на всі етапи очищення (на ерліфти первинних відстійників, аеротенки, на ерліфти вторинних відстійників, аеробні мінералізатори та контактні резервуари). Така система не давала змоги регулювати продуктивність повітродувки залежно від кількості стоків та концентрації розчиненого кисню в аеротенку, адже для нормальної роботи ерліфтів вторинних відстійників подача повітря повинна бути сталою на певному рівні, а порівняно з аеротенками подача повітря може змінюватись залежно від кількості та якості стічних вод.

Тому для оптимальної роботи повітродувного обладнання була розділена система подачі повітря на блок ємностей ОСВ: окремо подача повітря на аеротенки та первинні відстійники та окремо на вторинні відстійники, аеробні мінералізатори та контактні резервуари.

Також було придбане та впроваджене нове повітродувне обладнання, а саме повітродувка ROBUSCHI ROBOX EVOLUTION EL 125/C з електродвигуном ABB 90 кВт та перетворювачем частоти Danfoss, яка подає повітря на аеротенки, а також роторний компресор ВР 65-20/1.5 Ш, який подає повітря на вторинні відстійники, замість застарілої та енергоємної повітродувки ТВ 80-1.4 з електродвигуном 110 кВт.

Впроваджені заходи дали змогу оптимально використовувати можливості нового повітродувного обладнання, регулювати продуктивність повітродувки ROBUSCHI ROBOX EVOLUTION EL 125/C від 30 % до 100 % потужності повітродувки залежно від кількості та якості стічних вод, а також рівня розчиненого кисню в аеротенках, що в кінцевому результаті дало змогу заощаджувати до 30 % витрат електроенергії на процес очищення стічних вод на ОСВ м. Новомосковська.

ЗАСТОСУВАННЯ ТЕХНОЛОГІЇ ВИЛУЧЕННЯ ЙОДУ З ПЛАСТОВОЇ ВОДИ

В. О. ТКАЧОВ, канд. техн. наук, доцент; **Р. Б. ТКАЧЕНКО**, канд. техн. наук, доцент

Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова

61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

За 150 років у Бориславському нафтопромисловому районі видобуто понад 40 млн т нафти і 15 млрд м³ газу. В результаті цієї тривалої експлуатації, нафтові поклади значно обводнились. Головний об'єм видобутку становлять супутні пластові води, які є цінною гідромінеральною сировиною, зокрема характеризуються промисловим вмістом йоду. Така цінна сировина сьогодні

безповоротно втрачається шляхом повернення у відповідні геологічні горизонти для підтримання пластового тиску. Одним із перспективних напрямків є спосіб удосконалення утилізації пластових вод за рахунок вилучення йоду з можливістю його подальшого використання.

Йод — хімічний елемент з атомним номером 53, належить до галогенів. Йод – єдиний з галогенів, що знаходиться в твердому стані при нормальних умовах. Йод являє собою кристали чорно-сірого кольору з металічним блиском, погано розчинні у воді, та які розчиняються у спирті, водних розчинах йодидів, хлороформі, чотирихлористому вуглецю. Темно-сині кристали йоду найбільше схожі на графіт. Але, на відміну від графіту і більшості металів, йод дуже легко переходить в газоподібний стан. Перетворити йод в пару легше навіть, ніж у рідину.

Значний внесок у розвиток геохімії і біогеохімії йоду зробили В. Вернадський, О.Виноградов. Такий цінний мікроелемент може бути вилучений із пластових вод родовищ нафти і газу. Проблему вилучення йоду з пластових вод розглянуто у працях російських, азербайджанських, американських та японських вчених. Результати досліджень висвітлюють основні методи та напрями модернізації виробництва йоду, брому і їхніх сполук з пластових вод родовищ. Видобуток йоду провадять на базі такої сировини: пластові води, води супутні нафтовидобутку, морські водорості (Китай), води з виробництва селітри (Чилі). Згідно з ГОСТ 545-71, технічний йод 1-го і 2-го сортів містить, відповідно: не менше 99,0 і 97,5% йоду; не більше 0,010 і 0,015% хлору і бром.

Основним джерелом сировини для отримання йоду є мінералізовані води, зазвичай пов'язані з нафтовими і газовими родовищами. Вміст йоду (у вигляді іона I) в них дорівнює 0,001 – 0,012%. Перспективними є застосування технології вилучення йоду з пластової води з родовищ: Східницьке нафтове родовище, Бориславське нафтогазоконденсатне родовище (НГКР), Бориславське Качанівське НГКР, Іваніківське НГКР (див. рис.1).

За результатами аналізів води Бориславського НПР, що архівовані з 1954 року встановлено наступне: з 1689 аналізів проб води з вмістом йоду 20 і більше мг/л виявлено 564 або 33,3%; у цілому аналізи води розподіляються: < 20 мг/л – 1125 проб; 20 – 50 мг/л – 463 проби ; 50 – 70 мг/л – 57 проб; 70 – 90 мг/л – 24 проби; > 90 мг/л – 20 проб.

Розгляд аналізів води з аномально високим вмістом йоду (50 і більше мг/л) показав, що 54 проби належать свердловинам і об'єктам Бориславського родовища з пластових вод рентабельне за умови його концентрації у воді – 18 мг/л. У пластових водах Прикарпатського регіону концентрація йоду сягає 40–150 мг/л. За результатами аналізів води з 1954 р. складено таблицю вод з аномально високим вмістом йоду (50 мг/л і більше).

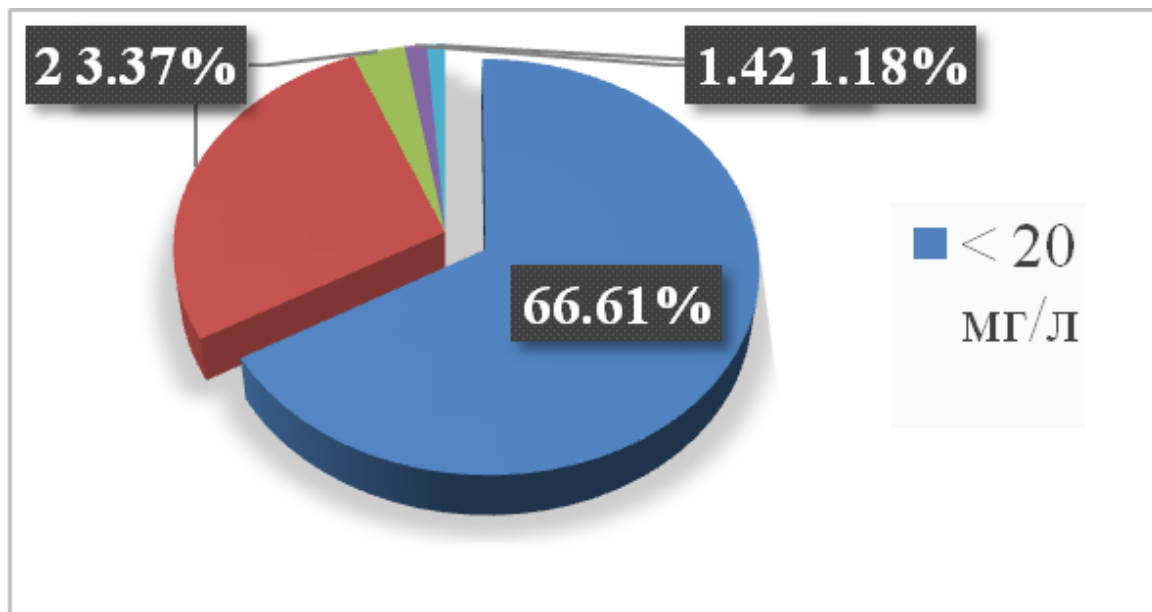


Рисунок 1 – Результати аналізів води Бориславського НПП

До Бориславського родовища належать 10 проб води з аномально високим вмістом йоду з покладів Піднасуву, 3 проби – з менілітового покладу Помірки, що розташований у зоні курортного округу Трускавець; більшість свердловин Глибинної складки з високим вмістом йоду в пластовій воді знаходяться у східній частині, на Тустановецькій ділянці. Питома вага вод газових родовищ, зазвичай, низька – від 1,006 до 1,089 г/см³, а вод Бориславського та Орів-Уличанського родовищ – висока, від 1,074 до 1,23 г/см³. Проте між вмістом йоду та питомою вагою води, а відтак і її мінералізацією, не виявлено жодної кореляційної залежності; 13 проб належать до об'єктів нафтових родовищ Внутрішньої зони Передкарпатського прогину; решта, 31 аналіз, – до об'єктів газових родовищ Зовнішньої зони.

Висновок

Із проведеного аналізу випливає, що Бориславське родовище є найбільш перспективним в Україні для застосування технології вилучення йоду з пластової води.

Список джерел:

1. Наливайко О.І. Дослідження вмісту йоду у пластових водах Бориславського родовища / Наливайко О.І., Бандурина О.В. /– Тези доповідей міжнародної науково-технічної конференції „Нафтогазова енергетика 2013”.–Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу. – 2013 р. – С.323 –325
2. Наливайко О.І. Исследование содержания йода в пластовых водах Прикарпатья. Сборник докладов научно-технической конференции: сб. науч. ст. / Наливайко О.І., Бандурина О.В. /– „ Экологические проблемы нефтедобычи-2013”. – Уфа: Издательство «Нефтегазовое дело». – 2013. –131с. – С.90 – 93.



Секція III

**Сучасні ресурсозберігаючі та енергоефективні
технології у житлово-комунальному господарстві та
в промисловості.**

ДІЯЛЬНІСТЬ ЕНЕРГО-ІННОВАЦІЙНОГО ХАБУ ХНУМГ ІМ. О. М. БЕКЕТОВА З ДОСЛІДЖЕННЯ І ВПРОВАДЖЕННЯ ЕНЕРГОЕФЕКТИВНИХ ТА ІННОВАЦІЙНИХ РІШЕНЬ У ЖИТЛОВО-КОМУНАЛЬНОМУ СЕКТОРІ ТА В БУДІВНИЦТВІ

В. В. ГРАНКІНА, канд. техн. наук, доцент, керівник Енергоінноваційного хабу ХНУМГ ім. О. М. Бекетова

Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова

61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

Енергоефективність завжди була і є одним із пріоритетних напрямів як науково-практичної, так і освітньої діяльності Харківського національного університету міського господарства імені О.М.Бекетова. У 2019 році наш Університет за результатами конкурсного відбору став одним із трьох в Україні учасником проекту «Енерго-інноваційний хаб – платформа для підготовки кваліфікованих фахівців для сфери енергоефективності», який реалізується в рамках компоненту «Професійної кваліфікації» проекту «Реформи в сфері енергоефективності в Україні», що виконується Німецьким товариством міжнародного співробітництва за дорученням уряду Німеччини.

Енерго-інноваційний хаб – це інформаційно-консультаційно-навчальний центр в сфері енергоефективності для різних груп стейкхолдерів.

Сертифіковані фахівці хабу проводять професійну підготовку енергоаудиторів та енергоменеджерів для органів місцевого самоврядування і бізнесу, сприяють поширенню енергоефективних принципів життя серед молоді, знайомлять із сучасним обладнанням та матеріалами, консультують в сфері енергоефективності, розробляють інноваційні рішення для енергетичного сектору. Нами організовано різноманітні освітні заходи (Energy Innovation Hub - Hackathon (Хакатон), «Дні енергії»), конкурси («Енергія і ми», «Енергоефективний план закладу освіти»), вебінари для вчителів «Енергоефективність для школярів», вебінари для громад в сфері енергоефективності та інш.

Співробітники Хаба висококваліфіковані спеціалісти в сфері енергоефективності що підтверджують сертифікати тренінгів з термографічного аналізу будівель (Німеччина), енергоефективного управління будівлями (Facility Management) (Україна), енергетичного менеджера (Association of Energy Engineers) (Georgia), енергетичного аудитора (Україна), також мають сертифікати тренерів з підготовки енергоаудиторів для роботи з Фондом енергоефективності.

Хаб має повний комплекс технічного, сучасного обладнання фірми TESTO для проведення якісного енергоаудиту вже експлуатуємих будівель (наприклад, шкіл, лікарень, дитячих садків, житлових будинків). В рамках Проекту «Енергоефективність у громадах II», що виконується Німецьким товариством міжнародного співробітництва GIZ, було проведено термографічне обстеження шістьох лікарень Донецького та Луганського регіону. За рік співробітниками хабу успішно виконано 27 енергетичних сертифіката.

ЕНЕРГО- ІННОВАЦІЙНИЙ ХАБ
ХНУМТ ІМ. О.М. БЕКЕТОВА



- ➔ осередок новітніх знань, демонстрації новітніх матеріалів, технологій та обладнання в сфері енергоефективності;
- ➔ платформа для навчальних та просвітницьких заходів в сфері енергоефективності;
- ➔ центр комунікації роботодавців та потенційних працівників;
- ➔ консультування всіх зацікавлених сторін з питань енергоефективності;
- ➔ розробка і проведення експертизи навчально-методичних матеріалів, у тому числі професійних (сертифікаційних) програм;
- ➔ організація та проведення тренінгів з теми проекту;
- ➔ енергетична сертифікація будівель й інженерних систем;
- ➔ експертиза енергоефективних проектів, грантових заявок



Ви можете насолодитися захоплюючою подорожжю до Хабу в рамках 3D-туру за посиланням <https://my.matterport.com/show/?m=GHiGyUnmDx6>



Цього року Харківським національним університетом ім. О.М. Бекетова та Німецьким товариством міжнародного співробітництва (GIZ) було підписано Меморандум про співробітництво в рамках реалізації проекту міжнародної технічної допомоги «Підтримка національного Фонду енергоефективності та програми екологічних реформ (S2I) в Україні». В рамках цього проекту за участю співробітників хаба підготовлено 23 енергоаудитора для роботи з Фондом енергоефективності.

Співпраця енерго-інноваційного хаба з Німецьким товариством міжнародного співробітництва (GIZ) є шляхом до більш енергоефективного та екологічно чистого майбутнього завдяки застосування європейського досвіду та підходу.

МОДУЛЬНІ РІШЕННЯ ЕКОТОН ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ТА ОБРОБКИ ОСАДІВ ПІДПРИЄМСТВ.

Д. В. МАТИРІН, *інженер технічного відділу*
Промислова група «ЕКОТОН»

У багатьох виробничих процесах використовується вода, в результаті чого утворюються виробничі стічні води. Склад стоків залежить від типу виробництва та застосованих виробничих технологій, але, як правило, вони характеризуються високими концентраціями забруднень та специфічними домішками. Тому промислові стічні води не можуть скидатися до водоймищ або до централізованої системи водовідведення без попередньої очистки на локальних очисних спорудах (ЛОС).

Як показує практика, на території України більшість промислових підприємств приділяє недостатньо уваги питанню очищення виробничих стічних вод. Є підприємства, на яких ЛОС взагалі відсутні, або вони є тільки номінально, фактично вони не працюють. Більш поширена ситуація, коли на підприємстві є ЛОС, але вони не здатні забезпечити необхідну ефективність очистки стоків, тому що підібрана некоректна технологія очистки або очисні споруди знаходяться в незадовільному стані та потребують реконструкції.

Проблеми які виникають при недостатньо ефективній роботі ЛОС на промислових підприємствах:

➤ забруднення водних ресурсів і швидке погіршення екологічної ситуації через несанкціоновані скиди неочищених або недостатньо очищених виробничих стічних вод до водоймищ.

➤ порушення роботи міських очисних споруд та вихід із ладу очисного обладнання через скидання неочищених або недостатньо очищених виробничих стічних вод у централізовану систему водовідведення, так як міські очисні споруди розраховані на очистку господарсько-побутових та близьких до них за складом стоків. Промислові стічні води мають специфічний склад та потребують спеціальних методів очистки, які не передбачені на міських очисних спорудах.

➤ збільшення експлуатаційних витрат на міських очисних споруд.

Щоб уникнути подібних проблем, промислові підприємства зобов'язані самостійно очищати свої стічні води до норм скиду у централізовані системи водовідведення або водоймищ. Виходячи з цього розробка та реалізація ефективних рішень з очистки стічних вод має бути пріоритетною задачею для кожного промислового підприємства.

Але розробка ефективних та економічно вигідних технологій очистки – це доволі складна задача, тому що кожне підприємство індивідуальне і рішення, яке ефективно працює на одному підприємстві, може не працювати на другому з аналогічним виробництвом. В першу чергу це пов'язано з організацією технологічних процесів, дотриманням технологій виробництва, особливостями систем водовідведення самого підприємства, а також залежить від якості вихідної води.

Тому при розробці рішень та виборі технологій очищення стічних вод компанія "ЕКОТОН" пропонує індивідуальний комплексний підхід, який включає в себе наступні етапи:

✓ обстеження об'єкта (обстеження систем водовідведення, визначення основних джерел утворення стічних вод, проведення лабораторних досліджень, при необхідності - проведення пілотних випробувань);

✓ вибір оптимального рішення (розробка технології очистки);

✓ розробка проекту;

✓ виготовлення обладнання;

✓ монтаж та пуско-наладка;

✓ навчання персоналу;

✓ сервісна підтримка.

Такий підхід забезпечує використання найбільш ефективних та доцільних з економічної точки зору технологій очистки води. Не дивлячись на те, що для кожного підприємства розробляється індивідуальна технологія очищення стоків, всі рішення включають у себе однакові методи очищення:

- механічна очистка
- фізико-хімічна очистка
- додаткове очищення (опціонально при необхідності)

Також в процесі очистки утворюються осади, які направляють на утилізацію або піддають подальшій обробці та використанню.

Окрім вибору самої технології очищення часто виникає питання з розміщенням очисних споруд та дотримання при цьому всіх санітарних норм. На більшості підприємств територія обмежена і, як правило, зайнята виробничими площами, і вирішення питання з розміщення очисних споруд є одною з найбільш складних задач.

Тому модульні рішення «ЕКОТОН» з очищення промислових стічних вод та обробки осадів має широке застосування в цій галузі. Модульне рішення – це контейнер, всередині якого розміщується технологічне обладнання з очистки води. Контейнери легко транспортуються та поставляються у максимальній заводській готовності. Все що необхідно – підключити до системи водовідведення та мережі електропостачання.

Переваги модульних рішень «ЕКОТОН»:

- швидкий запуск – достатньо підключити трубопроводи подачі стоків та під'єднатися до мережі електропостачання
- економія коштів – не потрібно зводити капітальні будови
- не потрібен дозвіл – при проектуванні контейнерне рішення розглядається як обладнання, а не будівля
- компактність – модульна установка потребує незначної площі для монтажу

Модульні установки – це ефективне рішення з очистки промислових стічних вод та обробки осадів. Вони забезпечують високу ефективність очистки та можуть працювати в автоматичному режимі, завдяки чому потребують мінімальну кількість обслуговуючого персоналу. Мають високий рівень заводської готовності і автоматизації, та умовах обмеженого місця – це є єдиний можливий варіант виконання очисних споруд.

ЛОКАЛЬНІ ОЧИСНІ СПОРУДИ В МІСТІ ХАРКОВІ: ЦЕ ПРОСТО ВИМОГА АБО НАГАЛЬНА НЕОБХІДНІСТЬ?

Л. Д. ЄПШОВА

КП «ХАРКІВВОДОКАНАЛ», Департамент інвестиційної політики, науки та інновацій

Основна частина існуючих централізованих систем водовідведення України побудована в 1960–1970 р.р. і знаходиться в експлуатації по сьогоднішній день без належних поточних і капітальних ремонтів. Моральний і фізичний знос систем каналізації в країні зумовили неефективність їх роботи, а також гостру необхідність в реконструкції. Ось чому питання побудови ефективних і надійних систем відведення стічних вод (як господарсько-побутових, так і виробничих) та їх очищення є одними з найбільш актуальних серед тих, з яким стикається сучасне міське господарство.

У господарських відносинах, пов'язаних з водокористуванням промислових підприємств, об'єктів автотранспортного комплексу, енергетичних об'єктів та інших юридичних осіб м. Харкова КП «Харківводоканал» є найбільш вразливою стороною. Порушення абонентами КП «Харківводоканал» «Правил приймання стічних вод споживачів у каналізаційну мережу м. Харкова», затверджених рішенням виконавчого комітету Харківської міської ради від 09.09.2010 № 321 (далі Правила № 321), спричиняють передчасний знос каналізаційних мереж і очисних споруд, знижують продуктивність технологічного обладнання, ускладнюють технологію очищення стічних вод і, як наслідок, можуть унеможливити дотримання нормативних показників скидання стічних вод після їх біологічного очищення в річки м. Харкова.

На разі КП «Харківводоканал» бере участь в реалізації інвестиційного проекту «Удосконалення системи мулового господарства каналізаційних очисних споруд м. Харкова». З огляду на те, що під час реалізації цього проекту буде застосовано сучасне технологічне обладнання, виготовлене за технічними

характеристиками, які відповідають нормативам ЄС, результати реалізації проекту в повній мірі залежать від дотримання абонентами вимог нормативних документів.

Отже, локальні очисні споруди в нашому місті – це загальна необхідність!

Тому на разі однією з визначальних задач екологічної політики КП «Харківводоканал» є створення системи сприяння та економічної привабливості в будівництві промисловими підприємствами локальних очисних споруд (далі ЛОС). Такий аспект відносин між КП «Харківводоканал» та підприємствами міста сприяє полегшенню фінансового навантаження на підприємства і скорішому впровадженню ЛОС. В цьому напрямку КП «Харківводоканал» доопрацював Правила № 321 і впровадив економічне рішення, яке дозволить споживачам вивільнити грошові кошти на засоби для поліпшення якості стічних вод, що скидаються підприємствами у міську каналізаційну мережу, а саме, прочистку та промивку систем водовідведення, санацію очисних установок й удосконалення технологічних процесів, будівництво нових ЛОС, або здійснення реконструкції наявних ЛОС. Таке рішення враховує відшкодування витрат, пов'язаних з очищенням стоків, які надійшли з перевищенням допустимих концентрацій забруднюючих речовин на міські очисні споруди КП «Харківводоканал».

В основу пропозицій КП «Харківводоканал» при оформленні договору про надання послуг з централізованого водопостачання та водовідведення (далі Договору) закладено критерій максимальної еколого-економічної ефективності заходів, що мають бути реалізовані водокористувачами.

Так, згідно «Правил приймання стічних вод до систем централізованого водовідведення та Порядку визначення розміру плати, що справляється за понаднормативні скиди стічних вод до систем централізованого водовідведення», затверджених наказом Міністерства регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України від 01.12.2017 № 316 (далі Правила), розмір додаткової оплати за приймання понаднормативних забруднених стоків у договорі повинен бути у межах 60-80 % від оплати, що встановлюється відповідно до п.7.5 Правил. Для конкретизації величини розміру додаткової оплати рекомендовані критерії за трьома етапами впровадження ЛОС відносно споживачів, які розпочали роботи з будівництва цих споруд.

Станом на 01.10.2020 р., майже за 2 роки (2019–2020 рр.) представниками КП «Харківводоканал» досліджена робота систем водопровідно-каналізаційного господарства міста і його абонентів. Слід зазначити, що не зважаючи на складну фінансову ситуацію, ряд об'єктів – абонентів КП «Харківводоканал» провели роботи, пов'язані з будівництвом ЛОС.

Підприємствами міста встановлено 56 ЛОС (підземних та наземних), призначених для очистки промислових стічних вод до рівня вимог скиду в міську каналізаційну мережу . Це такі як ПрАТ «Кондитерська фабрика «Харків`янка», ПАТ «ХФЗ «Червона зірка», ПАО «Харківська бісквітна фабрика», ТОВ «ФІТО-ЛЕК», ПАО «Фармстандарт – Біолек», ТОВ «Млинний комплекс» Допомога», ПФ «Автомир 2000» (пивоварня) та інші.

Таким чином, еколого-економічна політика КП «Харківводоканал» щодо поліпшення стану промислових стічних вод та залучення промислових підприємств до впровадження ЛОС принесла вагомі позитивні результати.

КОНЦЕПЦІЯ КОМПЛЕКСУ БІОТЕХНОЛОГІЙ З ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ТА УТИЛІЗАЦІЇ ЕНЕРГІЇ СТІЧНИХ ВОД ЦИВІЛЬНИХ ОБ'ЄКТІВ

О. О. ГРИЦИНА, кандидат технічних наук, доцент

*Національний університет водного господарства та природокористування
33028, Україна, м. Рівне, вул. Соборна, 11*

Каналізаційна очисна станція є комплексом споруд, пристроїв і комунікацій, які служать для очищення стічних вод, обробки осадів, що утворюються при цьому, а також допоміжних об'єктів, що необхідні для здійснення, управління і контролю технологічних процесів.

Антропогенне навантаження на клімат планети збільшується щороку, що приводить до зміни клімату і негативних наслідків. З метою запобігання цих негативних наслідків все частіше водні ресурси розглядаються у взаємозв'язку з енергією. Адже людство для задоволення своїх потреб вносить значну кількість теплової енергії у водні об'єкти, яка, як наслідок, приводить до дисбалансу екологічних систем планети.

У ХХІ столітті перед каналізаційними очисними спорудами збільшується кількість завдань. Крім традиційних (очищення стічних вод до встановлених вимог, оброблення осаду та інші) додається ще й утилізація енергетичного потенціалу стічних вод.

Згідно звіту ООН «Вода і енергія: 2014», населенням світу витрачається води в рік близько 469 км^3 в рік та промисловістю - $731 \text{ км}^3/\text{рік}$, країнами Східної Європи близько $20 \text{ км}^3/\text{рік}$ та промисловістю – $60 \text{ км}^3/\text{рік}$ [1]. Температура води при водозаборі із підземного джерела коливається в межах $5-10^\circ \text{ C}$, при водозаборі з поверхневого джерела – $10-15^\circ \text{ C}$. За попередніми оцінками на забір, водопідготовку та транспортування холодної води витрачається $0,46 \text{ кВт}\cdot\text{год}/\text{м}^3$, тоді як гарячої води – близько $50 \text{ кВт}\cdot\text{год}/\text{м}^3$ [2].

Таким чином, на каналізаційні очисні споруди надходить вода з температурою $\sim 12-30^\circ \text{ C}$. Основними чинниками, що впливають на температуру стічних вод, є ступінь благоустрою будівель, наявність гарячого водопостачання, наявність нагрітих виробничих стічних вод, що скидаються у міську каналізацію, вид джерела водопостачання, кліматичні умови. При очищенні забруднень стічних вод в системах з окисненням органічних речовин та нітрифікацією витрачається від $45 \text{ кВт}\cdot\text{год}/\text{м}^3$ електричної енергії на 100 мг забруднень [3].

Парадигма «чиста вода»: споживач «чистої води» повинен повернути «чисту воду» в екосистему з показниками, близькими до природного джерела води. В першу чергу під показниками розуміємо кількісне значення теплової енергії води. Враховуючи причинно-наслідковий зв'язок між водними ресурсами

та зміною клімату, повернення очищених стічних вод в екосистему із більшою тепловою енергією приводить до дисбалансу в екосистемах і до відповідних наслідків.

Тому для міських та промислових вод (1200 км³/рік) важливо утилізувати витрачену на підігрів води теплову енергію. Отримана енергія відноситься до категорії «зелена енергія» і таке відновлення енергії не приводить до викиду забруднюючих речовин в атмосферу, зменшує використання невідновлювальних природних ресурсів.

Основою концепції є принцип: маса забруднень та температура води з природного джерела і маса забруднень і температура скинутих стічних вод повинні бути максимально близькими. За оцінкою фахівців така різниця температур ($t_6 - t_1$) може складати +3...+5° С (рис. 1), що і буде становити потенціал стічних вод як джерела енергії для різних потреб споживача.

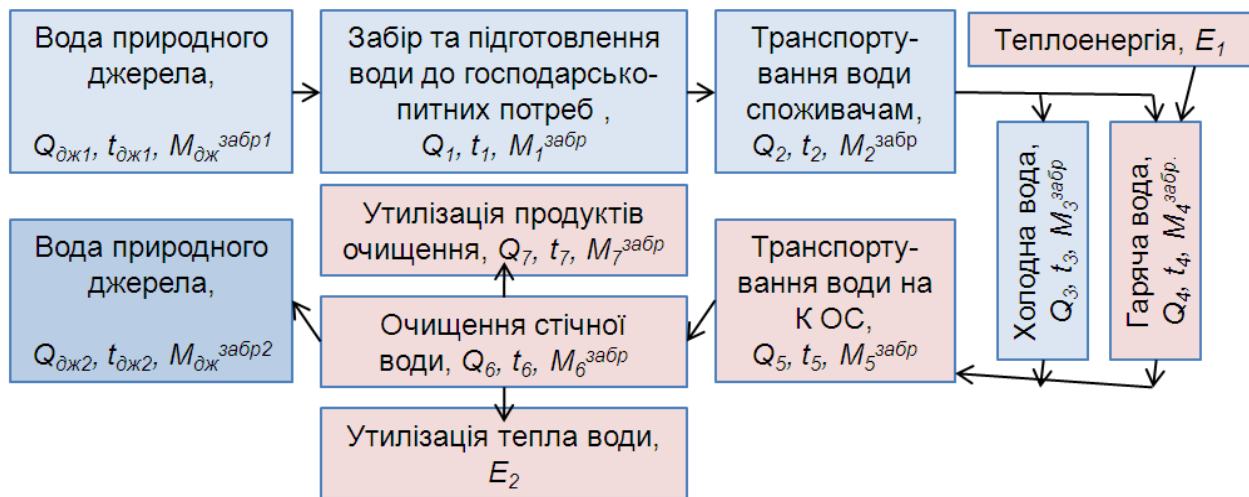


Рисунок 1 – Принципова схема концепції комплексу ресурсозберігаючих технологій з очищення стічних вод та використання тепла стічних вод цивільних об'єктів:

Q_i – витрата i -ї води, t_i – температура i -ї води, $M_i^{\text{забр.}i}$ – маса i -х забруднень

Таким чином, перед каналізаційними очисними спорудами України у XXI столітті постає ще більше додаткових задач. Це і модернізація під технології нітрифікації, денітрифікації та дефосфотації, влаштування систем утилізації енергетичного потенціалу стічних вод. Останні включають блоки утилізації та блоки використання отриманої теплової енергії для потреб населених пунктів та промислових підприємств. Метою роботи є дослідження енергетичного потенціалу стічних вод каналізаційних очисних споруд. Для досягнення мети вирішувались задачі: дослідити температурні режими очищення освітлених стічних вод та взаємозв'язок з режимами рециркуляційного активного мулу.

Для вирішення задач досліджень була розроблена автоматизована система вимірювання температури середовища основної технологічної лінії каналізаційних очисних споруд м. Рівне. Розроблена система дозволяла фіксувати та зберігати дані про температуру освітленої стічної води, активного

мулу, суміші стічної води та активного мулу, очищеної стічної води та навколишнього повітря. Вимірювання температури виконувалось термометрами опору. Кожні 10 хвилин відбувалася фіксація та запис даних з термоперетворювачів TSM1-7-100M у блоці автоматичного фіксування та зберігання даних на карту пам'яті. Звіт за день вимірювань формувався в форматі файлу *.csv.

Відповідно до [4] на температуру в реакторі впливають позитивно: температура стічної води, що надходить в реактор, сонячне випромінювання, механічна енергія і енергія, що виділяється в біологічному процесі. Температурні втрати пов'язані з випаровуванням і конвекцією, викликаною вітрами, довгохвильовим випромінюванням, таненням снігу, що випав та втратами тепла крізь конструкцію реактору в ґрунт. Методика проведених досліджень дозволяла лише оцінити взаємо залежний результат як надходжень так і втрат енергії в її комплексному показнику – температура вимірюваного середовища.

Тому важливим є розроблення таких рекомендацій, які б дозволили в залежності від періоду температурного режиму, конкретних значень витрати та температури досягати необхідного ступеню очищення від завислих, органічних та біогенних речовин. Серед таких заходів може бути операційний контроль кисневих режимів роботи аеротенків, підтримання певних значень маси активного мулу в системі регенератор-аеротенк-вторинний відстійник. Особливо актуальними результати досліджень є при різких змінах витрати стічних вод, що надходять на очищення.

Зміни температури можуть бути короткочасними і тривалими [5]. Опрацювання результатів досліджень за 2017 та 2018 рік дозволяють виконати порівняння зафіксованих значень температур різних середовищ, вимірювання температури яких здійснювалося. В таблиці 1 наведене порівняння значень температури за період з 14.08.17-15.09.17 та 14.08.18-15.09.18 р. В зазначений період у 2017 році (21.08, 24-28.08, 02.09, 05.19 та 10.09.2017) в зв'язку з виробничими проблемами температура не фіксувалася.

Таблиця 1 – Динаміка температури вимірюваних середовищ 2017 та 2018 року

Середовище	Середнє значення температури за період 14.08-15.09.2017, °C	Середнє значення температури за період 14.08-15.09.2018, °C
Освітлені стічні води	21,2	21,2
Суміш освітлених стічних вод та активного мулу (перший коридор аеротенка)	22,5	21,4
Суміш освітлених стічних вод та активного мулу (другий коридор аеротенка)	22,6	21,4
Рециркуляційний активний мул	22,1	22,4
Навколишнє повітря	19,6	20,4

Фіксовані значення температури середовищ мають $\Delta t \pm 1,2$ °С. Таким чином вибрані періоди є близькими за чисельними значеннями температури, що в свою чергу дозволяє оцінити ефективність рекомендованих технологічних параметрів очищення після 2017 року та стічній воді, що надходила за вказаний період на очисні споруди у 2018 році.

Список джерел:

1. The United National World Water Development Report 2014. Water and Energy. UN, 2014, Volume №1. – 230 p.
2. Olsson G. Water and Energy Threats and Opportunities / G. Ollson// IWA Publishing. London, 2012.
3. Burton, F. L. Water and Wastewater Industries: Characteristics and Energy Management Opportunities / F. L. Burton, // Burton Environmental Engineering, Electric Power Research Institute Community Environmental Center: Los Altos, CA, USA, 1996.
4. Henze M. Wastewater Treatment. Biological and Chemical processes / M. Henze, P. Harremoes, I. Cour Jansen, E. Arvin // Moskva: Mir, 2004. – 480 p.
5. Hwang Jong Hyuk Effect of Cold-Temperature Shock on Nitrification / Hwang Jong Hyuk, Oleszkiewicz Jan A.// Water Environment Research, 2007, Vol. 79, no. 9, pp. 964–968.

ЗАСТОСУВАННЯ ГЕОІНФОРМАЦІЙНИХ ТЕХНОЛОГІЙ ДЛЯ ПРОСТОРОВОГО ВІДОБРАЖЕННЯ ТА ПОШУКУ МІСЦЬ РЕКУПЕРАЦІЇ ТЕПЛА

М. Д. КІЗЄЄВ, канд. техн. наук, доцент; **М. О. КУНИЦЬКИЙ**, здобувач третього (освітньо-наукового) рівня вищої освіти
Національний університет водного господарства та природокористування
33028, Україна, м. Рівне, вул. Соборна, 11
e-mail: m.d.kizieiev@nuwm.edu.ua, kunytskyi_az16@nuwm.edu.ua

Для можливості встановлення децентралізованих установок, для повторного використання СВ у містах, необхідна інформація про потоки в конкретних місцях каналізаційної мережі. Дослідження потоків у частково заповнених трубопроводах є технічним завданням, яке важко виконати. В даному розділі описано спосіб моделювання потоків у малих каналізаціях шляхом прив'язки комп'ютерної моделі скидання СВ до гідравлічної моделі, з метою прогнозування скидів та їх впливу на час надходження до визначеного місця в мережі.

Теплові насоси можуть використовувати джерела теплової енергії такі як: повітря, вода та земля. У порівнянні з цими джерелами, СВ пропонують перевагу в температурі, оскільки вона на 10-25 °С вище протягом року [1]. Аналіз затрат

та вигоди, від погодинної зміни цін на електроенергію, у порівнянні з варіантом СВ та звичайною системою ГВП від газових котлів, дає суттєву перевагу для ТН.

Зосереджуючи увагу на проблеми та переваги даної технології, варто оцінити масштаби використання та варіанти експлуатації для тих чи інших об'єктів, що будуть описані в даній роботі.

Розрахунок температурних втрат каналізаційної мережі ґрунтується на певних методах, які застосовуються в програмах для комп'ютерного моделювання потоку. Використовуючи дане програмне забезпечення можна наглядно побачити, де втрачається та збільшується температура в мережі. Додаткові коефіцієнти впливу на потік, можуть відобразити, як поводить себе потік в різні пори року, при різній температурі середовища та ґрунту, а також відобразити практичність експлуатації каналізаційного обладнання на даній ділянці та при різних умовах впливу [2].

Просторовий пошук точок рекуперації тепла, передбачає певні ключові параметри для пошуку потенційних ділянок чи місць. Спираючись на те, що в даному регіоні ГВП забезпечується централізованою мережею з використанням газу на підігрів води та електричними джерелами енергії. Розробка карти з пошуку точок рекуперації тепла на основі відбору даних по енергоспоживанню постає недоцільною. Використання даних по відбору газу, також не матиме успіху, адже дуже мала кількість споживачів має газові колонки для самозабезпечення ГВП [3].

Централізовані мережі, в даному випадку, постають основним джерелом даних по водовідборі ХВП та ГВП. Спираючись на те, що кількість відібраної води відповідає кількості скинутої, можна зробити висновок, що потенційний пошук буде будуватися на пошуку великих мас водоспоживання, тобто густо заселених житлових будинків, великих підприємств, навчальних закладів. Ґрунтуючись на даній основі, можна розробити карту за якою розділ споживачів буде поділятися на:

- високо потенційних – котрі мають високий поріг водовідбору (від 1000 м³/місяць), висока щільність заселення (від 500 чол.), велика віддаленість від ЦТП (понад 500 м).
- помірно потенційних – котрі мають середній поріг водовідбору (від 500 м³/місяць), середню щільність заселення (від 200 чол.), невелика віддаленість від ЦТП (від 250 до 500 м).
- низько потенційних - котрі мають низький поріг водовідбору (від 100 м³/місяць), щільність заселення (від 50 чоловік), малу віддаленість від ЦТП (до 250 м).

Висновок

На основі цих даних у міській місцевості досить швидко можна розрахувати кількість будинків, які будуть потенційним джерелом впровадження. Даними, для проведення даного дослідження, можуть слугувати дані по місцях реєстрації. Густота населення дає можливість візуально відобразити ситуацію у потребах ГВП та ХВП. Будинки, підприємства, заклади, які будуть відібрані

системою зможуть орієнтуватися в можливостях впровадження проектного рішення та використанню наявних джерел енергії.

При розрахунку температурних втрат в системі дворової каналізації, потрібно виділяти місця, де температурні коливання найбільші та найменші. Будуючи температурний графік мережі, можна визначити місця для впровадження ТН та ТО, а також визначити кількість температури, яку можливо відібрати. Відштовхуючись від кількості потенційного тепла зі СВ можна розрахувати використання додаткових джерел енергії для покращення ефективної експлуатації системи, мінімізації витрат на ГВП, опалення при потребі.

Список джерел:

1. NEPBAŞLI, A. & KALINCI, Y. – 2009. A review of heat pump water heating systems. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 13, P. 1211-1229.
2. HOFMAN, J., HOFMAN-CARIS, R., NEDERLOF, M., FRIJNS, J. & VAN LOOSDRECHT, M. – 2011. Water and energy as inseparable twins for sustainable solutions. *Water Science & Technology*, 63, P. 88-92.
3. FRIJNS, J., HOFMAN, J. & NEDERLOF, M. – 2012. The potential of (waste)water as energy carrier. *Energy Conversion and Management*, 65, P. 357-363.

РОЗРОБЛЕННЯ ЗАХОДІВ З ПОПЕРЕДЖЕННЯ БІОЛОГІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ТРАНСКОРДОННИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

О. В. САВВОВА, *докт. техн. наук*; **Д. С. РОСІНСЬКИЙ**, *здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти спеціальності 161 Хімічні технології та інженерія*; **І. С. МАКСИМЕНКО**, *здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти спеціальності 161 Хімічні технології та інженерія*
Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова
61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17
e-mail: Oksana.Savvova@kname.edu.ua

Однією з найактуальніших проблем антропогенного впливу на екологію водних екосистем є перенесення і скидання судами баластних вод в акваторії морів та океанів. Зростаючий сумарний тонаж світового цивільного флоту, який переносить щорічно до 10 млрд. тон водяного баласту, в якому мешкає понад 7 тисяч видів морських тварин і рослин, змушує звернути пильну увагу на проблему, пов'язану з баластною водою. В останні роки ця проблема стала актуальною і для України. Залучення країни в світову економічну систему призвело до інтенсифікації морських перевезень, в тому числі міжбасейнових і трансконтинентальних. Збільшення тонажу морського флоту і скорочення часу перевезень порушили біогеографічні бар'єри і в багато разів підвищили небезпеку перенесення видів-вселенців у нове середовище проживання. За

масштабами мікробне забруднення не можна порівняти з антропогенної евтрофікацією, але з соціальних і економічних наслідків нітрохи йому не поступається.

Міжнародною Конвенцією з контролю та управління судновим водняним баластом і осадами визначені нормативні документи заміни баласту: правила D-1 і D-2. У стандарт якості баластних вод суден, які здійснюють управління баластом, включені індикаторні мікроби, скидання яких не повинен перевищувати встановлених концентрацій.

Щоб забезпечити дотримання судами правил і положень, встановлених ІМО, щодо управління водняним баластом, судноплавні компанії приступили до впровадження систем обробки баластних вод. На сьогоднішній день найбільш ефективним у поєднанні з надійністю та можливістю необмеженого застосування на судах є метод, що передбачає обробку баласта на борту судна: фізичним, механічним, хімічним, біологічним. Обробку баласту на борту судна можна умовно розділити на два етапи: твердо- рідинне розподілення та дезінфекція.

Серед способів очищення баластових вод виділяють: систему фільтрації; хімічну дезінфекцію; ультрафіолетове очищення; очищення дезоксигенацією; термічну обробку; акустичну (кавітаційну обробку); електричні імпульсні / імпульсні плазмові системи; магнітну обробку поля. Найбільш використовуваними в системах очистки баластних вод є поєднання методів фільтрації з ультрафіолетовою обробкою (УФ-обробка) та фільтрації з електрохлоруванням. Однак з точки зору екологічної безпеки саме поєднання фільтрації УФ-обробкою .

На сьогодні фотокаталітичні технології очищення води знаходяться ще на порозі широкого практичного використання. Безперечно, що вони будуть вдосконалюватися, але й зараз вже відомі їх переваги, які обумовлюють їх привабливість і перспективи: простота, економічність, можливість використання сонячного світла. Це надзвичайно важливо в аспекті ресурсо- та енергозбереження. Вдосконалення технологічних процесів в системах очистки баластних вод дозволить суттєво знизити техногенне навантаження на навколишнє середовище.

Використання гетерогенного фото каталізу за участю TiO_2 дозволив встановити, що характерний час повного окислення органічних домішок, складає кілька годин, що частково пов'язаний з істотно більш повільною дифузійною органічних молекул у воді, ніж в повітрі. Типовий коефіцієнт дифузії у воді складає близько 10^{-5} cm^2/s . З цієї причини проточні реактори з нанесенням TiO_2 малоефективні. Саме тому актуальною задачею при виборі ефективних методів очистки водних об'єктів від патогенних мікроорганізмів є впровадження нових фотокаталітичних матеріалів з високою реакційною здатністю. Саме тому впровадження екологічно-безпечних неартісних технологій на основі технологічних наноматеріалів дозволить забезпечити стабільність екологічної безпеки водних об'єктів України.

Проведена оцінка ефективності використання наноматеріалів для попередження біологічного забруднення транскордонних водних об'єктів баластними водами дозволила встановити їх ефективність стосовно дії умовно-патогенних мікроорганізмів. Встановлено, що надання біоцидних властивостей покриттям ефективним є комбіноване застосування активних наповнювачів у їх структур біоцидних агентів іонів металів мангану, купруму, ніколу, стануму, титану, хрому та цинку [1]. Рівень гострої летальної токсичності модельного розчину морської води після обробки методом гетерогенного фотокаталізу з використанням наноплівки на основі ZnO та SnO₂ дорівнює нулю; вода нетоксична, відноситься до 1 класу токсичності.

За результатами роботи були розроблені заходи з попередження біологічного забруднення транскордонних водних об'єктів баластними водами:

- використання наноматеріалів у системі очищення баластних вод ZnO, SnO₂, Zn₂TiO₄, Ca₃(PO₄)₂, Zn₃(PO₄)₂, Cu₃(PO₄)₂;
- нанесення наноплівки на кварцеві скляні пластини в системі УФ-блоку; та нанесення композиційних покриттів на сталеві трубопроводи в системі очистки баластних вод.
- забезпечення фотокаталітичної активності, самоочисної здатності покриттів та їх біоцидних властивостей;
- відсутність гострої летальної та хронічної токсичності морської води після обробки методом гетерогенного фото каталізу.

Список джерел:

1. Наноматеріали для фільтрації і знезараження об'єктів життєдіяльності людини / Саввова О. В., Зінченко І. В., Воронов Г. К., Бондар М. В. // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. Статей XVI Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків, 14-18 вересня 2020 р.) / УКРНДІЕП. –ПП «Стиль-Іздат», 2020. – С. 201–209.

МАТЕМАТИЧНА МОДЕЛЬ ПРОЦЕСУ ВИДАЛЕННЯ ОРГАНІЧНИХ ЗАБРУДНЕНЬ В АЕРОТЕНКАХ З ЗАКРІПЛЕНИМ БІОЦЕНОЗОМ

Т. С. АЙРАПЕТЯН, канд. техн. наук, доцент

Харківський національний університет міського господарства імені

О.М. Бекетова

61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

Видалення з господарсько-побутових стічних вод органічних забруднень (ОЗ) – важливий етап в технології їх очищення. Найчастіше для цих цілей застосовують аеротенки. Процес біологічного окиснення ОЗ можна значно інтенсифікувати, якщо наряду з активним мулом (завислим біоценозом) використовувати біоценоз, закріплений на різних насадках, які розташовані в робочій зоні аеротенка[1]. Покращення якості очищення обумовлюють значно

більша концентрація закріплених мікроорганізмів у порівнянні з активним мулом та менше значення константи напівнасичення [2].

Визначення раціональних параметрів аеротенків удосконаленої конструкції можна ефективно проводити за допомогою математичного моделювання. Тому було розроблено математичну модель роботи аеротенка з завислим та закріпленим біоценозом, основу якої складають наступні рівняння та залежності[3]:

1) Рівняння переносу ОЗ по довжині аеротенка

$$\frac{\partial L_a}{\partial t} + V \frac{\partial L_a}{\partial x} = D_{La} \frac{\partial^2 L_a}{\partial x^2} - R_{\delta Lbf} - \varepsilon R_{La}. \quad (1)$$

Середня швидкість потоку в аеротенку дорівнює

$$V = \frac{Q_a}{F}. \quad (2)$$

Швидкість утилізації ОЗ закріпленим біоценозом в об'ємі аеротенку визначається за залежністю

$$R_{\delta Lbf} = \lambda_{\delta} N_{Lbf}, \quad (3)$$

де λ_{δ} – конструктивний параметр, m^{-1} , який дорівнює

$$\lambda_{\delta} = \frac{F_{bfS}}{F}. \quad (4)$$

Для знаходження коефіцієнта ε скористаємося залежністю

$$\varepsilon = 1 - \frac{W_{\delta}}{W_a} = \frac{W_p}{W_a}. \quad (5)$$

Рівняння (1) вирішується при наступних крайових умовах:

- початкова умова: $t = 0 \quad L_a = L_{a0}$;

- граничні умови: $x = 0 \quad D_{La} \frac{\partial L_a}{\partial x} = V(L_a - L_{a0})$; $x = S \quad \frac{\partial L_a}{\partial x} = 0$.

2) Рівняння переносу ОЗ по товщині біоплівки (необхідне для визначення параметра N_{Lbf}) для плоских насадок має вигляд

$$\frac{\partial L_{bf}}{\partial t} = D_{Lbf} \frac{\partial^2 L_{bf}}{\partial y^2} - R_{Lbf}. \quad (6)$$

Координата y змінюється в межах від 0 до δ .

Рівняння (6) вирішується при наступних крайових умовах:

- початкова умова: $t = 0 \quad L_{bf} = 0$;

- граничні умови: $y = \delta \quad \frac{\partial L_{bf}}{\partial y} = 0$;

$$y = 0 \quad N_{Lbf} = -D_{Lbf} \frac{\partial L_{bf}}{\partial y} = K_L (L_a - L_{bf}|_{y=0}), \quad L_{bf}|_{y=0} = L_{\delta}, \quad (7)$$

3) Рівняння переносу кисню по довжині аеротенку

$$\frac{\partial C_a}{\partial t} + V \frac{\partial C_a}{\partial x} = D_{Ca} \frac{\partial^2 C_a}{\partial x^2} + \varepsilon \alpha K_{Ca} (\beta C_p - C_a) - R_{\delta Cbf} - \varepsilon R_{Ca}. \quad (8)$$

Швидкість споживання кисню закріпленим біоценозом в об'ємі аеротенку дорівнює

$$R_{\delta C_{bf}} = \lambda_{\delta} N_{C_{bf}}. \quad (9)$$

Рівняння (8) вирішується при наступних крайових умовах:

- початкова умова: $t = 0 \quad C_a = 0$;

- граничні умови: $x = 0 \quad D_{C_a} \frac{\partial C_a}{\partial x} = V(C_a - C_{a0})$; $x = S \quad \frac{\partial C_a}{\partial x} = 0$.

4) Рівняння переносу кисню по товщині біоплівки (необхідне для визначення параметру $N_{C_{bf}}$)

$$\frac{\partial C_{bf}}{\partial t} = D_{C_{bf}} \frac{\partial^2 C_{bf}}{\partial y^2} - R_{C_{bf}}. \quad (10)$$

Рівняння (10) вирішується при наступних крайових умовах:

- початкова умова: $t = 0 \quad C_{bf} = 0$;

- граничні умови: $y = \delta \quad \frac{\partial C_{bf}}{\partial y} = 0$;

$$y = 0 \quad N_{C_{bf}} = -D_{C_{bf}} \frac{\partial C_{bf}}{\partial y} = K_C (C_a - C_{bf}|_{y=0}), \quad C_{bf}|_{y=0} = C_{\delta}. \quad (11)$$

5) Рівняння кінетики (залежності для визначення швидкості утилізації ОЗ завислим та закріпленим біоценозом R_{L_a} и $R_{L_{bf}}$, а також швидкості споживання кисню в аеротенку R_{C_a} та в біоплівці $R_{C_{bf}}$) [2]:

$$R_{L_a} = \frac{\mu_a X_a}{Y_a} \frac{L_a}{K_{mL_a} + L_a} \frac{C_a}{K_{mC_a} + C_a}, \quad (12) \quad R_{L_{bf}} = \frac{\mu_{bf} X_{bf}}{Y_{bf}} \frac{L_{bf}}{K_{mL_{bf}} + L_{bf}} \frac{C_{bf}}{K_{mC_{bf}} + C_{bf}}, \quad (12)$$

$$R_{C_a} = \alpha_{1a} R_{L_a} + \alpha_{2a} b_a \frac{C_a}{K_{mC_a} + C_a} X_a, \quad (13)$$

$$R_{C_{bf}} = \alpha_{1bf} R_{L_{bf}} + \alpha_{2bf} b_{bf} \frac{C_{bf}}{K_{mC_{bf}} + C_{bf}} X_{bf}. \quad (14)$$

6) Рівняння переносу активного мулу по довжині аеротенку

$$\frac{\partial X_a}{\partial t} + V \frac{\partial X_a}{\partial x} = D_x \frac{\partial^2 X_a}{\partial x^2} + \frac{\mu_a X_a L_a}{K_{mL_a} + L_a} \frac{C_a}{K_{mC_a} + C_a}. \quad (15)$$

Рівняння (16) вирішується при наступних крайових умовах:

- початкова умова: $t = 0 \quad X_a = 0$;

- граничні умови: $x = 0 \quad D_x \frac{\partial X_a}{\partial x} = V(X_a - X_{a0})$; $x = S \quad \frac{\partial X_a}{\partial x} = 0$.

7) Залежність для розрахунку коефіцієнта ε при розташування насадок не по всій довжині споруди, а тільки в його частині, з урахуванням збереження їх об'єму, і, відповідно, збільшення щільності

$$\varepsilon = 1 - (1 - \varepsilon_0) \frac{S}{S_{bf}}. \quad (16)$$

8) Залежність для розрахунку об'ємного коефіцієнту масопереносу кисню з бульбашки у воду

$$K_{Ca} = K_C \frac{6}{d_{bub}} \frac{I}{V_f} . \quad (17)$$

В залежностях (1)-(18) прийняті наступні позначення:

C_a, L_a – концентрації, відповідно, кисню та ОЗу вільному об'ємі аеротенку, мг/л;
 C_{bf}, L_{bf} – концентрації, відповідно, кисню та ОЗ у біоплівці, мг/л;
 X_a, X_{bf} – концентрації мікроорганізмів, відповідно у вільному об'ємі аеротенку та біоплівці, мг/л; C_{a0}, L_{a0}, X_{a0} – концентрації, відповідно, кисню, ОЗ та активного мулу у вихідній воді, мг/л; C_δ, L_δ – концентрації, відповідно, кисню та ОЗ на поверхні біоплівки, мг/л; C_p – рівноважна концентрація кисню, мг/л; x – координата, м, напрям якої співпадає з напрямом руху стічних вод, що змінюється в межах від 0 до S (довжина аеротенку); y – координата, направлена вздовж товщини біоплівки, м; δ – товщина біоплівки, м; S – довжина аеротенку, м; S_{bf} – довжина ділянки аеротенку, на якому розташовані насадки, м; t – час, с; F – площа поперечного перетину аеротенку, m^2 ; F_{bfS} – питома площа поверхні біоплівки (на одиницю довжини аеротенку), м; D_{Ca}, D_{La}, D_x – коефіцієнти дифузії, відповідно, кисню, ОЗ та активного мулу у вільному об'ємі аеротенку, m^2/c ; D_{Cbf}, D_{Lbf} – коефіцієнти дифузії, відповідно, кисню та ОЗ у біоплівці, m^2/c ; R_{La} – швидкість утилізації ОЗ завислим біоценозом (активним мулом), мг/(л·с); $R_{\delta Lbf}$ – швидкість утилізації ОЗ закріпленим біоценозом в об'ємі аеротенку, мг/(л·с); R_{Lbf} – швидкість утилізації ОЗ закріпленим біоценозом в об'ємі біоплівки, мг/(л·с); $R_{\delta Cbf}$ – швидкість споживання кисню закріпленим біоценозом в об'ємі аеротенку, мг/(л·с); R_{Ca} – швидкість споживання кисню завислим біоценозом (активним мулом), мг/(л·с); R_{Cbf} – швидкість споживання кисню закріпленим біоценозом у біоплівці, мг/(л·с); N_{Lbf} – потік (транспорт) ОЗ крізь поверхню біоплівки для їх утилізації закріпленим біоценозом (біоплівкою), (м/с)/(мг/л); N_{Cbf} – потік (транспорт) кисню крізь поверхню біоплівки для окиснення ОЗ закріпленим біоценозом (біоплівкою), (м/с)/(мг/л); W_a – робочий об'єм аеротенку, m^3 ; W_p – об'єм рідини у аеротенку, m^3 ; W_δ – об'єм завантаження (насадок) з закріпленим біоценозом, m^3 ; μ_a, μ_{bf} – максимальні питомі швидкості росту біомаси мікроорганізмів, відповідно, для вільного об'єму аеротенку та біоплівки, s^{-1} ; $K_{mLa}, K_{mLbf}, K_{mCa}, K_{mCbf}$ – константи напівнасичення, відповідно, для ОЗ у вільному об'ємі аеротенку, для ОЗ у біоплівці, для кисню у вільному об'ємі аеротенку, для кисню у біоплівці, мг/л; Y_a, Y_{bf} – коефіцієнти трансформації субстрату у біомасу, відповідно, для вільного об'єму аеротенку та біоплівки; $\alpha_{1a}, \alpha_{2a}, \alpha_{1bf}, \alpha_{2bf}$ – стехіометричні коефіцієнти витрати кисню при окисненні одиниці ОЗ та для самоокиснення продуктів відмирання мікроорганізмів, відповідно, для вільного об'єму аеротенку та біоплівки; b_a, b_{bf} – константи відмирання мікроорганізмів, відповідно, для вільного об'єму аеротенку та біоплівки, s^{-1} ; α, β – коефіцієнти, що враховують вплив домішок на розчинення кисню у стічній воді; K_C, K_L – коефіцієнти масопереносу, відповідно, кисню та ОЗ у рідинній плівці, м/с; K_{Ca} – об'ємний коефіцієнт масопереносу кисню з бульбашки у воду, m^{-1} ; ε – коефіцієнт, що враховує зменшення вільного об'єму аеротенку у результаті розміщення додаткового завантаження (насадок)

з закріпленням біоценозом; ε_0 – коефіцієнт зменшення вільного об'єму аеротенку при рівномірному розподілі насадок по всій довжині споруди; Q_a – витрата стічної води, яка очищується, $\text{м}^3/\text{с}$; d_{bub} – діаметр бульбашки, м ; V_f – швидкість спливання бульбашки, $\text{м}/\text{с}$; I – інтенсивність аерації, $\text{м}^3/(\text{м}^2\text{с})$.

Система рівнянь (1)-(18) вирішується чисельно за допомогою метода скінченних різниць.

Представлена дворівнева математична модель, яка враховує одночасне очищення активним мулом та біоплівкою, а також вплив вмісту кисню на процес. Дана модель дозволяє дослідити вплив технологічних та конструктивних параметрів аеротенку удосконаленої конструкції, а саме інтенсивності аерації, концентрації активного мулу, щільності та місця розташування додаткових елементів (насадок) з закріпленням біоценозом, на ефективність роботи споруди.

Список джерел:

1. Gebara, F. Activated sludge biofilm waste water treatment system / F. Gebara // Water Research, 1999. – Vol. 13. №1. – P. 230-238.
2. Biological Wastewater Treatment / Henze M. M., Van Loosdrecht M.C., Ekama G. A., Brdjanovic D. London : IWA Publishing, 2008. – 511 p.
3. Karahiaur, A. The Influence of Oxygen Regime on Aerotank-Displacer with Fixed Biocenosis Operation / A. Karahiaur, T Airapetian, V. Novokhatniy, O Matyash / Lecture Notes in Civil Engineering, 2019. – Vol. 73. – P. 591-599.

ZEOLITES AS ALTERNATIVE ADSORBENTS FOR WATER POLLUTANTS REMOVAL

LIAPUN VIKTORIIA, *PhD student, Faculty of Natural Sciences
Comenius University in Bratislava
Mlynská dolina, Ilkovičova 6842 15 Bratislava 4 Slovakia*

Rational use of water resources and water pollutants removal is one of the most actual problems in many countries. Human activities are the main cause of water pollution and it has rendered drinking water a competitive resource in many parts of the world.

Natural nanocomposites can be used as alternative adsorbents for water pollutants removal. Nanocomposite materials are contributed an active role in water purification, such as zeolites. Natural zeolites are being evaluated as the most progressive functional and nanosized materials in the last few decades because of their properties and extensive possibilities [1].

Zeolites occur in rocks of diverse age, lithology, and geologic setting. It was reported that, of the 40 naturally occurring zeolites studied by research groups, the most well-known ones are clinoptilolite, erionite, chabazite, heulandite, mordenite, stilbite, and phillipsite [2].

Pores and voids are essential characteristics of zeolite materials. The pores and voids are occupied by cations and water molecules. The internal surface area of these channels can reach about several hundred square meters per gram of zeolite, making zeolites an effective ion exchanger [3].

Zeolites can be classified as natural and synthetic zeolites. Natural zeolites are produced by the force of volcanic ash. The layers of volcanic ash were exposed to high temperatures and pressures and this established the physical and chemical change which created a diverse group of zeolites, including the clinoptilolite. Clinoptilolite is the most common natural zeolite belongs to a large zeolite group called heulandite. Grid structure allows clinoptilolite to operate as an ion exchanger and selective adsorbent [4].

Synthetic zeolites, also called molecular sieves, are crystalline aluminosilicates manufactured in a thermal process. Controlling the composition of the ingredient materials and the temperature of this process somewhat allows control of the structure and some characteristics of the adsorbent. Therefore, this provides a much more uniform product than natural zeolites [5].

The ability to release beneficial elements while capturing and binding others, often less desirable ones, makes zeolite an ideal media for the selective adsorption of certain elements and compounds from soil, water and air [6].

Natural and modified zeolites are usually used to remove ammonium ions and metal contaminants, such as iron, manganese, calcium, and heavy metals. In addition, modified zeolites are also used to remove viruses, bacteria, and organic contaminants. The efficiency of zeolites in removing contaminants mainly depends on several factors: the composition of the zeolite material and the nature of water [7].

Physicochemical zeolite properties: ion exchange selectivity, reversible hydration and dehydration, high gas sorption capacity, high thermostability and resistance to aggressive media. [4]

Zeolites are present in our everyday life, being widely employed as sorbents, as ion exchangers in detergents, or as catalysts in industrial processes. Many different zeolite structures have been described, leading to a wide versatility in terms of their pore dimensions, channel systems' dimensionality, or composition. Zeolites in wastewater treatment are quite effective in comparison, especially with the other methods not only because of their functionality, but also according to their environmentally 'green' character, due to their nontoxicity and safe operation [8].

The most important applications of zeolites are among the following:

- Buildings: zeolites have excellent mechanical properties that include this material in the group of building materials for structural elements. Another use of zeolite is as an additive in cement, as an active mineral supplement [9].
- Medical applications: zeolites are promising materials for creating biosensors, and also systems for harvesting and detecting biomarkers of serious diseases, particularly tumors. In addition to environmental decontamination, animal and human organisms can also be decontaminated from toxic agents [10].
- Toxic heavy metal cations may also be removed from the environment by cation-exchange into zeolites [11].

- Agriculture: Natural and synthetic zeolites due to their unique physicochemical properties, have found wide application in many fields related to agriculture. They are being increasingly used in the production of mineral fertilizers with slow release and as carriers of active ingredients of herbicides, fungicides and pesticides [12].

References:

1. H. D. Beyene, T. G. Ambaye *Application of Sustainable Nanocomposites for Water Purification Process*, 2019.
2. Kulasekaran Ramesh, Dendi Damodar Reddy, Ashis Kumar Biswas, Annangi Subba Rao, *Advances in Agronomy*, Chapter Four - Zeolites and Their Potential Uses in Agriculture, 2011.
3. C. Sangeetha, P. Baskar, *Zeolite and its potential uses in agriculture: A critical review*, 2016.
4. <https://www.zeocem.com/en/zeolite>
5. X. Zhao, *Porous materials for direct and indirect evaporative cooling in buildings*, in *Materials for Energy Efficiency and Thermal Comfort in Buildings*, 2010.
6. E. Chmielevska *Materials of sustainable significance (Short retrospective and outlook)* *Environment Protection Engineering*, 2010, 132.
7. Ashraf F. Ali, ... Emad M. El-Giar, *Development of magnetic nanoparticles for fluoride and organic matter removal from drinking water* in *Water Purification*, 2017.
8. C. Martínez, A. Corma, *Porous Materials and Nanomaterials* in *Comprehensive Inorganic Chemistry II (Second Edition)*, 2013.
9. Todorka Samardzioska, Milorad Jovanovski, *Zeolites-sustainable building material, Construction materials for sustainable future*, *Proceedings of 1st International Conference COMS*, 2017, 19-21.
10. Lucie Bacakova, Marta Vandrovцова, Ivana Kopovaa and Ivan Jirka *Applications of zeolites in biotechnology and medicine –a review*, 2018.
11. Christopher J. Rhodes, *Properties and applications of zeolites*, 2010.
12. Szerement J., Ambrożewicz-Nita A., Kędziora K., Piasek J *Use of zeolite in agriculture and environmental protection*, 2014.

ЕФЕКТИВНІСТЬ МОДИФІКАЦІЇ КВАРЦОВОГО ЗАВАНТАЖЕННЯ ШВИДКИХ ФІЛЬТРІВ ОЧИСНИХ СПОРУД ВОДОПРОВОДУ

С. С. ДУШКІН, докт. техн. наук, професор; **Т. О. ШЕВЧЕНКО**, канд. техн. наук, доцент

Харківський національний університет міського господарства ім. О. М. Бекетова

61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

e-mail: d.akass@ukr.net, tamara.shevchenko@kname.edu.ua

Очищення води від завислих гумінових та інших домішок здійснюється в процесі коагуляції та флокуляції. Для того щоб очистити воду від завислих в ній колоїдних частинок необхідно зруйнувати рівновагу, прибрати сили, які не дають частинкам осісти [1].

Авторами розглянуто метод модифікації кварцового завантаження швидких фільтрів флокулянтном ПАА. Цей метод дозволяє інтенсифікувати процес прояснення води, зменшити витрати реагентів на 25–30% з отриманням очищеної води потрібної якості, скоротити кількість виробничих площ, необхідних для реагентного господарства очисних споруд, при цьому собівартість очищення води знижується на 20–25%.

Основним процесом коагуляційного очищення природних вод є гетерокоагуляція – взаємодія колоїдних і дрібнодисперсних домішок води з агрегатами, що утворюються при введенні коагулянтів у воду, що прояснюється.

Для колоїдних частинок характерне утворення на поверхні частинок подвійного електричного шару. Одна частина подвійного шару фіксована на поверхні розділу фаз, а інша створює хмару іонів, тобто одна частина подвійного шару є нерухомою, а інша рухомою (дифузійний шар).

При зниженні електричного заряду частинок, тобто при зменшенні ξ -потенціалу, сили відштовхування зменшуються і стає можливим злипання частинок – процес коагуляції колоїду. Щоб викликати коагуляцію колоїдних частинок, необхідно знизити величину їх ξ -потенціалу до критичного значення додаванням іонів, які мають позитивний заряд. Таким чином, при коагуляції відбувається дестабілізація колоїдних частинок внаслідок нейтралізації їх електричного заряду. Сили взаємного тяжіння між колоїдними частинками починають переважати над електричними силами відштовхування при ξ -потенціалі системи менше 0,03 В. При потенціалі, рівному нулю, коагуляція проходить з максимальною інтенсивністю [2].

Згідно з дослідженнями П.А. Ребиндера, Ю. І. Вейцера та ін., флокуляція – це процес, що протікає без зміни електричних властивостей частинок з утворенням пластівців, в яких колоїдні частинки пов'язані за рахунок хімічних сил містками з макромолекулами полімерів. Такі містки можуть утворювати, як макромолекули водорозчинних полімерів, так і нерозчинні у воді речовини, наприклад гідроокис алюмінію.

Найбільш поширеною спорудою для фільтрування під час підготовки питної води є швидкі фільтри з завантаженням із кварцового піску. У швидких

фільтрах кварцовий пісок має негативний електричний заряд, який характеризується електрокінетичним потенціалом (ξ -потенціал).

Відомо, якщо зерна фільтруючого завантаження покриті флокулянтном ПАА, то завантаження набуває позитивний заряд, що підтверджено науковими роботами Ю.І. Вейцера, З.А. Колобова, Г.М. Сафонова [3].

Процес фільтрування має велике значення для обґрунтування раціонального підходу до вибору фільтруючих завантажень.

Модифікацію кварцового завантаження виконували нанесенням на поверхню зерен піску 0,5% розчину ПАА з концентрацією 0,03 мг/дм³.

Вивчалися такі основні питання:

- вплив часу модифікації фільтруючого завантаження швидкого фільтру на тривалість фільтроциклу;
- вплив часу модифікації фільтруючого завантаження швидкого фільтру на мутність і забарвленість фільтрату;
- зміна каламутності проясненої води в залежності від кратності використання модифікованого завантаження.

Модифікація кварцового завантаження швидкого фільтру 0,5% розчином флокулянту ПАА дозволяє підвищити якість фільтрату, що підтверджується дослідними даними наведеними в таблиці 1.

Модифікація молекулярної структури поверхні кварцових зерен фільтруючого завантаження підвищує брудоемкість і збільшує продуктивність споруд. При модифікації кварцового завантаження піску спостерігається зміна електрокінетичного (ξ) потенціалу додаванням іонів, що мають позитивний заряд, який дестабілізує колоїдні частинки, що в підсумку підвищує ефективність коагуляції [4].

Таблиця 1 – Вплив часу модифікації фільтруючого завантаження швидкого фільтра на вміст завислих речовин і забарвленість фільтрату

№ фільтроциклу	Час модифікації кварцового завантаження, хв.	Показники проясненої води				Поліпшення показників проясненої води, %	
		Концентрація завислих речовин у фільтраті, мг/дм ³		Забарвленість фільтрату, град ПКШ		Концентрація завислих речовин у фільтраті, мг/дм ³	Забарвленість фільтрату, град ПКШ
		Звичайне фільтрування	При модифікованому завантаженні	Звичайне фільтрування	При модифікованому завантаженні		
Ф-1	1	2,08	1,27	25	20	63,3	25,1
Ф-2	3	1,32	1,4	25	19	58,6	31,5
Ф-3	5	2,01	1,18	25	18	70,3	38,8
Ф-4	6	2,22	1,38	25	20	60,8	25,1

При цьому використання модифікованого кварцового завантаження дозволяє підвищити якість прояснення води на швидких фільтрах. Так, при звичайному фільтруванні вміст завислих речовин у фільтраті становить $2,08 \text{ мг/дм}^3$, а при модифікації завантаження протягом хвилини – $1,27 \text{ мг/дм}^3$, тобто спостерігається підвищення якості фільтрату на 63,3%. Забарвленість фільтрату при звичайному фільтруванні становить 25 град ПКШ, а при модифікації завантаження протягом $t_m = 1 \text{ хв}$ – 20 град ПКШ, тобто має місце зниження забарвленості на 25,1%.

При модифікації з часом обробки $t_m = 5 \text{ хв}$ поліпшення показників за вмістом завислих речовин у фільтраті становило 70,3%, а за забарвленістю – 38,8%, при $t_m = 6 \text{ хв}$ підвищення якості очищення по вмістом завислих речовин становило 60,8%, за забарвленістю – 25,1%

Висновок

Для поліпшення флокулюючих та коагулюючих властивостей реагентів розроблено та захищено патентами спосіб очищення води від дисперсних домішок за допомогою фільтрування вихідної води через модифіковане кварцове завантаження, що дозволяє інтенсифікувати процес прояснення води, знизити витрати реагентів в середньому на 40–50% з отриманням води потрібної якості, при цьому собівартість проясненої води зменшується на 25–30%.

Необхідно продовжити дослідження модифікованого кварцового завантаження розчином флокулянту для очищення питної води залежно від якісних показників вихідної води.

Список джерел:

1. Грабовский П.А. Очистка природных вод [Текст]: учебн. пособие / П.А. Грабовский, Г.М. Ларкина, В.И. Прогульный. – Одесса: ОГАСА, 2003. – 267 с.
2. Дикаревский В.С. Получение модифицированных фильтрующих материалов для безреагентной очистки воды фильтрованием [Текст] / В.С. Дикаревский, Е.Г. Петров. – Ровно: УИИВХ, 1983. – С. 15.
3. Вейцер Ю.И. Влияние знака электрического заряда загрузки и взвешенных веществ на процесс фильтрования [Текст]: Научн. труды АКХ им. К.Д. Памфилова / Ю.И. Вейцер, З.А. Колобова, Г.М. Сафонова. – М.: ОНТИ АКХ, 1974. – С. 32-42.
4. Душкін С. С. Модифікація кварцового завантаження розчином ПАА / С. С. Душкін // Комунальне господарство міст. – Вип. 142. – 2018. – С. 27–31.

ПОПЕРЕДЖЕННЯ ЗАМУЛЮВАННЯ ВОДОСХОВИЩ З МЕТОЮ ПОЛІПШЕННЯ РОБОТИ ВОДОЗАБІРНИХ СПОРУД

О. В. НЕСТЕРОВА, канд. техн. наук, доцент; **Я. С. НЕСТЕРОВ**, магістр
Придніпровська державна академія будівництва та архітектури
49044 Україна, м. Дніпро, вул. Чернишевського 24 а
e-mail: melenanesterenka@gmail.com

Проблема запобігання потрапляння наносів в водозабори з наносонесущих річок є однією з основних в гідротехніки. Захист водозаборів від наносів важлива як для іригації і водопостачання (запобігання замулення іригаційних і водопровідних систем), так і для гідроенергетики (захист турбін від гідроабразивних ушкоджень).

Замулення водосховища - це втрата обсягу води за рахунок зростання абсолютних відміток дна. Причини: надходження з водозбору зважених наносів, перенесення вітром летючих пісків з суші, випадання в осад хімічних сполук, біомаса водної рослинності, розмив берегів хвильовими процесами, вимивання торфу з-під плаваючих боліт, які умовно перебувають за кордоном водосховища.

Основним способом, рекомендованим в боротьбі з замуленням є промивка наносів витратою води, що скидаються з водосховища. практикується залишати водосховище на зимовий період без води, якщо в ній немає потреби. Цього не роблять у вегетаційний період і при наявності вищої водної рослинності (очерет, і ін.), що розростається по площі акваторії при глибині води менш 1,5 м [1].

В умовах підпору річки греблею і утворення водосховища швидкість течії зменшується, тому ваблені і зважені наноси, що переносяться річкою, осідають в ложі водосховища. У верхній частині затримуються більш донні наноси, а дрібні в міру зменшення швидкості течії відкладаються в середній і нижній частинах з поступовим зменшенням величини фракцій до мулистих у самої греблі. В результаті відбувається поступове і безперервне замулення водосховища.

Це тягне за собою втрату його регулюючого значення і не дозволяє забезпечити водою споживачів в потрібні терміни та в необхідних кількостях. терміном служби водосховища називається період, протягом якого заноситься мертвий об'єм водосховища. Цей період в залежності від співвідношення обсягів водосховища і річного твердого стоку може обчислюватися роками, десятиліттями і сотнями років.

Підводний рельєф водосховищ формується під впливом кількох чинників: морфометрії і гідродинаміки водосховища, морфології затопленого рельєфу, обсягу і складу наносів, що надходять зі стоком і від переробки берегів [2].

Якщо у природних внутрішньоконтинентальних водоймах в балансі наносів домінує матеріал, що надходить з поверхневим стоком, то у більшості рівнинних водосховищ в перші роки їх існування донні відкладення формуються переважно за рахунок продуктів руйнування берегів та дна; з плином часу їх кількість зменшується і починає збільшуватись кількість наносів, що надходять з поверхневим стоком.

Кількість наносів, що надходять з поверхневим стоком в водосховища пустельній зоні, часто значно більше, ніж у водосховищ, розташованих в зонах помірного і холодного клімату.

Тому саме пустельні водосховища дуже швидко замулюються. Так, в США деякі водосховища, розташовані в пустельній зоні, заповнювалися наносами за 10-15 років; одне з них за 7 років втратило близько 50% ємності. Для заміни цього водосховища було побудовано нове, але і воно за 13 років втратило 95% ємності.

Заходи по боротьбі з замуленням:

- будівництво водосховищ не в основному руслі, а в бічних балках;
- відведення паводку через бічний канал;
- пристрій на початку водосховища поперечних донних галерей;
- пристрій в греблі донних водоспуски;
- пристрій ставків в річках вище за течією;
- створення обсягів для збору наносів;
- раціональний водний режим;
- агротехніка водозбір

Для зменшення замулення водосховищ, б'єфів, басейнів, каналів необхідно [3]:

- підтримувати такі режими їх роботи, які створюють можливість максимального транзиту твердого стоку; канали в період надходження в них води підвищеної каламутності повинні працювати в близькому до постійного режиму з максимальною витратою води;

- промивка б'єфу, водосховища, пороги водоприймачів, освітлювати воду у відстійниках, застосовувати берегоукріплювальні і наносоутримуючі пристрої або видаляти наноси механічними засобами;

На ділянках берегів, схильних до інтенсивного руйнування, необхідно проводити берегоукріплювальні роботи за економічно обґрунтованими проектами.

Берегоукріплювальні і меліоративні роботи передбачають:

- збереження лісового покриву на схилах гір, в межах водозбірної площі водосховища, посадку лісу на схилах і закріплення схилу іншою рослинністю;
- закріплення діючих ярів і гірських схилів, що зменшує ерозійну діяльність водних потоків: терасування схилів.

Список джерел:

1. Клименко В.Г. Гідрологія України: Навчальний посібник для студентів-географів. – Харків: ХНУ імені В.Н. Каразіна, 2010. - 124 с.
2. Левківський С.С., Хільчевський В.К., Ободовський О.Г. та ін. Загальна гідрологія. – К.: Фітосоціоцентр, 2000. – 264 с.
3. Василенко О. А., Литвиненко Л. Л. Раціональне використання та охорона водних ресурсів: навч. посіб. – Рівне: НУ ВЕН, 2007. – 246 с.

ОСОБЛИВОСТІ ВИКОРИСТАННЯ БІОДИСКОВИХ ФІЛЬТРІВ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

М. В. ДЕГТЯР, канд. техн. наук, доцент

Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова

61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

Важливим завданням при вирішенні проблеми очищення стічних вод, зокрема специфічних, концентрованих, є використання екологічно безпечних, безреагентних методів очищення. Зважаючи на це, особливу увагу слід приділити методам біофільтрації.

Апаратним оформленням методу біофільтрації є біофільтри з різними модифікаціями.

Біологічні процеси при очищенні стічних вод активно вивчалися протягом багатьох років [1-3], результат даних досліджень – активне впровадження різних модифікацій споруд біологічного очищення та підвищення ефективності їх роботи. Так, в окрему класифікацію можна виділити:

- заглибні біофільтри;
- аеротенки із прикріпленою біомасою;
- анаеробні, аеробні біореактори.

Дослідження ефективності зазначеного методу проведемо на стічних водах полігонів твердих побутових відходів.

Очищення фільтрату це складне завдання, як з технологічної, так і з економічної точки зору. Одностадійна схема не дозволяє досягти достатнього ступеня очищення. Зокрема, очищений фільтрат, в залежності від досягнутої ефективності очищення, може використовуватися для зрошення тіла полігона чи скидатися до водойми.

Як правило, на полігоні накопичується «змішаний» фільтрат, коли до «старого фільтрату», що утворився в стадії метаногенезу, підмішуються нові порції «молодого» фільтрату (стадія ацетогенезу). Цей фактор обумовлює широкий діапазон якісних показників і потребує певної гнучкості в очисному обладнанні, зокрема використання модульних установок.

Специфіка складу стічних вод полігонів ТПВ, обумовила необхідність застосування комплексних технологій очищення, адже використання одного методу або способу не дозволяє досягти необхідних результатів.

Більш детально розглянемо ефективність очищення на занурених біодискових фільтрах.

Біодискові фільтри являють собою багатосекційну ємність, наповнену завантаженням, що обертається. Диски набирають на горизонтально розташований вал з відстанню між ними 15-20 мм. Диски, занурені в рідину, що очищається, на (30-45%), іноді до 0,75Д. Діаметр дисків перебуває в межах від 0,4 до 3,0 метрів залежно від продуктивності установки.

При роботі в заглибному біофільтрі не відбувається відкладення осаду, а товщина біоплівки залежить від надходження живильних речовин і споживання кисню.

Суть процесів, що протікають у біофільтрі така: на поверхні зерен завантаження фільтра утворюється біологічна плівка сорбування нерозчинених і колоїдних забруднень. Завдяки цій плівці інтенсивно протікають процеси біохімічного окиснення. Омертвіла біологічна плівка відшаровується, змивається стічною водою, що протікає, і виноситься з біофільтра

Як правило, біологічному очищенню, в тому числі і на біодискових фільтрах, передує механічне очищення, зокрема пропонується осадження домішок в первинному відстійнику.

На ефективність очищення впливає: кількість та матеріал біодисків, діаметр біодисків, відстань між дисками, частота обертання вала, час перебування у ванні фільтру.

Для оцінки запропонованого методу фіксували зміну якісних показників у відібраних пробах: вміст завислих речовин, кольоровість, показники ХПК, БПК_{повн}.

Для покращення ефективності очищення, скорочення часу перебування стічної води в спорудах можливе суміщення в одному блоці первинного відстійника, біодисків та вторинного відстійника, що можна реалізувати в модульній установці.

Осад та мул, що утворюється у вторинному та первинному відстійниках періодично видаляється. Блок споруд застосовується для скорочення площі, прискорення та інтенсифікації процесів відстоювання та біологічної очистки. Після вторинного відстійника для знезараження можливе встановлення блоку бактерицидних ламп. Далі, для доочищення, вода самопливом направляється на фільтр завантажений кварцовим піском. Скидання знешкоджененого стоку може здійснюватися у промислову каналізацію.

Слід зазначити, що ефективність очищення фільтрату за наведеними показниками складала, % :вміст завислих речовин – 86-88 %; кольоровість – 74-78 %; ХПК та БПК повне – до 96 %(таблиця 1) [4].

Таблиця 1 – Ефективність очищення фільтрату за запропонованою технологією

Показники очищеної води				Ефективність очищення, %			
Вміст завислих речовин, мг/дм ³	Кольоровість, град	ХПК, мгО ₂ /дм ³	БПК, мг/дм ³	Вміст завислих речовин, мг/дм ³	Кольоровість, град	ХПК, мгО ₂ /дм ³	БПК, мг/дм ³
17-25	32-36	27-32	10-14	86-88	74-78	94-96	94-96

Завдяки запропонованому методу відбулося біологічне очищення, із зниженням контролюючих показників до нормативних значень.

Таким чином, занурені біодискові фільтри можуть використовуватися для очищення специфічних, концентрованих стічних вод, однак біологічному очищенню повинно передувати механічне.

Таким чином, очищений фільтрат може використовуватися для зрошення тіла полігона, а для скиду до водного об'єкту необхідно враховувати існуючі обмеження на скид та рекомендацій, щодо категорії водокористування.

Список джерел:

1. Яковлев С. В., Карюхина Т. А. Биологические процессы в очистке сточных вод / С.В. Яковлев. – М.: Стройиздат. 1981. – 200 с.
2. Гвоздяк П. И. Очистка промышленных сточных вод прикрепленными микроорганизмами / П. И. Гвоздяк. и др. // Химия и технология воды. – 1985. – Т. 7 № 1. – С. 64–68.
3. Ковальчук В. А. Очистка стічних вод / В. А. Ковальчук – Рівне: ВАТ «Рівненська друкарня», 2003. – 622 с.
4. Дегтярь М. В. Использование биодисковых фильтров для очистки сточных вод // Екологічна безпека та природокористування. – 2015. – №. 3. – С. 61–64.

КОНДИЦІОНУВАННЯ ОСАДІВ ПОБУТОВИХ СТІЧНИХ ВОД ПРИ ЗНЕВОДНЕННІ НА КАМЕРНО-МЕМБРАННОМУ ФІЛЬТР-ПРЕСІ

Т. О. ШЕВЧЕНКО*, канд. техн. наук, доцент; **А. О. ШЕВЧЕНКО****, канд. техн. наук

**Харківський національний університет міського господарства ім. О.М.*

Бекетова

61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

e-mail: tamara.shevchenko@kname.edu.ua

***LPP S.A.*

Łąkowa 39/44, 80-769 Gdańsk, Польща

e-mail: shevchenko950@gmail.com

Однією з найбільших екологічних проблем сьогодення є обробка та утилізація осадів побутових стічних вод, які утворюються на комунальних очисних спорудах всіх населених пунктів. Для реалізації будь-яких існуючих методів переробки осадів стічних вод в першу чергу слід виконати зневоднення в зв'язку з високою вологістю цих відходів. Зневоднення проводять в декілька етапів. В першу чергу здійснюють механічне зневоднення, використовуючи для цього вакуум-фільтри, центрифуги, фільтр-преси та інші пристрої.

Найбільш складними щодо обробки та утилізації є сирий осад, надлишковий активний мул або їх суміш. Основні труднощі в обробці зазначених видів осадів пов'язані з: великими обсягами осадів; великою вологістю (94–96% – для сирого осаду, 98–99% – для надлишкового активного

мулу); здатністю осадів побутових стічних вод загнивати; бактеріальною зараженістю і низькими властивостями вологовіддачі при зневодненні [1].

Під час проведення експериментальних досліджень зі зневоднення осадів стічних вод на камерно-мембранних фільтр-пресах із застосуванням золи виносу були отримані результати які свідчать про перспективність вказаного методу для підвищення ефективності зневоднення. Для кондиціонування осаду було здійснено додавання золи виносу теплової електростанції у якості мінеральної добавки. Експериментальні дослідження показали високу ефективність зневоднення надлишкового активного мулу з додавання золи виносу. Збільшення дози золи виносу приводить до загального збільшення продуктивності фільтрування та зниженню вологості фільтраційного осаду (кеку).

Було встановлено, що у разі додавання золи виносу у кількості 2% від маси вихідного осаду ефективність зневоднення збільшується не суттєво, тривалість фільтрування зменшується тільки на 15%, при цьому питома продуктивність збільшується на 12%. У разі збільшення долі золи виносу до 6 % від маси вихідного осаду спостерігається більш інтенсивне прискорення процесу: тривалість фільтрування скоротилася з 100 до 10 хвилин, питома тривалість збільшується з 87 до 400 літрів з квадратного метру за годину.

Проведені експериментальні дослідження показали, що додавання золи виносу до осадів комунальних очисних споруд водовідведення в якості мінеральної складової забезпечує можливість зневоднення отриманих суспензій за допомогою камерно-мембранного фільтр-преса. При оптимальних дозах 4–5% від маси вихідного осаду, прогнозована продуктивність очікується на рівні 350 – 400 л/м² на годину. Одержаний фільтраційний осад має власну вологість близько 60%, щільну, суху структуру, що забезпечує можливість його транспортування в насипному вигляді.

Також були проведені аналогічні дослідження з вивчення кондиціонування осадів побутових стічних вод із застосуванням реагентів та процесу АОР (АОР – Advanced Oxidation Processes – передові процеси окислення) [2]. Ці дослідження також показали позитивні результати зі зневоднення осадів побутових стічних вод, дозволили знизити витрати реагентів, підвищити властивості осадів з віддачі вологи. Після зневоднення на камерно-мембранному фільтр-пресі обсяг мулу в середньому зменшився в 9,7 разів.

Дослідження процесу зневоднення надлишкового активного мулу були проведені на комунальній станції очищення стічних вод у 2017 році. Максимальна потужність очисних споруд – 10 000 м³/добу.

Очищенню підлягають стічні води, що надходять на очисні споруди через каналізаційну мережу на насосну станцію і подаються на споруди механічного очищення. Технологія очищення стічних вод включає механічну та біологічну обробку активним мулом.

Під час протікання процесів очищення утворюється надлишковий активний мул, який потребує подальшої обробки та утилізації. Згущений та аеробно стабілізований надлишок мулу з вологістю близько 97–98%

утворюється в кількості близько 170 м³/добу. Осад механічно зневоднюється на стрічковому пресі, отримуючи близько 20% сухих речовин у зневодненому кеку.

Лабораторні дослідження включали:

- підбір реагентів;
- тести на лабораторній установці (камерний прес);
- тести на лабораторно-промисловій установці (камерно-мембранний фільтр-прес).

Пілотні випробування зневоднення осаду (надлишкового активного мулу) проводилися на камерно-мембранному фільтр-пресі ЕКОТОН.

Обладнання розташовувалось поблизу будівлі з переробки мулу та підключалося до технологічних мереж. Згущений осад подався насосом з технологічної мережі до пілотного резервуару.

Був здійснений підбір оптимальних доз и типів реагентів для зневоднення на камерно-мембранному фільтр-пресі. Реагенти для хімічної обробки осаду були випробувані на основі використання вдосконалених окислювальних процесів (АОР) для осаду стічних вод в камерно-мембранному пресі одночасно з альтернативою процесу гігієнізації та стабілізації осаду. Визначено оптимальні дози перекису водню, сульфату заліза та вапна. Випробування осаду проводили на лабораторному камерному пресі та на лабораторно-промисловому камерно-мембранному пресі.

Пілотні випробування, проведені на камерно-мембранному фільтр-пресі, включали тестування ефективності та параметрів циклу фільтрації і використання реальних доз реагентів для процесу АОР (H₂O₂, FeSO₄, CaO).

Потім оптимальні параметри визначалися на основі отриманих даних. Сирий шлам та зневоднений кек пройшли лабораторні випробування на вміст сухої речовини.

Після дослідження процесу зневоднення стуженого активного мулу випробували камерно-мембранний фільтр-прес із застосуванням вдосконаленої хімічної обробки були отримані такі результати:

- відповідно до запропонованої технології, зневоднення із застосуванням АОР було найбільш економічним рішенням, дози становили 10,2 кг FeSO₄×7H₂O, 10,4 кг CaO та 1,3 кг (1,1 л) 35% розчину H₂O₂;
- стужений активний мул із вмістом сухої речовини близько 3% після зневоднення на камерно-мембранному фільтр-пресі досягав вмісту сухої речовини у зневодненому кеці 30%.

Проведені дослідження показали, що після використання камерно-мембранного фільтр-преса для зневоднення мулу його обсяг зменшився майже в 10 разів. Вологість зневодненого осаду змінюється з 97% до 70%. Це значно скорочує витрати на транспортування та утилізацію мулу. Вказана технологія рекомендується до застосування при подальшому висушуванні та спалюванні мулу.

Встановлено, що після використання камерно-мембранного фільтр-преса вологість зневодненого осаду змінюється з 97% до 70%. Це значно скорочує витрати на транспортування та утилізацію мулу.

У висновку можна підкреслити, що проблема зневоднення та утилізації осадів стічних вод має багато варіантів вирішення. Вибір того чи іншого варіанту обробки осадів побутових стічних вод слід ґрунтувати на екологічних, технічних та економічних розрахунках для кожного конкретного об'єкту чи проекту.

Список джерел:

1. Shevchenko T. Use of Fly Ash for Conditioning Excess Activated Sludge During Dewatering on Chamber Membrane Filter Presses / Shevchenko T., Zlatkovskiy O., Shevchenko A. // Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. – 3/10 (99) 2019. – P. 17–23. DOI: [10.15587/1729-4061.2019.170200](https://doi.org/10.15587/1729-4061.2019.170200)
2. Шевченко А.О. Кондиціонування осаду побутових стічних вод методом посиленого окислення (АОР) / А. О. Шевченко, О. Ю. Мясоєдов, Т. О. Шевченко // Priority directions of science development. Abstracts of the 4th International scientific and practical conference. SPC “Sci-conf.com.ua”. Lviv, Ukraine. 2020. Pp. 275–279. URL: <https://sci-conf.com.ua>.

ДОСЛІДЖЕННЯ ТА ВИПРОБУВАННЯ МЕТОДІВ ПІДВИЩЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ РОБОТИ ОБОРОТНИХ СИСТЕМ ВОДОПОСТАЧАННЯ СТАНІВ ГАРЯЧОЇ ПРОКАТКИ

С. Ю. НІКУЛІН, канд. техн. наук, доцент

Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова

61002 Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

e-mail: [nikulin.s.e@gmail.com](mailto:nikulins.e@gmail.com)

Тема присвячена рішенням актуальної проблеми розробки ефективного методу доочищення стічних вод, зокрема товстолистових станів гарячої прокатки, які містять велику масову частину дрібно- та середньодисперсних частинок завислих речовин та умовних краплин масел - 1-20 мкм. Актуальність теми диктується необхідністю вдосконалення існуючих стандартних схем водопостачання з очисткою стічних вод в особливості глибокої доочистки фільтрацією за для одночасного підвищення якості очищеної води та зменшенням питомих витрат при очистці.

Для вирішення цієї проблеми виконані в лабораторних і промислових умовах перевірка способу послідовної фільтрації через три гідравлічно пов'язані шари зернистого неактивованого завантаження (антрацит, кварцовий пісок та антрацит) без проміжного підкачування між другим та третім шарами завантаження.

Отримано ефект очищення води від завислих речовин - 95-99% та масел - 87-98%, залишковий вміст в фільтраті завислих речовин та масел - 0,5-2,0 та 0,1-0,3 мг/дм³, відповідно. Результат досягнуто при середній швидкості фільтрування 25 ÷ 45 м/год, при зменшенні механічного зносу завантаження, питомих витрат на одне промивання води та повітря в декілька разів. Осереднені

результати досліджень в лабораторних та промислових умовах практично збігаються. Різниця в окремих результатах лабораторних та промислових досліджень не перевищує по завислих речовинах – 3% по маслах – 5 %, що свідчить про достовірність отриманих результатів.

Виконано обґрунтування граничних умов (основних технологічних показників фільтрації) ефективного застосування способу послідовної фільтрації через три гідравлічно пов'язані шари зернистого неактивованого завантаження без проміжного підкачування між другим та третім шарами завантаження. Основні показники за граничними умовами використання вдосконаленого методу фільтрації наведено у таблиці 1.

Новизна граничних умов використання по основним технологічним показникам фільтрування удосконаленого способу фільтрації захищена патентом України на винахід [1]. Матеріал що фільтрує (антрацит) та спосіб його виготовлення захищені патентом України на винахід [2].

Таблиця 1 - Граничні умови застосування удосконаленого способу фільтрації

№	Найменування показника	Од. вим.	Значення
1	концентрація зависі у вихідній воді	мг/дм ³	11,0 ÷ 120,0
2	розмір частинок зависі (масова частка) у вихідній воді	мкм(%)	0,1÷1,0(23%); 1,0÷5,0(39%); 5,0÷40,0(25%); 40,0 ÷ 100,0(13%)
3	концентрація масел у вихідній воді	мг/дм ³	0,75 ÷ 17,0
4	розмір умовних краплин масел (масова частка) у вихідній воді*	мкм(%)	0,1 ÷ 1,0(45%); 1,0 ÷ 5,0(11%); 5,0 ÷ 20,0(10%); 20,0 ÷ 100,0(34%)
5	матеріали що фільтрують: 1-й шар антрацит: - крупність зерен (масова частка); 2-й шар кварцовий пісок: - крупність зерен (масова частка); 3-й- шар антрацит: - крупність зерен (масова частка)	мм (%) мм % мм (%)	0,4-1,4 1,5-3,0 3,1-6,0 5,0 5,0 90 0,2-0,35 0,4-1,4 1,5-3,0 5,0 5,0 90 0,4-1,4 1,5-3,0 3,1-6,0 (10) (50) (40)
6	співвідношення шарів завантаження	-	H ₁ : H ₂ = 0,8 ÷ 5,70;* H ₁ : H ₃ = 0,4 ÷ 1,25
7	вміст вуглецю в антрациті	%	92-97
	вміст кремнію в піску	%	>92
8	швидкість фільтрування	м/год	25-45

№	Найменування показника	Од. вим.	Значення
9	перемішування води між 2-м і 3-м шаром завантаження: - лінійна швидкість; - тривалість	м/сек сек	0,7 ÷ 2,5 3 ÷ 8
10	тиск на шари завантаження: - 1-й, 2-й (Р); - 3-й	МПа % від Р	0,51 ÷ 0,74 65-95

Виконана економічна оцінка за укрупненими показниками удосконаленої системи водопостачання із застосуванням дослідженого методу послідовної фільтрації в порівнянні з аналоговою - найбільш досконалою існуючою схемою водопостачання стану "3000" гарячої прокатки Маріупольського металургійного комбінату ім. Ілліча при продуктивності системи 6800 м³/год. Запропоновані технічні рішення характеризується інвестиційною привабливістю, а саме відносно низьким терміном окупності інвестицій близько 8 років з прибутковістю в 400,7 тис. грн. і середнім тарифом 24,083 грн. в порівняння зі аналоговою схемою очищення і водопостачання.

Слід зазначити, що досліджений метод фільтрації можливий до застосування при глибокій доочистці стічних вод, які містять дрібнодисперсні завислі речовини та масла, різних виробництв та водопідготовці. Наприклад, цей метод впроваджено у виробництво при проектуванні, будівництві та експлуатації системи очистки стічних вод локомотивного депо м. Лозова Харківської області. В результаті доочистки послідовною фільтрацією стічних вод депо отримано концентрації завислих речовин та масел – до 0,5 мг/дм³. Це дозволило застосувати хімічну доочистку частини фільтрату на установці зворотного осмосу (УЗО) без використання перед УЗО вартісної стадії ультрафільтрації. Хімічно доочищені стічні води використовуються в системі охолодження двигунів тепловозів. Це дозволило суттєво скоротити витрати на ремонтах двигунів та скоротити скиди стічних вод підприємства на міські (комунальні) очисні споруди.

Список джерел:

1. Патент України на винахід № 77320, МПК⁵(2006) С02F 1/28 Спосіб очищення промислових стічних вод і підготовки води/ Нікулін С. Ю., Косцов Є. М., Чапля М. О., Муха В. І., Капусник І. В., Гуданець В. І., Скобелкін Г. І., Васильєва В. О., опубл. в Бюл. № 11, 2006 р.
2. Патент на винахід України № 49950, МКИ С02F 1/28 В01 J20/20. Вуглецевмісний зернистий фільтрант та спосіб його виготовлення/ Нікулін С. Ю., Прокопов О. А., Соловйов Є. М., Дурнев М. О.- опубл. в Бюл. № 10, 2002 р.

ВИЗНАЧЕННЯ ОПТИМАЛЬНОЇ СХЕМИ РЕКОНСТРУКЦІЇ ВОДОПРОВІДНИХ МЕРЕЖ

Д. В. ЖЕФРУА, здобувач вищої освіти; **В. В. ШАРКОВ**, канд. техн. наук, доцент

Придніпровська державна академія будівництва та архітектури
49005, Україна, м.Дніпро, вул. Чернишевського, 24а

Районні системи водопостачання - централізовані системи розподілення води, особливостями яких є обслуговування великої кількості споживачів, розташованих на значних відстанях від джерел водопостачання та один від одного. Така особливість диктує необхідність використання протяжних водопроводів, побудованих, переважно, розгалуженими [1].

Збільшення потреб в воді споживачів таких систем веде до необхідності влаштування нових джерел водопостачання або розширення існуючих, що призводить до корінних змін в схемах систем водопостачання та їх поточкорозподіленні, а відповідно, до необхідності збільшення пропускної спроможності трубопроводів, прокладанні нових ділянок водопроводів, встановленні нового водопідйомного обладнання та змін режимів подавання води [2].

Нові джерела водопостачання можуть розташовуватися в будь якій точці системи водопостачання, що теоретично, може призвести навіть до відокремлення деяких споживачів від централізованої системи.

Реконструкція систем водопостачання для задоволення додаткових потреб споживачів в воді - складна, тривала та коштовна задача.

Варіанти реконструкції включають розширення існуючих водозабірних споруд чи будівництво нових в будь-яких точках існуючої водопровідної мережі. Різноманіття варіантів супроводжується змінами витрат води на ділянках мережі, важливо, поточкорозподілення.

Задача визначення оптимальної схеми реконструкції системи водопостачання ділиться на декілька підзадач [3]:

- визначення варіантів розвитку системи при введенні додаткових витрат води від нових джерел водопостачання;
- визначення оптимального поточкорозподілення та відповідних технічних змін для кожного вибраного варіанту;
- визначення потужності насосних станцій та напорів, які вони повинні створювати для кожного варіанту;
- аналіз комплектації системи водопостачання прийнятих варіантів;
- економічний аналіз капіталовкладень в будівництво та експлуатаційних витрат, які будуть супроводжувати роботу вибраного варіанту схеми системи водопостачання.

Функція пошуку оптимального рішення розвитку районної системи водопостачання основана на пошуку варіанту системи водопостачання з мінімальними напорами, які створюються насосами всіх насосних станцій

системи, обумовленими мінімальними втратами напору на ділянках мережі та кошторисом [4].

Методика розширення тупикових схем системи водопостачання з оптимальним трасуванням водопроводів розроблена досить ретельно та використовує методи теорії графів, яка дозволяє з'єднати наявних споживачів води, існуючі та можливі джерела водопостачання в єдину систему.

Кожний варіант системи аналізується по втратах напору в трубопроводах, можливості використовувати пропускну спроможність існуючих ділянок труб, режимах роботи та напорам насосів насосних станцій [5].

Інтерес викликає аналіз точок приєднання додаткових джерел живлення - вузлів мережі, введення додаткових витрат води до яких призводить до найменших сумарних втрат напору та капітальних витрат на реконструкцію системи водопостачання.

Аналіз проводився при різних значеннях витрат води, які вводяться до мережі від одного додаткового джерела живлення [6]:

- додаткова витрата мережею дорівнюється витраті води з вузла;
- додаткова витрата дорівнюється двом витратам води з вузла;
- додаткова витрата дорівнюється трьом витратам води з вузла.

Такий діапазон додаткових витрат дозволив врахувати вплив можливої зміни поточкорозподілення води в мережі на кінцевий результат.

Висновки

1. Проблема пошуку оптимальних точок приєднання додаткових джерел живлення ускладнюється змінами витрат води на ділянках мережі, а в деяких випадках і поточкорозподілення.

2. Аналіз характеристик мереж при обмеженні величини додаткової витрати води показав, що кінцеві ділянки мережі, до яких приєднуються додаткові джерела водопостачання, працюють в різних режимах при різних витратах.

При додатковій витраті води, яка дорівнює вузловій, живиться лише кінцевий вузол мережі. При цьому схема водопостачання може розвиватися в напрямку децентралізації, ділячи єдину мережу на частини, в залежності від джерела живлення. В такому випадку сумарні витрати напору в мережі найменші.

3. При надходженні в кінцевий вузол додаткової витрати меншої за вузлову, спостерігається двостороннє живлення вузлу, що також зменшує сумарні втрати напору та виключає децентралізацію системи водопостачання.

4. При надходженні до кінцевого вузлу додаткової витрати, більшої за вузлову, спостерігається одностороннє живлення вузлу зі зміною поточкорозподілення, що також виключає децентралізацію системи водопостачання. Додаткова подвійна вузлова витрата води сумарні втрати напору в мережі не змінює.

5. При надходженні до кінцевого вузлу додаткової витрати більшої ніж дві вузлові, спостерігається збільшення втрат напору, які можуть мати критичні значенні в залежності від її величини.

6. Введення до кінцевих вузлів додаткових витрат води, які перевищують межі пропускної спроможності ділянок трубопроводу, вимагає використовувати в якості вузлів приєднання проміжні вузли мережі. При цьому пропускна спроможність ділянок мережі, на яких розташовані ці вузли, більша.

Список джерел:

1. Кравченко В. С. Водопостачання та водовідведення: Навчальний посібник / В. С. Кравченко. – Рівне : Укр. держ. акад. водн. гос-ва, 1997. - 235 с.
2. Орлов В. О. Сільсько-господарське водопостачання та водовідведення: Підручник / В. О. Орлов, А. М. Зошук. - Рівне: УДУВГП, 2002. – 203 с. : іл.
3. Журба М.Г., Соколов Л.И., Говорова Ж.М, Водоснабжение. Проектирование систем и сооружений: издание второе, перераб. и дополненное. Учебное пособие. Том.3. - М. Изд-во АСВ, 2004.- 256 с.
4. Меренков А.П., Хасилев В.Я. Теория гидр-х цепей. - М.: Наука, 1985.
5. Налагодження роботи систем водопостачання. П.І. Петімко, І.Т. Прокопчук, М.Ф. Царик.- К.: Урожай, 1995.-256 с.
6. Тугай А.М., Терновцев В.О., Тугай Я.А. Розрахунок і проектування споруд систем водопостачання: Навч. посібник.-К.: КНУБА, 2001.- 256 с.

ВПЛИВ КЛАСТЕРОУТВОРЕННЯ НА ЕНЕРГІЮ ОКРЕМОЇ МОЛЕКУЛИ ВОДИ І ВОДНЕВИЙ ЗВ'ЯЗОК

І. С. ЗАЙЦЕВА, канд. хім. наук, доцент; **Т. Д. ПАНАЙОТОВА**, канд. хім. наук, доцент

Харківський національний університет міського господарства імені О.М. Бекетова

61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

Зі збільшенням споживання води все більш актуальні дослідження розбавлених водних систем. Пошук ефективних методів водопідготовки нерозривно пов'язаний з вивченням структури води. Завдяки особливостям структурної будови вода реагує на будь-які зовнішні дії і перебуває в активованому стані [1]. Рідка вода є в структурному відношенні дуже чутливою системою, тому що завдяки водневим зв'язкам в ній виникає величезна кількість метастабільних станів [2].

Так, наприклад, виявлено наявність у воді кільцевих відносно стабільних асоціатів з циклічними структурами [3, 4]. Число можливих способів з'єднання тетраедричних молекул води між собою і стабільних конфігурацій рідких кристалів на їх основі величезна. Завдяки міжмолекулярним водневим зв'язкам вода за своїми властивостями відрізняється від інших гідридів і має асоціативну структуру [5]. Відомо, що кожна молекула має позитивний і негативний полюси. Завдяки цьому, молекули через водневі містки формують кластерні структури. Активність води характеризується не числом водневих зв'язків, а їх розподілом

по об'єму. Рушійною силою кластероутворення по Френкелю є орієнтація й поляризація дипольних молекул води [6].

Деформуючий вплив методів дослідження на ближню структуру води є однією з причин, через які важко виявити кластери малих розмірів. Залежно від методу дослідження кластерів в їх складі визначають різну кількість молекул води [7].

Поняття структури води зазвичай пов'язують з просторовим розташуванням молекул води і взаємним розташуванням атомів Оксигену і Гідрогену. У різних публікаціях повідомляється про різну кількість мономерів H_2O в кластерах води. В роботі [8] проведено огляд процесів утворення кластерів у воді. Показано, що при зниженні температури можливе утворення кластерів з числом молекул води до 60. Експериментально встановлено існування гігантських гетерофазних кластерів води, що мають розміри 3,5–30 мкм. [9]

Методами рефрактометричного аналізу, протонного магнітного резонансу, рідинної хроматографії показано, що молекули води зчіплюються в поліасоціати, що складаються з 57 молекул води, утворюючи об'ємні фігури правильної форми. 16 таких супермолекул з'єднані між собою в один структурний елемент води, що складається з 912 молекул H_2O і нагадує крижинку. З таких «крижинок» – кластерів складається на 80 % хімічно чиста вода, 15 % представляють поліасоціати-супермолекули, і тільки 3 % – окремі молекули H_2O .

Комп'ютерним моделюванням з використанням методу молекулярної динаміки розраховані структури і енергії кластерів $(\text{H}_2\text{O})_n$ ($n < 10$). Показано, що найбільш стабільним є $(\text{H}_2\text{O})_5$ з кільцевою структурою, в якій тільки один протон кожної молекули бере участь у формуванні водневого зв'язку [10].

Проаналізовано вплив утворення водневих зв'язків на зміну структурних характеристик молекули H_2O за даними розрахунку RHF (aug-cc-pvdz) у врахуванням MP2-кореляції [11] на прикладі молекулярних кластерів $(\text{H}_2\text{O})_2$, $(\text{H}_2\text{O})_3$, $(\text{H}_2\text{O})_4$, $(\text{H}_2\text{O})_6$ та порівняно з кластерами амоніаку $(\text{NH}_3)_n$ ($n = 1-3$). Було зроблено розрахунок структури молекулярних кластерів $(\text{H}_2\text{O})_n$, де $n = 2, 3, 4, 6$, та здійснено порівняння їх молекулярних параметрів між собою та з відповідними параметрами для неасоційованої молекули H_2O . Для структур $(\text{H}_2\text{O})_n$ з $n = 3 - 6$ розглянуто лише циклічні кластери.

За даними розрахунків, довжина зв'язків O-H в молекулі води складає 0,966 Å, валентний кут НОН – 103,7°.

Кластероутворення між молекулами води є енергетично вигідним. Утворення циклічних молекулярні кластерів молекул води є енергетично більш вигідним, ніж утворення лінійних кластерів та супроводжується утворенням більш міцних водневих зв'язків. Циклічним кластерам $(\text{H}_2\text{O})_n$ більш великого розміру ($n = 6$) відповідає водневий зв'язок з більшою енергією, ніж у менших кластерах ($n = 3, 4$). Оптимальним валентним кутом фрагменту ОН...Н є величина, близька до 180° незалежно від розміру циклу. В результаті кластероутворення відбувається поступове зниження середньої енергії молекули води до певного граничного значення (близько 40 кДж/моль) з числом молекул води у кластері більше 10. Енергія водневого зв'язку в середньому мало залежить

від кількості молекул води в кластері й має величину, яка приблизно дорівнює 20-35 кДж/моль.

Довжина зв'язку в ізольованій молекулі NH_3 за даними розрахунків складає 1,020 Å, а валентний кут Н–Н–Н – 106.0°.

Довжина водневого зв'язку в димері складає 2,29 Å, тобто дещо більше, ніж в димері $(\text{H}_2\text{O})_2$ (1,96 Å). Зміна енергії молекули при утворенні водневого зв'язку складає –14,30 кДж/моль. Наслідком менших значень величин довжини водневого зв'язку в димері і зміни енергії молекули при утворенні водневого зв'язку в порівнянні з димером води є досить незначна зміна довжини зв'язків у вихідній молекулі NH_3 (зміна довжини зв'язку складає +0,004 Å (порівняно з +0,007 Å для $(\text{H}_2\text{O})_2$).

Циклічний тример $(\text{NH}_3)_3$. Розрахунки показують, що відповідний тример за своєю геометрією практично не відрізняється від циклічних тримерів $(\text{H}_2\text{O})_3$, але валентний кут складає в цьому випадку 171,2° проти ~150°, тобто тример аміаку більш схожий на трикутник. Відмінною є також лише одна можливість розташування молекул NH_3 в тримері (проти двох таких можливостей в тримері $(\text{H}_2\text{O})_3$), що зумовлено наявністю лише однієї електронної пари в атомі Нітрогену та трьох НН-зв'язків.

Таким чином, в тримері всі електронні пари задіяні, а шість НН-зв'язків є вільними, тобто такий тример є чистим протонодонором, на відміну від аналогічного тримера $(\text{H}_2\text{O})_3$, і не має можливостей утворювати шаруваті агрегати, що робить міжмолекулярну взаємодію в молекулі аміаку менш ефективною. Тобто, зв'язування водневим зв'язком між молекулами води є більш ефективним, ніж між молекулами аміаку.

Список джерел:

1. Классен В. И. Омагничивание водных систем / В. И. Классен. – М. : Химия. – 1973. – 239 с.
2. Самойлов О. Я. Структура водных растворов электролитов и гидратация ионов / О. Я. Самойлов. – М. : Изд-во АН СССР, 1957.
3. Liu K., Bown M.G. et al. Characterization of a cage form of the water hexamer // Nature, 1996. – V.381. – P.501–503.
4. Liu K., Cruzan J.D., Saycally R.J. Water Clusters // Science, 1996. – V.271. – P.929–933.
5. Зацепина Г. Н. Физические свойства и структура воды/ Г.Н. Зацепина. – М. : Изд-во Моск. ун-та, 1998. – 184 с.
6. Френкель Я.И. Кинетическая теория гидкостей / Я. И. Френкель – Л. : Наука, 1975. – 592с.
7. Бушуев Ю. Г. / Ю. Г. Бушуев, А. К. Лященко // ЖФХ. – 1994. – 68. №3. – С.525–532.
8. Кластеры и гигантские гетерофазные кластеры воды / В. Гончарук, В. Смирнов, А. Сыроешкин, В. Маляренко // Химия и технология воды, 2007. – Т.29. – №1. – С.3-17.
9. Смирнов А.Н., Лапшин В.Б., Балышев А.Б. и др. // Химия и технология воды. – 2005. – 27, № 2. – С. 111 – 137.

10. Дроздов С.В. Особенности строения и энергии малых кластеров воды / С. В. Дроздов, А. А. Востриков // Письма в ЖТФ. 2000. – Том 26. – Вып. 9. – С.81–86.
11. Alex A. Granovsky, Firefly version 7.1.G, [http:// classic.chem.msu.su/gran/firefly/index.html](http://classic.chem.msu.su/gran/firefly/index.html).

АПАРАТУРНЕ ОФОРМЛЕННЯ ТЕХНОЛОГІЇ ОТРИМАННЯ ПИТНОЇ ВОДИ З ПІДЗЕМНИХ ДЖЕРЕЛ

М. В. ДЕГТЯР, канд. техн. наук, доцент; **Я. Р. СТРОЄВА**, здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти спеціальності 194 Гідротехнічне будівництво, водна інженерія та водні технології Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова
61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

В даний час проблема забезпечення населення якісною питною водою є однією з найбільш значущих. Ця проблема полягає не стільки в забезпеченості водними ресурсами, скільки в отриманні води безпечної для здоров'я людини.

Поверхневі води слабо захищені від антропогенного забруднення. Тому в якості джерел господарсько-питного водопостачання перевагу надають у використанні підземних джерел. Основними недоліками підземних джерел є високій вміст заліза та солевміст.

Збагачення підземних вод залізом відбувається внаслідок вилуговування і розчинення залізистих мінералів і порід, запаси яких виявлені на території. Згідно з літературними даними ефективно розчинення залізистих мінералів відбувається під дією вуглекислоти і органічних кислот, які містяться в слабокислих болотних і ґрунтових водах [1].

Значення перманганатної окислюваності в цих водах може досягати 30 дм³ при допустимому значенні, згідно нормативних вимог [2] - 5 мг/л. Наявність домішок заліза і органічних речовин можуть створити труднощі при водопідготовці.

Згідно вимог нормативних документів [2] вміст заліза загального повинен складати 0,2 мг/дм³ для водопровідної води та ≤1,0 мг/дм³ для води з підземних джерел.

Для доведення якості води з підземних джерел, найпоширенішими є реагентні та безреагентні методи. Реагентні методи передбачають додавання у воду реактивів з метою здійснення хімічних реакцій, необхідних для поліпшення якості оброблюваної вода. Наприклад, використання окислювачів у вигляді хлору, гіпохлориту або перманганату калію для протікання окислювально-відновних реакцій, таких як окислення розчинених у воді іонів двухвалентного заліза, органічних речовин. Реактиви також можуть вводитися у воду для корекції рН (водневого показника).

Під безреагентними методами обробки води прийнято розуміти такі, в яких не використовуються хімічні реактиви, та водопідготовка здійснюється за допомогою фізичних факторів, таких як ультрафіолетове випромінювання або ультразвук.

Зокрема в цій роботі розглядається ефективність використання електрокоагуляції та апаратурне оформлення процесу.

Електрокоагуляція здійснюється в апаратах електрохімічної обробки води - електрокоагуляторах, призначених для генерування катіонів металів. При використанні розчинних металевих анодів, в міжелектродному просторі утворюються іони металу, які при взаємодії з водою утворюють гідроксиди металів, які і є коагулянтom.

В роботі було розглянута ефективність декількох схем, наведених на рисунку 1.

Деякі з них передбачають стадію електрокоагуляції, окислення (озонування), фільтрування та відстоювання в різній послідовності. Зокрема, у всіх схемах завершальними стадіями обробки води були відстоювання і фільтрування

Ефективність проаналізованих схем, з різною дозою коагулянту, наведена в таблиці 1.

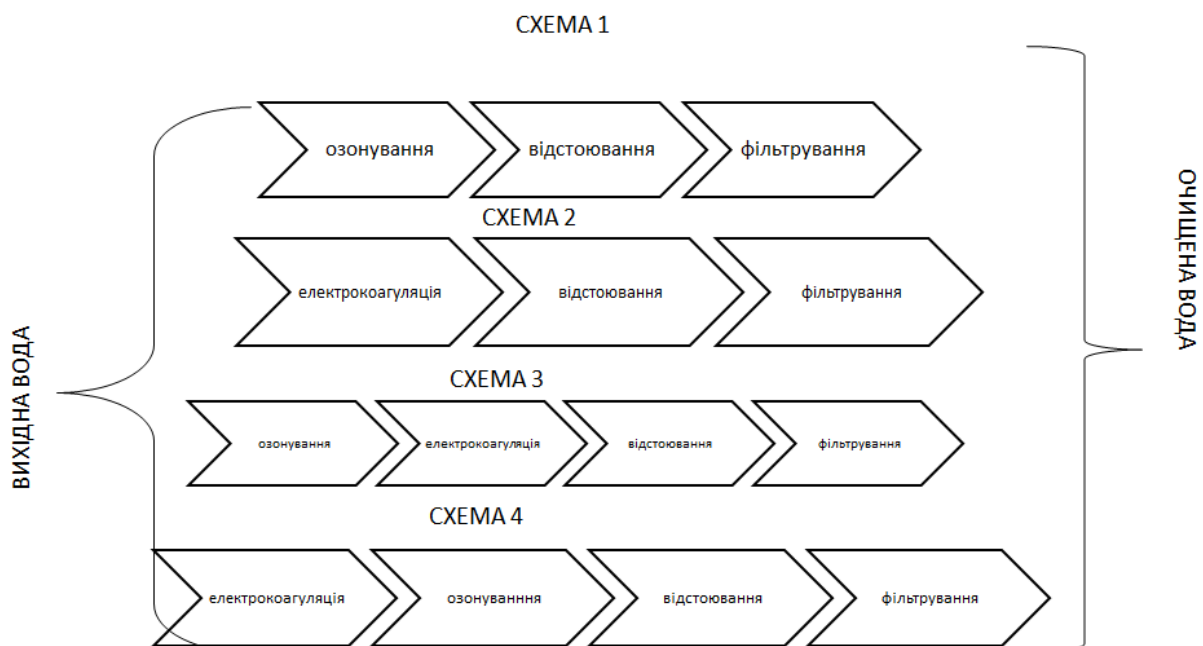


Рисунок 1 – Існуючі схеми кондиціонування підземних вод

Згідно даних, найбільш ефективною схемою виявилася схема 3

Озонування води на першій стадії обробки забезпечує інтенсивне окислення Fe(2) до Fe (3). Замість озону на цій стадії можна використовувати будь-який окислювач, що за своїми властивостями близький до озону.

Таблиця 1 – Показники ефективності видалення заліза при обробці води за різними схемами

Схема	Умови процесу	Ефективність видалення заліза, %
I	Доза озону:	
	1,1 мг/л	30
	1,6 мг/л	38
	3,2 мг/л	80
II	Доза коагулянту:	
	30 мг/л	54
	60 мг/л	72
	120 мг/л	90
III	Доза коагулянту:	
	30 мг/л	
	Доза озону:	
	1,1 мг/л	81
	1,6 мг/л	87
	3,2 мг/л	98
IV	Доза коагулянту:	
	30 мг/л	43
	Доза озону:	
	1,6 мг/л	

На основі проведених досліджень була запропонована схема очищення, яка реалізується наступним чином:

- аерація води повітрям;
- обробка аерованої води імпульсними електричними розрядами;
- фільтрація обробленої води.

Практична експлуатація цих установок показала, що в більшості випадків вдається довести якість води до нормативних вимог. Однак при наявності в підземній воді сполук заліза з гуміновими речовинами ефективність роботи цих установок може знижуватися, що необхідно враховувати при експлуатації.

Список джерел:

1. Драгинский В. Л., Алексеев А. П., Гетьманцев С. В. Коагуляция в технологии очистки природных вод: Науч. изд. - М.; 2005. - 576 с
2. Державні санітарні норми і правила ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10#Text>.

**ПІДВИЩЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ
ЗБРОДЖУВАННЯ ОСАДІВ СТІЧНИХ ВОД****АНАЕРОБНОГО****Г. В. АЛЕКСАНДРОВА***Комунальне підприємство «Харківводоканал»*

Обробка осаду – один із найскладніших трудових і енергоємних процесів, вартість якого становить у середньому 30-40 % загальних витрат на біологічне очищення стічних вод.

Органічний осад за хімічним складом є чудовим субстратом для виробництва біогазу та потенційно може бути використаний в якості добрива. Біогаз є багатокомпонентним газом, склад якого варіюється залежно від вихідної сировини, умов та часу бродіння. Основними компонентами біогазу є метан (50–70 %) та вуглекислий газ (25–45 %). Також до складу входять сірководень та водень, загальна частка яких не перевищує 3 % [1].

Стимування широкого застосування технології анаеробної переробки органічних ресурсів обумовлено наступними чинниками: низькою продуктивністю процесу метаногенерації і, як слід, високою вартістю біогазового обладнання. При цьому низька продуктивність процесу збродження обумовлена недостатньою енергетичною насиченістю субстрату із-за недосконалого технологічного процесу видалення і зберігання цінного органічного ресурсу. Разом з тим, а це є головним, на сьогодні не вирішена проблема визначення енергетичного балансу між органічною сировиною, біогазом і органічними добривами.

Необхідність впровадження біоенергетичних установок призвела до вирішення завдання інтенсифікації процесів метанового збродження. Підвищення ефективності процесу анаеробного бродіння може здійснюватися:

– мікробіологічними способами за рахунок інтенсифікації життєдіяльності мікроорганізмів, зокрема, створення високоактивних штамів мікроорганізмів, які вирощують в спеціальних культиваторах і вносять у вигляді закваски в реактор;

– створенням стимулюючих добавок;

– іммобілізацією мікроорганізмів на різних носіях;

– впровадженням коферментації;

– інтенсифікацією процесу отримання біогазу за рахунок конструктивно-технологічних рішень.

Під поняттям «коферментація» мається на увазі бродіння осаду стічних вод разом з іншими органічними речовинами. Коферментаційні установки на сьогоднішній день живлять енергетичними рослинами, тобто рослинами, спеціально вирощеними для біогазових установок і органічними відходами.

В якості сировини для виробництва біогазу можуть використовувати як органічні агропромислові, побутові відходи, стічні води, так і рослинну сировину – силос кукурудзи, трав'яний силос, зерно і силос злакових культур. Найбільш придатними для виробництва біогазу видами відходів є: гній свиней та великої рогатої худоби, послід птиці; бадилля овочевих культур; некондиційний урожай

злакових та овочевих культур, цукрових буряків, кукурудзи; жом і меляса; барда спиртова; мучка, дробина, дрібне зерно, зародок; дробина пивна, солодові паростки, білковий відстій; відходи крахмало-патокового виробництва; вичавки фруктові та овочеві; сироватка і маслянка [2].

Кількість субстратів / видів відходів, що використовують для виробництва біогазу в межах однієї біогазової установки, може варіюватися від одного до десяти і більше. Залежно від типів і кількості видів застосовуваних субстратів існують різні варіанти технологічних схем біогазових станцій.

В разі застосування декількох субстратів, які відрізняються властивостями, наприклад, рідких і твердих відходів, їх накопичення, попередню підготовку (подрібнення, біоактивізація, підігрів, гомогенізація або інша фізико-хімічна обробка) слід проводити окремо, після чого їх або змішують перед подачею в біореактори, або подають роздільними потоками. Використання попередньої підготовки у ряді випадків дозволяє домогтися збільшення швидкості й ступеня розпаду сировини в біореакторах, а отже – загального виходу біогазу.

Крім відходів для вироблення біогазу можна використовувати спеціально вирощені енергетичні культури, наприклад, силосну кукурудзу або сільфій, а також водорості. Вихід газу може досягати до 300 м³ з 1 т.

З тони гною великої рогатої худоби виходить 50–65 м³ біогазу з вмістом метану 60 %, з різних видів рослин – 150–500 м³ біогазу з вмістом метану до 70 %. Максимальну кількість біогазу – 1300 м³ з вмістом метану до 87 % – можна отримати з жиру [2].

Встановлено [3], що змішування курячого посліду та осаду стічних вод дозволяє підвищити вихід біогазу на 34–40 % порівняно зі збродженням зазначених відходів окремо один від одного, а внесення збродженої в анаеробних умовах суміші осаду стічних вод та свинячого перегною в співвідношенні 1:2 збільшує швидкість росту пшениці на 27–28 % порівняно з контролем (без внесення добрив), а також на 10–12 % порівняно з контролем (внесення свинячого гною).

В Харкові мулові поля вже займають 127 гектарів, їх площа стрімко збільшується і вони дошкуляють не надто приємними запахами, забрудненням ґрунтових вод, частими самозайманнями за літньої спеки, викидами парникових і шкідливих газів. Щодоби обласний центр продукує понад 3000 м³ осаду. З МОСВ № 1 органічний осад через мулопровід поступає на МОСВ № 2, де вперше в Україні було введено в експлуатацію цех механічного зневоднення осаду з двох комплексів біологічного очищення. В ході реконструкції в 2004 році в цеху встановлено 4 центрифуги вітчизняного виробництва продуктивністю до 1100 м³ осаду на добу і 3 декантери фірми «Вестфалія сепаратор», продуктивністю 3000 м³ осаду на добу. Після зневоднення на центрифугах осад має вологість 70–80 %, обсяг осаду при цьому зменшується в 8–9 разів.

З метою впровадження коферментації органічних субстратів може бути запропоновано додавання до сирого осаду у якості ко-субстрату курячого посліду у пропорції 2:1. Птахофабрика концерну «Авангард», що розташована в Харківській області може повністю забезпечити необхідній обсяг посліду кожного дня.

Основні етапи реалізації проекту:

- будівництво споруд для виробництва електричної і теплової енергії на основі одержання біогазу;
- модернізація цеху зневоднення осаду;
- модернізація блоків біологічного очищення стічних вод МОСВ № 1 і МОСВ № 2;
- забезпечення підготовки осаду зі стабільними фізико-хімічними характеристиками.

Враховуючі, що згідно з розрахунками для підтримки мезофільних умов та забезпечення роботи метантенку достатньо тепла, отриманого від спалювання біогазу, то можна зробити висновки, що майже половина газу буде використовуватися на поточні потреби МОСВ № 2.

Значущість цього технічного рішення для підприємства з огляду можливості вирішення технологічних, економічних, соціальних, екологічних проблем не викликає сумнівів. Результат такого впровадження позитивно вплине не лише на житлово-комунальної галузь, зменшивши потребу у енергії, а й на тваринництво, сільське господарство і як наслідок екологію країни.

Таким чином, впровадження коферментації органічних субстратів дозволить вирішити проблему обробки осадів, утилізації біогазу з отриманням електроенергії, зменшення обсягу осадів із зневодненням, зменшення площ, потрібних для розміщення осадів (мулові майданчики), та як підсумок значний екологічний ефект для теперішніх та майбутніх поколінь.

Список джерел:

1. Барбара Э., Хайнц Ш. Биогазовые установки. – Zorg Biogas, 2011. – 268 с.
2. Іванченко А.В., Белянська О.Р. Інтенсифікація технології одержання біогазу та комплексних добрив з осадів міських стічних вод / А.В. Іванченко, О.Р. Белянська // Вісник НТУ «ХП». – 2015. – № 30 (1139). – С. 39–45.
3. Шацький В.В. Вплив структури субстрату на вихід біогазу при метановому зброджуванні/ В.В. Шацький, О.Г. Скляр, Р.В. Скляр, О.О. Солодка // Праці Таврійського державного агротехнологічного університету. – Мелітополь: ТДАТУ, 2013. – Вип. 13, том 3. – С. 3–12.

ЛАБОРАТОРНО-ВИРОБНИЧІ ДОСЛІДЖЕННЯ ВЛАСТИВОСТІ ТАМПОНАЖНОГО КАМЕНЮ

О. І. НАЛИВАЙКО, канд. техн. наук, доцент; **О. В. РОМАШКО**, канд. техн. наук, доцент; **Н. І. КАПЦОВА** канд. техн. наук, доцент
Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова
61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

Пластові води являють собою складну багатоконпонентну систему. Вони містять різні мінеральні солі – хлористий натрій NaCl, хлористий кальцій CaCl₂, хлористий магній MgCl₂, причому часто у великих кількостях (200 тис. мг/л води

і більше), механічні домішки. Ці солі надають водонафтовій суміші досить високу корозійну активність і ускладнюють таким чином її транспортування та подальшу переробку. Пластові води частіше всього є агресивними, а солі надають водонафтовій суміші досить інтенсивну корозійну активність нафтопромислового обладнанню та спорудам, порушують герметичність свердловин, особливо погіршують процес і параметри цементирования.

Заколонні прояви і міжпластові перетоки виникають в різноманітних геолого-технічних умовах і при самому різноманітному поєднанні техніко-технологічних параметрів цементування, в тому числі і дотриманні вимог сучасної технології цементування. Відомо, що щільність пластової води залежить від кількості розчинених у ній солей і коливається в межах 1010-1020 кг/м³. Аналіз промислового матеріалу по нафтогазодобувним свердловинах показує, що число свердловин, в яких виникають міжколонного флюїдопроявлення, дуже велике.

Для цементування газових і нафтових свердловин з метою захисту їх від дії ґрунтових вод призначений тампонажний цемент. Їх поділяють на цемент для «холодних» до 40°C і «гарячих» вище 40°C свердловин. Попередній досвід роботи з різними тампонажними матеріалами дає змогу передбачити можливість створення широкого спектру рецептур з диференційованим темпом набору міцності. Початок схоплювання тампонажних цементів для «холодних» свердловин не менше 2 годин, «гарячих» – через 1 год 45 хв. Вони зберігають високу рухливість, мають здатність затвердівати в критеріях великих температур і тиску, що розвиваються на великій глибині в свердловинах.

Основними фізико-хімічними характеристиками цементного каменю є його міцність, проникність, об'ємні зміни і корозійна стійкість. Стандартні тести тампонажного портландцементу містять у собі визначення тонкості розмелювання цементу, розтічності цементного розчину, термінів схоплювання, міцності цементного каменю, рівномірності конфігурації об'єму.

Міцність цементного каменю характеризується тимчасовим опором згину, стику або розтягу. Для цього цементний камінь виготовляють у вигляді зразків, які випробують на міцність, тобто визначають напруження, при якому руйнується зразок. Зразки виготовляють такої форми, яка є зручна для даного виду випробування. Якщо зразки до визначення міцності витримувались при кімнатній температурі, то їх виймають з води, обтирають поверхню і випробують. Якщо зразки тверділи при підвищеній температурі, перед випробуванням їх необхідно охолодити у воді до кімнатної температури. Швидкість охолодження повинна бути не більше 1,5 °C за 1 хвилину.

Найпоширеніший метод оцінки рухомості тампонажних розчинів – визначення розтічності за конусом АзНДІ. Він ґрунтується на замірі діаметра розпливання тампонажного розчину, який поміщають у конічну форму стандартних розмірів, встановлену на скляну поверхню після того, як форму піднімають з поверхні вертикально вверх (див. рис. 1).

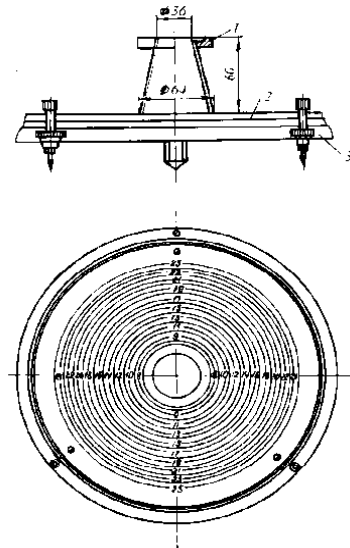


Рисунок 1 – Конус розтічності цементного тіста КР-1 АЗНДІ

Міцність цементного каменю залежить від багатьох факторів, основними з яких є хіміко-мінералогічний склад цементу, водоцементне відношення, питома поверхня цементу, наявність наповнювачів і хімічних домішок, умови твердіння та ін. На міцність цементного каменю суттєво впливають температура і тиск. При змішуванні порошкоподібного портландцементу з рідиною утворюється суспензія тієї чи іншої концентрації, яка характеризується водоцементним відношенням (W) - відношення маси води (або іншої рідини для замішування) до маси цементу (твердої фази тампонажного розчину). Для гідратації тампонажного цементу достатньо (20–25) % води від його маси. Але при такому водовмісті цементне тісто густе і тому приймають $W=(0,45-0,5)$. Для полегшених цементних розчинів характерний більший водовміст – до 2,1 (цементний гель), а для поважчених – менший (0,3–0,45).

Здатність тампонажного розчину до прокачування точніше можна визначити за величиною опору, що виникає при його перемішуванні лопатевою мішалкою. При цьому інтенсивність перемішування повинна відповідати інтенсивності перемішування під час руху його в свердловині в процесі цементування. Прилади, в яких використовується цей принцип визначення прокачуваності, називаються консистометрами (рис.1), а замірюваний параметр прокачуваності – консистенцією. Шкала приладу має поділки в умовних одиницях консистенції (УОК). За одиницю УОК беруть кут, на який повернеться рамка приладу, якщо стакан буде заповнений ньютонівською рідиною з динамічною в'язкістю 1 мПа·с.

Консистенція (густота) – це величина, обернена рухомості. У міру того, як розвивається процес гідратації, консистенція змінюється. Задовільно рухомими вважаються розчини, консистенція яких протягом часу, достатнього для транспортування їх у свердловину, не перевищує (10-15) УОК.

Із властивостей тампонажного розчину найбільше значення мають густина, рухомість, водоутримувальна здатність (фільтраційні властивості) і швидкість переходу із рідкого стану в твердий (швидкість тужавіння).

Густина тампонажного розчину визначається густинами речовин або матеріалів, що входять в його склад та їх кількісним співвідношенням

$$\rho_{mp} = \frac{(1+W) \rho_u \rho_p}{W \rho_u + \rho_p}, \quad (1)$$

де W - водоцементне відношення.

ρ_{mp} , ρ_u , ρ_p - відповідно густина тампонажного розчину, цементу і рідини змішування.

Розтічність знаходиться у залежності від тривалості та інтенсивності змішування при виготовленні розчину, тому результати, що відтворюються можна отримати тільки за серйозного обмеження цих критеріїв. Згідно з ДСТУ величина розтічності непластифікованого цементного розчину при $W=(0,45-0,5)$ має дорівнювати не менше 20 см і пластифікованого – не менше 22 см.

Без використання спеціальних домішок для зниження або підвищення густини можна приготувати тампонажний розчин густиною (1760-2130) кг/м³.

Висновок

Тампонажний цемент, затворений 50% води, може давати рухому масу (пульпу), яку можна накачати в свердловини насосами. Необхідно, щоб затверднувший цементний камінь з такої розбавленої пульпи мав високу початкову міцність. Тонкість розмелення цементу повинна бути такою, щоб при просіюванні через сито проходило більше 25 % від ваги проби. Ступінь тонкості розмелювання встановлюють на заводах залежно від отриманих характеристик розтічності пульпи, термінів схолювання та міцності на згин у двохдобовому віці. Визначення ступеня прокачування цементного розчину в початковий період за величиною розтічності в значній мірі умовний. У момент визначення розтічності тампонажний розчин знаходиться в статичному стані, тоді як при цементуванні свердловини – в русі. Розтічність цементного розчину з 50% води повинна бути більше 16-18 см по конусу розтічності.

Список джерел:

1. Технічний звіт від 11 жовтня 2010 року, про результати проведених лабораторно-виробничих випробувань дії гідрофобної водовідштовхуючої добавки «Ramsinks-2M» і її модифікацій щодо тампонуєчих цементів БУ «Укрбургаз».
2. Наливайко А.И., Рудый М.И., Полевой Ю.А. Методы увеличения нефтеотдачи пластов и производительности скважин в условиях нефтяных месторождений. – Науковий вісник №12. Дніпропетровськ. – 2005 р., С. 15–21.

МЕТОДИ ВІДНОВЛЕННЯ ВОДОПРОВІДНИХ ТРУБОПРОВОДІВ

Т. О. ШЕВЧЕНКО, канд. техн. наук, доцент; **О. І. КОРОБЦОВ**, здобувач першого (бакалаврського) рівня вищої освіти спеціальності 194 Гідротехнічне будівництво, водна інженерія та водні технології

Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова

61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

e-mail: sanchous.tv1@gmail.com

На сьогоднішній день система трубопроводів в Україні знаходиться в дуже поганому стані. Заміна труб здійснюється набагато пізніше закінчення експлуатаційного періоду, що згодом призводить до необхідності ремонту або відновлення. Саме дана проблематика визначила актуальність статті.

Метою даної роботи є визначення методів відновлення водопровідних трубопроводів і особливості їх впровадження.

Питанням експлуатаційної надійності трубопроводів водопровідних мереж та пошуку ефективних технологічних рішень для їх використання в ремонтно-відновлювальних роботах присвячені роботи вчених України, Німеччини та інших країн: С. В. Храменкова, В. А. Петросова, А. Г. Приминить, В. О. Орлова, П. П. Махнєва, Пітера Бруссіг, Міхаеля Ульріха, Герхарда Кіссельбаха, Адольфа Бема, Федорченко. О. Н, Гончаренко Д. Ф, Вевелер. Х. В. та ін.

Трубопровідні системи, які транспортують воду для будь-якого населеного пункту, є найдорожчими і найбільш уразливими частинами інженерної інфраструктури. Від їх надійної та безперебійної роботи залежить стан навколишнього середовища, комфортність проживання, ефективна діяльність підприємств міста. Вартість транспортування води становить в окремих випадках близько 70% вартості всієї системи водопостачання міста. У зв'язку з цим забезпечення надійної працездатності водопровідних магістралей є пріоритетним напрямком роботи міських комунальних служб. Розглянемо найбільш поширені методи ремонту і відновлення трубопроводів водопостачання. Одним з основних способів заміни пошкоджених трубопроводів є відкритий спосіб, при якому шляхом розробки ґрунту і відкриття пошкодженого трубопроводу його демонтують і замість нього укладають новий [1].

Тенденція останніх років є свідченням того, що будівельні організації міст-мегаполісів різних країн все більше уваги приділяють питанням використання перспективних безтраншейних технологій ремонту, відновлення та будівництва нових водопровідних мереж. Безтраншейний ремонт – це ремонт мереж без повного розкриття траншей для доступу до потребуючих ремонту ділянок. Виробляється з використанням полімерних труб за допомогою протягування нової труби всередині існуючої. Для виконання робіт необхідно лише локальне розкриття дорожнього покриття для доступу до початку дільниці – формування стартового котловану. Протягування труби здійснюється за допомогою лебідки.

Безтраншейні методи відновлення трубопроводів в майбутньому стануть абсолютною альтернативою поточним способам ремонту [2].

Їх головні переваги:

- скорочення часу і витрат на земляні роботи і подальше впорядкування;
- гарантія довговічності результату (термін служби пластиків не менше 50 років);
- можливість проведення оперативної санації трубопроводів в будь-який сезон;
- збільшення пропускної спроможності трубопроводів (на поверхні полімерних труб не утворюються відкладення, біологічні плівки, корозійні нарости);
- збільшення надійності каналізаційних мереж, скорочення ризику поривів до мінімуму;
- стовідсоткове усунення всіх дефектів відновлюваної ділянки.

Лева частка переваг пов'язана саме з використанням полімерних труб. Жоден інший з існуючих варіантів не придатний для санації методом протягування труби в трубі. Крім того, полімерні труби легкі та можуть з'єднуватися з будь-якими існуючими мережами.

На сьогоднішній день існує декілька технологій безтраншейного ремонту та відновлення трубопроводів.

Технологія SUBCOTE FLP – відновлення внутрішньої поверхні трубопроводів методом наплення двокомпонентної полімерної композиції на основі поліуретану.

Технологія ROLLDOWN – відновлення напірних і безнапірних трубопроводів. Застосовується як для усунення структурних ушкоджень, так і для захисту від корозії і усунення витоків.

Технологія ПОЛІЛАЙНЕР / SUBLINE – поліетиленова труба-оболонка згортається в формі «підкови» і намотується на барабан. Фіксація форми труби здійснюється за допомогою стрейч-плівки. На будівельному об'єкті трубу протягують всередину відновлюваного трубопроводу, розправляється вона під тиском і щільно прилягає до стінок старої труби.

Полілайнер Пекс – поліетиленова труба-оболонка згортається в формі «підкови» і на будівельному об'єкті протягують всередину відновлюваного трубопроводу, розправляється під тиском і щільно прилягає до стінок старої труби. Має високу втомну міцність, навіть при підвищених температурах (до 110 °С).

Різьбові модулі СПИРОЛАЙН – застосовуються як для усунення структурних ушкоджень, так і для захисту від корозії і усунення витоків. Технологія дозволяє виробляти монтаж в обмежених умовах з мінімальним обсягом робіт, застосовувати доступне обладнання та здійснювати роботи при низьких температурах.

Технологія «труба в трубі». Суть технології полягає в протягуванні через старий трубопровід нової пластикової труби практично рівного діаметра. Для цього на початку і кінці санованої ділянки вириваються котловани, і через трубу простягається сталевий трос. Нові пластикові труби зварюються в трубопровід

необхідної довжини. Довжина трубопроводу залежить від довжини прямої ділянки комунікації.

На початок батога вварюють спеціальну насадку, на яку закріплюється сталевий трос. Втягування труб проводиться за допомогою лебідки, встановленої в протилежному кінці відновленої ділянки. Попередньо ділянка очищається і вивчається за допомогою телевізійного моніторингу.

Природне зменшення діаметра відновленої труби не робить негативного впливу на пропускну спроможність ділянки, оскільки пластикові труби мають більш низький гідравлічний опір.

Технологія руйнування старої труби. Дану технологію використовують тоді, коли необхідно збереження або збільшення діаметра трубопроводу. Суть технології в розрізуванні старої труби спеціальним ножом. З боку приймального котловану в трубу вставляються спеціальні штанги, на які в стартовому котловані закріплюється ніж-розширювач, з'єднаний з ниткою нового трубопроводу вертлюгом.

Потужні гідравлічні домкрати втягують штанги з ножом і новими трубами. Процес ведеться до тих пір, поки ніж не з'явиться в приймальному котловані, і, відповідно, пошкоджену ділянку труби не буде замінено.

Технологія відновлення трубопроводів методом «панчохи». Під «панчохою» прийнято розуміти синтетичну повсть, просочену спеціальними з'єднаннями, які твердіють в природному середовищі.

Подібну «панчоху» простягають через пошкоджений трубопровід, утворюючи всередині нього, після застигання, нову трубу, що має всі властивості синтетичних полімерних труб. Відмінною особливістю даного методу є можливість відновлення труб великого діаметра – понад два метри [3].

Таким чином, на основі вищезгаданого, можна сказати, що найбільш сучасним і перспективним способом відновлення водопровідного трубопроводу є безтраншейний метод, який дає можливість не тільки збільшити експлуатаційну довговічність, але і знизити витрати, пов'язані з їх експлуатацією.

Список джерел:

1. Вевелер Х. В. Розробка технологічних та організаційних рішень ремонту та відновлення водопровідних трубопроводів. URL: <https://studfile.net/preview/8155827/>
2. Бестраншейные методы восстановления трубопроводов. URL: <https://russiasmartcity.ru/projects/254-bestransheynye-metody-vozstanovleniya-truboprovoda>
3. Методы восстановления трубопроводов. URL: <http://psk-mig.ru/metody-vozstanovleniya-truboprovodov/>

ОСОБЛИВОСТІ ПРОЕКТУВАННЯ ТА РОЗРОБКИ ПРОГРАМНОГО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ТЕХНОЛОГІЧНОГО ПРОЦЕСУ ХІМВОДООЧИСТКИ

І. М. ЧУБ, канд. техн. наук, доцент

Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова

61002, Україна, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17

У більшості промислових систем водопідготовки відсутні дані про стан іонообмінних фільтрів на різних стадіях технологічного процесу. Як правило, повністю відсутня інформація про характер протікання процесу регенерації. Це істотно ускладнює вирішення питань про те, який з фільтрів і за яким критерієм повинен бути відключений на регенерацію, якими повинні бути режими регенерації, особливо при зміні складу води, що надходить на очистку.

В даний час з'явилася можливість подолання цих труднощів на основі непрямої оцінки стану фільтрів за допомогою розробки програмного комплексу. Розроблений програмний комплекс базується на фундаментальних дослідженнях теорії іонного обміну [1] і розроблених математичних моделях іонообмінних процесів знесолення і пом'якшення води [1,2].

Розроблений програмний комплекс дозволяє, за складом води, що надходить на вхід системи фільтрів, розрахувати стан кожного фільтра в заданий момент часу і отримати криві розподілу поглинених компонентів по висоті фільтра. Це, в свою чергу, дозволяє відображати стан фільтра в момент часу, що цікавить оператора-технолога, і прогнозувати моменти часу, коли необхідно здійснити зміну режиму системи.

Крім того, можливість розрахунку станів фільтрів в робочому режимі і режимі регенерації дозволяє вирішувати задачу пошуку раціональних режимів хімоводоочищення за економічним критерієм при обмеженнях на продуктивність і якість очищеної води.

Викладений підхід реалізований в комплексі програм розрахунку і візуалізації процесів хімоводоочищення з блоковим включенням фільтрів.

Комплекс програм включає пакет програм розрахунку і графічної візуалізації отриманих результатів [3].

Комплекс програм забезпечує:

- розрахунок окремого фільтра як елемента технологічної схеми;
- розрахунок технологічної схеми в цілому;
- графічне візуальне представлення результатів розрахунку.

Розрахунок окремого фільтра дозволяє отримати вихідні криві і розподіл сорбованих компонентів по висоті фільтра в процесі послідовних технологічних стадій (очищення, розпушування, регенерація, відмивання). Крім того, розрахунок дає можливість визначити тривалість фільтроцикла і динамічну обмінну ємкість при заданій якості очищеної води на водопідготовчій установці.

При розрахунку технологічної схеми забезпечується зв'язок і взаємодія між окремими елементами схеми.

Елементами технологічної схеми є: катіонітові фільтри КУ-2 першого і другого ступенів; аніонітовий фільтр першого ступеня з аніоном АН-31; аніонітовий фільтр другого ступеня з аніоном АВ-17.

Розрахунок регенерації виконується окремо для катіонітів і аніонітів по схемі ступеневого протитоку, коли регенераційні розчин подається на останній фільтр згори донизу і далі з виходу цього фільтра на вхід наступного фільтра теж згори донизу. Відмивання від надлишків реагенту і продуктів регенерації здійснюється таким же чином.

Вихідною інформацією для роботи комплексу програм є склад води (концентрації катіонів та аніонів), що надходить на іонообмінне очищення, продуктивність системи і якість очищеної води.

Робота користувача з комплексом програм здійснюється через систему меню і вікон введення та виведення інформації. При цьому забезпечується вибір послідовності основних етапів розрахунку процесу, введення вихідних даних, здійснюється виведення інформації у вигляді таблиць і графіків.

Вихідні для розрахунку дані записуються в файл. Розрахунок може здійснюватися в різній послідовності (сорбція на повністю регенованих іонітах, регенерація катіонітів або аніонітів, повний цикл сорбції та регенерації). Результат роботи програмного комплексу представлений на рисунках 1–4.

У процесі розрахунку повного циклу сорбції та регенерації визначаються основні технологічні характеристики роботи блоку фільтрів: ступінь регенерації, тривалість фільтроцикла, кількість очищеної за фільтроцикл води, витрати реагентів, кількість води на власні потреби установки, а також робочі обмінні ємкості для кожного фільтра. У свою чергу, це приводить до більшого використання ємкості завантаженого катіоніту з 75-80 % до 90% і скорочення витрати води і реагентів на власні потреби водоподготовки до 15%. Створення програмного комплексу дозволяє автоматизувати необхідні розрахунки, пов'язані зі зміною швидкості фільтрування у процесі експлуатації, що економить час і не відриває від технологічного процесу.

Комплекс програм забезпечує шляхом повернення в головне меню можливість продовження розрахунку, отримання таблиць і графіків результатів, зміни вихідних даних. Результати розрахунку подаються у вигляді вихідних кривих, даних про розподіл сорбованих компонентів по шару іонітів в різні моменти часу для стадії сорбції і регенерації, а також у вигляді технологічних характеристик.

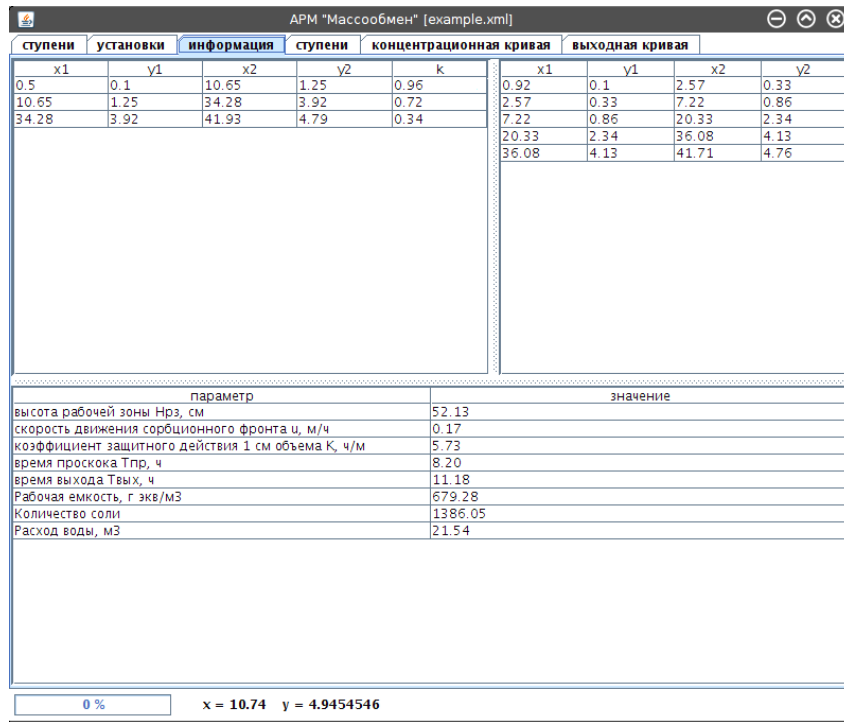


Рисунок 1 – Подання результату розрахунку у текстовому вигляді

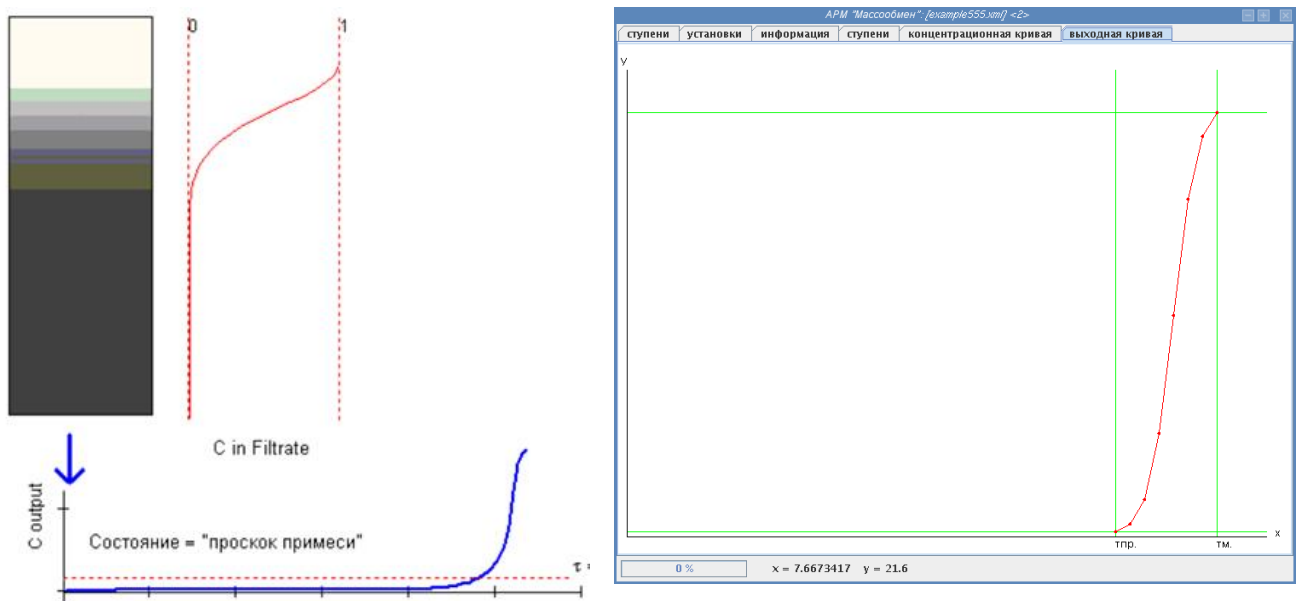


Рисунок 2 – Пересування сформованного фронту сорбції по шару іоніту і вихідна крива

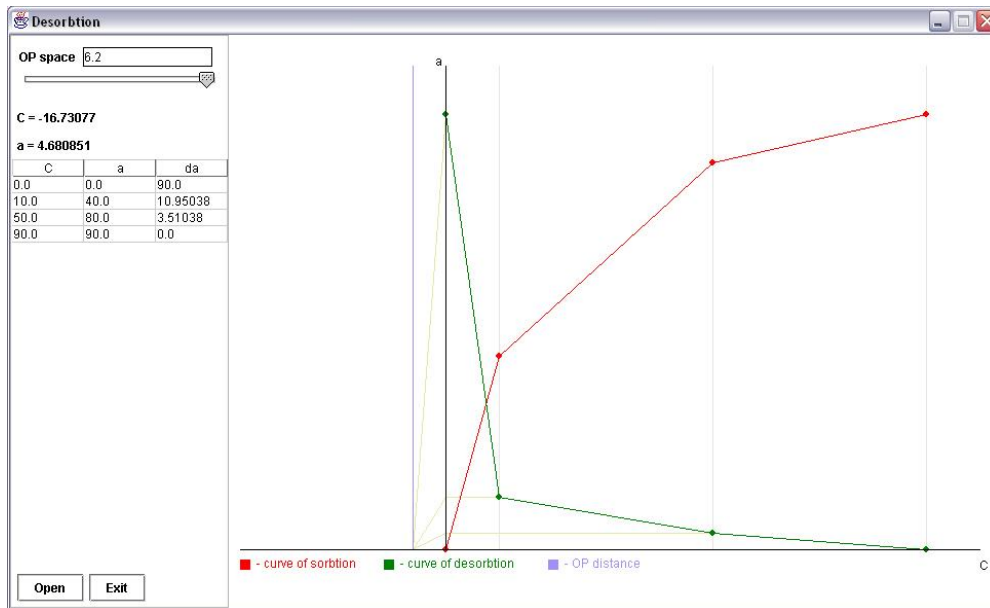


Рисунок 3 – Розрахункові криві сорбції та десорбції

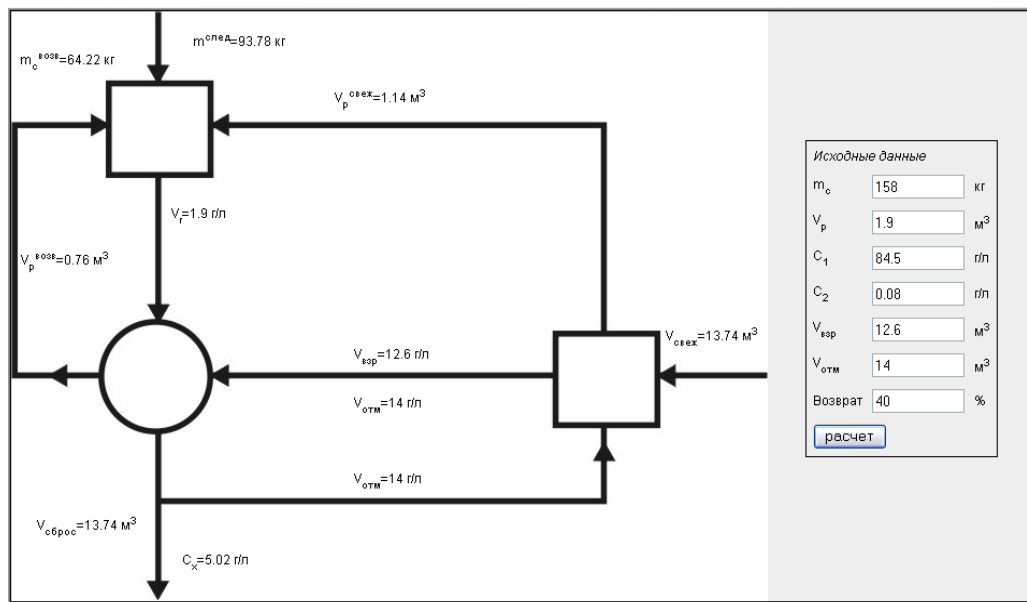


Рисунок 4 – Результат розрахунку процесу регенерації катіонітового фільтру з використанням розробленої комп'ютерної програми.

Список джерел:

1. Копылов А.С. Водоподготовка в энергетике / Копылов А.С., Лавыгин В.М., Очков В.Ф. – М.: Изд-во МЭИ, 2003. – 309 с.
2. Расчет выходной кривой динамической сорбции триптофана высокоосновным анионитом / Славинская Г.В., Селеменев В.Ф., Хохлова О. Н., Кондрина О. Ю. // Журнал физической химии – т. 78, №8 – 2004 - С. 1475 – 1478.
3. Чуб І. М. Підвищення ефективності процесів водопідготовки // Ресурси природних вод Карпатського регіону / Проблеми охорони та раціонального використання. Матеріали Сімнадцятої міжнародної науково-практичної конференції (м. Львів, 24–25 травня) Збірник наукових статей – Львів: Національний університет «Львівська політехніка», 2018. - С. 175 –178.

АВТОРСЬКИЙ ПОКАЖЧИК

- Kończak B. 68
Kupinski J. 76

Liapun V. 140

Martynov S. Yu. 78
Miasoiedov O. 87

Orlova A. M. 78

Shevchenko A. 76, 87

Zlatkovskiy O. 76
Zoschuk V. O. 78

Айрапетян Т. С. 60, 136
Александрова Г. В. 164

Бабіч О. В. 94
Баглай А. Е. 83
Благодарна Г. І. 49

Василенко А. В. 98
Воронкова С. М. 43
Воронов Г. К. 62

Галкіна О. П. 83, 107
Головань Р. І. 62
Гранкіна В. В. 123
Грицина О.О. 129

Даков В. А. 115
Дегтяр М. В. 104, 112, 148, 161
Дмитренко Т. В. 46
Душкін С. С. 143

Євсєєв Г. М. 81
Єзловецька І. С. 28
Єпішова Л. Д. 127

Жефруа Д. В. 156
Жукова О. Г. 23
Журавльова О. А. 81

Забара І. І. 101
Зайцева І. С. 92, 158
Зінченко І. В. 94

Каліновська А. В. 53
Капцова Н. І. 166
Квартенко О. М. 73
Кириченко А. А. 42
Кізеєв М. Д. 132
Ключник Д. С. 112
Кобилянський В.Я. 32
Козлова Ю. А. 42
Коробцов О. І. 170
Куницький М. О. 132
Куницький С. О. 25

Максименко І. С. 134
Матвєєва Н. М. 35
Матирін Д. В. 125
Михайлова Є. О. 38

Наливайко О. І. 166
Нестеренко С. В. 88
Нестеров Я. С. 146
Нестерова О. В. 146
Нікулін М. А. 70
Нікулін С. Ю. 153

Панайотова Т. Д. 92, 158
Посохов Д. В. 62
Прокове Н. Г. 64
Пушкалова М. М. 109

Ромашко О. В. 166
Росінський Д. С. 134
Рябінін С. О. 53

Саввова О. В. 53, 94, 134
Сидорова В. Ю. 104
Славута О. І. 35
Сорокіна К. Б. 57
Строева Я. Р. 161

Телюра Н. О. 42

Ткаченко Р. Б. 119

Ткачов В. О. 14, 88, 119

Ткачов К. О. 60

Третяк О. Д. 57

Фесенко О. І. 64

Хачатрян І. М. 64

Цапко Н. С. 94

Циганкова С. Г. 81

Цитлішвілі К. О. 94

Чуб І. М. 101, 173

Шарков В. В. 156

Шевченко А. О. 150

Шевченко Т. О. 98, 109, 143, 150, 170

Шипов О. В. 107

Яковлев В. В. 46

ЗМІСТ

<i>Програма доповідей конференції</i>	6
ТКАЧОВ В. О. Розвиток науково-освітньої діяльності в галузі водопостачання та водовідведення у ХНУМГ ім. О. М. Бекетова.....	13
<i>Тези доповідей та інформаційні матеріали конференції</i>	14
<i>Секція I. Технологічні інновації та перспективи розвитку галузі водопостачання та водовідведення; економічні та соціальні проблеми водокористування</i>	22
ЖУКОВА О. Г. Реалізація права громадян України на питну воду.....	23
КУНИЦЬКИЙ С. О. Водопостачання та водовідведення об'єднаних територіальних громад з урахуванням засад диференційованого водокористування.....	25
ЄЗЛОВЕЦЬКА І. С. Проблеми сталого водокористування в басейні Дністра.....	28
КОБИЛЯНСЬКИЙ В. Я. Безпека та якість питної води.....	32
МАТВЄЄВА Н. М., СЛАВУТА О. І. Соціально-економічні аспекти зменшення втрат води централізованого водопостачання.....	35
МИХАЙЛОВА Є. О. Забруднення Світового океану пластиком.....	38
ТЕЛЮРА Н. О., КИРИЧЕНКО А. А., КОЗЛОВА Ю. А. Підвищення екологічної безпеки субаквальних ландшафтів.....	42
ВОРОНКОВА С. М. Теоретичні аспекти підвищення надійності систем водопостачання.....	43
ЯКОВЛЄВ В. В., ДМИТРЕНКО Т. В. Оцінка можливостей організації альтернативного питного водопостачання міст.....	46
БЛАГОДАРНА Г. І. Вплив якості Дніпровської води на безпеку питного водопостачання.....	49
РЯБІНІН С. О., САВВОВА О. В., КАЛІНОВСЬКА А. В. Застосування радіопоглинаючих склокерамічних матеріалів для захисту біологічних об'єктів від шкідливого впливу електромагнітного випромінювання.....	53
СОРОКІНА К. Б., ТРЕТЯК О. Д. Особливості використання коагулянтів у процесах очищення води.....	57
АЙРАПЕТЯН Т. С., ТКАЧОВ К. О. Екологічний стан водних об'єктів басейна р. Сіверський Донець в умовах антропогенного забруднення.....	60
ВОРОНОВ Г. К., ГОЛОВАНЬ Р. І., ПОСОХОВ Д. В. Перспективи використання відходів каменеобробки для одержання архітектурно-будівельної кераміки.....	62

ФЕСЕНКО О. І., ПРОКОВЕ Н. Г., ХАЧАТРЯН І. М. Перспективи використання композиційних керамічних мінералізаторів для побутової очистки питної води.....	64
<i>СЕКЦІЯ II. Ефективні технології, обладнання та системи водопостачання, очищення господарсько-побутових та промислових стоків.....</i>	<i>67</i>
KOŃCZAK B. Technologia tlenowego granulowanego osadu – od badań laboratoryjnych do pełnej skali.....	68
НИКУЛІН М. А. Технології та обладнання для очищення стічних вод. Мультидискові шнекові зневоднювачі осаду ЕКОТОН-TSURUMI PUMP.....	70
КВАРТЕНКО О. М. Використання біореакторів в технологіях очищення підземних вод.....	73
SHEVCHENKO A., ZLATKOVSKIY O., KUPINSKI J. Vermiculate application in excess sludge conditioning and dewatering.....	76
MARTYNOV S. YU., ORLOVA A. M., ZOSCHUK V. O. Combined water treatment plant of the groundwater preparing.....	78
ЦИГАНКОВА С. Г., ЖУРАВЛЬОВА О. А., ЄВСЄЄВ Г. М. Сучасні методи знезалізнення в технологіях очищення води.....	81
ГАЛКІНА О. П., БАГЛАЙ А. Е. Прогнозування стабільності оборотної води.....	83
MIASOIEDOV O., SHEVCHENKO A. Wpływ intensywności mieszania roztworu koagulantu z ściekami zakładów przetwórstwa mleczarskiego na efektywność ich oczyszczania.....	87
НЕСТЕРЕНКО С. В., ТКАЧОВ В. О. Інгібітори корозії для оборотних циклів водопостачання коксохімічного підприємства.....	88
ЗАЙЦЕВА І. С., ПАНАЙОТОВА Т. Д. Теоретичний пошук комплексоутворювача для екстракції важких металів.....	92
БАБІЧ О. В., ЗІНЧЕНКО І. В., ЦИТЛІШВІЛІ К. О., САВВОВА О. В., ЦАПКО Н. С. Очищення та зnezараження висококонцентрованих стічних вод за допомогою технологій AOPs.....	94
ШЕВЧЕНКО Т. О., ВАСИЛЕНКО А. В. Вивчення методів зnezалізнення питної води.....	98
ЧУБ І. М., ЗАБАРА І. І. Удосконалення методу біологічного очищення побутових стічних вод шляхом біологічної активації мікроорганізмів активного мулу.....	101
ДЕГТЯР М. В., СИДОРОВА В. Ю. Особливості очищення стічних вод від нафтопродуктів.....	104

ГАЛКІНА О. П., ШИПОВ О. В. Технології очищення фенольних стічних вод.....	107
ШЕВЧЕНКО Т. О., ПУШКАЛОВА М. М. Вибір типу алюмовмісного коагулянту при підготовці питної води.....	109
ДЕГТЯР М. В., КЛЮЧНИК Д. С. Аналіз технологічної схеми очищення стічних вод збагачувальної фабрики.....	112
ДАКОВ В. А. Покращення процесів біологічного очищення стічних вод на очисних спорудах водовідведення м. Новомосковська.....	115
ТКАЧОВ В. О., ТКАЧЕНКО Р. Б. Застосування технології вилучення йоду з пластової води.....	119
<i>СЕКЦІЯ III. Сучасні ресурсозберігаючі та енергоефективні технології у житлово-комунальному господарстві та в промисловості.....</i>	122
ГРАНКІНА В. В. Діяльність Енерго-інноваційного хабу ХНУМГ ім. О. М. Бекетова з дослідження і впровадження енергоефективних та інноваційних рішень у житлово-комунальному секторі та в будівництві.....	123
МАТИРІН Д. В. Модульні рішення ЕКОТОН для очищення стічних вод та обробки осадів підприємств.....	125
ЄПШОВА Л. Д. Локальні очисні споруди в місті Харкові: це просто вимога або нагальна необхідність?.....	127
ГРИЦИНА О. О. Концепція комплексу біотехнологій з очищення стічних вод та утилізації енергії стічних вод цивільних об'єктів.....	129
КІЗЄЄВ М. Д., КУНИЦЬКИЙ М. О. Застосування геоінформаційних технологій для просторового відображення та пошуку місць рекуперації тепла.....	132
САВВОВА О. В., РОСІНСЬКИЙ Д. С., МАКСИМЕНКО І. С. Розроблення заходів з попередження біологічного забруднення транскордонних водних об'єктів.....	134
АЙРАПЕТЯН Т. С. Математична модель процесу видалення органічних забруднень в аеротенках з закріпленим біоценозом.....	136
LIAPUN V. Zeolites as alternative adsorbents for water pollutants removal.....	140
ДУШКІН С. С., ШЕВЧЕНКО Т. О. Ефективність модифікації кварцового завантаження швидких фільтрів очисних споруд водопроводу.....	143

НЕСТЕРОВА О. В., НЕСТЕРОВ Я. С. Попередження замулювання водосховищ з метою поліпшення роботи водозабірних споруд.....	146
ДЕГТЯР М. В. Особливості використання біодискових фільтрів для очищення стічних вод.....	148
ШЕВЧЕНКО Т. О., ШЕВЧЕНКО А. О. Кондиціонування осадів побутових стічних вод при зневодненні на камерно-мембранному фільтр-пресі.....	150
НІКУЛІН С. Ю. Дослідження та випробування методів підвищення ефективності роботи оборотних систем водопостачання станів гарячої прокатки.....	153
ЖЕФРУА Д. В., ШАРКОВ В. В. Визначення оптимальної схеми реконструкції водопровідних мереж.....	156
ЗАЙЦЕВА І. С., ПАНАЙОТОВА Т. Д. Вплив кластероутворення на енергію окремої молекули води і водневий зв'язок.....	158
ДЕГТЯР М. В., СТРОЄВА Я. Р. Апаратурне оформлення технології отримання питної води з підземних джерел.....	161
АЛЕКСАНДРОВА Г. В. Підвищення ефективності анаеробного зброджування осадів стічних вод.....	164
НАЛИВАЙКО О. І., РОМАШКО О. В., КАПЦОВА Н. І. Лабораторно-виробничі дослідження властивості тампонажного каменю.....	166
ШЕВЧЕНКО Т. О., КОРОБЦОВ О. І. Методи відновлення водопровідних трубопроводів.....	170
ЧУБ І. М. Особливості проектування та розробки програмного забезпечення технологічного процесу хімводочистки.....	173