



Материалы
III Международной
научно-практической конференции
**"ВОДА, ЭКОЛОГИЯ,
ОБЩЕСТВО"**
(программа и тезисы)

Харьков – ХНАТХ – 2010

МИНИСТЕРСТВО ОБРАЗОВАНИЯ И НАУКИ УКРАИНЫ

ХАРЬКОВСКАЯ ОБЛАСТНАЯ ГОСУДАРСТВЕННАЯ АДМИНИСТРАЦИЯ

ХАРЬКОВСКАЯ НАЦИОНАЛЬНАЯ АКАДЕМИЯ ГОРОДСКОГО ХОЗЯЙСТВА

КП КХ "ХАРЬКОВКОММУНОЧИСТВОД"

КП "ВТП "ВОДА"

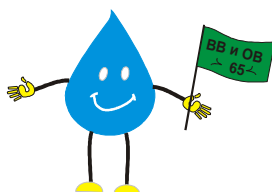
БЕЛГОРОДСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ
ТЕХНОЛОГИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ ИМ. В.Г.ШУХОВА

"ВОДА, ЭКОЛОГИЯ, ОБЩЕСТВО"

Материалы
III международной научно-практической конференции

(программа и тезисы)

9-11 февраля 2010 г.



Посвящается 65-летию кафедры
«Водоснабжения, водоотведе-
ния и очистки вод» ХНАГХ

ХАРЬКОВ – ХНАГХ – 2010

УДК 628.1:628.2:628.3:628.4

Вода, экология, общество: Материалы III международной научно-практической конференции (программа и тезисы). – Харьков: ХНАГХ, 2010. – 203 с.

Рассматриваются вопросы и проблемы обеспечения населения питьевой водой гарантированного качества, очистки сточных вод, охраны окружающей среды, внедрения современных технологий, сооружений, реагентов, материалов и оборудования

Сборник тезисов представляет интерес для научных работников и специалистов в области водоснабжения, водоотведения, гидротехники, очистки природных и сточных вод, аспирантов, студентов, а также всех, кто интересуется вопросами жизнеобеспечения населенных пунктов и охраны окружающей среды.

Редакционная коллегия: *С.С.Душкин, Е.Б.Сорокина,
Г.И.Благодарная*

© Харьковская национальная академия
городского хозяйства, 2010

**УЧАСНИКАМ ІІІ МІЖНАРОДНОЇ
НАУКОВО-ПРАКТИЧНОЇ КОНФЕРЕНЦІЇ
"ВОДА, ЕКОЛОГІЯ, СУСПІЛЬСТВО»**

Шановні друзі!



Харківська національна академія міського господарства має більш як 80-літню історію і давні традиції.

Ставши ще на початку свого шляху провідним центром підготовки фахівців для міського будівництва та господарства, Академія і сьогодні концентрує наукові сили для вирішення найгостріших проблем житезабезпечення сучасних міст.

У цьому році кафедрі водопостачання, водовиведення та очищення вод виповнюється 65 років.

Кафедра водопостачання виникла майже з самого початку роботи Академії і впродовж всіх цих років активно займалася науковою роботою. Вже перший завідувач М.І.Казас визначив науковий напрям кафедри. Він займався безреагентними методами водопідготовки. Його діяльність продовжили проф. С.М.Андоньев і А.І.Шахов, які одні з перших на Україні почали застосовувати магнітну обробку. Було вироблено велику кількість апаратів за індивідуальними проектами для інтенсифікації процесів іонного обміну, флокуляції феромагнітних домішок і для зменшення утворення накипу. Проф. С.С.Душкін продовжив ці дослідження і запропонував різні типи апаратів для інтенсифікації процесів реагентної обробки.

Кафедра підтримує наукові й дружні стосунки з працівниками інших навчальних закладів та установ. Метою ІІІ міжнародної науково-практичної конференції "Вода, екологія, суспільство" є розширення досліджень і обмін досвідом в області інтенсифікації процесів і поліпшення якості очищення води, охорони навколишнього природного середовища, формування екологічних знань у молоді.

Сердечно вітаю колектив кафедри з ювілеєм. Щиро бажаю творчої наснаги, успіхів у благородній справі підготовки висококваліфікованих спеціалістів для народного господарства України.

***Ректор Академії,
професор***



Л.М.Шутенко

**УЧАСТНИКАМ III МЕЖДУНАРОДНОЙ
НАУЧНО-ПРАКТИЧЕСКОЙ КОНФЕРЕНЦИИ
"ВОДА, ЭКОЛОГИЯ, ОБЩЕСТВО"**

Уважаемые участники конференции!



Ни одна сфера человеческой деятельности не обходится без использования воды, ведь она – это сама жизнь. Для организма вода является «строительным» материалом, поддерживая его жизненные функции. Человек использует воду для питья и приготовления пищи, удовлетворения различных жизненных, хозяйственных, бытовых и санитарно-гигиенических, рекреационных потребностей.

Решение проблемы обеспечения населения питьевой водой гарантированного качества возможно только путем внедрения современных технологий, сооружений, реагентов, материалов и оборудования.

Конференция ставит своей задачей расширение исследований и обмен опытом в области интенсификации процессов и улучшения качества очистки воды, получения новых, более эффективных реагентов, создания менее энергоемких методов очистки воды по сравнению с существующими. Необходимо также уделять огромное внимание формированию у молодежи фундаментальных экологических знаний и культуры общения с природой, необходимых навыков рационального природопользования.

Полагаю, что этим вопросам будет уделено должное внимание и на их основе предложены конкретные решения.

Желаю всем участникам конференции плодотворной работы, творческих и научных успехов, благополучия и вдохновения!

**Генеральный директор
КП КХ «Харьковкоммуночиствод»
профессор, доктор технических наук**

A handwritten signature in dark ink, consisting of stylized loops and a horizontal line.

И.В.Коринько

Уважаемые коллеги и друзья!



Приветствую Вас с открытием III международной научно-практической конференции «Вода, экология, общество»!

По оценкам ООН нехватка доброкачественной питьевой воды может стать одной из самых острых и болезненных проблем в наступившем столетии. Специфика этой проблемы заключается не только в дефиците водных ресурсов, а и в их загрязнении, в продолжающейся деградации водных объектов. Поэтому обеспечение населения питьевой водой гарантированного качества приобрело ныне статус одной из наиболее социально значимых проблем, стало важнейшим фактором национальной безопасности страны. Эффективность ее решения непосредственно влияет на состояние здоровья граждан и определяет степень экологической безопасности.

Нынешняя конференция – это площадка для обмена позитивным опытом, обсуждения и детальной проработки самых актуальных направлений в области водоснабжения, водоотведения, применения современных технологий и оборудования для очистки природных и сточных вод.

Желаю участникам конференции творческих успехов и плодотворной работы!

Поздравляю коллектив кафедры водоснабжения, водоотведения и очистки вод Харьковской национальной академии городского хозяйства с 65-летним юбилеем!

***Генеральный директор
НПФ «ЭКОТОН»***

A handwritten signature in dark ink, appearing to read 'П.В. Трунов'.

П.В.Трунов

Уважаемые участники конференции!



Специфика питьевого водоснабжения в Украине состоит в том, что оно на 75% базируется на поверхностных источниках и зависит от их экологической безопасности. Возрастание риска и снижение безопасности для систем водоснабжения объясняется значительным уменьшением запасов воды и резким ухудшением качества природных вод.

Улучшение санитарного состояния водных объектов - это тот путь, в направление которого мы должны идти. Необходимо знать новейшие технические решения, новейшие методы и, самое главное, обязательно строить новые технологически правильные водопроводы.

В период рыночных отношений особое внимание должно быть уделено эколого-технологическим аспектам при подготовке экологически чистой питьевой воды.

Проведение нашей конференции призвано решать важнейшие проблемы в области водоснабжения, водоотведения и охраны водных ресурсов.

Желаю всем участникам вдохновения, творческих успехов, благополучия и удачи!

***Заведующий кафедрой водоснабжения,
водоотведения и очистки вод
Харьковской национальной академии
городского хозяйства, профессор,
доктор технических наук***

 ***С.С. Душкин***

Дорогие друзья и гости конференции!



Рад приветствовать Вас в стенах нашей Академии на очередной третьей конференции «Вода, экология, общество».

С нашей точки зрения для общества самое важное – это Вода и Экология. Мы должны пить чистую воду, дышать чистым воздухом, ходить по Земле и при этом получать удовольствие. Мы собрались с Вами для того, чтобы обсудить эти вопросы.

Наша Академия с 1966 года готовит специалистов экологического профиля. Специальность называлась «Очистка природных и сточных вод», сейчас это специальность «Водоснабжение и водоотведение». С 1991 года началась подготовка студентов по специальности «Экология и охрана окружающей среды».

Наша Академия придаёт большое значение сотрудничеству в области очистки воды и экологии между Высшими учебными заведениями, Научно-производственными фирмами, между всеми кто приехал на конференцию. Хотелось бы подчеркнуть, что это сотрудничество по своему качеству и содержанию органически вписывается в процессы, происходящие в обществе, и мы рассчитываем на дальнейшее плодотворное сотрудничество. В наших общих интересах укрепление принципов, гарантирующих экологическую безопасность в обществе и решение задач развития новых технологий, обеспечивающих этот процесс.

Уважаемые друзья!

Развивающиеся отношения в области экологии, охраны окружающей среды, очистки воды и в настоящем, и в будущем призваны служить нашим общим интересам. Искренне надеюсь, что посредством таких конференций мы вместе будем способствовать реализации наших совместных целей и при необходимости оказывать конкретную помощь друг другу.

Желаю Вам больших успехов, позитивных впечатлений от пребывания в нашей Академии.

***Декан факультета инженерной
экологии городов
Харьковской национальной академии
городского хозяйства, доцент,
кандидат технических наук***

A handwritten signature in dark ink, appearing to read 'В.А.Ткачев'.

В.А.Ткачев

**ОРГАНИЗАЦИОННЫЙ КОМИТЕТ
III МЕЖДУНАРОДНОЙ НАУЧНО-ПРАКТИЧЕСКОЙ
КОНФЕРЕНЦИИ
«ВОДА, ЭКОЛОГИЯ, ОБЩЕСТВО»**

Председатель организационного комитета:

Шутенко Леонид Николаевич – ректор Харьковской национальной академии городского хозяйства (ХНАГХ), доктор технических наук, профессор.

Заместители председателя организационного комитета:

Семенов Владлен Трофимович – проректор по научной работе ХНАГХ, профессор, кандидат архитектуры, профессор;

Душкин Станислав Станиславович – заведующий кафедрой водоснабжения, водоотведения и очистки вод ХНАГХ, доктор технических наук, профессор;

Ткачев Вячеслав Александрович – декан факультета Инженерной экологии городов ХНАГХ, кандидат технических наук, доцент.

Члены организационного комитета:

Абрамович Сергей Ильич – директор ЗАО «УкркоммунНИИпрогресс»;

Благодарная Галина Ивановна – доцент кафедры водоснабжения, водоотведения и очистки вод ХНАГХ, кандидат технических наук, доцент;

Золотов Михаил Сергеевич – начальник научно-исследовательского сектора ХНАГХ, доктор технических наук, профессор;

Иванов Виктор Григорьевич - Петербургский государственный университет путей сообщения (г. Санкт-Петербург, Российская Федерация), доктор технических наук, профессор;

Кадыгроб Сергей Владимирович – генеральный директор КП «ПТП «Вода»;

Коринько Иван Васильевич – генеральный директор КП КХ «Харьков-коммуночиствод», доктор технических наук, профессор;

Мешенгиссер Юрий Михайлович – президент группы компаний «Экополимер», доктор технических наук;

Прогульный Виктор Иосифович – заведующий кафедрой водоснабжения Одесской государственной академии строительства и архитектуры, доктор технических наук, профессор;

Свергузова Светлана Васильевна – заведующая кафедрой экологии Белгородского ГТУ им. В.Г. Шухова (Российская Федерация), доктор технических наук, профессор;

Сокольник Владимир Иванович – профессор Запорожской государственной инженерной академии, кандидат технических наук;

Стольберг Феликс Владимирович – заведующий кафедрой инженерной экологии городов ХНАГХ, доктор технических наук, профессор;

Тетеря Александр Иванович – генеральный директор «BIOTAL» (Чехия);

Трунов Петр Викторович – генеральный директор ЗАО НПФ «Эко-ТОН», (г. Москва, Российская Федерация);

Тугай Анатолий Михайлович – ректор Киевского национального университета строительства и архитектуры, доктор технических наук, профессор;

Эпоян Степан Михайлович – заведующий кафедрой водоснабжения, канализации и гидравлики Харьковского государственного технического университета строительства и архитектуры, доктор технических наук, профессор.

Ответственный секретарь конференции:

Сорокина Екатерина Борисовна – доцент кафедры водоснабжения, водоотведения и очистки вод Харьковской национальной академии городского хозяйства, кандидат технических наук, доцент.

Секретари организационного комитета:

Беляева Валентина Михайловна – ассистент кафедры водоснабжения, водоотведения и очистки вод Харьковской национальной академии городского хозяйства;

Солодовник Мария Владимировна – ассистент кафедры водоснабжения, водоотведения и очистки вод Харьковской национальной академии городского хозяйства;

Шевченко Тамара Александровна – ассистент кафедры водоснабжения, водоотведения и очистки вод Харьковской национальной академии городского хозяйства.

РЕГЛАМЕНТ РАБОТЫ
III Международной научно-практической конференции
"ВОДА, ЭКОЛОГИЯ, ОБЩЕСТВО"

9 февраля 2010 г.

Вторник

Регистрация и размещение иногородних участников конференции **8³⁰ – 13³⁰**
(Красный холл)

Экскурсия по Академии (ЦВТ Мегаполис, лаборатории)
(сбор участников – Красный холл)

Торжественное открытие конференции. Пленарное заседание, **14⁰⁰ – 16³⁰**
доклады (Конференц-зал № 1)

Торжественный обед участников конференции **17⁰⁰**

10 февраля 2010 г.

Среда

Заседание секций «Проблемы экологии, экономики и энергосбережения», «Проблемы надежности и устойчивого жизнеобеспечения городов» (Конференц-зал № 1) **10⁰⁰ – 13⁰⁰**

Брейк-кофе **13⁰⁰ – 14⁰⁰**

Продолжение заседания секций «Проблемы экологии, экономики и энергосбережения», «Проблемы надежности и устойчивого жизнеобеспечения городов» (Конференц-зал № 1) **14⁰⁰ - 17⁰⁰**

11 февраля 2010 г.

Четверг

Продолжение заседания секций «Проблемы экологии, экономики и энергосбережения», «Проблемы надежности и устойчивого жизнеобеспечения городов» (Конференц-зал № 1) **10⁰⁰ – 13⁰⁰**

Заключительное пленарное заседание, принятие решения конференции (Конференц-зал № 1)

Отъезд участников конференции

Регламент выступлений

Доклады на пленарных заседаниях	до 15 минут
Доклады на секциях	до 10 минут
Сообщения на заседаниях секций	до 5 минут
Выступления в дискуссиях	до 5 минут.

ПРОГРАММА РАБОТЫ
III Международной научно-практической конференции
"ВОДА, ЭКОЛОГИЯ, ОБЩЕСТВО"

9 - 11 февраля 2010 года

ПЛЕНАРНОЕ ЗАСЕДАНИЕ

9 февраля

14⁰⁰ – 16³⁰

Конференц-зал № 1

1. Приветствие участников конференции
Л.Н.Шутенко, Ректор Харьковской национальной академии городского хозяйства, профессор.
2. Роль академических разработок в подготовке кадров для обеспечения жизнедеятельности города.
В.Т.Семенов, Проректор по научной работе Харьковской национальной академии городского хозяйства, профессор.
3. Кафедре водоснабжения, водоотведения и очистки вод Харьковской национальной академии городского хозяйства – 65 лет
С.С.Душкин, Заведующий кафедрой водоснабжения, водоотведения и очистки вод Харьковской национальной академии городского хозяйства, профессор.
4. Подготовка специалистов в области водоснабжения, водоотведения и охраны окружающей среды в Харьковской национальной академии городского хозяйства
В.А.Ткачев, Декан факультета инженерной экологии городов Харьковской национальной академии городского хозяйства, доцент.
5. Повышение надежности функционирования объектов водоотведения г. Харькова
И.В.Коринько, КП КХ «Харьковкоммуночиствод», профессор.
6. Пути повышения качества питьевой воды г. Харькова
С.В.Кадыгроб, КП «ПТП «Вода», г. Харьков.
7. Прогрессивные подходы к проектированию систем биологической очистки сточных вод
П.В.Трунов, НПФ «ЭкоТОН», г. Харьков.

СЕКЦИОННЫЕ ЗАСЕДАНИЯ

СЕКЦИЯ 1 ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИИ, ЭКОНОМИКИ И ЭНЕРГОСБЕРЕЖЕНИЯ

Председатель секции: *Коринько Иван Васильевич*,
генеральный директор КП КХ «Харьковкоммуночиствод»,
профессор, д-р техн. наук

Зам. председателя: *Душкин Станислав Станиславович*,
заведующий кафедрой водоснабжения, водоотведения и
очистки вод Харьковской национальной академии го-
родского хозяйства, профессор, докт. техн. наук

Секретарь: *Шевченко Тамара Александровна*,
ассистент кафедры водоснабжения, водоотведения и
очистки вод Харьковской национальной академии го-
родского хозяйства

1. Прогрессивные технологии в области очистки природных и сточных вод
*С.С.Душкин, Г.И.Благодарная, Харьковская национальная академия го-
родского хозяйства.*
2. Комплексный историко-экономический анализ обеспечения экологической
безопасности в Харьковской области и перспективы ее улучшения
*Л.Н.Шутенко, В.И.Торкатюк, А.В.Баржина, А.А.Безценный,
Ю.И.Стрелец, Харьковская национальная академия городского хозяйст-
ва*
*Р.М.Крамаренко, Министерство по вопросам жилищно-коммунального
хозяйства Украины, г. Киев.*
3. Модель расчета модульной установки для удаления иловой воды
*С.М.Эпоян, А.С.Карагяур, Харьковский государственный технический
университет строительства и архитектуры*
*И.В.Коринько, О.В.Степанов, Коммунальное предприятие канализа-
ционного хозяйства «Харьковкоммуночиствод».*
4. Усовершенствование методов удаления фосфора из бытовых сточных вод
А.Н. Коваленко, КП КХ «Харьковкоммуночиствод», г. Харьков
*Т.А.Шевченко, Харьковская национальная академия городского хозяйст-
ва.*
5. Современные биотехнологии очистки воды от минеральных соединений азо-
та.
М.В.Бескровная, Донецкий национальный университет

6. Зооперифітон річки Мокра Московка в межах м. Запоріжжя та процеси самоочищення лотичних водних екосистем
К.О.Домбровський, А.О.Гурський, О.І.Кирилах, Запорізький національний університет.
7. Использование сточных вод газоочисток сталеплавильных агрегатов для создания замкнутых систем оборотного водоснабжения
В.А.Андронов, Университет гражданской защиты Украины, г. Харьков
Ю.М.Данченко, Харьковский государственный технический университет строительства и архитектуры.
8. Чи не пора повертатися суспільству до природної питної води?
П.І.Гвоздяк, Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, м. Київ.
9. Комплексний еколого-інноваційний підхід до проектування, будівництва (реконструкції) та експлуатації систем водовідведення
М.Д.Кізеєв, Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне.
10. Біоіндикація токсичності технічної та промислової води за допомогою гіллястовусих ракоподібних *Ceriodaphnia affinis lilljeborg*
Г.Ф. Дударєва, О.Ф. Рильський, К.О. Домбровський, С.Ф.Підкопайло, Запорізький національний університет
П.П.Харченко, ВАТ «Мотор Січ», м. Запоріжжя.
11. До питання водозабезпеченості та водопостачання деяких регіонів України та показників якості води
О.І.Терновська, М.В.Бугас, С.М.Заблоцький, Харківський національний аграрний університет ім. В.В. Докучаєва
І.М.Єріна, Харківська національна академія міського господарства.
12. Природные водоемы Луганщины в условиях антропогенного прессинга
Г.Я.Дрозд, Луганский национальный аграрный университет.
13. Роль закрепленной микрофлоры при очистке подземных вод сложного физико-химического состава
А.Н.Квартенко, Национальный университет водного хозяйства и природопользования, г. Ровно.
14. Біотехнологія очистки стічних вод підприємств харчової промисловості
В.А.Ковальчук, О.В.Ковальчук, Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне
В.І.Самелюк, ТОВ фірма „Лантан”, м. Рівне.

15. Гидродинамическая модель работы аэротенка с затопленной эрлифтной системой аэрации
***В.И.Нездойминов, В.С. Рожков,** Донбасская национальная академия строительства и архитектуры, г. Макеевка.*
16. Исследование вопроса применения вихревых напорных аппаратов при очистке воды от малорастворимых солей
***С.Е.Никулин,** Харьковская национальная академия городского хозяйства
А.В.Прокопенко, УкрГНТЦ “ЭНЕРГОСТАЛЬ”, г. Харьков.*
17. К расчету установившейся напорной фильтрации к дренажам в несвязных грунтах
***В.Л.Поляков,** Институт гидромеханики НАН Украины, г. Киев
В.В.Желизко, Киевский национальный университет строительства и архитектуры.*
18. Автоматизація процесу регулювання рН та Eh при очистці стічних вод від важких металів
***Л.В.Филипчук,** Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне.*
19. Отримання фериту міді із рідких відходів очищення стічних вод гальванічних виробництв
***Г.М.Кочетов, Ю.В.Гріненко,** Київський національний університет будівництва і архітектури.*
20. Анализ методов очистки высококонцентрированных сточных вод предприятий пищевой промышленности
***Г.И.Благодарная, А.А.Шевченко,** Харьковская национальная академия городского хозяйства
С.В.Лунин, ООО “Пэнэко”, г. Харьков.*
21. Использование доломита и клиноптилолита для улучшения питьевых качеств подземных вод
***С.А.Мацюк,** Научно-производственное предприятие ООО «Лаборатория качества воды «ПЛАЯ», г. Харьков
В.В.Яковлев, Т.В.Дмитренко, Т.В.Хрестина, Харьковская национальная академия городского хозяйства.*
22. Визначення оптимальної степені очистки стічних вод в первинних відстійниках
***М.Д.Кізеєв,** Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне.*

23. Изучение альтернативных источников питьевого водоснабжения г. харькова
Т.В.Дмитренко, Харьковская национальная академия городского хозяйства
Ю.В.Остроушко, НПФ «Экополимер», г. Харьков.
24. Моделювання процесів знезалізнення на двошарових фільтрах
Я.А.Тугай, **О.О.Садчиков**, Київський національний університет будівництва і архітектури.
25. Разработка технических решений по повышению эффективности работы контактных осветлителей при обработке воды активированным раствором коагулянта
В.О.Тихонюк–Сидорчук, **Л.Н.Тихонюк**, Харьковская государственная академия городского хозяйства.
26. Ацидофикация сырого осадка как способ получения легкоокисляемой органики для биологического удаления фосфора при анаэробной очистке сточных вод
П.В.Трунов, **Е.А.Пономаренко**, **С.В.Толстых**, **Е.В.Чуев**, «Экотон», г. Харьков.
27. Применение уравнения гидравлики потока переменной массы для оценки распределения расхода в блоке тонкослойных элементов
В.Г.Иванов, **Ш.Ш.Эргашев**, Петербургский государственный университет путей сообщения (ПГУПС), Российская Федерация.
28. Повышение эффективности работы скорых фильтров на очистных сооружениях водопровода
Е.П.Смилка, Харьковская национальная академия городского хозяйства.
29. Сравнительный анализ метода расчета катионитового фильтра
И.Н.Чуб, Харьковская национальная академия городского хозяйства.
30. Кинематика процессов аммонификации, нитрификации, денитрификации
Л.И.Дегтерева, **Т.А.Шевченко**, Харьковская национальная академия городского хозяйства, г. Харьков.
31. Экономическая оценка нормативных требований по сбросу сточных вод в водные объекты в России и Узбекистане
Н.А.Черников, **О.М.Мусаев**, Петербургский государственный университет путей сообщения (ПГУПС), Российская Федерация.
32. Утилизация биогаза на КБО «Безлюдовский» г. Харькова
И.В.Коринько, Коммунальное предприятие канализационного хозяйства «Харьковкоммуночиствод».

33. Физико-химические основы осветления воды в тонкослойных отстойниках
О.В.Булгакова, Харьковская национальная академия городского хозяйства.
34. Очистка растворов красителя «Оранжевый R» отходом сахарной промышленности
Ж.А.Свергузова, Д.А.Ельников, Белгородский государственный технологический университет им. В.Г. Шухова, Российская Федерация.
35. Біотехнологія анаеробно-аеробного очищення стічних вод молокозаводів
Л.А.Саблій, Національний технічний університет України "Київський політехнічний інститут".
36. Біологічне очищення стічних вод від сполук азоту
В.С.Жукова, Національний технічний університет України "Київський політехнічний інститут".
37. Инженерный расчет фильтрования суспензии через однородную и двух-
слойную загрузки
В.Л.Поляков, Институт гидромеханики НАН Украины, г.Киев.
38. Оцінка можливості компенсації коливань тисків в мережах існуючим насос-
ним обладнанням при керуванні їх роботою
М.О.Українець, В.І.Сокольник, О.Г.Добровольська, Запорізька держав-
на інженерна академія.
39. Исследования по очистке сточных вод от ионов тяжелых металлов
Н.С.Лупандина, Белгородский государственный технологический универ-
ситет им. В.Г. Шухова, Российская Федерация.
40. Разработка способа очистки модельных растворов от синтетических по-
верхностно-активных веществ
С.В.Свергузова, Ю.Н.Малахатка, Белгородский государственный техно-
логический университет им. В.Г.Шухова, Российская Федерация

СЕКЦИЯ 2
ПРОБЛЕМЫ НАДЕЖНОСТИ И УСТОЙЧИВОГО
ЖИЗНЕОБЕСПЕЧЕНИЯ ГОРОДОВ

Председатель секции: *Трунов Петр Викторович*

НПФ «Экотон», г. Харьков

Зам. председателя: *Благодарная Галина Ивановна,*

доцент кафедры водоснабжения, водоотведения и очистки вод Харьковской национальной академии городского хозяйства, канд. техн. наук

Секретарь: *Солодовник Мария Владимировна,*

ассистент кафедры водоснабжения, водоотведения и очистки вод Харьковской национальной академии городского хозяйства

1. Управление водными ресурсами в Украине

В.И.Торкатюк, А.Л.Шутенко, А.А.Безценный, А.В.Баржина, Э.Ю.Шевченко, Харьковская национальная академия городского хозяйства.

2. Особенности процесса очистки сточных вод в погружных мембранных биореакторах

П.В.Трунов, НПФ «ЭкоТОН», г. Харьков.

3. Применение геоинформационных систем в работе аварийно-диспетчерской службы для повышения эффективности ремонтно-восстановительных работ в системах водоотведения

И.В.Коринько, Г.В.Никитенко, Ю.В.Ярошенко, Э.Ю.Шевченко, Коммунальное предприятие канализационного хозяйства «Харьковкоммуночиствод», г. Харьков.

4. Осадок сточных вод в роли модификатора асфальтобетона

Г.Я.Дрозд, Р.В.Бреус, Луганский национальный аграрный университет.

5. Знезалізнення підземних вод на баштах колонах з пінополістирольним фільтром

В.О.Орлов, М.М.Трохимчук, Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне.

6. Определение рациональных параметров центрифугирующего устройства для осветления воды

С.М.Эпоян, А.С.Карагяур, А.Л.Скорик, Н.Ю.Гаврилова, Харьковский государственный технический университет строительства и архитектуры.

7. Допустимі види рекреаційної діяльності у межах територій та об'єктів природно-заповідного фонду
Н.О.Телюра, Харківська національна академія міського господарства.
8. Определение эффективности флокулянтов для повышения производительности иловых площадок
С.М.Эпоян, Е.Н.Орлова, Харьковский государственный технический университет строительства и архитектуры
И.В.Коринько, О.В.Степанов, Коммунальное предприятие канализационного хозяйства «Харьковкоммуночиствод»
В.Н.Кривонос, Торгово-сервисный центр "Ashland Evroasia", г. Киев
Т.С.Айрапетян, Харьковская национальная академия городского хозяйства.
9. Биотехнология глубокой минерализации осадков городских сточных вод, содержащих ионы тяжелых металлов
В.Н.Чернышев, В.Ф.Кижаев, Донбасская национальная академия строительства и архитектуры, г. Макеевка.
10. Хозяйственно-бытовые сточные воды в системах оборотного водоснабжения
Н.М.Яковенко, В.М.Беляева, Харьковская национальная академия городского хозяйства.
11. Возможные нормы надежности элементов систем водоснабжения и водоотведения
А.Я.Найманов, Ю.В.Гостева, Донбасская национальная академия строительства и архитектуры, г. Макеевка.
12. Развитие болезней у жителей Украины при употреблении некачественной воды
Л.В.Крамаренко, Харьковская национальная академия городского хозяйства.
13. Методика анализа повреждаемости трубопроводов
О.Н.Лобко, Харьковская национальная академия городского хозяйства.
14. Структура систем автоматизированного контроля для предприятий сельского хозяйства
Н.А.Любимова, Харьковский национальный аграрный университет им. В.В.Докучаева.
15. Новий програмний продукт для розрахунку аеротенків
С.Л.Чиганов, В.И.Сокольник, В.Д.Недоросол, Запорізька державна інженерна академія.

16. Експериментальний доказ існування Анамтох-процесу в аеротенках очисних споруд України
П.І.Гвоздяк, Л.І.Глоба, Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В.Думанського НАН України, м. Київ
В.П.Демчина, Інститут газу НАН України, м. Київ
О.В.Санура, Національний університет харчових технологій
М.В.Безкровна, Донецький національний університет, м. Донецьк.
17. Промислові випробування модульного пристрою комбінованої очистки стічних вод
С.Ю.Нікулін, Харківська національна академія міського господарства
Н.Г.Онищенко, Харківський державний технічний університет будівництва та архітектури.
18. Необходимость и перспективы утилизации осадков бытовых сточных вод
Н.И.Зотов, Донбасская национальная академия строительства и архитектуры, г. Макеевка.
19. Анализ технологических потерь использования питьевой воды для городов Донецкой области
Л.Г.Зайченко, Л.В.Горшкова, А.И.Ганзель, Донбасская национальная академия строительства и архитектуры, г. Макеевка.
20. К вопросу усовершенствования объектов системы централизованного теплоснабжения и повышения эффективности их эксплуатации.
А.А.Бобух, Д.А.Ковалев, Харьковская национальная академия городского хозяйства.
21. Проблема загрязнения природных вод в связи с использованием ртутьсодержащих ламп в Украине
Т.В.Дмитренко, Г.А.Петченко, Харьковская национальная академия городского хозяйства.
22. Існуючі методи відновлення продуктивності свердловин
А.М.Тугай, Київський національний університет будівництва та архітектури.
23. Вплив літологічного вікна на продуктивність водозабірних свердловин
Ю.М.Пікуль, Київський національний університет будівництва і архітектури.
24. Обладнання анаеробного зброджування осадів стічних вод з метою отримання та утилізації біогазу на комунальних очисних спорудах водовідведення
С.Б.Козловська, ЗАТ «УкркомунНДІпрогрес», м. Харків
К.Б.Сорокіна, Харківська національна академія міського господарства.

25. Анализ долговечности и надежности трубопроводов подземной прокладки в условиях города
Л.И.Дегтерева, М.В.Солодовник, Харьковская национальная академия городского хозяйства.
26. Обеззараживание воды при снижении водопотребления города
П.А.Грабовский, Г.М.Ларкина, В.И.Прогульный, Одесская государственная академия строительства и архитектуры.
27. Реагентный метод очистки сточных вод полигонов твердых бытовых отходов
М.В.Солодовник, Харьковская национальная академия городского хозяйства.
28. Теоретические предпосылки повышения надежности удаления биогенных элементов из бытовых сточных вод с применением активированных растворов реагентов
Т.А.Шевченко, Харьковская национальная академия городского хозяйства.
29. Особенности ремонта и восстановления поврежденных канализационных сетей
И.В.Коринько, А.Н.Коваленко, Коммунальное предприятие канализационного хозяйства «Харьковкоммуночиствод».
30. Екологічно безпечні системи водного господарства виробництв з багатоконпонентними металомісткими стічними водами
В.Л.Филипчук, Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне.
31. Автономная очистная станция «Вияпласт»
И.П.Недашковский, Одесская государственная академия строительства и архитектуры.
32. Оптимізація температурного режиму очищення стічних вод на каналізаційних очисних спорудах
М.Д.Кізеєв, Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне.
33. Существующие модели и методы расчета процессов очистки на установках малой производительности
А.Я.Олейник, Киевский национальный университет строительства и архитектуры.
А.И.Тетеря, ТзОВ «UKRBIOTAL», г. Ровно.
34. Очистка нефтесодержащих сточных вод с помощью органоглины
Г.И.Тарасова, В.В.Тарасов, Белгородский государственный технологический университет им. В.Г. Шухова, Российская Федерация.

35. Существующие методы повышения эффективности работы горизонтальных водопроводных отстойников

***А.В.Коваленко**, Харьковский государственный технический университет строительства и архитектуры*

36. Устранение локальных повреждений трубопроводов бестраншейными методами

***В.М.Беляева, Н.Ю. Колесник**, Харьковская национальная академия городского хозяйства*

ТЕЗИСЫ КОНФЕРЕНЦИИ

КАФЕДРИ ВОДОПОСТАЧАННЯ, ВОДОВІДВЕДЕННЯ ТА ОЧИЩЕННЯ ВОД ХАРКІВСЬКОЇ НАЦІОНАЛЬНОЇ АКАДЕМІЇ МІСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА – 65 РОКІВ.

С.С.Душкін, Харківська національна академія міського господарства

Харківська національна академія міського господарства є найстарішим в Україні вищим навчальним закладом галузевого (міське господарство) спрямування, готує фахівців з усього комплексу спеціальностей для забезпечення технічної, економічної та соціальної сфер сучасного міста. Харківською національною академією міського господарства протягом 85-річної історії свого існування зроблено значний внесок у створення й розвиток національної муніципальної системи. За цей час підготовлено близько 60 тис. фахівців, в тому числі 2 тис. для 70 країн світу. Випускники академії користуються попитом на виробництві, займають керівні посади в системі управління житлово-комунальним господарством, в органах місцевого і державного управління.

Видатними вченими академії, серед яких академік О.М.Бекетов, професори М.І.Казас, В.Л.Кобалевський, Г.М.Малишевський, Я.В.Столяров, А.К.Шмідт та ін., в 20-30-х роках було закладено підвалини вітчизняної школи муніципальних інженерів.

Значний науковий внесок у розвиток житлово-комунального господарства України протягом останніх десятиріч зроблено професорами С.О.Андоньєвим, Г.С.Пантелєтом., С.С.Душкіним, Л.М.Шутенком, А.Г.Євдокимовим, М.Й.Кадецем, С.Н.Каном, К.К.Намітоковим, В.Т.Семеновим, Ф.В.Стольбергом, та ін.

Академія здійснює наукові дослідження фундаментального та прикладного характеру. За участю вчених академії здійснюються національні й регіональні програми в галузі муніципального управління та житлово-комунального господарства. Серед них реформування системи муніципального управління, впровадження енергозберігаючих технологій у життєзабезпечення міст, охорона навколишнього середовища, експлуатація й обслуговування міських інженерних мереж.

Кафедра "Водопостачання і каналізація" була створена в 1945 році. Засновником кафедри і її першим завідувачем був професор, кандидат технічних наук М.І.Казас. На кафедрі в різний час працювали: професор, доктор технічних наук Г.Н.Малишевський, у 1936 р. на роботу в ХІКБ прийшов майбутній професор, доктор технічних наук С.М.Андоньєв.

Завідуючим кафедрою під назвою «Сантехніка» з 1954 по 1976 рр. був доцент, кандидат технічних наук О.І.Шахов.

У 1966 р. відбувся набір абітурієнтів на вперше відкриту в СРСР спеціальність "Очищення природних і стічних вод". У 1990 р. відкрилася спеціальність "Експлуатація водопровідно-каналізаційних систем".

З 1976 по 1986 рр. кафедрою завідував доцент, кандидат технічних наук О.М.Музиченко. З 1986 по 1991 р. завідувачем кафедрою був доцент, кандидат технічних наук М.Я.Берещук.

З 1991 р. кафедру очолив доктор технічних наук, професор С.С.Душкін.

Душкін Станіслав Станіславович – доктор технічних наук, професор, заслужений професор ХНАМГ, член-кореспондент Інженерної академії наук України, Відмінник освіти України.

Підготовку спеціалістів за фахом «Водопостачання та водовідведення» на кафедрі ВВ та ОВ провадили такі відомі діячі науки і техніки України:

- доктор технічних наук, професор Г.С.Пантелят, лауреат Державної премії СРСР;

- професор І.О.Абрамович, Заслужений діяч науки і техніки України, Лауреат премії Ради Міністрів СРСР, його ім'ям названа лабораторія «Технології очищення води», ауд. 228;

- доктор технічних наук, професор В.А.Петросов, академік Української екологічної Академії Наук, Міжнародної Академії екологічної реконструкції, нагороджений медаллю «За доблесну працю», почесним знаком Міністерства надзвичайних ситуацій України, лауреат Державної премії УРСР, заслужений робітник житлово-комунального господарства.

За період з 1971 по 2009 рр. випущено 2803 фахівців і магістрів за фахом «Водопостачання і водовідведення».

За останні 5 років представили до захисту та успішно захистилися 6 аспірантів та здобувачів.

Навчальні процеси і наукові дослідження організовані, в основному, в лабораторіях «Технології очищення природних і стічних вод», «Інженерної гідравліки і насосних станцій», «водопостачання та водовідведення», «Комп'ютерних технологій». Кафедра володіє необхідною комп'ютерною базою і має свою web-сторінку в Інтернеті.

Щороку студенти беруть участь у Всеукраїнській олімпіаді з водопостачання та водовідведення та займають призові міста:

2007 р. - 3 чол. (III місце в особистій першості);

2008 р. - 3 чол. (II місце в особистій першості);

2009 р. - 3 чол. (III місце в командному заліку).

Науково-дослідна робота кафедри виконується за наступними основними напрямками:

- *держбюджетні НДР:*

- ❖ «Розробка наукових основ ресурсозберігаючих технологій підготовки екологічно чистої питної води» 53.46/06 (наказ № 654 від 16.11.2005р. Міністерства освіти і науки України) – 2006-2008 рр.;

- ❖ «Разработка ресурсосберегающих экологически-безопасных технологий при очистке природных и сточных вод» (Державний реєстраційний номер 0107 V 000253) – 2007-2010 рр.;

- ❖ «Разработка научных основ ресурсосберегающих экологически чистых технологий водоподготовки предприятий малой энергетики» (Державний реєстраційний номер 0107 V 000763) – 2009-2010 рр.

- *госпдоговірні НДР:*

- ♦ «Научно-техническое обоснование потерь воды внутренних систем водоснабжения» - 2007 р.

♦ «Сопровождение программы реформирования жилищно-коммунального хозяйства г. Харькова и Харьковской области» - 2007р.

♦ «Усовершенствование методов удаления фосфора из бытовых сточных вод» - 2008-2010 рр.;

♦ «Очистка сточных вод полигонов твердых бытовых отходов- 2008-2010 рр»;

♦ «Разработка нормативов питьевого водоснабжения г. Кременчуга» - 2008 р.

Результати наукових досліджень впроваджені в навчальний процес, зокрема використовуються при виконанні магістерських робіт і дипломних проєктів: 2007/2008 навч. рік - 39%; 2008/2009 навч. рік - 47%; 2009/2010 навч. рік - 45% (план).

Крім того, результати наукових досліджень використовуються при підготовці звітів з науково-дослідної роботи студентів (5 курс), курсових проєктів - дисципліни «Технологія очищення природних і стічних вод» (4 курс) і «Спецкурс з тематики магістерських робіт» (5 курс, магістри).

Кафедра ВВ і ОВ активно підтримує творчі зв'язки і співробітничає з наступними організаціями й підприємствами України:

- КП «ВТП «Вода», м. Харків;
- КП КГ «Харківкомуночиствод», м. Харків;
- ВАТ «УкркомунНДІпроєкт», м. Харків;
- ЗАТ «УкркомунНДІпроєкт», м. Харків;
- «Енергопроєкт», м. Харків
- ВАТ «Харківський водоканалпроєкт», м. Харків;
- Український науково-дослідний інститут екологічних проблем (УкрНДІЕП), м. Харків;
- НВФ «Екотон», м. Харків;
- ТОВ «УКРБІОТАЛ», м. Рівне.
- Інститут колоїдної хімії і хімії води НАН України, м. Київ;
- Інститут проблем машинобудування НАН України м. Харків.

Кафедра ВВ і ОВ уклала договори про творче співробітництво із КП КГ «Харківкомуночиствод» і КП «ВТП «Вода», м. Харків.

На базі КП КГ «Харківкомуночиствод» і ЗАТ «УкркомунНДІпроєкт» працюють філії кафедри № 1 і № 2.

За останні 5 років підготовлені та видані 2 монографії й 3 навчальних посібника, опубліковано 134 статті.

На кафедрі ВВ та ОВ ведеться підготовка аспірантів під керівництвом проф. С.С.Душкіна, доц. В.О.Ткачова, доц. О.М.Коваленко, доц. Г.І.Благодарної і доц. С.Ю.Нікулина. Над докторською дисертацією працює к.т.н., доцент Г.І.Благодарна.

За звітний період співробітники кафедри брали участь у різних конкурсах і виставках:

1. Конкурс «Молодий науковець Харківщини»:

доц. Благодарна Г. І. - переможець 2007 р. - одержала стипендію Кабінету Міністрів України 2007-2009 р. і стипендію Харківської обласної держадміністрації ім. Г. І. Проскури;

доц. Айрапетян Т.С. - переможець 2008 р. - одержала стипендію Кабінету Міністрів України 2008-2010 р.

2. Конкурс «Новітній інтелект України»

ас. Солодовник М.В., ас. Шевченко Т.А. - 2009 р.

3. Відкритий конкурс проектів і рішень «Українцям належний побут та якість обслуговування», присвячений пам'яті Валерія Альбертовича Петросова.

ас. Солодовник М.В., ас. Шевченко Т.А. - 2009 р.

У 2010-2015 рр. на кафедрі ВВ та ОВ передбачається:

1. Розширення технічної бази:

- о створення навчальної лабораторії з експлуатації ВК систем;
- о оснащення навчальних лабораторій сучасним устаткуванням і приладами;
- о створення міжкафедральної лабораторії з мікробіології води;

2. Відкриття спеціалізації «Контроль якості води»;

3. Створення регіонального центру з контролю якості води;

4. Відкриття спеціалізації «Комп'ютерні системи управління міськими інженерними комунікаціями»;

5. Відкриття докторантури за фахом 05.23.04 – водопостачання, каналізація.

СЕКЦИЯ 1

ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИИ, ЭКОНОМИКИ И ЭНЕРГОСБЕРЕЖЕНИЯ

ПРОГРЕССИВНЫЕ ТЕХНОЛОГИИ В ОБЛАСТИ ОЧИСТКИ ПРИРОДНЫХ И СТОЧНЫХ ВОД

С.С.Душкин, Г.И.Благодарная, Харьковская национальная академия городского хозяйства

В последнее время все большее распространение для улучшения и интенсификации физико-химических условий процессов водообработки приобретают ресурсосберегающие технологии, которые предусматривают для интенсификации процессов очистки природных сточных вод следующие основные методы: реагентные; технологические; физические; улучшение гидравлических и конструктивных условий процесса коагуляции.

Реагентные методы предполагают использование реагентов, интенсифицирующих процесс очистки природных и сточных вод:

- оксихлорид алюминия позволяет снизить дозы хлорирующего и подщелачивающего реагентов не менее чем в 2 раза и уменьшить расход реагентов;
- флокулянт «MAGNAFLOK» ф. Аллайд Коллоидс», прошедший производственное испытание на очистных сооружениях КП ПТП «Вода» (г. Харьков), позволяет снизить дозы коагулянта до 50%, а также повысить эффективность очистки по следующим качественным показателям: мутность, цветность, содержание хлорорганических соединений в среднем до 40%.

К технологическим методам, позволяющим интенсифицировать процесс очистки воды на очистных сооружениях можно отнести следующие методы:

- ▲ регулирование величины рН воды;
- ▲ применение минеральных замутнителей;
- ▲ перемешивание воды с реагентами;
- ▲ фракционированное коагулирование;
- ▲ концентрированное коагулирование;
- ▲ прерывистое коагулирование;
- ▲ рециркуляция осадка коагулированной взвеси.

К физическим методам водоподготовки относятся:

- ▲ наложение электрического поля;
- ▲ наложение магнитного поля;
- ▲ ультразвук.

Одним из прогрессивных приемов в области водоподготовки является использование активированных растворов реагентов, технология и устройства для реализации которых защищены 17 авторскими свидетельствами и патентами и достаточно широко освещены в монографиях и научных публикациях.

Установлено, что использование активированного раствора коагулянта сульфата алюминия позволяет снизить расход коагулянта в среднем на 25-30%; повысить производительность очистных сооружений водопровода в среднем на 19,5-22,0%; снизить содержание хлорорганических примесей не менее, чем на 20-25%.

В табл. 1 приведены показатели эффективности работы скорых фильтров при применении активированного раствора коагулянта, которые показывают как возможность снижения доз флокулянтов, так и улучшение качества фильтрата в среднем на 40-60%. Также для интенсификации работы скорых фильтров рекомендуется использование дренажно-распределительной системы скорых фильтров НПФ «Экотон» и НПФ «Экополимер», что позволяет:

- уменьшить расход промывной воды;
- снизить затраты на ремонт и реконструкцию фильтров;
- интенсифицировать процесс водовоздушной промывки;
- исключить вынос фильтрующей загрузки с очищенной водой

Для подготовки питьевой воды и очистки сточных вод поселков, сел, кемпингов, гостиниц, домов индивидуальной застройки, небольших предприятий, а также улучшения экологического состояния прудов и малых рек используется биоплато, представляющее собой комбинацию высшей водной растительности (тростник, камыш, рогоз), водной микрофлоры и грунтово-песчаных фильтров, обеспечивающее использование природных механизмов очистки воды.

Эффективность работы биоплато может быть подтверждена следующими опытными данными: снижение содержания взвешенных веществ – в среднем 95,2%, бактериального загрязнения – 99,9%.

К числу прогрессивных технологий в области очистки сточных вод можно отнести следующие:

- ▲ технология очистки сточных вод с использованием биореакторов;

Таблица 1 - Улучшение показателей работы скорых фильтров пилотной установки при применении активированного раствора флокулянта ПАА

№ п/п	Наименование показателей	Улучшение показателей, %		Прим
		Зимний период	Весенний паводок	
1	Параметры активации: - напряженность магнитного поля, кА/м; - содержание анодно-растворенного железа в растворе флокулянта, мг/дм ³	80-105 250-400	80-105 250-400	- -
2	Снижение дозы флокулянта – полиакриламида (считая по товарному продукту)	17,5-25	20-25	-
3	Качество фильтрата: - мутность фильтрата - цветность фильтрата - содержания алюминия в фильтрате	47,1 16,0 67,6	43,9 24,2 65,1	Средние значения
4	Технологические параметры фильтрования: - скорость фильтрования - продолжительность фильтроцикла - грязеемкость фильтрующей загрузки	25,0 30,0 22,3	25,0 30,0 27,5	Средние значения
5	Повышение производительности скорых фильтров	25	25	Средн. знач.

- ▲ технология очистки дренажных сточных вод полигонов ТБО;
- ▲ энергосберегающая технология очистки сточных вод – установки «BIOTAL»;
- ▲ технология доочистки бытовых сточных вод от соединения фосфора.

В сооружениях типа «мембранный биореактор» используются процессы ультра- и микрофильтрации, которые относятся к общей группе баромембранных процессов. Для разделения смеси в баромембранных процессах используется градиент давления.

Технология мембранного биореактора (МБР) позволяет объединить в себе методы биологической очистки и мембранную сепарацию. Для биологической очистки в МБР используется аэротенк, объединенный с мембранным модулем.

Особенности технологии делают МБР эффективным сооружением в условиях небольших доступных площадей и высоких требований к качеству очистки при сбросе сточных вод в городскую канализацию или водный объект.

Исследования выполненные НПФ «Экотон» и ХНАГХ позволяют отметить следующие преимущества мембранных биореакторов:

- очистка сточных вод до нормативов, требуемых при сбросе в объекты рыбо-хозяйственного значения;
- малая площадь сооружений;
- минимальный размер санитарно-защитной зоны;
- минимальное количество образуемых осадков;
- удаленный контроль работы установки через Интернет или сотовую связь;
- двухступенчатая система обеззараживания;
- повторное использование очищенных сточных вод для технических нужд.

Эффективность очистки городских сточных вод с помощью мембранных биореакторов приведена ниже:

- БПК_{полн.} – менее 3 мг/л;
- азот аммонийный – менее 0,35 мг/л;
- взвешенные вещества – менее 2 мг/л;
- эффективность удаления фосфора – более 90 – 95%;
- эффективность удаления азота – более 70 – 80%;
- эффективность удаления бактерий – 99,99%;
- эффективность удаления вирусов – 99%.

Технология МБР и аппараты для ее реализации защищены 5 патентами Украины. Внедрение мембранных биореакторов выполнено на ряде очистных сооружений хозяйственно-бытовой канализации городов России и Украины.

При разработке технологий очистки высококонцентрированных сточных вод полигонов ТБО необходимо учитывать различные сопутствующие факторы, а именно: этап жизненного цикла полигона; климатический фактор; мощность полигона; требования к качественным показателям очищенного фильтрата.

Следовательно, предлагаемая технология должна быть достаточно гибкой, учитывающей колебания качественного состава, должна обеспечить полную деструкцию вредных веществ или переводение их в безвредные вещества, свести до минимума или вообще исключить эффект суммации, что позволит минимизировать негативное влияние на окружающую среду.

Одним из способов интенсификации процессов очистки сточных вод полигонов ТБО является использование активированного раствора коагулянта на первой стадии очистки (предочистка).

Исследования выполнялись на лабораторной установке с использованием обычного и активированного раствора коагулянта сульфата алюминия. На первом этапе эксперимента в смеситель добавляли обычный раствор сульфата алюминия на втором этапе - активированный раствор сульфата алюминия.

Для активации растворов реагентов используется специальное устройство, предусматривающее одновременную активацию раствора магнитным полем и насыщение его анодно-растворенным железом, разработанное в ХНАГХ и защищено авторским свидетельством.

Предочистка фильтрата с помощью добавления активированного раствора коагулянта, позволяет увеличить гидравлическую крупность коагулированной взвеси, тем самым, интенсифицируя процессы осветления воды. Коагулирование примесей активированным раствором сульфата алюминия позволяет значительно уменьшить содержание мелкой взвеси и улучшить седиментационные свойства в целом.

Качественные показатели сточных вод полигонов ТБО по сравнению с использованием обычного раствора коагулянта улучшились в среднем на 30-40%, увеличилась скорость осаждения скоагулированных примесей в первичном отстойнике. Кроме того, полученные результаты позволяют снизить расход коагулянта, что повлечет снижение себестоимости очистки на 20-25%.

Для очистки бытовых сточных вод для малых объектов эффективно применяется энергосберегающая технология очистки сточных вод – BIOTAL, которая обеспечивает высокую степень очистки (до 98%).

При малом поступлении или отсутствии сточных вод установка BIOTAL автоматически переходит в первый (через 24 часа) и в третий (через 168 часов) экономичные режимы, при этом экономится до 70% электроэнергии, существенно продлевается срок работы электрооборудования, и система не нарушает свою работу при длительном отсутствии поступления сточных вод.

Помимо экономичных режимов установка BIOTAL автоматически переходит в форсированный режим работы при залповом поступлении сточных вод, при этом выдерживая залповый сброс до 25% суточного расхода.

В настоящее время изготовлено и успешно работают более 4000 установок BIOTAL в Чехии, Украине, России, Белоруссии, Молдавии, Болгарии, Грузии, Афганистане и Австралии.

Для доочистки бытовых сточных вод от соединений фосфора могут применяться реагентный, биологический и комбинированный методы очистки.

Несмотря на высокий эффект очистки и возможность применения в качестве реагентов отходов производства, применение реагентных методов усложняет технологию очистки сточных вод и увеличивает её себестоимость.

При биологической очистке требуются многочисленные рециклы, большое количество сооружений (или их большого объёма) и даже при таких условиях зачастую не возможно достичь высокой степени очистки. Поэтому актуальной является разработка новых методов дефосфатизации сточных вод, к числу которых относится метод, разработанный ХНАГХ и КП КХ «Харьков-коммуночиствод». Данный метод защищен патентом Украины и позволяет улучшить качественные показатели по содержанию фосфатов в среднем на 20% без снижения качества очистки сточных вод.

Таким образом, использование прогрессивных технологий в области очистки природных и сточных вод позволит интенсифицировать процессы очистки, уменьшить затраты на эксплуатацию очистных сооружений, что в конечном счете создает предпосылки для снижения тарифов на услуги водоснабжения и водоотведения.

КОМПЛЕКСНЫЙ ИСТОРИКО-ЭКОНОМИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ ОБЕСПЕЧЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ В ХАРЬКОВСКОЙ ОБЛАСТИ И ПЕРСПЕКТИВЫ ЕЕ УЛУЧШЕНИЯ

*Л.Н.Шутенко, В.И.Торкатюк, А.В.Баржина, А.А.Безценный, Ю.И.Стрелец,
Харьковская национальная академия городского хозяйства*

Р.М.Крамаренко, Министерство по вопросам жилищно-коммунального хозяйства Украины

На современном этапе существования независимого государства – Украины мы на всех уровнях активно обсуждаем и ищем пути решения самых разных проблем, зачастую не понимая, что они являются следствием главной проблемы

– экологическим состоянием окружающей среды, решение которой должно предшествовать решению всех остальных проблем без исключения, ибо от экологической безопасности зависит жизнь человека и формирование его генофонда.

При этом нельзя забывать, что система экологической безопасности является наиболее инерционной системой и ее перестройка потребует многих лет для решения новых возникающих задач: экологических (сокращение бюджетного финансирования и переход на коммерческое развитие структур экологической безопасности и др.), кадровых (отток молодых научных кадров экологов за рубеж и в другие сферы деятельности, старение профессуры, отсутствие специалистов по новым направлениям экологической безопасности и др.), организационных (ликвидация слабых и организация коммерческих экологических структур и др.)

Отдавая должное достигнутому в решении проблемы экологической безопасности в Украине, нельзя не увидеть узких мест в формировании экологической безопасности Украины. Как и в других отраслях народного хозяйства, за последние годы существования независимой Украины в сфере экологической безопасности выявились отрицательные тенденции, сказавшиеся на экологической безопасности Харьковской области.

Все это вызывает необходимость углубленных исследований в сфере экологической безопасности Украины вообще и Харьковской области в частности.

В связи с этим целью настоящей работы является разработка научно-обоснованных рекомендаций по обеспечению экологической безопасности Харьковской области на современном этапе и на перспективу.

Экологическое управление, как процесс, предусматривает:

- очерчивание круга экологических проблем;
- определение общественного мнения и политической воли относительно этих проблем;
- формулировку экологической политики;
- отражение этой политики в законодательных и подзаконных актах;
- внедрение политики и осуществление необходимых мер принуждения.

Основными этапами системы экологической безопасности, например, составляющих водоснабжения являются:

- экологическая политика (обязательства административных органов);
- анализ и планирование (разграничение системы, формулировка целей и программы);
- внедрение и функционирование (определение ответственных, подготовка процедур);
- контроль и корректирующие действия (оценка экологических аспектов);
- анализ управления (проверка эффективности системы).

Вопрос охраны поверхностных вод от загрязнения имеет для маловодной Харьковской области первоочередное значение. Харьковская область расположена на водоразделе двух речных бассейнов – Дона (Северского Донца) и Днепра. Более 80% загрязнений, которые поступают в водные объекты, прежде всего в реки, приходится на неочищенный поверхностный сток с территории города Харькова и населенных пунктов Харьковской области. Это привело к

заиленению русел, загрязнению водных объектов, нарушению гидрологического режима. В 2008 году в поверхностные водные объекты области было сброшено 316,1 млн.м³ сточных вод, в том числе: загрязненных – 16,1 млн.м³.

Причинами неудовлетворительной работы очистных сооружений является физическая изношенность их оборудования, недостаточное финансирование реконструкции и капремонта, значительное уменьшение объема поступления сточных вод на очистку, что приводит к нарушению технологического регламента их очистки и обеззараживания, неудовлетворительное обслуживание очистных сооружений.

Одной из проблем также является отсутствие очистных сооружений на выпусках ливневых стоков в реки города Харькова. В связи с отсутствием правил принятия ливневых вод в сети ливневой канализации города не решен вопрос относительно контроля за количеством и качеством этой категории сточных вод.

Проблема загрязнения атмосферы и гидросферы представляет угрозу для здоровья населения. Даже небольшое отклонение качества окружающей среды от нормы представляет опасность для человека и других живых существ. Поэтому экологическая безопасность рассматривается как защита человека и окружающей естественной среды от вредного влияния; условие сохранения здоровья людей и обеспечения стабильного социально-экономического развития; баланс развития экосистем.

В настоящее время существуют две основные концепции развития региона с позиции возникших экологических проблем: *техногенная (ресурсная)* и *биосферная*. Согласно первой концепции, решение экологических проблем заключается в оценках загрязнения окружающей среды, разработке нормирования допустимого загрязнения различных сред, создании очистных систем и ресурсосберегающих технологий. В рамках этой концепции сформировалось современное направление конкретной природоохранной деятельности; как системы локальных очисток среды от загрязнения и нормирования показателей качества окружающей среды по узкому (несколько десятков) набору показателей, а также внедрения ресурсосберегающих технологий. Вторая концепция главным направлением определяет установление области устойчивости любой экосистемы, что позволит найти допустимую величину возмущения – нагрузки на экосистему, определить пороги устойчивости конкретных экосистем.

В Украине основными механизмами, направленными на учет экологических последствий намечаемой деятельности при принятии решений, являются государственная экологическая экспертиза (ЭЭ) и оценка воздействия на окружающую среду (ОВОС).

На основе действующего порядка экологической оценки, учитывая реальное состояние окружающей среды, которая сформировалась в Харьковском регионе, основными факторами антропогенного влияния на окружающую среду города Харькова и Харьковского региона является:

- значительное увеличение количества автомобильного транспорта;
- более 80% загрязнений, которые поступают в водные объекты, прежде всего в реки, приходится на неочищенный поверхностный сток с территории города;
- накопление илового осадка очистных канализационных сооружений го-

рода и его складирование на иловых полях фильтрации, выводит из оборота 126 га городских земель;

- отсутствие современных предприятий по переработке бытовых и промышленных отходов привело к накоплению на территории города значительного количества отходов;

- зеленая зона Харькова требует защиты от влияния физических факторов.

Рассматривая эти факторы и пути их решения, необходимо обеспечить гармонизацию интересов. Законные интересы лиц и организаций необходимо учитывать при формировании государственной экологической политики. Политика быстрее достигнет цели при выборе целевых групп, которым она адресована.

Согласно Экологической доктрине Украины государственная политика в области экологии базируется на следующих основных принципах:

- устойчивое развитие, предусматривающее равное внимание к его экономической, социальной и экологической составляющим, и признание невозможности развития человеческого общества при деградации природы;

- приоритетность для общества жизнеобеспечивающих функций биосферы по отношению к прямому использованию ее ресурсов;

- справедливое распределение доходов от использования природных ресурсов и доступа к ним;

- предотвращение негативных экологических последствий в результате хозяйственной деятельности, учет отдаленных экологических последствий;

- отказ от хозяйственных и иных проектов, связанных с воздействием на природные системы, если их последствия непредсказуемы для окружающей среды;

- природопользование на платной основе и возмещение населению и окружающей среде ущерба, наносимого в результате нарушения законодательства об охране окружающей среды;

- открытость экологической информации;

- участие гражданского общества, органов самоуправления и деловых кругов в подготовке, обсуждении, принятии и реализации решений в области охраны окружающей среды и рационального природопользования.

Хозяйственная и иная деятельность органов государственной власти Украины, органов государственной власти регионов Украины, органов местного самоуправления, юридических и физических лиц, оказывающая воздействие на окружающую среду, должна осуществляться на основе следующих (основных) принципов охраны окружающей среды:

- соблюдение права человека на благоприятную окружающую среду;

- обеспечение благоприятных условий жизнедеятельности человека;

- научно обоснованное сочетание экологических, экономических и социальных интересов человека, общества и государства в целях обеспечения устойчивого развития и благоприятной окружающей среды;

- охрана, воспроизводство и рациональное использование природных ресурсов как необходимые условия обеспечения благоприятной окружающей среды и экологической безопасности;

- ответственность органов государственной власти Украины, органов го-

сударственной власти регионов Украины, органов местного самоуправления за обеспечение благоприятной окружающей среды и экологической безопасности на соответствующих территориях;

- платность природопользования и возмещение вреда окружающей среде;
- независимость контроля в области охраны окружающей среды;
- презумпция экологической опасности планируемой хозяйственной и иной деятельности;
- обязательность оценки воздействия на окружающую среду при принятии решений об осуществлении хозяйственной и иной деятельности;
- обязательность проведения государственной экологической экспертизы проектов и иной документации, обосновывающих хозяйственную и иную деятельность, которая может оказать негативное воздействие на окружающую среду, создать угрозу жизни, здоровью и имуществу граждан;
- учет природных и социально-экономических особенностей территорий при планировании и осуществлении хозяйственной и иной деятельности;
- приоритет сохранения естественных экологических систем, природных ландшафтов и природных комплексов;
- допустимость воздействия хозяйственной и иной деятельности на природную среду исходя из требований в области охраны окружающей среды;
- обеспечение снижения негативного воздействия хозяйственной и иной деятельности на окружающую среду в соответствии с нормативами в области охраны окружающей среды, которого можно достигнуть на основе использования наилучших существующих технологий с учетом экономических и социальных факторов;
- обязательность участия в деятельности по охране окружающей среды органов государственной власти Украины, органов государственной власти регионов Украины, органов местного самоуправления, общественных и иных некоммерческих объединений, юридических и физических лиц;
- сохранение биологического разнообразия;
- обеспечение интегрированного и индивидуального подходов к установлению требований в области охраны окружающей среды к субъектам хозяйственной и иной деятельности, осуществляющим такую деятельность или планирующим осуществление такой деятельности;
- запрещение хозяйственной и иной деятельности, последствия воздействия которой непредсказуемы для окружающей среды, а также реализации проектов, которые могут привести к деградации естественных экологических систем, изменению и (или) уничтожению генетического фонда растений, животных и других организмов, истощению природных ресурсов и иным негативным изменениям окружающей среды;
- соблюдение права каждого на получение достоверной информации о состоянии окружающей среды, а также участие граждан в принятии решений, касающихся их прав на благоприятную окружающую среду, в соответствии с законодательством;
- ответственность за нарушение законодательства в области охраны окружающей среды;

- организация и развитие системы экологического образования, воспитание и формирование экологической культуры;
- участие граждан, общественных и иных некоммерческих объединений в решении задач охраны окружающей среды;
- международное сотрудничество Украины и ее регионов в области охраны окружающей среды.

Учитывая реальное состояние сформировавшейся в городе окружающей среды, приоритетными направлениями улучшения экологического состояния города следует признать:

- усовершенствование системы экологического управления городом;
- улучшение состояния атмосферного воздуха;
- внедрение ресурсосберегающих и энергоэффективных технологий;
- улучшение санитарно-экологического состояния водных объектов;
- улучшение санитарно-экологического и технического состояния родников;
- развитие сферы обращения с твердыми бытовыми отходами;
- обеспечение жителей города качественной питьевой водой;
- усовершенствование системы обращения с иловыми осадками сточных вод;
- сохранение и развитие объектов природно-заповедного фонда;
- озеленение и благоустройство;
- снижение уровня подтопления территорий города;
- экологическое образование и воспитание.

Таким образом, при формировании политики экологической безопасности Украины и ее регионов (на примере Харьковской области) необходимо осознавать, что формы экологической политики тесно взаимосвязаны с некоторыми ее инструментами. Однако, они, с одной стороны, обладают более общим характером, а с другой стороны являются способом их осуществления. Содержание конкретных инструментов проявляется по разному в зависимости от форм, вариативности их использования.

ОСОБЕННОСТИ ПРОЦЕССА ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД В ПОГРУЖНЫХ МЕМБРАННЫХ БИОРЕАКТОРАХ

П.В. Трунов, НПФ «ЭкоТОН», г. Харьков

Научно-производственной фирмой «ЭКОТОН» проведены опытно-промышленные испытания мембранного биореактора (МБР) производительностью 10 м³/сут, а также разработан типоразмерный ряд компактных установок очистки сточных вод с использованием мембранного разделения иловой смеси производительностью 50, 100, 200, 400, 600 м³/сут.

Основным конструктивным отличием мембранного биореактора от систем традиционной биологической очистки в аэротенках является наличие мембранного модуля, который используется для разделения иловой смеси и представляет собой альтернативу широко используемому методу осаждения активного ила во вторичных отстойниках. В погружных МБР мембранный модуль погружен непосредственно в иловую смесь и устанавливается в биореакторе

или в отдельном резервуаре. Мембраны в погружных МБР выполняются в виде полых нитей диаметром 0,3–3 мм или плоских кассет и имеют размер пор 0,02–0,5 мкм. Фильтрация иловой смеси происходит под действием вакуума, создаваемого на внутренней поверхности мембраны. За счет разности давлений сточные воды проникают внутрь полого волокна или пластины, в то время как активный ил задерживается на внешней поверхности мембраны, удаляясь с ее поверхности восходящим водо-воздушным потоком.

Опыт эксплуатации пилотного МБР подтвердил высокую эффективность процесса и позволил определить ряд особенностей данной технологии в отношении эксплуатационных характеристик установки, физиологического состояния активного ила, а также эффективности очистки сточных вод по некоторым показателям:

1. Решение проблемы выноса активного ила с очищенными сточными водами. Эквивалентный диаметр пор ультра- и микрофильтрационных мембран находится в пределах 0,02–0,5 мкм. Учитывая тот факт, что размер бактерий и простейших, составляющих биоценоз активного ила, превышает 5 мкм, мембрана является физическим барьером на пути проникновения организмов активного ила в водные объекты с очищенными сточными водами.

2. Предотвращение выноса в водные объекты биогенных элементов со взвешенными веществами. Мембранное разделение иловой смеси позволяет избежать выноса азота и фосфора в составе дисперсных хлопьев активного ила, что имеет место в схемах со вторичными отстойниками.

3. Смена подхода к эксплуатации сооружений биологической очистки. Эксплуатация аэротенков и вторичных отстойников основывается на селекции компактных, хорошо оседающих хлопьев активного ила. Отказ от селекции крупных хлопьев активного ила за счет замены самого механизма разделения иловой смеси в МБР позволяет эксплуатировать эти сооружения с параметрами, значение которых находится вне диапазона нормальных режимов эксплуатации традиционных конструкций аэротенков.

4. Эффективная очистка за счет большой площади контакта микроорганизмов со сточными водами. Размер хлопьев активного ила в МБР в 5–10 раз меньше, а концентрация нитчатых микроорганизмов в 5–10 раз выше, чем в аэротенках с последующим вторичным осаждением. За счет дисперсности активного ила многократно увеличивается площадь контакта микроорганизмов активного ила со сточными водами, что приводит к эффективной сорбции тяжелых металлов, трудноокисляемых и инертных органических веществ.

5. Высокая окислительная мощность при малых объемах биореактора. МБР эксплуатируются при дозе ила 8–15 мг/л, что при равенстве объемов с традиционными конструкциями аэротенков позволяет производить очистку высококонцентрированных сточных вод. Одновременно высокие дозы ила позволяют уменьшить объем биореактора в 2–3 раза, обеспечивая эффективный процесс очистки в условиях низкой массовой нагрузки на активный ил (до 0,2 кгБПК/кг (активного ила)·сут).

6. Сокращение количества избыточного активного ила. Возраст ила в МБР составляет от 20–30 сут. при очистке хозяйственно-бытовых и городских

сточных вод до 100 сут. и более при очистке высококонцентрированных сточных вод. Верхний предел возраста ила, принимаемый службой эксплуатации, зависит от эффективности гидролиза отмершей клеточной массы и допустимой массы инертных взвешенных веществ в мембранном биореакторе. Несмотря на наличие нитчатых микроорганизмов, за счет повышенной минерализации активный ил обладает удовлетворительной водоотдачей и отводится на обработку непосредственно из биореактора.

7. Эффективная нитрификация сточных вод. Эксплуатация в условиях повышенного возраста активного ила приводит к селекции в пользу медленно-растущих микроорганизмов, в частности бактерий-нитрификаторов, а также к снижению прироста активного ила.

8. Обеззараживание сточных вод. Вследствие того, что поры мембран имеют меньший размер, чем размеры клеток подавляющего большинства известных бактерий и некоторых вирусов, а также за счет образования отложений на поверхности мембраны, выступающих как дополнительный фильтрующий слой, в МБР происходит эффективное обеззараживание сточных вод. Эффективность удаления бактерий составляет 99,999%, вирусов – 99,9%. В случае необходимости дополнительного обеззараживания, дозы хлора и его производных могут быть существенно снижены.

9. Устойчивость процесса очистки к колебаниям концентраций загрязняющих веществ и залповым сбросам. Эксплуатация мембранных биореакторов в режиме низкой нагрузки на активный ил создает резерв окисляющей способности и повышает устойчивость процесса очистки к колебанию состава сточных вод. Использование мембранного метода разделения иловой смеси, эффективность которого не зависит от физиологического состояния активного ила, обеспечивает высокую степень очистки при залповых сбросах загрязняющих веществ и ксенобиотиков, негативно влияющих на физиологическое состояние микроорганизмов активного ила.

10. Вклад мембраны в удаление загрязняющих веществ. За счет образования динамического слоя отложений на поверхности мембраны и в ее порах, происходит физическое удаление значительного количества макромолекул, коллоидных веществ, ферментов, а также внеклеточных полимерных веществ. Вклад мембраны в общую эффективность удаления органических веществ в мембранных биореакторах составляет от 10 до 20%.

11. Удаление отложений. В процессе фильтрации в порах и на поверхности мембран образуются биологические и минеральные отложения. Для эффективной борьбы с отложениями современная практика эксплуатации погружных мембранных биореакторов предполагает использование четырех методов:

- Периодическая или постоянная аэрация наружной поверхности половолоконных и плоских мембран;
- Обратная промывка фильтратом;
- Периодическая обратная промывка слабоконцентрированными растворами реагентов (обычно гипохлорит натрия и слабая органическая кислота);
- Погружение мембранных модулей в слабоконцентрированный раствор гипохлорита натрия на период 12-30 часов.

Из вышеизложенного можно сделать вывод, что повышенный интерес к технологии МБР в последние годы обусловлен значительным снижением стоимости данной технологии. По капитальным затратам технология практически сравнялась с затратами на строительство системы «аэротенк - вторичный отстойник – сооружения доочистки», при этом обеспечивая надежность в эксплуатации, возможность полной автоматизации и более высокую эффективность очистки.

МОДЕЛЬ РАСЧЕТА МОДУЛЬНОЙ УСТАНОВКИ ДЛЯ УДАЛЕНИЯ ИЛОВОЙ ВОДЫ

С.М.Эпоян, А.С.Карагяур, Харьковский государственный технический университет строительства и архитектуры

И.В.Коринько, О.В.Степанов, Коммунальное предприятие канализационного хозяйства «Харьковкоммуночиствод»

В настоящее время на КБО «Безлюдовский г. Харькова из-за введения в работу цеха механического обезвоживания осадков часть иловых площадок выведены из оборота. Необходимо решать задачу их высвобождения от осадка с целью дальнейшей реконструкции либо рекультивации. Проблема состоит в том, что эти площадки заполнены осадком, имеющим высокую влажность, что затрудняет его дальнейшую обработку.

Интенсификация водоотбора с иловых площадок осуществляется при помощи модульной установки и системы вакуумирования. Модульная установка имеет четыре дренажных элемента из вертикально расположенных стеклопластиковых труб, которые заглушены с одной стороны и соединены в общую сборную систему стальными трубами. При помощи резино-тканевого рукава модульная установка соединяется с всасывающе-нагнетательной установкой, которая обеспечивает вакуумирование системы и продувку фильтрующих элементов. При помощи автокрана конструкция локального дренажа модульного типа опускается в иловую площадку. Для эффективного удаления иловой воды в модульной установке предусмотрен резервуар (приемник) для сбора дренажной отфильтрованной воды, в котором установлен погружной насос.

Таким образом, целью исследований является разработка математической модели фильтрации иловой воды в дренажные элементы модульной установки, позволяющая рассчитать ее рациональные параметры и время эффективной работы.

Изменение производительности модульной установки в процессе ее работы обусловлено процессом коагуляции околофильтрового пространства, что связано с мелкодисперсностью частиц, составляющих осадок, обезвоживаемый на иловых площадках.

Процесс коагуляции по своей природе является одной из форм массообмена при фильтрации жидкости в пористой среде и может быть описан с помощью теории фильтрации, массопереноса и массообмена.

Процессы фильтрации иловой воды и кольтматации околофильрового пространства, влияющие на производительность модульной установки, опишем с помощью следующих уравнений:

- уравнения переноса взвешенных веществ потоком фильтрующей жидкости (влиянием диффузионного переноса можно пренебречь, т.к. переносимые частицы имеют размер меньше 0,005-0,01 мм):

$$(n_0 - b) \frac{\partial C}{\partial t} = -v \frac{\partial C}{\partial r} - \frac{\partial b}{\partial t}, \quad (1)$$

где C – концентрация частиц в фильтруемой жидкости; b – концентрация частиц в объеме твердой фазы осадка; n_0 – начальная пористость осадка; r – расстояние, отсчитываемое от центра фильтрующего элемента (радиальная координата); t – время.

- уравнения массообмена между жидкой и твердой фазой осадка:

$$\frac{\partial b}{\partial t} = \gamma(b_0 - b) \cdot C, \quad (2)$$

где b_0 – предельная концентрация частиц в объеме твердой фазы осадка (грязе-емкость); γ – коэффициент кольтматации.

- уравнения фильтрации в пористой среде:

$$v = -k \frac{\partial H}{\partial r}, \quad (3)$$

где v – скорость фильтрации; k – коэффициент фильтрации, изменяющийся во времени в следствии кольтматации околофильрового пространства;

H – высота уровня иловой воды.

Уравнения (1) - (3) можно применить, если предположить, что процессы массопереноса и фильтрации осесимметричны, т.е. происходят в условиях притока иловой воды к совершенному колодцу (фильтру) в круговой в плане области фильтрации.

Зависимость коэффициента фильтрации от степени закольтматированности околофильрового пространства можно представить в виде следующей эмпирической формулы:

$$k = k_0 \left(1 - \frac{b}{n_0} \right)^3, \quad (4)$$

где k_0 – начальный коэффициент фильтрации (коэффициент фильтрации незакольтматированного осадка);

С учетом того, что производительность установки равна $Q = 2\pi \cdot r \cdot H \cdot v$,

$$Q = 2\pi \cdot r \cdot H \cdot k \cdot \frac{\partial H}{\partial r}. \quad (5)$$

Начальная производительность равна

$$Q_0 = 2\pi \cdot r \cdot H \cdot k_0 \cdot \frac{\partial H}{\partial r}. \quad (6)$$

Таким образом, уравнение (5) с учетом зависимостей (4) и (6) преобразуется

$$\frac{Q}{Q_0} = \left(1 - \frac{b}{n_0} \right)^3. \quad (7)$$

Также преобразуем уравнение (1)

$$(n_0 - b) \cdot \frac{\partial C}{\partial t} = - \frac{Q}{2\pi r H} \cdot \frac{\partial C}{\partial r} - \frac{\partial b}{\partial t}. \quad (8)$$

Изменение производительности установки во времени $Q(t)$ получим, решая численно с помощью метода конечных разностей систему уравнений (2), (7), (8), которые представим в виде следующих конечно-разностных аналогов:

$$C_{i,k} = \frac{\frac{b_{i,k} - b_{i,k-1}}{\Delta t} + \frac{Q_k}{2\pi r_i H} \cdot \frac{C_{i-1,k}}{\Delta r} - \frac{n_0 - b_{i,k}}{\Delta t} \cdot C_{i,k-1}}{\frac{Q_k}{2\pi r_i H \Delta r} - \frac{n_0 - b_{i,k}}{\Delta t}};$$

$$b_{i,k} = \frac{\gamma \cdot b_0 \cdot \Delta t \cdot C_{i,k} + b_{i,k-1}}{1 + \gamma \cdot \Delta t \cdot C_{i,k}}; \quad Q_k = Q_0 \cdot \left(1 - \frac{\sum_{i=1}^n b_{i,k}}{(n-1) \cdot n_0} \right)^3, \quad (9)$$

где i – номер узла по радиусу; n – количество узлов по радиусу; k – номер узла по времени.

Систему уравнений (9) решаем при следующих граничных и начальных условиях: при $r = R$ $C_{1,k} = C_0$; $b_{1,k} = b_0$; где R – радиус влияния модульной установки; при $t = 0$ $C_{i,1} = 0$; $b_{i,1} = 0$.

Для определения производительности без учета кольматации Q_0 решим уравнение (5) при следующем граничном условии: при $r = r_0$ $H = h_0 - h_{\text{вак}}$, где r_0 – радиус фильтрующего модуля; h_0 – уровень иловой воды в фильтрующем элементе; $h_{\text{вак}}$ – напор, соответствующий вакуумметрическому давлению, создаваемого модульной установкой.

Таким образом, начальная производительность модульной установки с учетом создаваемого вакуумметрического давления равна

$$Q_0 = \pi \cdot k_0 \cdot \frac{H_0^2 - (h_0 - h_{\text{вак}})^2}{\ln \frac{R}{r_0}}, \quad (10)$$

где H_0 – начальный уровень иловой воды.

Для определения изменения во времени производительности модульной установки, состоящей из 4-х элементов, с учетом их взаимного влияния, обуславливающего уменьшение производительности каждого элемента, воспользуемся формулой:

$$\beta = \frac{\lg \frac{R}{r_0}}{\sum_{i=1}^m \lg \frac{R}{r_i}},$$

где β – коэффициент уменьшения производительности элемента с учетом взаимодействия; m – количество элементов в модульной установке; r_i – расстояние между элементами.

Производительность модульной установки, состоящей из 4-х элементов равна

$$Q_4 = 4 \cdot \beta \cdot Q.$$

Достоверность расчетных зависимостей была проверена путем сопоставления с данными экспериментальных исследований, проведенных на КБО «Безлюдовский» г. Харькова.

Теоретические значения изменения во времени производительности усовершенствованной модульной установки получены с помощью решения системы уравнений (7).

Среднеквадратическое отклонение экспериментальных и теоретических результатов равно $\sigma=6,75\%$, что подтверждает достоверность расчетных зависимостей.

Таким образом, получена математическая модель, позволяющая прогнозировать изменение производительности модульной установки, и, соответственно, рассчитать время ее эффективной работы в зависимости от ее параметров.

УСОВЕРШЕНСТВОВАНИЕ МЕТОДОВ УДАЛЕНИЯ ФОСФОРА ИЗ БЫТОВЫХ СТОЧНЫХ ВОД

А.Н.Коваленко, КП КХ «Харьковкоммуночиствод», г. Харьков

Т.А.Шевченко, Харьковская национальная академия городского хозяйства

Известно, что причиной массового развития сине-зеленых водорослей, вызывающих эвтрофикацию водных объектов, является высокое содержание в водоемах азота и фосфора, поступающих с городских очистных сооружений канализации.

Самыми негативными последствиями эвтрофикации является ухудшение качественных показателей питьевой воды и массовый замор рыб. Главенствующая роль в лимитировании процесса эвтрофирования водоемов принадлежит фосфору.

Основным методом при физико-химической очистке является реагентное удаление соединений фосфора; этот метод предусматривает использование химических реагентов на различных стадиях очистки.

Установлено, что к числу основных факторов, влияющих на процесс реагентной дефосфатизации, можно отнести следующие:

- доза и тип коагулянта;
- режим смешивания коагулянта со сточными водами;
- влияние коагулянта на гидравлическую крупность взвешенных веществ, находящихся в сточных водах;
- влияние коагулянта на остаточное содержание взвешенных веществ в сточных водах.

Введение реагента вызывает повышенное удаление органических веществ из сточной воды, что может явиться как благоприятным, так и отрицательным фактором.

Обработка сточных вод реагентами приводит к образованию дополнительного количества осадка, что всегда нежелательно. Минимизация дополнительного количества осадка обусловлена выбором оптимальной точки введения реагента. При применении реагента всегда необходимо иметь ввиду вероят-

ность повышения выноса ионов металлов реагента в очищенных сточных водах, и принимать соответствующие технологические приемы для исключения нежелательного эффекта. Недостатком этого метода является то, что несмотря на высокий эффект очистки и возможность применения в качестве реагентов отходов производства, применение реагентных методов усложняет технологию очистки сточных вод и увеличивает её себестоимость.

В современной практике применяется большое количество различных методов биологического удаления фосфора, их особенностью является комбинирование трех рабочих зон: аэробной, анаэробной и аноксидной. В этих зонах культивируются специальные виды бактерий, которые способны извлекать соединения фосфора для построения собственных клеток. Но основным недостатком биологических методов дефосфатизации сточных вод является необходимость устройства многочисленных рециклов, большого количества сооружений (или их большого объёма) и невозможность обеспечения высокой эффективности очистки от фосфора.

В последнее время широкое распространение получили комбинированные методы удаления биогенных элементов из сточных вод. Сочетание биологической очистки сточных вод от фосфора с химической обработкой экономично и эффективно в том случае, если химической осаднение используется для удаления остаточного количества фосфатов. Усовершенствованный процесс биологической очистки сточных вод от фосфора с одновременным осаднением позволяет существенно увеличить содержание фосфата в сухом остатке.

Харьковской национальной академией городского хозяйства (ХНАГХ) совместно с КП КХ «Харьковкоммуночиствод» были проведены исследования по усовершенствованию технологии удаления соединений фосфора из бытовых сточных вод с применением активированного раствора коагулянта сульфата алюминия. Исследования проводились на Комплексе биологической очистки «Диканевский», г. Харьков. По результатам исследований получен патент Украины.

Качественная характеристика биологически очищенных сточных вод, которые брались для исследований из 7-го вторичного отстойника, приведена в табл. 1.

Таблица 1 - Качественная характеристика биологически очищенных сточных вод

№ отстойника	Период исследований	Температура, °С	Содержание взвешенных веществ, мг/л	БПК ₅ , мг О ₂ /л	Фосфор фосфатов, мг/л (среднее значение за период)
Отстойник № 7	Зимний	14,5-14,8	10,0-14,2	10,0-11,4	8,96
	Весенний	17,0-19,0	10,0-14,0	8,6-9,0	8,54
	Летний	23,0-25,0	10,0-12,0	8,3-9,3	9,02
	Осенний	18,5-22,0	10,0-14,0	8,9-9,5	8,78

При проведении исследований на биологически очищенной сточной воде в качестве коагулянта брали 5%-ный раствор сульфата алюминия.

Исследования проводили параллельно на сточной воде с использованием обычного и активированного раствора коагулянта.

Авторами разработана технологическая схема доочистки сточных вод от соединений фосфора, представленная на рис. 1.

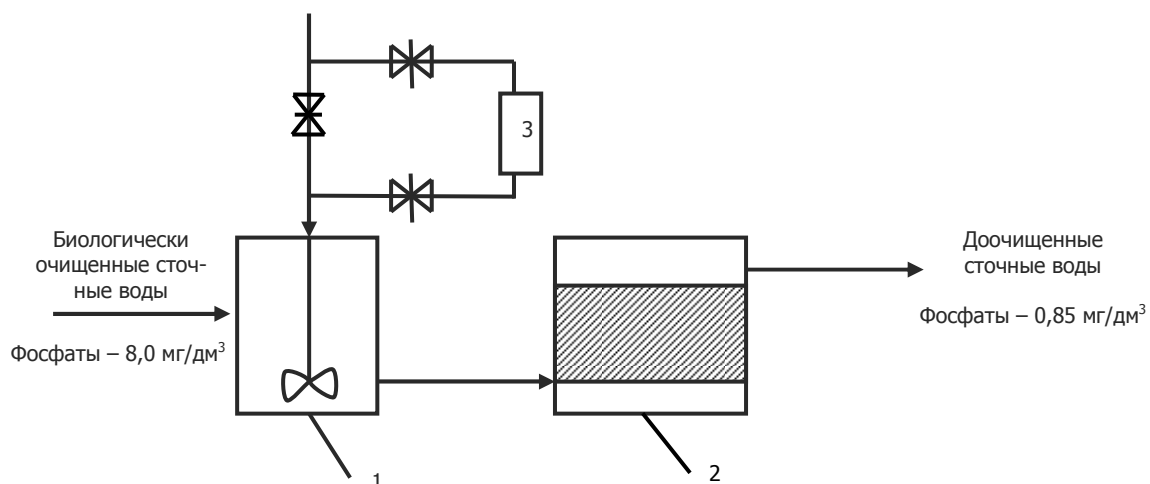


Рис. 1 – Технологическая схема доочистки сточных вод от соединений фосфора:
1 – смеситель; 2 – контактный осветлитель; 3 – активатор реагентов

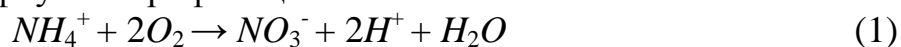
Проведенные исследования показали, что доочистка сточных вод по данной технологической схеме позволяет снизить содержания фосфатов в очищенной сточной воде до 0,85 мг/дм³.

На основании вышеизложенного можно сделать вывод, что наиболее перспективным является применение комбинированного метода удаления фосфатов из бытовых сточных вод, который совмещает биологическую и реагентную очистку. Авторами обоснована технологическая схема доочистки сточных вод от соединений фосфора, включающая контактные осветлители с применением активированного раствора коагулянта сульфата алюминия, которая позволяет снизить содержание фосфора до 0,8–1,5 мг/л.

СОВРЕМЕННЫЕ БИОТЕХНОЛОГИИ ОЧИСТКИ ВОДЫ ОТ МИНЕРАЛЬНЫХ СОЕДИНЕНИЙ АЗОТА

М.В.Бескровная, Донецкий национальный университет

Практически все – бытовые, промышленные, сельскохозяйственные – сточные воды (СВ) имеют в своем составе органические и/или неорганические азотсодержащие соединения. Самым дешевым, экологически безупречным, а поэтому наиболее часто применяемым методом очистки сточных вод является биологический. Традиционные технологические схемы удаления минеральных форм азота из сточных вод требуют участия двух микробиологических процессов – аэробную автотрофную нитрификацию



и анаэробную гетеротрофную денитрификацию:



Как следует из приведенных уравнений, эти два процесса характеризуются противоположными требованиями к присутствию растворенного кислорода.

Влияние этого параметра на эффективность удаления азота из бытовых сточных вод было исследовано на действующей установке непрерывного действия по очистке бытовых сточных вод пгт. Новый Свет (Донецкая обл.). Показано, что в интервале $[O_2]$ 1.0-7.5 мг/л зависимость степени очистки от соединений азота носит экстремальный характер с максимумом в области концентраций кислорода 3-4 мг/л, при которых эффективность удаления азота достигает 85%.

Одновременное протекание двух различных по своей биохимической природе процессов объясняется участием ANAMMOX бактерий (ANaerobic AMMonium OXidation), причем необходимые для развития их сообщества анаэробные условия создаются в глубинных слоях флокул активного ила. Энергетическую основу жизнедеятельности таких бактерий составляет химическое превращение:



Таким образом, аммоний может быть окислен, выступая донором электронов в реакции денитрификации, причем свободная энергия такой реакции эквивалентна энергии процесса нитрификации.

Впервые нидерландскими учеными бактерии ANAMMOX были обнаружены в сооружениях биологической очистки сточных вод. Из биомассы активного ила очистных сооружений нами также был выделен данный вид бактерий.

В сравнении с классическими технологиями применение современных биотехнологий дает возможность снизить потребление кислорода от 25% до 60%, уменьшить или даже ликвидировать необходимость в добавлении органического углерода, уменьшить количество илов, значительно снизить выбросы парниковых газов, уменьшить капиталовложения в строительство реакторов и повысить эффективность удаления аммония до ~90%.

Нами был разработан и запатентован эффективный способ очистки воды от аммонийного азота с участием нитритации и ANAMMOX-процесса.

Для запуска биореактора брали искусственную сточную воду, состав которой следующий (ммоль/л): $(NH_4)_2SO_2$ (1,5), $NaHCO_3$ (0,5), KH_2PO_4 (0,4). Для более эффективного осуществления процесса очистки мы предварительно размещали полимерные волокнистые насадки типа "ВИЯ" в очистные сооружения для иммобилизации бактерий. Предложенная технология позволяет достичь очень высокой эффективности очистки СВ от минеральных соединений азота: за 35 часов эксперимента в лабораторном ANAMMOX-реакторе концентрация NH_4^+ с 3 ммоль/л упала до нуля, образовавшихся нитратов на выходе из ANAMMOX-реактора осталось около ~5%, а нитриты вообще не были зарегистрированы. В дальнейшем в биореактор добавляли сточные воды из различных очистных сооружений. Ионы аммония и нитрита на выходе не наблюдались.

Таким образом, доказана важная роль открытых недавно бактерий ANAMMOX (реликтовых хемолитоавтотрофов) в процессах микробной очистки воды от минеральных соединений азота, а также предложен способ биологической очистки вод от NH_4^+ с их участием. Впервые явление одновременной нитри-денитрификации (ОНД) объяснено возможностью существования в глубинных слоях флокул активного ила ANAMMOX-бактерий.

ЗООПЕРИФІТОН РІЧКИ МОКРА МОСКОВКА В МЕЖАХ М. ЗАПОРІЖЖЯ ТА ПРОЦЕСИ САМООЧИЩЕННЯ ЛОТИЧНИХ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ

К.О.Домбровський, А.О.Гурський, О.І.Кирилах, Запорізький національний університет

У зв'язку з швидкими темпами зростання антропогенного навантаження на біосферу в цілому і на водні екосистеми зокрема, проблема захисту, збереження і відновлення водних ресурсів стала на сьогодні найактуальнішою.

Перифітон як морфофункціональне об'єднання гідробіонтів різних груп являє собою складну систему організмів, об'єднаних тонкими взаємозв'язками, обумовленими їхніми морфологічними особливостями та функціональною роллю. Саме особливості структурно-функціональної організації зооперифітону створюють тонкі ланки швидкої трансформації та передачі енергії за трофічними рівнями у природних водоймах. Оскільки дане утворення має широку екологічну ємність, тобто може практично не змінюватися при достатньо різних рівнях впливу і концентраціях органічних, мінеральних та токсичних речовин, то їх найчастіше використовують як базову модель формування систем біологічного (або біохімічного) очищення води.

Серед біологічних методів очищення води зараз найбільшого поширення набула прямоточна, багатоступенева система очищення води, де для іммобілізації тих чи інших гідробіонтів використовують штучний субстрат – тонке хімічне волокно – насадку типу «ВІЯ», що має надзвичайно велику питому поверхню (5000-10 000 м² на 1 м³ об'єму очисної споруди).

Саме тому метою нашої роботи було вивчення структурної організації та трофічної структури угруповань зооперифітону річки Мокра Московка, що пов'язані як з штучним так і природним субстратами.

Дослідження угруповань зооперифітону проводили в липні-жовтні 2008 р. на штучному (носії для іммобілізації гідробіонтів відомий як «ВІЯ») та природному (вища водяна рослинність *Zannichellia palustris* L.) субстратах. Субстрати експонувались впродовж 14 днів у річці, після дослідження зооперифітону їх знову експонували впродовж двох тижневого терміну. Всього опрацьовано 24 проби зооперифітону.

Результати досліджень показали, що в угрупованнях обростання було виявлено 7 видів та форм безхребетних організмів, які відносяться до 6 груп (личинки волохокрильців, п'явки, черевоногі молюски, гамариди, личинки однокореневих та рівноногі ракоподібні). Протягом всього періоду дослідження в зооперифітоні штучних та природних субстратах домінували як за чисельністю так і за біомасою виключно личинки волохокрильців, які були представлені єдиним представником – *Hydropsyche angustipennis* Curtis.

Розглядаючи трофічну структуру угруповання зооперифітону річки, можна вказати, що на цій ділянці водотоку, головну роль у формуванні обросту відіграє занурена вища водяна рослинність – *Z. palustris*. Трофічна структура зооперифітону була представлена чотирма трофічними групами – детритофагами-збирачами, хижаками, фітофагами-збирачами та організмами із змішаним ти-

пом живлення. Серед цих трофічних груп домінували за біомасою представники трофічної групи із змішаним типом живлення, а саме личинки волохокрильців (*H. angustipennis*), які складали 86% загальної біомаси зооперифітону.

В цілому, аналізуючи трофічну структуру угруповання зооперифітону р. Мокра Московка, можна вказати, що ця річка суттєво забруднюється різноманітними стоками урбоєкосистеми, які головним чином представлені органічною речовиною. Внаслідок антропогенного забруднення і при суттєвій швидкості течії на дослідженій ділянці водотоку, на штучному та природному субстратах досить швидко утворювались бактеріальне та водоростеве обростання з високою щільністю. Споживаючи цей доступний харчовий раціон, зоопланктонні організми в подальшому передають поживну енергію іншим трофічним групам зооперифітону, де домінує трофічна група із змішаним типом живлення. А враховуючи те, що личинки волохокрильців відносяться до гетеротопних організмів, то вони таким чином виносять акумулюючи в собі органічну речовину за межі цієї водної екосистеми і разом з іншими організмами зооперифітону відіграють досить значну та безперечну роль в процесі біологічного очищення (самоочищення) даної лотичної водної екосистеми.

За результатами наших досліджень, також треба зазначити, що в початковий період заселення субстратів найбільшу роль відіграють організми із змішаним типом живлення, детритофаги-збирачі, хижаки, а збирачі-фітофаги заселяють субстрат після інших трофічних груп.

Висновки:

1. Зооперифітон досліджених штучних «ВІЯ» та природних (*Zannichellia palustris*) субстратів в річці Мокра Московка був представлений подібним видовим складом, де було виявлено 7 видів та форм безхребетних організмів.
2. Трофічна структура угруповань зооперифітону була представлена чотирма трофічними групами – детритофагами-збирачами, хижаками, фітофагами-збирачами та організмами із змішаним типом живлення.
3. Для біологічного очищення забруднених вод малих річок регіону доцільно використовувати як штучний волокнистий субстрат типу «ВІЯ» так і природний рослинний субстрат – *Zannichellia palustris*, які є основою для розвитку угруповань зооперифітону.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ СТОЧНЫХ ВОД ГАЗООЧИСТОК СТАЛЕПЛАВИЛЬНЫХ АГРЕГАТОВ ДЛЯ СОЗДАНИЯ ЗАМКНУТЫХ СИСТЕМ ОБОРОТНОГО ВОДОСНАБЖЕНИЯ

В.А.Андронов, Университет гражданской защиты Украины, г. Харьков

*Ю.М.Данченко, Харьковский государственный технический университет
строительства и архитектуры*

Сточные воды газоочисток кислородно-конверторных цехов, мартеновских печей, работающих с интенсивной продувкой ванн кислородом, электросталеплавильных печей относились до проведения настоящей работы к недостаточно изученным разновидностям сточных вод предприятий черной метал-

лургии. Основной отличительной особенностью этих видов сточных вод является крайне неравномерный состав загрязнений в течение одного технологического цикла (плавки).

В объеме настоящей работы выполнены исследования химического состава сточных вод и оборотных вод газоочисток большинства действующих конверторных цехов (табл. 1).

Таблица 1 - Характеристика водно-химического режима систем оборотного водоснабжения газоочисток конверторных цехов

Заво- во- ды	Величина продувки системы оборотного водоснабжения, %	pH	Химический состав воды								Примеча- ние
			моль/м ³					г/м ³			
			Щелочность		Жесткость	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Сухой оста- ток	
			ф-ф	общая							
Мариупольский им. Ильича											
	3-5	8,4- 8,6	0,2- 0,4	1,6- 2,8	13,5	10,0	3,5	1210	1950	4940- 5000	
Новолипецкий											
цех №1	100	12	14,8	14,8	8,9	8,9	0	84	166	933	Прямоток
цех №2	0	9-10	1,5	2,0	4,0	3,0	1,0	2000	1500	500	Полностью замкнутая система во- доснабже- ния
Енакиевский											
	5	10	3,5- 5,5	4,8- 5,8	6,0- 7,3	6,0- 7,3	0	320- 400	510- 650	1430- 1830	
Криворожсталь											
цех №2	-	7-8	1,8- 3,0	2,6- 4,4	2,3- 3,1	1,7- 3,1	0,6	160- 180	40-80	460- 640	Оборот че- рез пруд- осветитель
Западно-Сибирский											
цех №2	6	8-9	1,2- 2,0	2,0- 2,8	3,8- 5,5	3,5- 4,0	0,3- 1,5	30-50	250- 400	520- 720	

На основании обобщения полученных данных, характеризующих состав и физико-химические свойства сточных вод газоочисток действующих конверторных цехов, их можно классифицировать следующим образом:

1. Сточные воды со слабощелочной реакцией (щелочность 2-5 моль/м³), которая обуславливается присутствием бикарбонатов.

Такая вода характерна для некоторых конверторных цехов, работающих «без дожигания» и с «полным дожиганием» окиси углерода. В системах оборотного водоснабжения газоочисток таких цехов не возникают осложнения, связанные с образованием плотных солевых отложений или коррозионным износом.

2. Сточные воды с гидратной щелочностью выше 5 моль/м³.

В системах оборотного водоснабжения при использовании такой воды наблюдаются интенсивные карбонатные отложения.

3. Сточные воды с гидратной щелочностью 2-5 моль/м³.

Эта разновидность сточных вод появилась в связи с интенсификацией кислородного дутья на ряде существующих конверторных цехов с агрегатами емкостью 100-130 т. В системах водоснабжения газоочисток указанных цехов также наблюдаются карбонатные отложения.

4. Сточные воды с кислой реакцией воды.

Снижение щелочности сточных вод по сравнению с исходной составляет 1,6-3,3 моль/м³. При работе системы водоснабжения без подщелачивания воды наблюдается коррозионный износ трубопроводов и оборудования. Такие особенности характерны для конверторов, выплавляющих полупродукт с получением ванадиевых шлаков.

Тот или иной характер сточных вод определяется особенностями технологического процесса ведения плавки, условиями подачи сыпучих в конвертор, интенсивностью кислородного дутья и др.

Основной причиной, препятствующей созданию замкнутых систем водоснабжения конверторных газоочисток, является образование плотных солевых отложений в аппаратах газоочисток и трубопроводах.

Полученные закономерности по выносу извести позволяют выбрать метод предотвращения отложений, что создает условия для создания замкнутых систем водоснабжения газоочисток современных конверторных цехов.

Изучение осаждения взвешенных веществ сточных вод газоочисток электропечей завода «Днепроспецсталь» показало, что остаточное содержание взвеси 150-200 г/м³ достигается через 60 минут отстаивания и более. Такое длительное время осветления обусловлено присутствием значительного количества мелкодисперсных частиц и, как следствие этого, малой гидравлической крупностью взвеси 0,03-0,05 мм/с.

В условиях оборотного водоснабжения в большинстве случаев будет наблюдаться постепенное падение рН воды, накопление сульфатов, фторидов, кремниевой кислоты, появятся ионы тяжелых металлов. Так, в оборотной воде газоочистки одной из электропечей за два месяца эксплуатации без нейтрализации воды установились следующие показатели: рН – 4,0-4,2, концентрация сульфатов – 400 г/м³, фторидов – 672 г/м³, солесодержание – 2600 г/м³, кислотность – 25 моль/м³.

Наиболее рациональным методом нейтрализации и обезвреживания сточных вод при оборотном водоснабжении является применение известкового молока. Установлено, что доза извести, необходимая для нейтрализации, составляет в среднем 80 г/м³ активной СаО.

Применение извести для нейтрализации оборотной воды способствует уменьшению солесодержания вследствие выпадения в осадок трудно растворимых солей, а также уменьшается опасность появления плотных солевых отложений в результате связывания вводимого кальция поступающими в газоочистку фторидами и силикатами. При этом рН среды необходимо поддерживать в пределах 7,7-8,4. При таких величинах рН воды опасность образования карбо-

натных отложений практически исключается из-за отсутствия гидратной составляющей щелочности. Кроме того, в этих условиях вода имеет определенный щелочной резерв, что благоприятно для последующего ее использования на цели очистки газов, содержащих компоненты подкисляющие воду (характерно для газоочисток электросталеплавильных печей).

Известно, что агрегаты частиц, образованные при электролитной коагуляции, не имеют большой прочности и обладают рыхлой структурой. Добавление флокулянта, в частности, полиакриламида (ПАА), может уплотнять их, в связи с чем увеличивается скорость их слипания. В результате, применение полиакриламида позволяет получать наименьший седиментационный объем, т.е. более плотные продукты сгущения. Авторами установлено, что эффективной дозой ПАА является $1,0 \text{ г/м}^3$.

Из вышеизложенного следует, что для создания замкнутых систем оборотного водоснабжения отдельных производств и промышленных предприятий в целом (включая газоочистки промышленных агрегатов, травильные и гальванические отделения и др.) необходимо применение стабилизационной обработки воды с целью предотвращения плотных солевых (преимущественно карбонатных и гипсовых) отложений и коррозионного износа металлов и других материалов.

ЧИ НЕ ПОРА ПОВЕРТАТИСЯ СУСПІЛЬСТВУ ДО ПРИРОДНОЇ ПИТНОЇ ВОДИ?

Гвоздяк П.І., Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, м. Київ

Людство зросло на поверхневих, ґрунтових водах. Споконвіків люди селилися на берегах великих і малих річок, озер, звідки й черпали воду для всіх своїх, у тому числі фізіологічних потреб, а в кращому випадку - копали криниці, користувалися водою джерел. Поверхневі та ґрунтові води утворюються внаслідок омивання дистиллятом (атмосферними опадами) дерев, кущів, трав, проходження цих опадів крізь ґрунт з незліченною кількістю мікроорганізмів та інших нижчих і вищих тварин, проникнення у поверхневі водойми з неймовірним розмаїттям гідробіонтів. І всі ці організми, без найменшого винятку, *volens nolens* збагачують поверхневу воду продуктами своєї життєдіяльності, в тому числі й у першу чергу органічної природи, та водою власного виробництва. Мало що відомо про хімічний склад цих метаболітів, немає у науковців однастайної думки і про особливості структури молекул води біологічного походження.

Спеціалісти в галузі водопідготовки не можуть похвалитися аж надто глибокими знаннями про те, щось саме втрачає природна вода під час її багатоступеневої обробки все зростаючим арсеналом коагулянтів, флокулянтів, окислювачів, дезінфектантів при застосуванні старих і нових методів і засобів обходження з водою – адсорбентів, різноманітних мембран, іонообмінників, наноматеріалів, магнітів, ультрафіолету тощо. Єдине, що можна безпомилково стверджувати: кожна хімічна, фізико-хімічна та фізична обробка води відда-

ляє її якість від первинної, природної якості поверхневої води, на якій, повторимося, зросло Людство.

То чи не краще застосовувати всі оці методи обробки води для очищення використаних Людиною вод (стоків) перед їх поверненням у поверхневі водойми? Там численні гідробіонти відновлять якість води, спотвореної нашим побутом, технікою і технологією (у тому числі й «очищення») і підготують її (як це було впродовж багатьох сотень тисяч літ існування і розвитку суспільства на Землі) для нормального, природного, корисного споживання.

Для убезпечення себе від непередбачених обставин і проведення остаточної корекції біологічного складу води її перед подачею у водопровідну мережу потрібно обробити за «старою, доброю» (бо англійською) технологією повільного фільтрування, але з українською модифікацією цього фільтрування, яка передбачає іммобілізацію на загрузці фільтру пробіотичних бактерій, відомих своїми властивостями пригнічувати ріст і розвиток патогенних і умовно-патогенних мікроорганізмів, підвищувати обмінні процеси і захисні реакції організму, активізувати імунітет Людини.

Таким чином, підготовка питної води в сучасних умовах повинна починатися з попередження антропогенного забруднення поверхневих водойм, тобто з ретельного очищення стічних вод, більше того – з повного відновлення якості зужитої Людиною води.

Захист водного басейну від інтегрального хімічного, біологічного та іншого забруднення є в першу чергу захистом Людини від споживання й використання антропогенно враженої, некондиційної, неприродної, а тому й не дуже корисної (якщо не шкідливої) питної води. Крім того, недопущення антропогенного забруднення поверхневих водойм сприяє процвітанню в них розмаїття гідробіонтів, що є надійною основою стабільного Життя на Землі.

БІОІНДИКАЦІЯ ТОКСИЧНОСТІ ТЕХНІЧНОЇ ТА ПРОМИСЛОВОЇ ВОДИ ЗА ДОПОМОГОЮ ГІЛЛЯСТОВУСИХ РАКОПОДІБНИХ *CERIODAPHNIA AFFINIS* LILLJEBORG

Г.Ф. Дударєва, О.Ф. Рильський, К.О. Домбровський, С.Ф. Підкопайло, Запорізький національний університет

П.П. Харченко, ВАТ «Мотор Січ», м. Запоріжжя

В останній час при дослідженні якості природних та стічних вод все частіше застосовують методи біотестування. Традиційна екологігієнічна оцінка хімічного забруднення водних об'єктів (поверхневі і підземні води, питна вода, стічні води та ін.) основана на санітарно-хімічних аналізах. Вона широко використовується в службах нагляду та при виробничому контролі вод, де повністю виправдовує себе, але не дає повного уявлення щодо біологічної небезпеки води того чи іншого водного об'єкту або водокористувача. Тому актуальність використання тест-організмів з певними властивостями, проведення досліджень на рівні організму для біотестування якості вод в наш час являється необхідним.

Метод біотестування поряд з фізико-хімічними методами застосовується:

- при встановленні нормативних вимог до якості вод;
- при проведенні токсикологічної оцінки промислових, стічних побутових вод;
- у контролі аварійних скидів високотоксичних стічних вод;
- при проведенні оцінки ступеня токсичності стічних вод на різних стадіях формування, при проектуванні локальних очисних споруд;
- у контролі токсичності стічних вод, що подаються на очисні споруди біологічного типу з метою попередження проникнення небезпечних речовин для біоценозів активного мулу;
- при визначенні рівня безпечного розведення стічних вод для гідробіонтів з метою обліку результатів біотестування при коректуванні й встановленні гранично допустимих скидів (ГДС) речовин, що надходять у водойми зі стічними водами;
- при здійсненні державного екологічного моніторингу за станом водних об'єктів у районах розташування джерел антропогенного впливу;
- при проведенні оцінки зміни стану водних екосистем, біоценозів;
- при проведенні екологічної експертизи нових матеріалів, технологій очищення, проектів очисних споруд та ін.

Визначення гострої летальної токсичності досліджувальної води проводили за допомогою гіллястовусих ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg, яких також рекомендують застосовувати для цієї цілі й інші автори. Найважливішими умовами щодо біотестування є правильний підбір об'єму тест-ємностей і щільність утримання дафній, від чого залежить «екологічна комфортність» середовища. Тому, культуру утримували в скляному посуді (об'ємом 1-3 дм³), який був розташований у приміщенні без шкідливих випарів і газів. Культуру гіллястовусих ракоподібних культивували в термостаті при оптимальній температурі – 25±2°C, освітленості – від 400 до 600 лк при тривалості світлового періоду 16±1 годин.

Визначали гостру летальну токсичність дослідженої води (технічної води та промислових стоків) на підставі підрахунку кількості живих гіллястовусих рачків у контролі та досліді. Розведення технічної води та промислових стоків проводили у співвідношенні : 1: 3; 1: 5; 1: 8.

При біотестуванні технічної та промислової води заводу ВАТ «Мотор Січ» встановлено, що смертність тест-культури для технічної води складала не більше 3,0%, а для промислових стоків – 6,7%. При розведенні технічної води і промислових стоків у співвідношенні 1:3; 1:5; 1:8 смертність дафній для технічної води для всіх розведень не перевищувала 2,0%, а для промислових стоків складала – 3,4%, 3,1% і 2,8% відповідно. Тому, результати біотестування технічної і промислової води свідчать про відсутність токсичних речовин в цих водах, якість яких не викликає гострої летальної токсичності дафній протягом 48 годин (так як смертність дафній була менше 10%).

Також отримані результати біотестування підтверджують, що при розведенні технічної та промислової води у співвідношенні 1:5; 1:8 не виявляється гострої летальної токсичності тест-культури.

Якість води також досліджували за гідрохімічними показниками одразу двома лабораторіями: комплексною санітарно-технологічною лабораторією

відділу «Охорони навколишнього середовища» заводу ВАТ «Мотор Січ» та лабораторією біоіндикації та біоекології РННВЦ «Екологія» Запорізького національного університету.

Результати гідрохімічних досліджень наведено в табл. 1.

Таблиця 1 – Результати аналізу технічних та промислових вод ВАТ «Мотор Січ» за гідрохімічними показниками (лютий-березень 2009 р.)

Гідрохімічні показники	Фактичні значення, мг/дм ³	
	Промислові стоки	Технічна вода
рН	7,84	8,0
Жорсткість	7,5	3,0
Сухий залишок	598,0	335,0
Нафтопродукти	0,033	0,039
Хлориди	55,0	46,0
Сульфати	272,3	59,8
Азот нітритний	0,15	<0,04
Азот нітратний	12,8	3,34
Азот амонійний	0,3	0,3
Фосфор фосфатів	<0,05	0,19
Фториди	0,42	0,42
ПАР	<0,01	<0,01
Залізо (загальне)	0,15	0,1
Мідь	0,022	0,017
Нікель	0,023	0,006
Свинець	0,022	0,022
Цинк	0,01	0,04
Хром ³⁴	0,06	0,68
Хром ³⁷	<0,001	<0,001

Порівнюючи гідрохімічні показники води промислових і технічних стоків можна побачити, що деякі гідрохімічні показники промислових вод перевищують ті ж показники технічної води в декілька разів. Так, наприклад сульфати перевищували в 4,6 рази, нітрати – 3,5 рази, нітрити – 3,6 рази. Концентрація важких металів також була вища у промислових водах ніж у технічних, нікелю в 3,8 раз, цинку – 2,5 рази, міді – 1,3 рази.

В технічній воді, навпаки концентрація фосфатів була вищою в порівнянні з їх вмістом у промислових стоках в 5,8 рази.

В цілому результати гідрохімічних досліджень технічної та промислової води заводу ВАТ «Мотор Січ» були у межах існуючих нормативів.

Висновки:

1. Технічні і промислові води заводу ВАТ «Мотор Січ» можуть використовуватись для оборотного використання в виробничих потребах, при їх розведенні 1:5 та 1:8, внаслідок того що не було виявлено гострої летальної токсичності тест-культури *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg.

2. У зв'язку із можливим зростанням у технічних і промислових водах токсичних органічних речовин в літній сезон, внаслідок діяльності ціанобактерій необхідно проводити періодичне тестування цих вод на токсичність.

3. Значне зниження усіх витрат пов'язано з очисткою води і використанням її в зворотних циклах можна досягти при введенні жорсткого контролю за витратами води в промивних ваннах гальванічних цехів, що приведе до можливого скорочення об'ємів води на 30-40%.

ДО ПИТАННЯ ВОДОЗАБЕСПЕЧЕНОСТІ ТА ВОДОПОСТАЧАННЯ ДЕЯКИХ РЕГІОНІВ УКРАЇНИ ТА ПОКАЗНИКІВ ЯКОСТІ ВОДИ

О.І.Терновська, М.В.Бугас, С.М.Заблоцький, Харківський національний аграрний університет ім. В.В. Докучаєва

І.М.Єріна, Харківська національна академія міського господарства

Проблема забезпечення населення планети доброякісною питною водою залишається однією з важливих світових проблем. Також загальновизнаним є те, що якість питної води обумовлена якісними та кількісними показниками стану джерел питного водопостачання. З іншого боку, екологічну ситуацію, що склалася в Україні, можна характеризувати лише як кризову. Забруднення води, повітря та ґрунту у промислових зонах оцінюється як лихо, яке ускладнюється радіоактивним забрудненням значної території після Чорнобильської катастрофи. В такій ситуації та в усякому іншому разі одним з основних завдань держави залишається збереження й підтримання стану здоров'я населення на рівні, що відповідає критеріям цивілізованого суспільства, вимогам безпеки життєдіяльності взагалі, а також підвищило б якість життя населення.

Питне водопостачання України здійснюється за рахунок поверхневих джерел (70%) і підземних (30%). Аналіз сучасного стану галузі водозабезпечення доводить, що десятки років водні проблеми зберігаються за масштабом та гостротою. За регіональною оцінкою Україна має значні ресурси підземних вод, які використовують як джерела питного водопостачання, але вони розташовані нерівномірно. Основна їх частина розташована у північних та північно-західних областях України, а південні області мають обмежені ресурси. Треба наголосити, що найчастіше підземні води не відповідають нормативним вимогам за природного походження показниками – залізо ($1-20 \text{ мг/дм}^3$); марганець – супутній компонент заліза ($0,2-0,5 \text{ мг/дм}^3$); жорсткість характерна для південного та центрального регіонів України (від $8-12$ до $20-22 \text{ мг-екв./дм}^3$); хлориди, сульфати, загальна мінералізація – супутні компоненти жорсткості; фтор – характерний для підземних вод Українського кристалічного щита – Полтавської, частково Чернігівської і Черкаської областей ($2-6 \text{ мг/дм}^3$ і іноді $10-12 \text{ мг/дм}^3$).

У водогосподарчій діяльності України особливе місце набуває басейн р. Дніпро, за рахунок якого забезпечується 75% потреби економіки країни у воді. 445 міст і 229 селищ міського типу з 911 забезпечені централізованим водопостачанням. Щодобово населення і економіка країни споживають $12,2 \text{ млн. м}^3$ питної води при довжині водорозподілюючих мереж 75 тис. км.

Великі міста такі як Львів, Одеса. Вінниця, Житомир, Чернівці, міста Донецької і Луганської областей і Великої Ялти не мають джерел води – дублерів або альтернативних джерел централізованого водопостачання (досить глянути

на географічну карту регіонів). Особливе стривоження викликає факт повної відсутності будівництва и вводу в експлуатацію нових комплексів водопровідних очисних споруд (ВОС), а реконструкція має тільки косметичний характер, що пояснюється економічними труднощами. Окрім того, технологічні регламенти експлуатації ВОС десятками років не перероблялись, експериментально не розроблялись і не переутверджувались і є лише компіляціями державних нормативних документів.

Сьогодні кількість існуючих гігієнічних нормативів для найбільш небезпечних і найпоширеніших у природній воді хімічних речовин складає понад 1500, тому проблеми системи вимог до якості питної води з позиції безпечності її для здоров'я людини є надзвичайно актуальною. Але серед такого масиву показників необхідно визначити найбільш значущі з погляду на їх безпечність та нешкідливість для людини. В той же час Україна характеризується саме недостатністю забезпеченості водними ресурсами, високими показниками кольоровості у природній воді поверхневих джерел, тощо. Окрім того, необхідно взяти до уваги відсутність стандартних методів (окрім системи міжнародних стандартів ISO), неможливість їх реалізації в умовах відсутності на більшості підприємств водопостачання України аналітичних приладів, хімічного посуду і реактивів, бактеріальних середовищ, комп'ютерної обробки даних, кваліфікованих кадрів, технологів, тощо. Що стосується води, що вже пройшла системи очищення, тобто господарсько-питної. Після обов'язкового процесу знезаражування питної води з точки зору профілактики епідзахворювань в залежності від технології знезаражування вода придбає додатково ряд показників негативної якості.

В Україні для знезаражування води застосовують хлор-газ (98%), гіпохлорит натрію (1,1%), в обмеженій кількості діоксид хлору, озон та інші реагенти і технології (0,9%). Хлорування води має негативні сторони – утворення побічних хімічних продуктів – хлорорганічних сполук – ТГМ (тригалогенметанів), яким притаманні мутагенні, канцерогенні та інші властивості. Найбільші значення показників хлорорганічних сполук при хлоруванні води були визначені при проведенні дослідів в джерелах води Дніпра, Південного Бугу, Десні, Тетереві, водосховищах Кременчуцькому, Київському, Каховському, Краснопавлівському (Харків), Межигірському (Сімферополь), тобто у воді річок та водосховищ, що є основними водозабезпечуючими об'єктами найбільших міст України, обласних та районних центрів. Показники ТГМ перевищують значення граничнодопустимих у десятки разів. Треба, однак, відзначити, що вміст ТГМ у питній воді зростає залежно від сезону (найбільший влітку). Разом з тим, тільки хлорування питної води надає їй тривалу, так звану, післядію знезаражування. Технологія озонування води в Україні не розповсюджена, оскільки обладнання своє не виробляється, а імпортує не досягне з економічних міркувань. Спектр хлорорганічних сполук (ХОС), утворюваних при хлоруванні води, вміщує в себе також хлорфеноли (ХФ), трихлоретилен (ТХЕ), чотирьох хлористий вуглець (ЧХВ) та інші. Наприклад, у питній воді Києва згідно усередненим даним вміст ХОС складає: ЧХВ – 1%, ХФ – 76%, ТХЕ – 23%, дибромхлорметан – 0%.

За даними інституту гігієни та медичної екології ім. Марзєєва АМНУ ГКД по ХФ перевищені у Дніпропетровській, Запорізькій, Кіровоградській,

Миколаївський, Полтавський, Херсонський, Черкаський областях. У табл. 1 наведені дані щодо нормативів по ХФ у водопровідній воді та канцерогенні ризики для здоров'я споживачів.

Таблиця 1

Країна	Норматив мг/дм ³	Ризик згідно класифікації Агенції США з токсичних сполук і реєстрації захворювань чи рекомендацій ВООЗ
США	0,08	Низький, у межах $1 \cdot 10^{-4} - 1 \cdot 10^{-6}$
Росія	0,2	Середній, у межах $1 \cdot 10^{-3} - 1 \cdot 10^{-4}$
ВООЗ	0,2	Середній, у межах $1 \cdot 10^{-3} - 1 \cdot 10^{-4}$
Україна	0,08	Низький, у межах $1 \cdot 10^{-4} - 1 \cdot 10^{-6}$

Високі рівні ХФ, що реєструються у питній воді Дніпропетровської, Полтавської, Черкаської та інших областей, свідчать про підвищений ризик виникнення онкозахворювань у цих регіонах.

Аналіз даних літератури та результатів авторських досліджень дозволяють визначити основні напрямки щодо мінімізації забруднення питної води хлорорганічними сполуками та іншими взагалі:

- припинення забруднення природних джерел води ХОС та органічними речовинами – попередниками ХОС;
- посилення природоохоронного законодавства та суворості покарання;
- модернізація технологій, водоочищення та водопостачання;
- застосування локальних систем доочищення господарсько-питної води на місці споживання у водоспоживача, сорбційних фільтрів, індивідуальних чи пристроїв колективного користування.

РОЛЬ ЗАКРЕПЛЕННОЙ МИКРОФЛОРЫ ПРИ ОЧИСТКЕ ПОДЗЕМНЫХ ВОД СЛОЖНОГО ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА

А.Н.Квартенко, Национальный университет водного хозяйства и природопользования, г. Ровно

Среди существующих методов обезжелезивания подземных вод, наиболее распространенным технологическим решением на предприятиях водопроводно-канализационного хозяйства Украины является обезжелезивание упрощенной аэрацией с последующим фильтрованием.

Как известно, органичением применения данного метода является очистка вод, содержащих железо в органических формах, трудноокисляемых кислородом воздуха, и низкий рН некоторых подземных вод. Качество же подземных вод Северо-Западного региона Украины формируется в том числе и за счет подпитки из болот и слабопроточных водоемов, богатых органикой. Такие подземные воды, как правило, характеризуются низкими значениями рН, высокой перманганатной окисляемостью, цветностью, наличием различных видов железо- и марганецоксилирующих бактерий, а также железоорганическими комплексами, что затрудняет использование упрощенной аэрации с последующим фильтрованием.

Предлагаемая нами технология биологического обезжелезивания и деман-

ганаии подземных вод сложного физико-химического состава основана на способности железобактерий окислять железо входящее в органические комплексы.

Количество железобактерий может достигать сотен клеток в 1 мл воды, а концентрация по биомассе - до 100 мг/л и более. Однако железобактерий достаточно избирательны к физико-химическим условиям обитания в пределах своего ареала. К факторам, определяющим их развитие, относится качественный состав среды обитания, в частности, наличие в воде восстановленных форм железа и марганца, растворенных органических веществ, содержание растворенного кислорода, величина окислительно-восстановительного потенциала, pH среды и температура.

В результате комплекса исследований нами предлагается использовать закрепленный биоценоз, в зоне расположения которого создаются условия для комфортного развития железобактерий, посредством создания рециркуляции потоков обрабатываемой воды, с измененными параметрами pH-Eh, ввода активаторов процесса биодеманганаии, наложения постоянного магнитного поля определенной напряженности, позволяющему значительно интенсифицировать ферментативную активность железобактерий. Механизм биологического обезжелезивания и деманганаии воды предстален в табл.1.

Таблица 1

Gallionella , Metallogenium микроаэрофильные хемолитотрофы	Способна расти на минеральной среде без органических веществ и в процессах окисления закисного железа получать энергию. Для синтеза 1 г клеток этому микроорганизму необходимо выделить 500 г гидроокиси железа. $2\text{FeCO}_3 + 3\text{H}_2\text{O} + 1/2\text{O}_2 = 2\text{Fe}(\text{OH})_3 + 2\text{CO}_2 + 29 \text{ кал}$
Leptothrix хемоорганотрофы pH=6-7 Eh=-100.. 200 В	Окисление железа связано с наличием перекиси водорода, выделяющейся в метаболических процессах при окислении органических веществ. Отложение окислов железа на поверхности клеточных структур в чехлах происходит в результате взаимодействия перекиси водорода с ионами Fe^{2+} . $2\text{Fe}^{2+} + \text{H}_2\text{O}_2 + 2\text{H}^+ \rightarrow 2\text{Fe}^{3+} + 2\text{H}_2\text{O}$.
Arthrobacter органотрофы pH=6-8 Eh=200...300В	Окисление железа в результате разложения его органоминеральных комплексов, например соединений с гумусовыми веществами

Реализацию вышеизложенных теоретических предпосылок автором предложено осуществлять в биореакторах с носителями прикрепленных микроорганизмов (рис. 1), представляющих собой сооружения объемного типа с размещенными в них загрузками из синтетических материалов - капроновых текстурированных жгутовых нитей (КТЖН), системами подачи воды, воздуха и отвода осадка, оборудованными сифонными гидроавтоматическими системами промывки загрузок. Биохимическая сущность такой технологии состоит в пространственной сукцессии микроорганизмов и разделении трофической цепи гидробионтов в процессе очистки подземной воды.

Для достижения более высокого эффекта биологической предварительной очистки воды необходимо не только повышать концентрацию закрепленной микрофлоры, но и использовать активаторы процессов биохимического окисления.

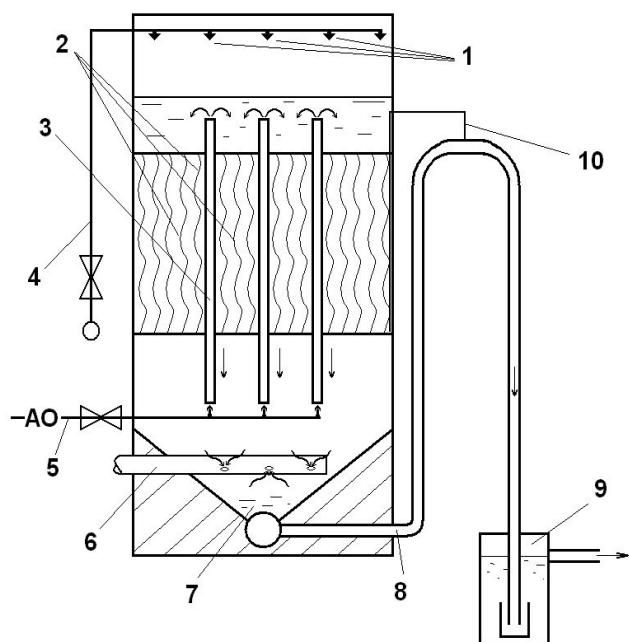


Рис. 1 - Схема биореактора для обезжелезивания подземных вод, с концентрацией железа до 8-10 мг/л:

1- аэрационные насадки; 2 – модуль биопоглопителя; 3 – гидроструйные эрлифты, для рециркуляции воды; 4 – трубопровод подачи исходной воды; 5 – трубопровод подачи сжатого воздуха; 6 - трубопровод отвода предварительно очищенной воды к осветлительному фильтру; 7- осадочная часть; 8 – промывной сифон; 9 – гидрозатвор; 10 – трубка срыва вакуума

Одним из таких активаторов является постоянное магнитное поле (ПМП), действующее на ферментативную систему клетки.

На рис. 2 представлены результаты исследований процесса обезжелезивания на установке «биофильтр-фильтр».

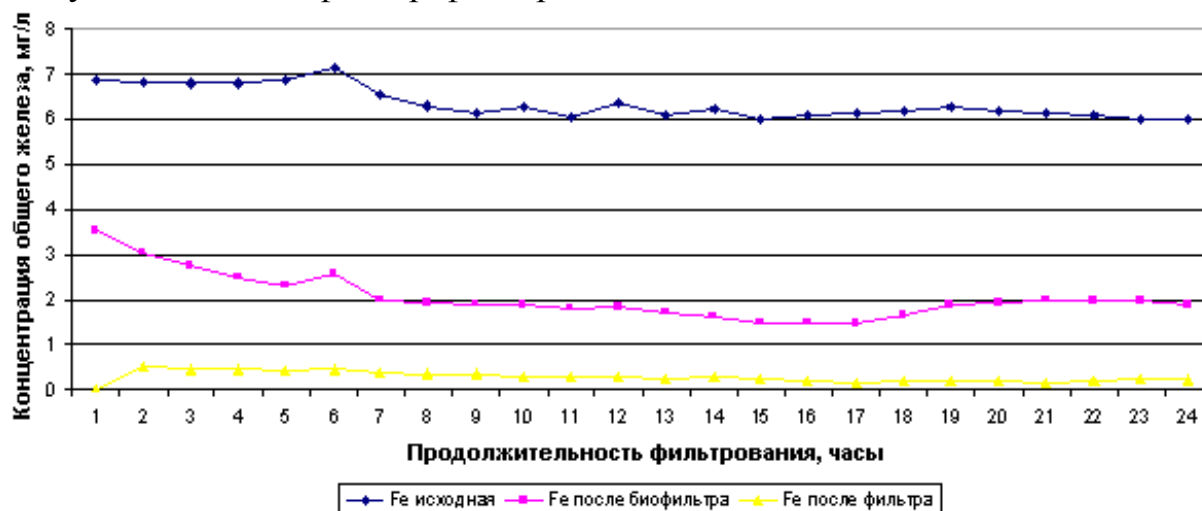


Рис. 2 - Снижение содержания общего железа на установке «Биофильтр-фильтр» в течение фильтроцикла при концентрации железа в исходной воде до 8 мг/л

Магнитное поле оказывает влияние и на проницаемость клеточной мембраны. Регулировка выхода и входа веществ из клеток через мембраны основана на электрическом принципе. Воздействие внешнего магнитного поля на клетку способно изменять условия прохождения вещества через мембрану и проницаемость клеточных мембран. Это приводит к изменению условий жизни клеток, а значит, и всей биологической системы. Одним из важных регуляторных механизмов в живых системах является активность ионов. Она определяется прежде всего их гидратацией и связью с макромолекулами. При воздей-

вии магнитных полей различающиеся по своим магнитным и электрическим свойствам компоненты системы (ион—вода, белок—ион, белок-ион—вода) будут совершать колебательные движения, параметры которых могут не совпадать. Последствием будет освобождение части ионов из связи с макромолекулами и уменьшение их гидратации, а следовательно, возрастание ионной активности.

Выводы

Изучены механизмы биохимического обезжелезивания и деманганации подземных вод, в том числе высоко цветных, содержащих трудноокисляемые органические вещества. Определены оптимальные значения pH-ЕН среды а так же ПМП развития желеоокисляющих микроорганизмов. Предложены конструкции новых комбинированных установок для биофизико-химической очистки воды с биореакторами на первой ступени. Установлены технологические параметры работы основных блоков таких установок для очистки воды с различными физико-химическими показателями.

БІОТЕХНОЛОГІЯ ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД ПІДПРИЄМСТВ ХАРЧОВОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ

В.А.Ковальчук, О.В.Ковальчук, Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне

В.І.Самелюк, ТОВ фірма „Лантан”, м. Рівне

Харчова промисловість є однією із провідних галузей промисловості України, що динамічно розвивається. В Україні промислове виробництво харчових продуктів здійснюють понад 22 тис. підприємств, на яких зайнято більше мільйона працюючих. За різними оцінками, продукція харчової промисловості нині складає 15-21% від усієї промислової продукції, що виробляють в Україні. Суттєві внутрішні і зовнішні інвестиції в українські підприємства харчової промисловості, а також впровадження міжнародного досвіду, стали причиною позитивних змін у галузі, призвели до значного покращання якості продукції.

До складу харчової входять м'ясна, молочна та рибна промисловість, а також харчосмакова промисловість, що об'єднує групу спеціалізованих підгалузей з виробництва продовольчих товарів переважно із сировини рослинного походження (цукрова, олійно-жирова, хлібопекарська, виноробна, спиртова, лікеро-горілчана, пивобезалкогольна, кондитерська, макаронна, плодоовочева, дріжджова, крохмале-патокова, соляна, парфумерно-косметична, тютюнова, чайна, харчоконцентратна підгалузі та деякі інші виробництва). Самостійну групу галузей становить борошномельно-круп'яна та комбікормова промисловість.

Як слідує із загальнодоступної літератури та із результатів власних досліджень, стічні води харчової промисловості характеризуються високими концентраціями органічних забруднень і, зазвичай, не містять токсичних домішок. Органічні забруднення стічних вод включають компоненти перероблюваної сировини рослинного і тваринного походження, що, як й усі речовини біологічної природи, можуть бути окислені. У зв'язку із цим біотехнологія очистки

стічних вод харчової промисловості природнім шляхом включена у загальний біологічний кругообіг біосфери.

Як відомо, найпростішим критерієм біоокислюваності органічних домішок стічних вод служить експериментальне визначення БПК. Якщо ця величина визначається (тобто споживання кисню відбулося), то домішки відносять до біологічно окислюваних. Ступінь біоокислюваності органічних домішок чисельно оцінюють відношенням $\text{БПК}_{\text{повн}}/\text{ХПК}$, тобто відношенням кількості органічних домішок, які окислюються біологічним шляхом, до усієї маси органічних домішок, що містяться в стічних водах. Якщо відношення $\text{БПК}_{\text{повн}}/\text{ХПК} > 0,5$, то для знешкодження органічних забруднень доцільно застосовувати аеробні біологічні методи.

Стічні води переважної більшості підприємств харчової промисловості (крім парфумерно-косметичного виробництва, соляної промисловості тощо) можуть бути очищені біологічними методами.

Успішне здійснення процесу біологічної очистки стічних вод підприємств харчової промисловості можливе лише у випадку забезпечення двох умов. Перша умова стосується необхідності врахування режиму надходження стічних вод, вмісту у них біогенних елементів, завислих речовин, жирів тощо, коливань рН. Друга умова полягає в необхідності застосування двоступінчастих схем біологічної очистки з огляду на високі концентрації забруднюючих речовин і різні швидкості окислення окремих їх компонентів.

Режими водовідведення на підприємствах харчової промисловості характеризуються значною нерівномірністю, яка зумовлюється, головним чином, наявністю перероблюваної сировини. Концентрації забруднень стічних вод можуть суттєво змінюватися при переході підприємства на переробку іншого виду сировини. Ці обставини вимагають влаштування усереднювачів, об'єми яких є співставними із об'ємами аеротенків і підкреслюють доцільність застосування для очистки стічних вод підприємств харчової промисловості аеротенків-змішувачів, які виконують функцію усереднювачів.

Показник рН стічних вод харчової промисловості у значній мірі визначається видом перероблюваної сировини і застосуванням лужних засобів для миття обладнання. Для деяких підприємств він може коливатися у значних межах, виходячи за межі значень, рекомендованих для біологічної очистки (6,5-8,5), що вимагає попереднього корегування величини рН за допомогою хімічної нейтралізації. У більшості випадків корегуванню підлягає також вміст у стічних водах біогенних елементів, який найчастіше виявляється недостатнім для нормального здійснення процесу біологічної очистки в аеротенках.

Зазвичай, середня ефективність освітлення стічних вод у первинних відстійниках становить близько 50%, а із застосуванням преаерації та біокоагуляції може збільшуватися до 75%. Таким чином, для забезпечення подачі в аеротенки стічних вод із концентрацією завислих речовин не вище 150 мг/л, концентрація завислих речовин в очищуваних стічних водах не повинна перевищувати 300-600 мг/л. Для більшості підприємств харчової промисловості фактичні концентрації завислих речовин стічних вод значно перевищують вказані межі, що підкреслює доцільність застосування для їх попередньої очистки напірної флотації.

Важливість застосування флотації особливо зростає у випадку наявності у стічних водах жирів, які негативно впливають на хід біохімічних процесів і у великих кількостях містяться у стічних водах м'ясопереробної та рибопереробної промисловості. Попередня флотаційна очистка дозволяє суттєво зменшити вміст грубодисперсних, емульсованих і частини колоїдних домішок, збільшити у стічних водах відношення БПК_{повн}/ХПК (табл. 1) і тим самим покращити наступну біологічну очистку стічних вод.

У випадку необхідності скиду очищених стічних вод у природні водойми їх доочистка може здійснюватися фільтруванням через пінополістирольне завантаження, яке має велику брудоемність і легко промивається. На другому ступені біологічної очистки можна застосовувати мембранні біореактори, які забезпечують досягнення показників якості очищених стічних вод, достатніх для їх скиду у природні водойми.

Таблиця 1 - Ефективність флотаційної очистки стічних вод м'ясокомбінатів

Показники забруднень стічних вод	Концентрації забруднень стічних вод, мг/л, неочищених/очищених		
	Чернігівський м'ясокомбінат „Ритм”	Птахофабрика „Оріль-Лідер”	Морозівська птахофабрика
Завислі речовини	1793/326	884/205	6235/270
ХПК	3430/1463	2471/812	6687/1606
БПК _{повн}	1788/1040	1513/772	4682/1208
Жири	483/67	175/40,6	1341/94,4
БПК _{повн} / ХПК	0,52/0,71	0,61/0,95	0,70/0,75

Для очистки стічних вод підприємств харчової промисловості може бути рекомендована біотехнологія, яка передбачає попереднє вилучення із стічних вод крупних забруднень на решітках, піску – у піскоуловлювачах, корегування рН і вмісту біогенних елементів, флотаційне вилучення основної маси завислих речовин (за наявності – також і жирів), двоступінчасту біологічну очистку, доочистку на фільтрах із плаваючим завантаженням. При скиданні очищених стічних вод у міську каналізацію здійснюється лише попередня та неповна біологічна очистка.

Розглядувана біотехнологія очистки стічних вод успішно впроваджена на діючих очисних спорудах більш ніж тридцяти підприємств харчової промисловості.

Висновки:

1. Стічні води підприємств харчової промисловості є висококонцентрованими за вмістом органічних домішок, завислих речовин, можуть мати несприятливі для біологічної очистки вміст біогенних елементів і значення рН.
2. Аналіз ступеню біоокислюваності органічних домішок за відношенням БПК_{повн}/ХПК показав, що стічні води переважної більшості підприємств харчової промисловості можуть бути очищені біологічними методами.
3. Запропонована біотехнологія очистки стічних вод, яку успішно застосовують на більш ніж тридцяти підприємствах харчової промисловості.

ГИДРОДИНАМИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ РАБОТЫ АЭРОТЕНКА С ЗАТОПЛЕННОЙ ЭРЛИФТНОЙ СИСТЕМОЙ АЭРАЦИИ

В.И.Нездойминов, В.С.Рожков, Донбасская национальная академия строительства и архитектуры, г. Макеевка

Любая система аэрации в аэротенках с активным илом преследует следующие цели: равномерное распределение хлопьев активного ила во всем объеме аэротенка за счет интенсивного перемешивания; доставка к хлопьям активного растворенного кислорода и субстрата, а также отдувка продуктов метаболизма; обеспечение минимально допустимых придонных скоростей, исключающих залегание ила по дну сооружения.

На сегодняшний день наибольшее распространение получили пневматические и механические системы аэрации. Основное их преимущество над остальными заключается в относительно высоких значениях окислительной мощности. К недостаткам этих систем следует отнести невозможность их использования в сооружениях с большой глубиной. Расширить область применения аэраторов среднего давления для аэротенков с глубиной слоя жидкости более 5 м возможно за счет установки затопленной эрлифтной системы, являющейся разновидностью эрлифтного аэратора с водосливным порогом. Отличительная особенность затопленной эрлифтной системы состоит в том, что верхний срез эрлифта расположен ниже уровня воды, обеспечивающий циркуляцию потока жидкости в аэротенке: восходящий поток в самом эрлифте и нисходящий – вне его.

Целью исследований было получение расчетных зависимостей, связывающих подачу воздуха в затопленный эрлифт с гидродинамическими параметрами потока в сооружении.

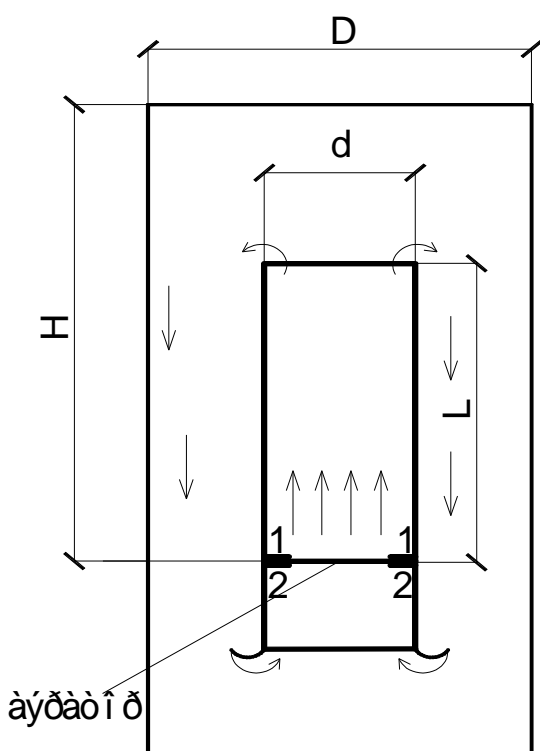


Рис. 1

Нами предлагается для описания процессов в сооружении с затопленным эрлифтом использовать усредненные во времени и пространстве параметры, такие как средняя скорость двухфазового потока, газосодержание, соотношение объемов, заполненных жидкостью и воздухом и ряд других.

Для математического описания гидравлических процессов в аэротенке с затопленным эрлифтом, используется интеграл Бернулли. Применимость данного уравнения допустима, если движение жидкости является установившимся и плавноизменяющимся.

Правомерность описания процессов в данном сооружении с помощью уравнения Бернулли подтверждается тем, что кинетическая энергия, которой обладает объем жидкости между сечениями 1-1 и 2-2 (рис. 1) неизменна во времени при постоянной пода-

че воздуха, линии тока направлены осесимметрично, обеспечивая равномерное поле скоростей.

При получении расчетных зависимостей приняты следующие допущения:

- при глубине жидкости в аэротенке порядка 5 м не учитывается изменение объема пузырька воздуха по мере его всплытия;
- при определении потерь напора в системе, учтены только наиболее значимые из величин.

Исходя из приведенных выше положений, получена зависимость:

$$\frac{P_1 - P_2}{\gamma} + \frac{V_1^2}{2 \cdot g} = \frac{V_2^2}{2 \cdot g} + \zeta \frac{V_1^2}{2 \cdot g} + \xi_{\text{в}} \frac{V_2^2}{2 \cdot g} \quad (1)$$

где γ – удельный вес жидкости, Н/м³;

V_1, V_2 – скорости жидкости в сечениях 1-1 и 2-2, м/с;

ζ – коэффициент сопротивления на выход из эрлифта и разворот жидкости в сооружении;

$\xi_{\text{в}}$ – коэффициент сопротивления на вход в эрлифт;

$\frac{P_1 - P_2}{\gamma}$ – подъемный напор эрлифта, м. вод. ст.

$$V_1 = \frac{Q_{\text{в}} + Q_{\text{г}}}{\omega_{\text{к}}} \quad (2) \quad V_2 = \frac{Q_{\text{в}}}{\omega_{\text{к}}} \quad (3)$$

где $Q_{\text{в}}$ – подача эрлифта, м³/с; $Q_{\text{г}}$ – расход газа (воздуха) через затопленный эрлифт, м³/с; $\omega_{\text{к}}$ – площадь поперечного сечения эрлифта, м².

Подъемный напор эрлифта определяется:

$$\frac{P_1 - P_2}{\gamma} = H - \frac{(\gamma_{\text{см1}} \cdot L + \gamma_{\text{см2}} \cdot (H - L))}{\gamma}, \quad (4)$$

где L – высота эрлифта, м; H – глубина погружения аэрационной системы в эрлифте, м; $\gamma_{\text{см1}}$ – удельный вес водо-воздушной смеси внутри эрлифта, Н/м³; $\gamma_{\text{см2}}$ – удельный вес водо-воздушной смеси над эрлифтом, Н/м³;

В (4) объем жидкости разделен на 2 части. Непосредственно в эрлифте, где удельный вес смеси $\gamma_{\text{см1}}$ и над ним, где плотность смеси отличается от плотности в эрлифте. Это связано с тем, что при выходе из затопленного эрлифта происходит раскрытие струи смеси, в результате чего происходит подмешивание дополнительных объемов жидкости. Это приводит к увеличению плотности смеси в целом.

$$\gamma_{\text{см1}} = \frac{\frac{Q_{\text{в}}}{V_{\text{в}}} \cdot \gamma + \frac{Q_{\text{г}}}{V_{\text{г}}} \cdot \gamma_{\text{г}}}{\omega_{\text{к}}} \quad (5)$$

где $V_{\text{в}}$ – скорость жидкой фазы в водо-воздушной смеси относительно стенок эрлифта, м/с; $V_{\text{г}}$ – скорость газа в водо-воздушной смеси относительно стенок, м/с; $\gamma_{\text{г}}$ – удельный вес газа, Н/м³;

В (5), первый слагаемый числителя $\frac{Q_{\text{в}}}{V_{\text{в}}}$ представляет собой площадь, занимаемую водным потоком в эрлифте, а во втором слагаемом, соответственно, $\frac{Q_{\text{г}}}{V_{\text{г}}}$ – площадь, занимаемая воздухом. Очевидно, что сумма этих площадей равна геометрической площади эрлифта:

$$\omega_{\text{к}} = \frac{Q_{\text{в}}}{V_{\text{в}}} + \frac{Q_{\text{г}}}{V_{\text{г}}} \quad (6)$$

В свою очередь, абсолютную скорость газа можно представить в виде:

$$V_r = V_{\text{в}} + V_0 \quad (7)$$

где V_0 - скорость (стесненного либо свободного – в зависимости от режима аэрации) всплытия пузырька, м/с.

Объем газожидкостного потока над эрлифтом увеличивается за счет увлечения дополнительного количества жидкости, и представляет собой объем усеченного конуса W_k с меньшим основанием, равным площади эрлифта, высотой $H-L$ и углом раскрытия $\beta=24^\circ$.

Следовательно, в объеме смеси, равном W_k находится такой же объем воздуха, какой находился бы в цилиндре объемом $W_{\text{ц}}$ (с площадью основания, равной поперечному сечению эрлифта и высотой $H-L$) при удельном весе смеси $\gamma_{\text{см1}}$. В объеме W_k , жидкости становится больше на величину $(W_k - W_{\text{ц}})$. Отсюда, плотность смеси над аэрационной колонной составит:

$$\gamma_{\text{см2}} = \frac{W_{\text{ц}} \cdot \gamma_{\text{см1}} + (W_k - W_{\text{ц}}) \cdot \gamma}{W_k} \quad (8), \quad W_{\text{ц}} = \frac{\pi d^2}{4} \cdot (H - L) \quad (9),$$

где d – диаметр эрлифта, м.

$$W_k = \frac{\pi(H-L)}{3} \left[\frac{(d+2(H-L) \cdot \tan \frac{\beta}{2})^2}{4} + \frac{d^2}{4} + \frac{d(d+2(H-L) \cdot \tan \frac{\beta}{2})}{4} \right] \quad (10)$$

Сведя все полученные зависимости в уравнение (1) и упрощая, получим:

$$H - \left(\frac{Q_{\text{в}}}{\omega_k V_{\text{в}}} + \frac{Q_{\text{г}}}{\gamma \omega_k V_{\text{г}}} \cdot \gamma_{\text{г}} \right) \cdot L - \left[W_{\text{ц}} \cdot \left(\frac{Q_{\text{в}}}{W_k \omega_k V_{\text{в}}} + \frac{Q_{\text{г}}}{\gamma W_k \omega_k V_{\text{г}}} \cdot \gamma_{\text{г}} \right) + \frac{(W_k - W_{\text{ц}})}{W_k} \right] \cdot (H - L) + \frac{\alpha}{2 \cdot g} \cdot \left(\frac{Q_{\text{в}} + Q_{\text{г}}}{\omega_k} \right)^2 = \frac{\alpha}{2 \cdot g} \cdot \left(\frac{Q_{\text{в}}}{\omega_k} \right)^2 + \frac{\zeta}{2 \cdot g} \cdot \left(\frac{Q_{\text{в}} + Q_{\text{г}}}{\omega_k} \right)^2 + \frac{\xi}{2 \cdot g} \cdot \left(\frac{Q_{\text{в}}}{\omega_k} \right)^2 \quad (11)$$

Уравнения (11) и (6) (с учетом уравнений (9), (10)) представляют систему, описывающую гидродинамику сооружения с затопленным аэратором.

Решение данной системы позволяет определить гидродинамические параметры потока жидкости в сооружении в зависимости от геометрических размеров аэротенка и расхода воздуха, подаваемого в затопленный эрлифт.

При расчете аэротенка с затопленной эрлифтной системой аэрации, параметры его работы принято выражать через *интенсивность аэрации* (I) м^3 воздуха/ м^2 площади эрлифта в час и коэффициент инжекции (k) – отношение расхода воды в эрлифте к расходу подаваемого воздуха. Так, для соотношения площади сооружения и площади эрлифта $\omega_{\text{с}}:\omega_{\text{э}} = 9:1$, на рис. 2 приведена графическая зависимость $k = f(I)$.



Рис. 2

Расчетная скорость воды в эрлифте в зависимости от интенсивности аэрации приведена на рис. 3.

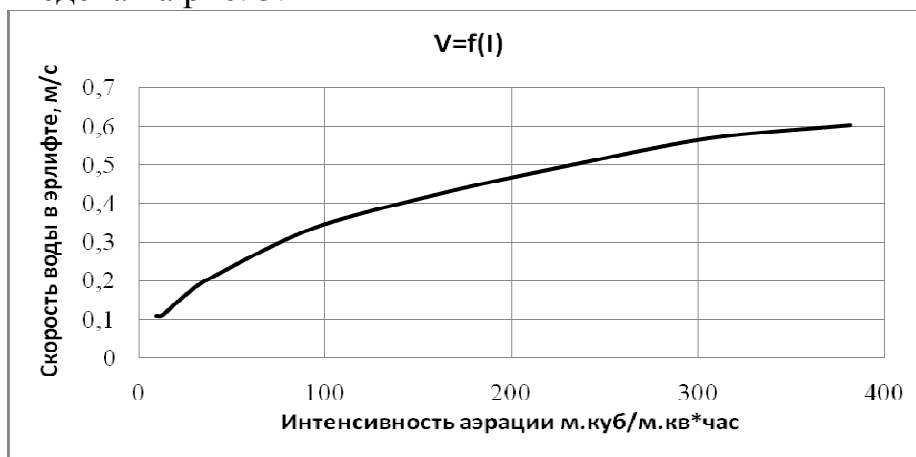


Рис. 3

Вывод

Полученные зависимости позволяют произвести гидродинамический расчет сооружения – азротенка с затопленной эрлифтной системой аэрации, в частности – определить интенсивность аэрации для обеспечения необходимых скоростей на входе в эрлифт. Кроме того, полученные зависимости позволяют подобрать размеры сооружений для проведения процессов биологической очистки с активным илом.

ИССЛЕДОВАНИЕ ВОПРОСА ПРИМЕНЕНИЯ ВИХРЕВЫХ НАПОРНЫХ АППАРАТОВ ПРИ ОЧИСТКЕ ВОДЫ ОТ МАЛОРАСТВОРИМЫХ СОЛЕЙ

С.Е.Никулин, Харьковская национальная академия городского хозяйства

А.В.Прокопенко, УкрГНТЦ “ЭНЕРГОСТАЛЬ”, г. Харьков

Проблема зарастания плотными солевыми (карбонатными) отложениями форсунок охлаждающих систем характерна практически для всех бессточных оборотных циклов водоснабжения горячих цехов в черной металлургии, машиностроении и других отраслей промышленности.

Разработка рациональных методов очистки сточных вод от малорастворимых солей жесткости особенно актуальна для Украины, ввиду ограниченного количества природных вод с низким содержанием магниевых и кальциевых солей жесткости.

Анализируя различные варианты процесса накипеобразования, можно представить процесс выделения из воды карбоната кальция состоящим из следующих стадий:

1. Начальное кристаллообразование - переход ассоциатов $[Ca^{2+} \cdot CO_3^{2-}]$ в молекулы $CaCO_3$;
2. Образование центров кристаллизации - зародышей кристаллов;
3. Рост кристаллов.

Считается, что состав “первичной” накипи полностью зависит от температуры пограничного слоя в теплообменниках, а состав “вторичной накипи” - от температуры в объеме воды. Первичное накипеобразование считается характерным для теплообмена с кипением воды, например, в дистилляционных опреснительных установках. Для оборотных систем водоснабжения характерным считается вторичное накипеобразование – образование зародышей и частично рост кристаллов протекают в объеме раствора. Микрокристаллы карбоната кальция находятся во взвешенном состоянии и осаждаются на поверхности теплообменников за счет сил адгезии, гравитационных сил и т.д.

Оценивая известные теоретические зависимости об условиях образования и кинетики прикрепления кристаллов малорастворимых солей можно сделать следующие выводы:

- наличие твердой фазы (сформированных кристаллов, взвешенных частиц) ускоряет переход в молекулы карбоната кальция. Это характерно для всех процессов кристаллизации из пересыщенных растворов;

- стимулирование процесса диффузии (массообмена) ускоряет рост кристаллов.

- отсутствуют теоретические зависимости, в которых бы в полной мере учитывалось влияние скорости перемешивания при наличии твердой фазы на кинетику выделения карбоната кальция и интенсивность процесса образования солевых отложений.

Одним из известных методов решения проблемы предотвращения образования отложений в охлаждающих системах в промышленности является смешение сточных вод различного химического состава с последующим отстаиванием усредненных вод. Например, сточных вод газоочисток конвертерного производства с преимущественно бикарбонатной щелочностью и подбункерных помещений доменного производства - с гидратной щелочностью.

Однако стандартные конструкции отстойников не предусматривают зону для эффективного смешения вод различного химического состава. Как показала промышленная эксплуатация, процесс смешения в радиальных отстойниках ш30 м с камерой флокуляции имел нестационарный характер, что приводило к выносу “свежих” кристаллов карбоната кальция, обладающих большой адгезионной способностью, из отстойников. В результате по всему напорному тракту подачи осветленной воды и в трубе Вентури газоочистки конвертеров наблюдались интенсивные отложения - до 50 мм сутки.

Известны лабораторные исследования по определению влияния интенсивного перемешивания в горизонтальной плоскости смеси вод, моделирующих физико-химический состав сточных вод указанных выше производств.

Установлены оптимальные диапазоны максимальных линейных скоростей и продолжительности безнапорного горизонтального перемешивания для достижения максимального эффекта ингибирования карбоната кальция: без взвешенных веществ - $V_{\text{л}} \geq 5,6$ м/с и $t_{\text{п}} = 1,5-2,5$ мин.; при концентрациях взвешенных веществ 50-100 мг/л - $V_{\text{л}} = 1,9-3,8$ м/с и $t_{\text{п}} = 1,5-2,5$ мин; при концентрациях взвешенных веществ 5000 мг/л - $V_{\text{л}} = 1,9$ м/с и $t_{\text{п}} = 1,5$ мин.

Известны теоретические и экспериментальные исследования прямооточных напорных горизонтальных вихревых аппаратов, предназначенных для очистки сточных вод от тяжелых примесей. На рис. 1 приведены план и разрез А-А усовершенствованного горизонтального прямооточного цилиндрического гидроциклонного аппарата.

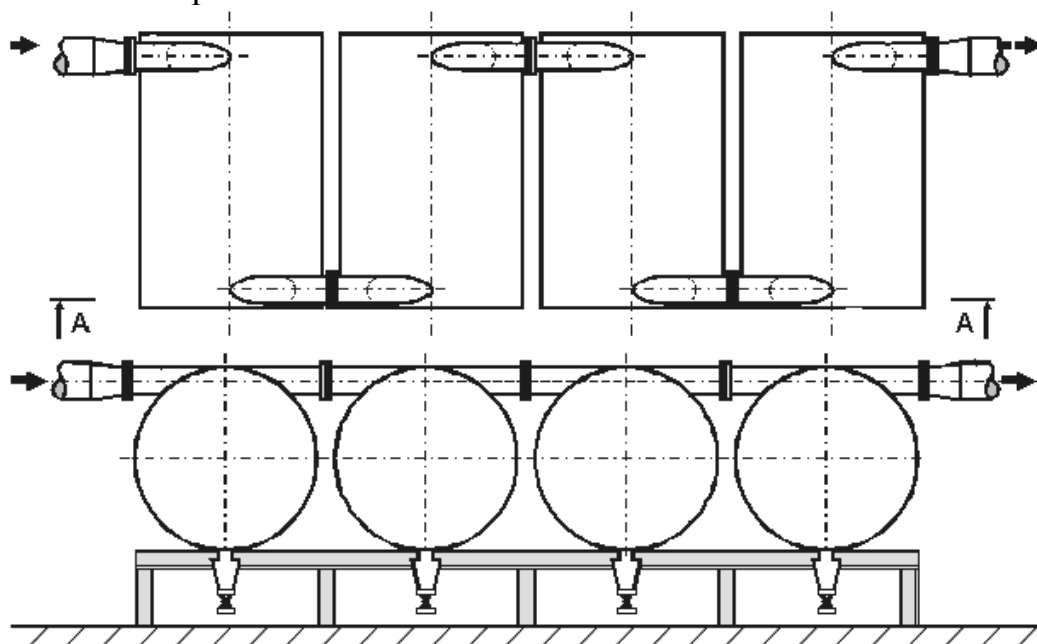


Рис. 1 - План и разрез А-А усовершенствованного горизонтального прямооточного цилиндрического гидроциклонного аппарата.

Анализ технологических параметров при испытании этих аппаратов в промышленных условиях позволяет сделать вывод о возможности реализации в них скоростного режима, обеспечивающего оптимальные условия массообмена для обеспечения эффективного смешения сточных вод различного химического состава. Очевидно, что конструкция аппаратов требует адаптации для целей максимального снижения адгезионной способности образующихся кристаллов карбоната кальция до момента их выхода из аппарата.

К РАСЧЕТУ УСТАНОВИВШЕЙСЯ НАПОРНОЙ ФИЛЬТРАЦИИ К ДРЕНАЖАМ В НЕСВЯЗНЫХ ГРУНТАХ

В.Л.Поляков, *Институт гидромеханики НАН Украины, г. Киев*

В.В.Желизко, *Киевский национальный университет строительства и архитектуры*

В обычных условиях при малой интенсивности фильтрационных процессов порождаемая ими гидродинамическая сила не способна привести частицы несвязных грунтов в движение. Устройство в таких грунтах дренажей, как правило, существенно изменяет водно-физическую картину.

С одной стороны, дренажи вносят серьезное возмущение в природный фильтрационный режим, дают возможность эффективно его регулировать. С другой стороны, они часто инициируют фильтрационные деформации. Резко

возрастающие вблизи дрен скорость фильтрации и, как следствие, фильтрационная сила часто обуславливает мобилизацию структурных и неструктурных частиц грунтов. Мелкие, суффозионные частицы транспортируются жидкостью к границе области движения (внешняя суффозия) или вглубь грунта (внутренняя суффозия). Крупные частицы, образующие скелет, совершают ограниченное вращательное движение, ориентируясь при этом вдоль течения. Тем самым уменьшается сопротивление, оказываемое жидкой фазе со стороны твердой, и растет проницаемость грунта.

Второй тип деформаций в отличие от первого (механической суффозии) начал углубленно изучаться экспериментальными методами сравнительно недавно в НУВГП (г. Ровно). В результате было установлено, что коэффициент фильтрации k тесно связан с градиентом напора I . Опираясь на опытные данные для зависимости $k(I)$, была предложена кусочно-линейная аппроксимация

$$k = \begin{cases} k_u, & \text{при } I \leq I_k; \\ a + bI, & \text{при } I_k < I < I_u; \\ k_0, & \text{при } I \geq I_u. \end{cases} \quad (1)$$

В дальнейшем был сформулирован и строго решен целый ряд задач установившейся фильтрации (плоской, осесимметричной, радиальной) на фоне различных дренажей. Ниже будет рассмотрена в качестве типичного примера задача напорной фильтрации к дрене. Ее точное решение послужило базой для определения специального фильтрационного сопротивления, характеризующего эффект деформаций второго типа. Указанный параметр с помощью известного метода фильтрационных сопротивлений позволяет просто учитывать переориентацию структурных частиц в расчетах дренажей, что будет показано дальше применительно к самоизливающимся вертикальным дренажам.

Вследствие принятия для зависимости (1) кусочно-линейной формы область движения будет состоять из 2-3 характерных зон. В зоне полной деформации ($R_u > r \geq R_d$, R_d — радиус дрены) коэффициент фильтрации максимальный, а градиент напора превышает предельный I_u ; в зоне частичной деформации коэффициент k уменьшается от k_u до k_0 по мере снижения I от I_u до I_k ; в третьей зоне грунт сохраняет исходное состояние. Реже первая зона отсутствует, так что имеет место только неполное упорядочение его структуры. При наличии всех трех отмеченных зон математическая задача осесимметричной установившейся напорной фильтрации, прежде всего, содержит систему уравнений фильтрации

$$\frac{d}{dr} \left(r \frac{dh_I}{dx} \right) = 0, \quad j = u, 0 \quad \text{при} \quad I > I_u \text{ и } I < I_k; \quad (2)$$

$$\frac{d}{dr} \left[r k_I(r) \frac{dh_I}{dx} \right] = 0, \quad I_u \geq I \geq I_k. \quad (3)$$

На внутренних границах (между первой и второй, второй и третьей зонами) задаются условия сопряжения напоров и расходов

$$r = R_u, \quad h_u = h_I; \quad \frac{dh_u}{dr} = \frac{dh_I}{dr}; \quad (4)$$

$$r = R_k, \quad h_I = h_0; \quad \frac{dh_I}{dr} = \frac{dh_0}{dr}. \quad (5)$$

Для определения заранее неизвестного положения этих границ используются дополнительные условия

$$r = R_u, \quad \frac{dh_u}{dr} = I_u; \quad r = R_k, \quad \frac{dh_0}{dr} = I_k; \quad (6)$$

На внешних границах области движения (поверхность дрены, контур питания радиусом R) принимались различные комбинации условий первого и второго родов. Но поскольку выбор таких условий не влиял на вид выражения для искомого параметра - фильтрационного сопротивления Φ_f , характеризующего эффект деформаций при работе трубчатого дренажа, то имеет смысл ограничиться парой условий

$$r = R_d, \quad 2\pi R_d k_u \frac{dh_u}{dr} = q; \quad r = R, \quad h_0 = H_R; \quad (7)$$

Рассмотрены и другие варианты условий. Промежуточные выкладки опускаются. В итоге после громоздких преобразований получены в первую очередь выражения для распределения относительного напора в области фильтрации, представленные в безразмерной форме,

$$\begin{aligned} \tilde{h}_u = & -\frac{1}{k_u} \ln(\bar{k}_u \bar{I}_u \bar{r}) + \ln(\bar{I}_k \bar{R}) - \frac{\bar{a}}{2\bar{b}} \left(\frac{1}{\bar{I}_k} - \frac{1}{\bar{k}_u \bar{I}_u} \right) + \frac{1}{2\bar{b}} \left(\sqrt{\frac{\bar{a}^2}{\bar{I}_k^2} + \frac{4\bar{b}}{\bar{I}_k}} - \right. \\ & \left. - \sqrt{\frac{\bar{a}^2}{\bar{k}_u^2 \bar{I}_u^2} + \frac{4\bar{b}}{\bar{k}_u \bar{I}_u}} \right) + \frac{2}{\bar{a}} \ln \frac{\bar{a} + \sqrt{\bar{a}^2 + 4\bar{b} \bar{k}_u \bar{I}_u}}{\bar{a} + \sqrt{\bar{a}^2 + 4\bar{b} \bar{I}_k}} + \frac{1}{\bar{a}} \ln \frac{\bar{I}_k}{\bar{k}_u \bar{I}_u}, \end{aligned} \quad (8)$$

$$\begin{aligned} \tilde{h}_l = & -\frac{\bar{a}}{2\bar{b}} \left(\bar{r} - \frac{1}{\bar{I}_k} \right) + \frac{1}{2\bar{b}} \left(\sqrt{\bar{a}^2 \bar{r}^2 + 4\bar{b} \bar{r}} - \sqrt{\frac{\bar{a}^2}{\bar{I}_k^2} + \frac{4\bar{b}}{\bar{I}_k}} \right) + \\ & + \frac{2}{\bar{a}} \ln \frac{\bar{a} \sqrt{\bar{r}} + \sqrt{\bar{a}^2 \bar{r} + 4\bar{b}}}{\bar{a} + \sqrt{\bar{a}^2 + 4\bar{b} \bar{I}_k}} + \frac{1}{\bar{a}} \ln \bar{I}_k - \ln(\bar{I}_k \bar{R}), \end{aligned} \quad (9)$$

$$\tilde{h}_0 = -\ln \frac{\bar{r}}{\bar{a}}. \quad (10)$$

Здесь

$$\begin{aligned} \tilde{h}_j = & 2\pi k_0 \frac{H_R - h_j}{q}, \quad \bar{k}_u = \frac{k_u}{k_0}, \quad \bar{I}_{u,k} = \frac{I_{u,k}}{I_0}, \quad I_0 = \frac{q}{2\pi k_0 R_d}, \\ \bar{r} = & \frac{r}{R_d}, \quad \bar{R} = \frac{R}{R_d}, \quad \bar{a} = 1 - \bar{b} \bar{I}_k, \quad \bar{b} = \frac{\bar{k}_u - 1}{\bar{I}_u - \bar{I}_k}. \end{aligned}$$

Относительный коэффициент фильтрации во второй зоне будет

$$\bar{k}_l = \frac{\bar{a}}{2} + \sqrt{\left(\frac{\bar{a}}{2\bar{b}} \right)^2 + \frac{\bar{b}}{\bar{r}}}, \quad (11)$$

Мерой фильтрационных деформаций в расчетах дренажей может служить аналог обычных фильтрационных сопротивлений, который вводится на основе обобщенного представления их расхода, а именно,

$$q = 2pk_0 \frac{\Delta h}{\Phi_0 + \Phi_f}, \quad (12)$$

где Φ_0 – сопротивление недеформированной среды в благоприятных для работы условиях, которое, вообще говоря, может включать и другие компоненты, учитывающие разные виды несовершенства дрен.

С использованием (8)-(10) исходя из (12) было выведено следующее выражение для искомого Φ_f

$$\Phi_f = \frac{1}{k_u} \ln \frac{\bar{q}_m}{\bar{k}_u \bar{I}_u} - \ln \frac{\bar{q}_m}{\bar{I}_k} + Y_1(\bar{k}_u, \bar{I}_u, \bar{I}_k), \quad (13)$$

$$Y_1 = \int_{\bar{R}_u}^{\bar{R}_k} \frac{dr}{r \bar{k}_f(r)} = \frac{\bar{a}}{2\bar{b}} \left(\frac{1}{\bar{k}_u \bar{I}_u} - \frac{1}{\bar{I}_k} \right) + \frac{1}{2\bar{b}} \left(\sqrt{\left(\frac{\bar{a}}{\bar{I}_k} \right)^2 + \frac{4\bar{b}}{\bar{I}_k}} - \sqrt{\left(\frac{\bar{a}}{\bar{k}_u \bar{I}_u} \right)^2 + \frac{4\bar{b}}{\bar{k}_u \bar{I}_u}} \right) + \frac{2}{\bar{a}} \ln \frac{\bar{a} + \sqrt{\bar{a}^2 + 4\bar{b}\bar{I}_k}}{\bar{a} + \sqrt{\bar{a}^2 + 4\bar{b}\bar{k}_u \bar{I}_u}} + \frac{1}{\bar{a}} \ln \frac{\bar{k}_u \bar{I}_u}{\bar{I}_k}.$$

Формула (13) пригодна для вычислений только, если максимальный за период эксплуатации дрены расход \bar{q}_m удовлетворяет условию

$$\bar{q}_m > \bar{k}_u \bar{I}_u. \quad (14)$$

При выполнении же условия

$$\bar{k}_u \bar{I}_u > \bar{q}_m > \bar{I}_k \quad (15)$$

происходят частичные деформации. Тогда Φ_f станет

$$\Phi_f = -\ln \frac{\bar{q}_m}{\bar{I}_k} + Y_2(\bar{k}_u, \bar{I}_u, \bar{q}_m), \quad (16)$$

где $Y_2 = \frac{\bar{a}}{2\bar{b}} \left(\frac{1}{\bar{q}_m} - \frac{1}{\bar{I}_k} \right) + \frac{1}{2\bar{b}} \left(\sqrt{\left(\frac{\bar{a}}{\bar{I}_k} \right)^2 + \frac{4\bar{b}}{\bar{I}_k}} - \sqrt{\left(\frac{\bar{a}}{\bar{q}_m} \right)^2 + \frac{4\bar{b}}{\bar{q}_m}} \right) +$

$$+ \frac{2}{\bar{a}} \ln \frac{\bar{a} + \sqrt{\bar{a}^2 + 4\bar{b}\bar{I}_k}}{\bar{a} + \sqrt{\bar{a}^2 + 4\bar{b}\bar{q}_m}} + \frac{1}{\bar{a}} \ln \frac{\bar{q}_m}{\bar{I}_k}.$$

Применение приведенных выше формул для Φ_f позволяет учитывать эффект фильтрационных деформаций при научном обосновании трубчатого дренажа, опираясь на известные инженерные расчетные методы, причем без какой-либо их корректировки. Особенно эффективным подобный подход оказывается в случае неустановившегося притока к дренажу. В качестве его возможной и успешной практической реализации предлагается рассмотреть действие одиночной совершенной самоизливающейся скважины в несвязном несиффозионном грунте. Тогда для условий напорной фильтрации соответствующая математическая задача относительно безразмерного снижения напора \bar{S} может быть сформулирована следующим образом

$$\frac{1}{\bar{r}} \frac{\partial}{\partial \bar{r}} \left(\bar{r} \frac{\partial \bar{S}}{\partial \bar{r}} \right) = \frac{\partial \bar{S}}{\partial \bar{t}}, \quad (17)$$

$$\bar{r} = 1, \quad \frac{\partial \bar{S}}{\partial \bar{r}} + \frac{\bar{S}-1}{\Phi_f} = 0; \quad (18)$$

$$\bar{r} = \bar{R}_*(\bar{t}), \quad \bar{S} = 0, \quad \frac{\partial \bar{S}}{\partial \bar{r}} = 0; \quad (19)$$

$$\bar{t} = 0, \quad \bar{S} = 0; \quad \bar{R}_* = 1. \quad (20)$$

Здесь $\bar{S} = \frac{H^0 - h}{H^0 - H_d}$, H^0 , H_d – напоры при $t = 0$ и на дрене; $\bar{t} = \frac{k_0 m t}{\mu R_d^2}$,

m – мощность водоносной толщи, μ – коэффициент упругой водоотдачи. Кроме того, \bar{R}_* обозначает радиус условной зоны влияния дрены, которая со временем расширяется. Для вычисления неизвестной закономерности $\bar{R}_*(\bar{t})$, задается второе из условий (19). Приближенное решение сложной в математическом отношении задачи (17) – (20) построено в параметрическом виде. В частности, относительное снижение напора в области фильтрации предлагается рассчитывать на базе системы уравнений

$$\bar{S}(\bar{r}, \bar{R}_*) = \frac{\bar{r} - \bar{R}_* - \bar{R}_* \ln \frac{\bar{r}}{\bar{R}_*}}{(1 + \Phi_f)(1 - \bar{R}_*) + \bar{R}_* \ln \bar{R}_*}, \quad (21)$$

$$\bar{t} = \frac{\bar{R}_*^2 - 1}{6} + \frac{1}{12} \int_1^{\bar{R}_*} \frac{\xi - 1 - \Phi_f}{(1 + \Phi_f)(1 - \xi) + \xi \ln \xi} d\xi. \quad (22)$$

Наконец, относительный расход в совершенную дрину в деформированном грунте составит

$$\bar{Q} = \frac{Q}{2\pi k_0 (H^0 - H_d)} = - \frac{\partial \bar{S}}{\partial \bar{r}} \Big|_{\bar{r}=1} = \frac{\bar{R}_* - 1}{(1 + \Phi_f)(1 - \bar{R}_*) + \bar{R}_* \ln \bar{R}_*} \quad (23)$$

Строгое решение задачи (17) – (19) для $\Phi_f = 0$ представлено ранее и на его базе для \bar{Q} при $\bar{t} \geq 10$ рекомендуется формула

$$\bar{Q} = 2 \left(\int_{1/(4\bar{t})}^{\infty} \frac{e^{-x}}{x} \right)^{-1} \quad (24)$$

С целью иллюстрации методики определения сопротивления Φ_f и оценки значимости деформаций второго типа при эксплуатации вертикального дренажа проведен на многочисленных примерах количественный анализ. Прежде всего, для облегчения практического применения указанной методики построены графики зависимости абсолютной величины $|\Phi_f|$ от глубины деформаций, характеризуемой относительным предельным коэффициентом \bar{k}_u .

С увеличением \bar{k}_u и \bar{q}_m фактическое сопротивление может снизиться до -1 и более, что косвенно свидетельствует о важности деформационного эффекта для функционирования любых водорегулирующих устройств в несвязных грунтах. Непосредственно же его значимость оценивалась на примере самоизливающейся скважины в неограниченном в плане напорном пласте. Предварительно выяснялась правомочность использования полученного выше приближенного решения. Для этого сравнивались кривые изменения относительно-

го расхода дрены, рассчитанные по приближенной (23) и строгой (24) формулам. Первая обеспечивает приемлемую для практики точность и вполне может быть задействована, по крайней мере, для оценочных расчетов. В примерах для Φ_f принимались типичные значения 0 (контроль), - 0.5, -1. В первую очередь определялось относительное понижение напора вдоль зоны влияния скважины при фиксированном времени ($\bar{t} = 10^4$).

Относительный радиус данной зоны вычислялся по формуле (22) и оказалось, что он практически не зависит от Φ_f , составив примерно 245. Воздействие деформаций на фильтрационную картину выразилось в более быстром понижении кривых $\bar{S}(\bar{r})$ по мере удаления от дрены, но в целом оно было незначительным. Вместе с тем, изучаемое локальное упорядочение структуры грунта существенно отразилось на дренажном расходе.

Относительное приращение дренажного расхода G со временем имеет вид

$$G = \frac{Q - Q_0}{Q_0},$$

где Q_0 — контрольное (при $\Phi_f = 0$) значение расхода.

При выбранных значениях Φ_f и длительности расчетного периода G изменялся в пределах нескольких десятых, достигая максимального 0.6.

Таким образом переориентация частиц скелета в состоянии серьезно повлиять на действие вертикальных скважин.

АВТОМАТИЗАЦІЯ ПРОЦЕСУ РЕГУЛЮВАННЯ рН та Eh ПРИ ОЧИСТЦІ СТИЧНИХ ВОД ВІД ВАЖКИХ МЕТАЛІВ

*Л.В.Филипчук, Національний університет водного господарства та природо-
користування, м. Рівне*

Регулювання величин активної реакції (рН) та окисно-відновного потенціалу (Eh) водного середовища відіграє важливу роль при очистці стічних вод від різних забруднюючих домішок, в тому числі важких металів. Величини рН та Eh змінюються внаслідок дозування хімічних реагентів або в результаті змішування різних категорій стоків. Зокрема, якщо при змішуванні сильних кислот та основ зміна рН середовища має логарифмічну залежність від концентрації іонів водню, то при очищенні стічних вод зміна цього параметру має більш складний характер. Оскільки осадження важких металів протікає в перехідній області рН, то контроль за зміною та досягненням потрібного значення рН при очистці води буде значно ускладненим. Особливо утрудненим є процес регулювання рН при зміні цієї величини від граничних областей до перехідної області. Подібні ускладнення спостерігаються також при зміні Eh середовища.

Аналіз даної проблеми показав, що особливо ускладнюється процес регулювання рН та Eh при значних коливаннях показників якості вхідної стічної води, зокрема концентрації важких металів, значень рН та Eh, її буферності, що є характерним для більшості стічних вод. Для забезпечення дозування

потрібної кількості реагенту і відповідно для ефективного проходження процесу регулювання рН та Eh використовується автоматизоване управління технологічними процесами. Дана система надає можливість точного досягнення потрібного значення цих параметрів, визначає повноту осадження важких металів і подальше якісне їх вилучення з водного середовища шляхом осадження і фільтрування.

В сучасних умовах використовуються системи автоматизованого регулювання, що враховують коливання вхідних величин рН та Eh. Однак при різких змінах цих параметрів такі системи не спроможні ефективно забезпечити досягання необхідних для очищення води значень.

Метою даної роботи є створення автоматизованої системи регулювання величин рН та Eh для забезпечення ефективного очищення стічних вод від важких металів.

Для забезпечення необхідної точності у регулюванні рекомендується система автоматичного дозування реагенту із застосуванням засобів, які підтримують пропорційно-інтегрально-диференціальний (ПІД) закон регулювання із використанням принципу динамічних коефіцієнтів. На відміну від звичайного ПІД-регулятора, коефіцієнти пропорційної, інтегральної та диференціальної складової змінюються автоматично в процесі регулювання залежно від поточного за заданого значень рН. Це дозволяє більш плавно та швидко регулювати рН, суттєво зменшити перерегулювання і за рахунок цього оптимізувати витрату реагенту в залежності від вихідних показників стічної води.

Було проведено комп'ютерне моделювання системи автоматизованого регулювання з динамічними коефіцієнтами. Дана система має досить високу ефективність щодо стабільності та якості регулювання подачі реагенту при різких змінах значень параметрів на вході та нелінійності перехідної характеристики.

Для зняття характеристик регулювання рН та Eh було проведені експериментальні дослідження у виробничих умовах на ТзОВ «Мелітопольський завод підшипників ковзання», в технологічній схемі якого використовується гідравлічний змішувач-реактор перегородчастого типу. В ході експерименту знімалися розгінні характеристики змішувача-реактора, як об'єкта регулювання. Експерименти проводилися при знятті показань в чотирьох точках та при додаванні різної кількості реагенту. З графіків можна зробити висновок про те, що ефективність змішування залежить від геометричних розмірів складових змішувача-реактора та від дозування необхідної кількості реагенту заданої концентрації.

Однак встановлення потрібних значень рН та Eh у цих випадках при існуючих схемах автоматичного регулювання є вельми проблематичним через відсутність врахування при проектуванні системи керування особливостей характеристик вхідної стічної води.

Складність фізико-хімічних процесів, що відбуваються в змішувачах-реакторах при застосуванні систем автоматичного регулювання, вимагає їх детального аналізу та комп'ютерного моделювання. Розглянемо гідравлічний змішувач-реактор трубчастого типу, в якому рухається кисла стічна вода (рис. 1). Для нейтралізації води по центру змішувача-реактора за допомогою тонкої трубки в напрямку руху потоку води подається лужний рідкий реагент. При

потраплянні реагенту в змішувачі відбувається його перемішування із забрудненою водою, ефективність якого визначається коефіцієнтом віртуальної дифузії D_L .

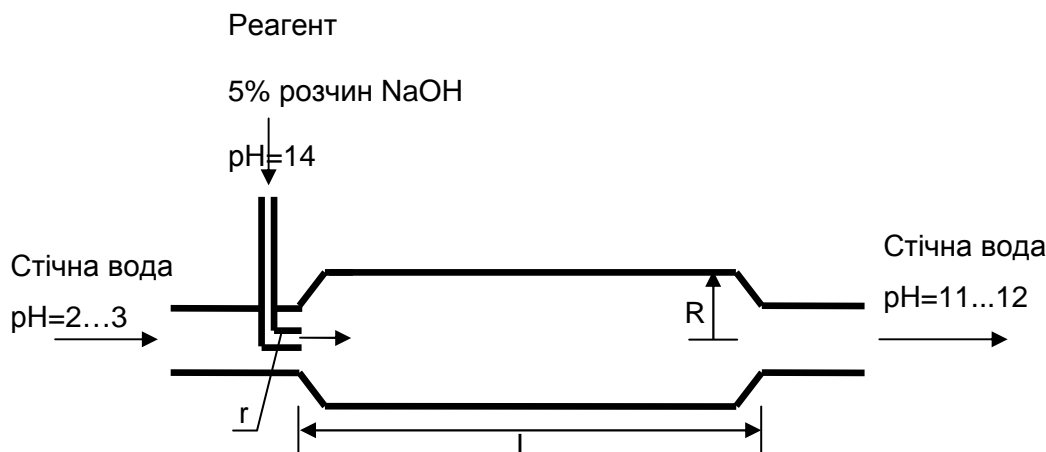


Рис. 1 - Схема гідравлічного змішувача-реактора трубчастого типу.

За цих умов процеси змішування води з реагентом у трубчастому реакторі описується рівнянням дифузії:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_L \nabla^2 C - U \nabla C - KC$$

де $\frac{\partial C}{\partial t}$, $D_L \nabla^2 C$, $U \nabla C$, KC - відповідно члени, що враховують зміну концентрації реагенту з часом, перемішування, зміну концентрації в результаті переносу та швидкість протікання реакції. Оскільки витрати реагенту досить малі в порівнянні із витратами стоків приймаємо швидкості потоку в реакторі сталою $U(x, r) = const$.

Комп'ютерне моделювання процесу змішування згідно наведених рівнянь показує, що розподіл pH у потоці води має наступний вигляд (рис. 2).

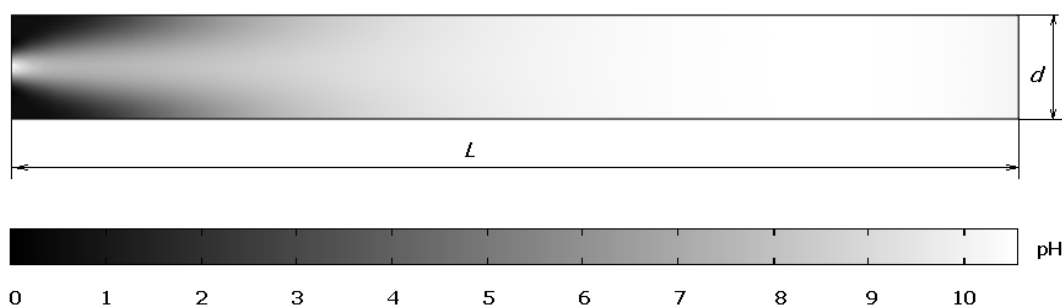


Рис. 2 - Розподіл активної реакції середовища pH в об'ємі трубчастого змішувача-реактора

Здійснюючи моделювання можна оптимізувати геометричні розміри реактора та значення режимних технологічних параметрів до заданого ступеня завершеності процесу змішування. Конкретизувати значення D_L можна шляхом вирішення оберненої задачі.

Важливе значення при розробці систем автоматичного регулюванні pH та Eh в ректорі-змішувачі відіграє динаміка процесів змішування. В рамках

прийнятої моделі досліджено часові характеристики процесу. Отримано графік перехідної характеристики зміни величини рН на виході із реактора-змішувача поблизу стінки реактора, як реакцію на ступінчасту зміну витрати реагенту.

Таким чином, запропоновано систему автоматизованого регулювання, що забезпечує ефективне досягнення значень рН та Eh в умовах їх значних коливань під час очистки стічних вод від важких металів. За результатами моделювання може бути запропонована схема автоматизації, яка забезпечує значення рН та Eh стічної води, при яких досягається повне осадження важких металів і високий ступінь очищення води від важких металів в умовах значних коливань вихідних параметрів стічної води.

ОТРИМАННЯ ФЕРИТУ МІДІ ІЗ РІДКИХ ВІДХОДІВ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ГАЛЬВАНІЧНИХ ВИРОБНИЦТВ

Г.М.Кочетов, Ю.В.Гріненко, Київський національний університет будівництва і архітектури

В даний час перспективним рішенням проблем ресурсозбереження і водночас захисту навколишнього середовища від забруднення стічними водами є створення компактних установок для систем локального очищення води окремих технологічних ділянок на гальванічних виробництвах.

На основі іонообмінного методу нами була запропонована комплексна технологія очищення стічних вод цехів гальванічних виробництв, які містять мідь. Ця технологія дає можливість забезпечити повторне використання очищеної води в замкненій системі водопостачання виробництв. Практично єдиним відходом таких технологічних процесів є кислий елюат, який утворюється після регенерації Н-катіонітового фільтра розчином сірчаної кислоти.

Успішне застосування та подальше удосконалення таких технологій на гальванічних виробництвах пов'язане зі складністю утилізації елюатів. Зазвичай, знезараження кислих елюатів, що мають у своєму складі іони важких металів, здійснюється традиційним методом їх нейтралізації лужними реагентами, а ефективні та економічні методи їх переробки на вітчизняних підприємствах – відсутні.

Задачею цієї роботи є проведення досліджень з використання елюату, який містить сполуки міді, в якості сировини для отримання товарного продукту – фериту міді. Ферит міді широко застосовується в багатьох галузях техніки, зокрема, у радіо- та електронній техніці, і тому вибір його як кінцевої речовини при утилізації елюату не є випадковим.

Об'єктом досліджень був модельний розчин елюату, що має склад (г/дм³): CuSO₄ – 10 і FeSO₄ – 10, і рН – 1,0. Вимірювання рН розчину проводилась на рН-метрі 673. Для виготовлення модельного розчину і проведення синтезу фериту міді використовувалися відповідні реагенти кваліфікації х.ч. Концентрація іонів міді в розчині визначалась методом фотометричного аналізу, а іонів заліза (II) – комплексометричним титруванням.

Отримання фериту міді з модельного розчину елюату проводилося в стакані ємністю 1 л, згідно наступної методики. В модельний розчин додавався

10% розчин сульфату заліза (II) для забезпечення необхідного співвідношення міді та заліза в розчині, а потім при перемішуванні – 20% розчину їдкого натру до досягнення $\text{pH} = 9,0$. Через суспензію, що утворилась, при температурі 60°C барботувався кисень з витратою $1\text{ см}^3/\text{с}$ протягом 30 хв. Величина pH при цьому практично не змінювалась. Після охолодження феромагнітний осад відокремлювався фільтруванням. Слід відмітити, що при значенні $\text{pH} < 9,0$ утворення фериту помітно сповільнюється, оскільки швидкість окислення заліза (II) в (III) підвищується із збільшенням pH середовища. Процес феритоутворення можна прискорити більше ніж в два рази додаванням в розчин кристалів CuFeO_4 , які служать центрами кристалізації для фериту міді. Необхідна доза цих кристалів складає приблизно $0,05\text{ г/л}$. Отриманий осад промивався в дистильованій воді і досліджувався методом рентгенографічного аналізу.

Рентгенівська дифрактометрія отриманого нами осаду проводилась на установці ДРОН-3 у фільтрованому мідному випромінюванні. На дифрактограмах зареєстровано тільки максимуми, які приведені в табл. 1. Ці дифракційні максимуми, як за міжплощинними відстанями, так і за інтенсивністю відповідають кристалічному фериту міді.

В результаті аналізу дифрактометричних даних, отримана речовина за структурою ідентифікована нами до просторової групи $F d\bar{3}m$ (кубічна решітка типу шпінелі) до якої належить ферит міді. Про це свідчить відповідність міжплощинних відстаней отриманої речовини еталонному зразку фериту міді, а також той факт, що отриманий нами кристалічна речовина має феромагнітні властивості.

Таблиця 1- Значення структурних параметрів отриманої речовини

Кристаліграфічні індекси, HKL	Міжплощинна відстань d , нм	Відносна інтенсивність дифракційних максимумів I^* , %
311	0.257	100
400	0.212	32
331	0.167	65
400	0.145	71
533	0.130	59
444	0.123	21

* За 100% прийнято інтенсивність найбільшого піка

Параметр решітки a фериту міді визначається за формулою

$$a = d \sqrt{H^2 + K^2 + L^2}, \quad (3)$$

де d – міжплощинна відстань, яка вимірювалась в прецизійній області за центром тяжіння дифракційного максимуму, який має кристаліграфічні індекси 311.

Значення параметра решітки наших зразків, яке розраховано за формулою (3) складає 0.8534 нм , дещо перевищує еталонне – 0.8462 нм , для фериту міді, який отримано традиційним методом. Збільшення параметра решітки наших зразків в порівнянні із стандартними, очевидно, пов'язано з утворенням твердих розчинів включення молекул води в кристалічну решітку фериту. Підтвердженням цьому служить той факт, що в результаті високотемпературної оброб-

ки зразків (800 °С протягом 5 год) досягається значення параметра решітки, яке практично співпадає з еталонним.

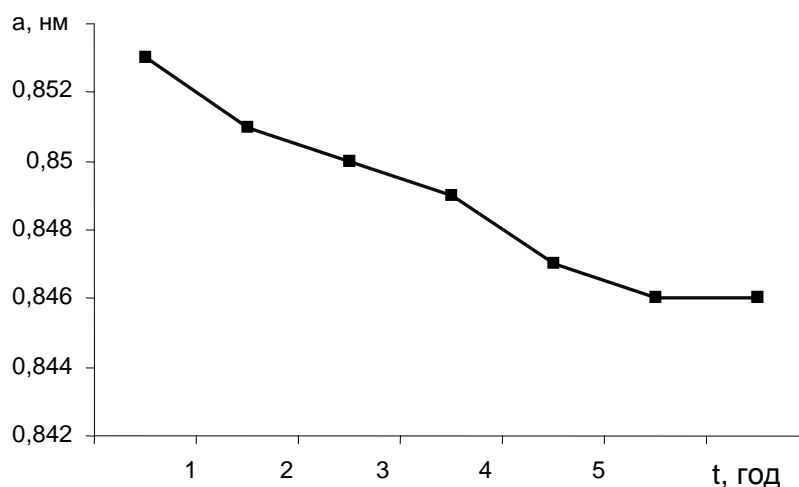


Рис. 1 - Залежність параметра решітки CuFeO_4 $a = d\sqrt{H^2 + K^2 + L^2}$ від часу (t) термообробки 800 °С

За результатами електронно-мікроскопічного аналізу розміри полідисперсних частинок синтезованого фериту міді знаходяться в діапазоні від 0,1 до 0,5 мкм.

Таким чином, в результаті проведених досліджень нами розроблено екологічно безпечний метод утилізації токсичного елюату іонообмінного фільтра з отриманням цінного товарного продукту – фериту міді. Цей метод дозволяє досягнути високої якості очищення стічних вод гальванічних виробництв з утворенням осаду, який легко відділити від рідкої фази завдяки його феромагнітним властивостям. Зразки, що отримано в даній роботі в результаті співсаджень гідроксидів міді та заліза, мають однорідну структуру феритів. В залежності від якості отриманих феритів вони, крім використання безпосередньо за призначенням, можуть застосовуватися і як сорбенти для очищення стічних промислових вод.

В подальшому, ми вважаємо за доцільне дослідити можливість аналогічної утилізації рідких відходів, які містять сполуки міді, також для інших видів промислових виробництв України.

АНАЛИЗ МЕТОДОВ ОЧИСТКИ ВЫСОКОКОНЦЕНТРИРОВАННЫХ СТОЧНЫХ ВОД ПРЕДПРИЯТИЙ ПИЩЕВОЙ ПРОМЫШЛЕННОСТИ

Г.И.Благодарная, А.А.Шевченко, Харьковская национальная академия городского хозяйства

С.В.Лушин, ООО "Пэнэко", г. Харьков

Сточные воды предприятий пищевой промышленности относятся к категории высококонцентрированных и имеют нестабильные по качеству и количеству показатели. Такие стоки представляют собой сложные полидисперсные системы и содержат различные по природе загрязнения. Эти воды характери-

зуются высокими показателями БПК, ХПК, взвешенных веществ, жиров и др.

Кроме этого, опасность загрязнения водных объектов обусловлена тем, что в ряде случаев предприятия пищевой промышленности имеют децентрализованные системы канализации, а также несовершенные технологии производства и системы очистки сточных вод.

Очистка таких стоков сопряжена со значительным потреблением растворенного кислорода и как следствие возникает необходимость подачи для аэрирования большого объема воздуха. Значительное содержание азота и фосфорсодержащих органических веществ приводит к тому, что они не могут окисляться в течение времени пребывания сточных вод в очистных сооружениях и недоочищенные стоки поступают в водные объекты, а это в свою очередь приводит к эвтрофикации и воздействию на флору и фауну водоема.

Проведенный анализ объема потребления воды на технологические нужды, качественных и количественных характеристик стоков предприятий пищевой промышленности различного профиля и производительности показал сезонную и суточную изменчивость данных характеристик, высокую степень загрязнения стоков по легкоокисляющимся органическими соединениям и токсическим веществам.

Наиболее распространенными решениями области методов и технологий очистки высококонцентрированных сточных вод предприятий пищевой промышленности являются сочетание классических методов очистки (механической, физико-химической, биологической и т.д.) с новыми методами (обратный осмос, ультрафильтрация, микрофильтрация, электродиализ, усовершенствованные биологические методы и др.).

Учитывая, что на большинстве предприятий пищевой промышленности локальные очистные сооружения отсутствуют, либо работают малоэффективно, вопрос организации эффективной локальной очистки становится весьма актуальным.

Из физико-химических методов очистки сточных вод наиболее эффективным для предприятий пищевой промышленности является метод напорной флотации. Данный метод позволяет обеспечить высокую степень очистки от нерастворенных примесей, взвешенных веществ, жиров и ПАВ, содержащихся в высоких концентрациях и являющихся характерными для предприятий данной отрасли. Отличие данного метода заключается в высокой эффективности захвата мельчайшими пузырьками воздуха частиц загрязнений в результате чего образуются хорошо удаляющиеся флотокомплексы.

Для интенсификации скорости флотационного извлечения частиц за счет их укрупнения целесообразно применение коагуляции и флотации. Тип и дозы реагентов подбираются на основании результатов предварительных экспериментальных работ. Данный метод позволяет увеличить эффективность очистки стоков на 15-20%. Преимущество его заключается в высокой степени очистки и непрерывности процесса. В свою очередь, простота и компактность установки позволяет существенно сократить строительно-монтажные работы и размещать её на территории предприятия.

Основным недостатком данного решения является недостаточно высокая степень очистки по ХПК и БПК, так как большинство биогенных элементов в

сточных водах находится в растворенном виде. Кроме этого в процессе очистки образуется большое количество флотошлама, требующего последующей стабилизации и обезвоживания, на что расходуются дорогие реагенты.

Использование флотационного метода не позволяет в полной мере обеспечить заданную степень очистки, поэтому необходимо применение биологических аэробных и анаэробных методов.

Аэробная очистка, применяемая для пищевых предприятий, обеспечивает высокую степень очистки сточной воды, характеризующейся невысоким (до 2000 мг/л) значением ХПК. Это могут быть кондитерские фабрики, заводы плавленых сыров, молокозаводы, заводы по производству мороженого, колбасные цеха, заводы по производству растительных масел и продуктов на их основе, фабрики по переработке сои и т.д.

При биологической очистке происходит деструкция белков, жиров, углеводов, ПАВ, винной кислоты и прочих соединений бактериями, находящимися как в иммобилизованном, так и в свободно плавающем состоянии в аэробных условиях, однако для развития микробиальных культур должны быть созданы оптимальные условия. В этом направлении наиболее перспективными являются аэротенки, работающие с высокими дозами активного ила и чистым кислородом.

Особенностью аэробных методов очистки является обеспечение водных биоценозов кислородом для окисления содержащихся в воде загрязнений с получением углекислого газа, минеральных соединений и биомассы.

Благодаря новейшим разработкам и технологии подачи окислителя в аэробных реакторах создаются зоны бедные кислородом и зоны обогащенные кислородом. Благодаря этому одновременно протекают аноксидационные реакции, необходимые для селекции и накопления микрофлоры, образующей полифосфаты, разложения нитратов (при повторном возвращении активного ила), и оксидационные процессы, позволяющие снизить ХПК и БПК.

К преимуществам аэробного метода можно отнести: возможность работы при низких концентрациях загрязнений ХПК, БПК в сточных водах, снижение содержания соединений азота и фосфора, возможность использования нескольких ступеней очистки для достижения требуемых значений ПДК, сравнительно небольшие инвестиционные затраты.

Несмотря на все положительные качества данного метода, аэробная биологическая очистка имеет ряд существенных недостатков связанных с большими затратами на аэрацию и утилизацию избытка активного ила. Помимо крайней экономической неэффективности данного метода, переменный состав сточных вод и высокая концентрация загрязнений более 2000 мг/л ХПК часто приводит к перегрузкам сооружений аэробной биологической очистки, в результате чего загрязнения беспрепятственно попадают в окружающую среду.

Экономически эффективным и экологически приемлемым решением существующей проблемы может служить комбинированная анаэробно-аэробная технология очистки концентрированных сточных вод.

Применение анаэробно-аэробных методов очистки сточных вод наиболее эффективно, так как используя только анаэробную стадию очистки, невозможно достичь жестких нормативов, как при сбросе очищенных сточных вод на го-

родские очистные сооружения, так и в поверхностный водоем. В этом случае анаэробный метод очистки применяется как первая биологическая ступень, а в качестве доочистки используются одна или две стадии аэробной очистки.

Особенностью анаэробных методов очистки является получение в качестве конечных продуктов при разложении органических углеводородных соединений - метана и диоксида углерода. При использовании этих методов не требуется аэрация воды кислородом и образуется незначительное количество избыточного ила.

Преимущества комбинированной технологии по сравнению с традиционной аэробной очисткой заключается в следующем: высокая степень очистки сточных вод с высокими концентрациями органических загрязнений ХПК >2000 мг/л, небольшой прирост избыточной биомассы в 5-10 раз меньше чем при аэробной очистке (биомасса стабильна, не загнивает при хранении), устойчивость к длительным перерывам в подаче сточных вод, низкие эксплуатационные затраты. Основным недостатком данной технологии являются высокие капиталовложения.

Таким образом, экологические проблемы очистки сточных вод пищевых производств могут быть частично решены при применении физико-химических и биологических методов. Однако для комплексного и энергоэффективного решения данной проблемы необходима комбинация физико-химических (напорная флотация, обработка реагентами) и биологических (окисление микрофлорой в анаэробных и аэробных условиях) методов. Такое сочетание нивелирует недостатки каждого из методов и позволяет наиболее эффективно решать поставленную задачу.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ДОЛОМИТА И КЛИНОПТИЛОЛИТА ДЛЯ УЛУЧШЕНИЯ ПИТЬЕВЫХ КАЧЕСТВ ПОДЗЕМНЫХ ВОД

С.А.Мацюк, Научно-производственное предприятие ООО «Лаборатория качества воды «ПЛАЯ», г. Харьков

В.В.Яковлев, Т.В.Дмитренко, Т.В.Хрестина, Харьковская национальная академия городского хозяйства

Ввиду своей природной защищенности подземные воды при использовании в питьевых целях являются предпочтительными по отношению к поверхностным водам. Однако подземные воды часто имеют специфические особенности природного состава, что приводит к необходимости кондиционирования этих вод при использовании в питьевых целях. Использование для этой цели природных минералов имеет преимущества: распространенные природные минералы относительно дешевы, и к ним, как правило, адаптированы живые организмы.

Выполнен обзор литературных данных о применении природных минералов в водоподготовке и перечислены месторождения этого природного сырья в Украине. На воде конкретного водозабора в Харьковской области экспериментально доказана возможность использования доломита для повышения жестко-

сти излишне мягких артезианских вод до уровня физиологической полноценности воды по этому показателю.

Показана эффективность использования клиноптилолита для удаления из подземных вод малых содержаний аммония.

Приводятся количественные параметры и принципиальная схема установок по кондиционированию воды.

Показана экономическая эффективность использования доломита и клиноптилолита в водоподготовке.

ИЗУЧЕНИЕ АЛЬТЕРНАТИВНЫХ ИСТОЧНИКОВ ПИТЬЕВОГО ВОДОСНАБЖЕНИЯ г. ХАРЬКОВА

Т.В.Дмитренко, Харьковская национальная академия городского хозяйства

Ю.В.Остроушко, НПФ «Экополимер», г. Харьков

Проблема обеспечения населения крупных городов Украины качественной питьевой водой очень актуальна. Это связано с обострением экологической ситуации, вызванной количественным истощением водных ресурсов, их повсеместным загрязнением, устаревшими технологиями и оборудованием, отсутствием средств для осуществления необходимого кондиционирования питьевой воды. Трудности обеспечения требуемого качества питьевой воды основным поставщиком – городским водопроводом – вынуждает искать альтернативные источники питьевого водоснабжения. В ряде городов Украины такими источниками могут быть: колодцы, родники, артезианские воды (привозная вода), бутилированные воды.

Актуальным является изучение качества воды альтернативных источников водоснабжения для определения возможности их достоверно безопасного использования населением в питьевых целях.

В качестве объекта для проведения исследований выбран г. Харьков.

В результате проведения исследования можно отметить следующие основные результаты:

- изучены условия формирования, природная защищенность, водообильность альтернативных источников питьевой воды г. Харькова;
- предложены интегрированные шкалы, регламентирующие гарантированно безопасный и благоприятный состав питьевых вод;
- предложена математическая модель, позволяющая проранжировать водоисточники в зависимости от индекса качества воды и определить приоритетность их для использования населением;
- проведен сравнительный анализ качества воды альтернативных источников г. Харькова;
- дано экономическое обоснование обеспечения населения г. Харькова родниковой и артезианской водой;
- даны общие рекомендации по гарантированно безопасному использованию альтернативных источников населением, а также по улучшению качества воды отдельных источников с привлечением технических решений.

Таким образом, установлена и обоснована возможность безопасного использования населением воды альтернативных источников питьевого водоснабжения.

Исследование проведено на примере г. Харькова, однако предложенный методический подход можно применить и для других городов Украины.

МОДЕЛЮВАННЯ ПРОЦЕСІВ ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ НА ДВОШАРОВИХ ФІЛЬТРАХ

Я.А.Тугай, О.О.Садчиков, Київський національний університет будівництва і архітектури

Найбільш розповсюдженим методом знезалізнення води є фільтрування через зернисте завантаження з природних чи штучних матеріалів в спеціальних технологічних установках, основними конструктивними елементами яких є фільтр.

При знезалізненні води фільтруванням відбуваються хімічні реакції в фільтруючій воді, фізико-хімічні процеси взаємодії на границях двох фаз, фазові перетворення основних компонентів і як наслідок цього – масообміні процеси між водою яка очищується та матеріалом завантаження.

В загальному випадку основою для визначення втрат напору може бути гідродинамічна модель фільтрації, яка складається із двох рівнянь – рівняння фільтрації і рівняння нерозривності фільтраційного потоку, складених з врахуванням зміни властивостей середовища.

Як відомо, в умовах жорсткого режиму $\left(\frac{\partial h}{\partial t} = 0\right)$ напірної фільтрації, коли поперечний переріз фільтра по висоті не змінюється ($S = const$) і коефіцієнт фільтрації $k(x, y, z) = k_0 = const$ в границях кожного горизонтального шару чистого фільтру, одомірне рівняння фільтрації в кожному однорідному шарі завантаження буде:

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} = -\frac{1}{k_0} \frac{\partial V}{\partial x} = 0 \quad (1)$$

де $h(x)$ - напір в однорідному завантаженні.

Рішення рівняння (1) у випадку однорідного фільтра при $x = 0, h = h_0$ і $x = L, h = 0$ буде:

$$h(x) = h_0 - \frac{h_0}{L} x \quad (2)$$

Так як (згідно закону Дарсі) $V = -k_0 \frac{\partial h}{\partial x}$, тоді маємо:

$$V = k_0 \frac{h_0}{L} = k_0 i_0 \quad (3)$$

Таким чином, градієнт напору i_0 та швидкість фільтрування V в випадку чистого фільтру будуть однаковими у всіх точках області фільтрації.

У випадку двошарового фільтру з параметрами верхнього шару L_1, k_{0_1} та нижнього шару L_2, k_{0_2} в результаті рішення рівняння (1) з граничними умовами:

при $x=0$, $h=h_0$; при $x=L_1$, $h_1=h_2$, $k_{0_1} \frac{\partial h_1}{\partial x} = k_{0_2} \frac{\partial h_2}{\partial x}$; при $x=L$, $h=0$. Таким чином при $L_1=L_2$ маємо:

$$\begin{aligned} h_1(x) &= h_0 \left(1 - \frac{2k_{0_2}}{k_{0_1} + k_{0_2}} \frac{x}{L} \right), \\ h_2(x) &= 2h_0 \frac{2k_{0_1}}{k_{0_1} + k_{0_2}} \left(1 - \frac{x}{L} \right), \\ V_1 &= -k_{0_1} \frac{\partial h_1}{\partial x} = \frac{2k_{0_1}k_{0_2}}{k_{0_1} + k_{0_2}} \frac{h_0}{L}, \\ V_2 &= -k_{0_2} \frac{\partial h_2}{\partial x} = \frac{2k_{0_1}k_{0_2}}{k_{0_1} + k_{0_2}} \frac{h_0}{L} = V_1, \end{aligned}$$

де $h_1(x)$ і $h_2(x)$ - напори в шарах двошарового завантаження.

Розглядається наближена модель фільтрації з врахуванням кольатації завантаження фільтра і утворенням осаду на його поверхні і приймаючи при цьому значення коефіцієнтів фільтрації в зазначених зонах для кожного фільтроцикла роботи фільтра. При визначенні розрахункових осереднених коефіцієнтів фільтрації шару зовнішнього шару зовнішнього осаду і закольматованого фільтра повинні бути враховані зазначені технологічні схеми роботи фільтра. Модель фільтрації передбачає розгляд двох можливих технологічних схем (випадків) фільтрування, а саме при сталому вихідному напорі на фільтрі (постійному перепаді напору) і при додержанні сталої (незмінної) швидкості фільтрування, яка дорівнює початковій для чистого фільтра. В першому випадку з часом зменшується витрата рідини (швидкість фільтрування), яка проходить через фільтр $Q(t)$. В другому випадку (технологічній схемі), який в основному використовується при роботі очисних фільтрів, з часом за рахунок збільшення гідравлічного опору у фільтрі для додержання $V=const$ буде зростати робочий напір на фільтрі $H_0(t)$. Як відомо, в зазначених випадках режим фільтрування буде лінійним, який відповідає відомому закону Дарсі, і поперечний переріз фільтра по висоті не змінюється ($F = const$), то в умовах жорсткого режиму напірної фільтрації (рідина і пористе середовище нестисливі) одномірне рівняння фільтрації має вигляд (початок координат $x = 0$ приймається на виході із фільтра і вісь ординат x направлена вгору):

$$\frac{\partial^2 h_i}{\partial x^2} = -\frac{1}{k_i} \frac{\partial V}{\partial x} = 0 \quad (4)$$

де $i = 1$ при $L < x < L + l_i$, $i = 2$, при $0 < x < L$, Q – витрата фільтруючої рідини; V – швидкість фільтрації; $k_{1,2}$ – відповідно усереднені коефіцієнти фільтрації першого та другого шарів завантаження фільтра; $h_{1,2}$ – напір фільтраційного потоку в відповідно в шарах завантаження фільтру.

Рівняння розв'язується при наступних умовах:

1) при $x = L + l$

$$\Delta \frac{\partial l}{\partial t} = C_1 k_1 \frac{\partial h_1(L+l, t)}{\partial x}, \quad h_1(L+l, t) = H_1 + L = const;$$

$$2) \text{ при } x = L \quad h_1(L, t) = h_2(L, t), \quad k_1 \frac{\partial h_1(L, t)}{\partial x} = k_2 \frac{\partial h_2(L, t)}{\partial x};$$

3) при $x = 0$ $h_2(0, t) = H_b = \text{const}$. Тут H_1 – висота стовпа рідини над верхом фільтра, C_1 – об’ємна середня концентрація завислих частинок в рідині, яка утворює відкладення зовнішнього осаду $\Delta_1 = 1 - n_1$, n_1 – осереднена пористість зовнішнього осаду.

Зазначимо, що в першому випадку при роботі фільтра з постійним напором $H_0 = H_1 + L - H_b = \text{const}$ і при швидкості фільтрування $V(t)$, яка з часом зменшується, на рухомій границі осаду $z = L + l(t)$, тобто:

$$V = \frac{Q}{F} = k_1 \frac{\partial h(L + l, t)}{\partial x} \quad (5)$$

В результаті рішення задачі одержимо для визначення напорів:

$$h_1(x) = \frac{H_1 + L - H_b}{\partial L + l} x + H_b, \quad h_2(x) = \sigma \frac{H_1 + L - H_b}{\partial L + l} x + H_b; \quad (6)$$

Для визначення рухомої границі маємо:

$$l(t) = \sqrt{\frac{2C_1 k_1}{\Delta_1} (H_1 + L - H_b) t + (\sigma L)^2} - \sigma L; \quad (7)$$

Для визначення змінних з часом швидкості фільтрації $V(t)$ і витрати $Q(t)$ маємо:

$$V(t) = k_1 \frac{H_1 + L - H_b}{\sigma L + l(t)}, \quad (8)$$

$$Q(t) = F \cdot V(t) = F k_1 \frac{H_1 + L - H_b}{\sigma L + l(t)}. \quad (9)$$

У другому випадку (фільтрування при постійній швидкості $V = V_0 = \text{const}$) одержуємо:

$$h_1(x) = \frac{V_0}{k_1} (x + \sigma L - L) + H_b, \quad h_2(x) = \frac{V_0}{k_2} x + H_b.$$

Рівняння для рухомої границі має вигляд:

$$l(t) = \frac{C_1 V_0}{\Delta_1} t \quad (10)$$

В запропонованих методах фільтраційного розрахунку перебачається врахування осереднених значень коефіцієнтів фільтрації за період (тривалість) фільтрування (фільтроцикла) в зонах закольматованих двох шарів фільтру. Відомо, що в результаті кальматції (накопичення завислих речовин) у завантаженні фільтра і ущільненні і додаткового забруднення більш дрібними частками шару зовнішнього осаду з часом відбувається зменшення їх коефіцієнтів фільтрації і пористості.

В результаті проведеного аналізу результатів теоретичних і експериментальних досліджень для визначення осереднених коефіцієнтів фільтрації k_1 , k_2 пропонуються такі наближені залежності:

- при кольматції фільтру порівняно завислими речовинами з еквівалентним діаметром $d_{\text{екв}}$ коефіцієнт фільтрації завантаження технологічно забрудненого фільтра визначається:

$$k_2 = k_{02} \left(1 - \frac{b_{02}}{n_{02}} \right)^3 \approx 0,125 k_{02} \quad (11)$$

- в шарі осаду із крупних часток також можливе часткове забруднення дрібними частками, які не проникли у фільтр. В цьому випадку коефіцієнт фільтрації технологічно забрудненого осівшого осаду може бути розрахований за формулою:

$$\bar{k}_1 = k_{01} \left(1 - \frac{b_{01}}{n_{01}} \right) \quad (12)$$

Приймаємо $b_{0i} = 0,5 n_{0i}$, k_{0i} – початкові коефіцієнти фільтрації незабруднених шарів завантаження фільтра.

Для визначення розрахункового коефіцієнту фільтрації шару осаду, який утворюється перед фільтром, пропонується також формула:

$$k_1(t) = k_{01} e^{-3\beta t}, \quad (13)$$

де параметр β на підставі численних досліджень в натуральних умовах рекомендується в межах $\beta = (1,5-3,0) \cdot 10^{-2} \text{ год}^{-1}$.

Фільтрація у виробничих процесах в більшості випадків відбувається вертикально. Окрім того, вважається, що лінійний закон фільтрації (Дарсі) в при фільтровій зоні при проходженні деформацій пористого завантаження не порушується. Відповідна гідродинамічна модель:

$$\frac{d\bar{b}}{dt} = \gamma(\bar{b}_0 - \varepsilon \bar{b})\bar{C} - \beta \bar{b}, \quad (14)$$

де \bar{C} – масова концентрація завислих частинок суспензії; \bar{b} – осереднена об'ємна концентрація частинок зависі, що сорбовані завантаженням фільтру; \bar{b}_0 – осереднена гранична кількість осаду, що може осісти в одиниці об'єму фільтруючого завантаження; ε – емпірична константа, що залежить від поруватості завантаження фільтра; γ – коефіцієнт швидкості кальматації; β – коефіцієнт швидкості зворотної масопередачі.

Фільтрація відбувається в двох зонах: в першому шарі завантаження фільтра та в другому.

В результаті діючих схем і підходів, за основу для подальшого розвитку й вивчення приймаємо фізичну концепцію або схему кольматажу фільтраційним потоком в шарі зернистого завантаження. В нашому випадку приймається, що кольматація відбувається одночасно по всій глибині фільтру:

$$(n_0 - b) \frac{\partial C}{\partial t} + V \frac{\partial C}{\partial x} + \frac{\partial b}{\partial t} = 0; \quad (15)$$

$$\frac{\partial b}{\partial t} = \gamma(b_0 - kb)C - \beta b. \quad (16)$$

Вихідна система рівнянь:

$$n_0 \frac{\partial C_1}{\partial t} = -V_0 \frac{\partial C_1}{\partial x} - K_3 C_1,$$

$$n_0 \frac{\partial C_3}{\partial t} = -V_0 \frac{\partial C_3}{\partial x} + K^* C_1 - K_2 C_3,$$

де $K_2 = \gamma(\sigma_{\max} - \sigma_3) = \text{const}$ і $K_3 = K_1 + K^*$.

Початкові та граничні умови:

$$C_1(x,0)=C_1^0, \quad C_1(0,t)=C_{0_1},$$

$$C_3(x,0)=C_3^0, \quad C_3(0,t)=C_{0_3}.$$

В результаті використання інтегрального перетворення Лапласа по тимчасовій змінній t :

$$\tilde{F}(s)=\int_0^{\infty} F(t)e^{-st}dt \quad (17)$$

отримуємо в області зображення Лапласа наступну систему звичайних диференціальних рівнянь:

$$\begin{aligned} V_0 \frac{d\tilde{C}_1}{dx} + (K_3 + sn_0)\tilde{C}_1 &= n_0 C_1^0, \\ V_0 \frac{d\tilde{C}_3}{dx} + (K_2 + sn_0)\tilde{C}_3 - K^* \tilde{C}_1 &= n_0 C_3^0. \end{aligned} \quad (18)$$

з граничними умовами:

$$\tilde{C}_1(0,s)=\frac{C_{0_1}}{s}, \quad \tilde{C}_3(0,s)=\frac{C_{0_3}}{s}.$$

В результаті використання інтегрального перетворення Лапласа по просторовій змінній x :

$$\tilde{F}(p)=\int_0^{\infty} F(x)e^{-px}dx \quad (19)$$

отримуємо в області зображення Лапласа (p,s) наступну систему алгебраїчних рівнянь:

$$\begin{aligned} (V_0 p + sn + K_3)\tilde{C}_1 &= \frac{n_0 C_1^0}{p} + V_0 \frac{C_{0_1}}{s}, \\ (V_0 p + sn + K_2)\tilde{C}_3 - K^* \tilde{C}_1 &= \frac{n_0 C_3^0}{p} + V_0 \frac{C_{0_3}}{s}. \end{aligned} \quad (20)$$

Її рішення має вид:

$$\tilde{C}_1 = \frac{n_0 C_1^0}{p(V_0 p + sn_0 + K_3)} + \frac{C_{0_1} V_0}{s(V_0 p + sn_0 + K_3)}, \quad (21)$$

$$\begin{aligned} \tilde{C}_3 &= \frac{n_0 C_1^0 K^*}{p(V_0 p + sn_0 + K_3)(V_0 p + sn_0 + K_2)} + \frac{C_{0_1} V_0 K^*}{s(V_0 p + sn_0 + K_3)(V_0 p + sn_0 + K_2)} + \\ &+ \frac{n_0 C_3^0}{p(V_0 p + sn_0 + K_2)} + V_0 \frac{C_{0_3}}{p(V_0 p + sn_0 + K_2)} \end{aligned} \quad (22)$$

В результаті двократного використання оборотного перетворення Лапласа отримуємо:

$$C_1(x,t) = C_1^0 e^{-\frac{K_3}{n_0}t} - C_1^0 e^{-\frac{K_3}{n_0}t} \eta\left(t - \frac{n_0}{V_0}x\right) + C_{0_1} e^{-\frac{K_3}{V_0}x} \eta\left(t - \frac{n_0}{V_0}x\right), \quad (23)$$

$$\begin{aligned} C_3(x,t) &= \frac{C_1^0 K^*}{K_2 - K_3} \left(e^{-\frac{K_3}{n_0}t} - e^{-\frac{K_2}{n_0}t} \right) \left(1 - \eta\left(t - \frac{n_0}{V_0}x\right) \right) + C_3^0 e^{-\frac{K_2}{V_0}t} \left(1 - \eta\left(t - \frac{n_0}{V_0}x\right) \right) + \\ &+ C_{0_1} K^* \frac{e^{-\frac{K_3}{V_0}x} - e^{-\frac{K_2}{V_0}x}}{K_2 - K_3} \eta\left(t - \frac{n_0}{V_0}x\right) + C_{0_3} e^{-\frac{K_2}{V_0}x} \eta\left(t - \frac{n_0}{V_0}x\right). \end{aligned} \quad (24)$$

Для випадку $t > \frac{n_0}{V_0} x$ маємо:

$$C_1(x, t) = C_1^0 e^{-\frac{K_3}{V_0} x}, \quad (25)$$

$$C_3(x, t) = C_{01} K^* \frac{e^{-\frac{K_3}{V_0} x} - e^{-\frac{K_2}{V_0} x}}{K_2 - K_3} + C_{03} e^{-\frac{K_2}{V_0} x}. \quad (26)$$

Аналіз показав, що надійність і достовірність розрахунку технологічних і конструктивних параметрів очисних фільтрів в зазначених умовах їх роботи в значній мірі залежить від визначення змінних в часі за рахунок кольтматації коефіцієнтів фільтрації шарів завантаження. Тому подальше дослідження по їх визначенню необхідно продовжити.

РАЗРАБОТКА ТЕХНИЧЕСКИХ РЕШЕНИЙ ПО ПОВЫШЕНИЮ ЭФФЕКТИВНОСТИ РАБОТЫ КОНТАКТНЫХ ОСВЕТИТЕЛЕЙ ПРИ ОБРАБОТКЕ ВОДЫ АКТИВИРОВАННЫМ РАСТВОРОМ КОАГУЛЯНТА

В.О.Тихонюк–Сидорчук, Л.Н.Тихонюк, Харьковская государственная академия городского хозяйства

Для интенсификации процессов водоподготовки в системах хозяйственно-питьевого и промышленного водоснабжения предложен способ повышения эффективности работы контактных осветлителей путем обработки осветляемой воды активированным раствором коагулянта сульфата алюминия. Разработанная технология включает реагентную обработку осветляемой воды с использованием активированного раствора коагулянта с последующей очисткой ее на контактных осветлителях.

Результаты исследований, выполненных в лабораторных условиях, были использованы при проведении экспериментов на пилотной установке, включенной в технологическую схему осветления воды на очистных сооружениях ДВС-2 г. Запорожье.

Исследования выполнялись в зимний период (январь 2008 г. - I серия экспериментов) и в весенний паводок (апрель 2008 г. - II серия экспериментов), т.е. в периоды когда процессы осветления воды могут протекать неудовлетворительно. Параметры активации раствора коагулянта: напряженность магнитного поля - 180-325 кА/м; содержание анодно-растворенного железа - 220-350 мг/дм³; доза коагулянта, считая по безводному продукту - 35-50 мг/дм³. Исследования выполнены в лабораторных условиях, согласно правилам технологического анализа воды. Основные результаты выполненных исследований приведены в табл.1. Качество осветляемой воды при проведении экспериментов может быть охарактеризовано следующими данными. **I серия экспериментов (зимний период):** температура 1,5-1,6°C; цветность 36-41 град; содержание взвешенных веществ -6,4-6,9 мг/дм³; общая жесткость - 3,55-3,70 моль/дм³; щелочность - 2,45-2,65 моль/дм³; pH-7,1-7,2; общее микробное число - 585 КОЕ в 1 см³; Coli-index - 255 в 1 мг/дм³; содержание фитопланктона - 294 ед/мл. **II - се-**

рия экспериментов (весенний паводок): температура 4,6-5,3°C; цветность 67-70 град; содержание взвешенных веществ 9,4-10,5 мг/дм³; общая жесткость - 3,15-3,85 моль/дм³; щелочность - 2,9-3,15 моль/дм³; pH-7,7-7,9; общее микробное число - 895-915 КОЕ в 1 см³; Coli-index - 655 в 1 мг/дм³; содержание фитопланктона - 345-352 ед/мл.

Анализ результатов позволяет сделать вывод о возможности интенсификации работы контактных осветлителей и всей системы очистных сооружений в целом при использовании активированного раствора коагулянта сульфата алюминия. При этом достигается улучшение качественных показателей фильтрата по взвешенным веществам в среднем на 35%, по цветности в среднем на 25%, снижение дозы коагулянта в среднем на 20%, с получением фильтрата требуемого качества. Отмечено повышение производительности контактных осветлителей в среднем на 20-25%, одновременно наблюдается снижение остаточного алюминия в осветляемой воде и улучшение бактериологических, гидробиологических показателей при очистке воды на контактных осветлителях. Результаты выполненных исследований используются при разработке технологической документации для промышленного внедрения активированного раствора коагулянта в технологической схеме очистки воды с контактными осветлителями на очистных сооружениях водопровода ДВС-2 г. Запорожье.

Полученные результаты позволяют сделать вывод о возможности использования полученных результатов для промышленного внедрения и обоснование применения активированных растворов коагулянта сульфата алюминия для интенсификации процесса осветления воды на контактных осветлителях.

АЦИДОФИКАЦИЯ СЫРОГО ОСАДКА КАК СПОСОБ ПОЛУЧЕНИЯ ЛЕГКООКИСЛЯЕМОЙ ОРГАНИКИ ДЛЯ БИОЛОГИЧЕСКОГО УДАЛЕНИЯ ФОСФОРА ПРИ АНАЭРОБНОЙ ОЧИСТКЕ СТОЧНЫХ ВОД *П.В.Трунов, Е.А.Пономаренко, С.В.Толстых, Е.В.Чуев, «Экотон», г. Харьков*

При проектировании и реконструкции очистных сооружений канализации с низкоконтрированными стоками возникает проблема нехватки органического субстрата для процессов нитрификации-денитрификации и биологического удаления фосфора. Во многих случаях для протекания перечисленных процессов требуется добавка метанола или уксусной кислоты.

Предлагается методика определения массы продуктов гидролиза сырого осадка и предполагаемого увеличения эффективности очистки по растворенному фосфору при переоборудовании части первичных отстойников в ацидофикаторы.

В ацидофикаторах реализуется процесс незаконченного анаэробного сбраживания сырого осадка. Как известно, этот процесс состоит из трех стадий, наша задача заключается в его прекращении на второй.

По завершении второй стадии анаэробного разложения органических соединений, основными продуктами которые будут использованы для подпитки биомассы при реализации процессов нитрификации, денитрификации и биоло-

гического удаления фосфора, являются ацетаты и пропионаты, проявляющие свойства жирных кислот.

При определении массы летучих жирных кислот (ЛЖК), которые образуются при анаэробном сбраживании сырого осадка, используются такой показатель качества сточных вод как общая ХПК. Значение общей ХПК учитывает целый ряд органических веществ с различной способностью к биологическому разложению. Для расчетов процессов биологической очистки стоков, ХПК можно подразделить на следующие фракции

$$C_{\text{ХПК}} = S_s + S_i + X_s + X_i + X_b,$$

где S_s – растворенное легко разлагаемое органическое вещество; S_i – растворимое биологически инертное органическое вещество; X_s – взвешенное медленно биологически разлагаемое органическое вещество; X_i – взвешенное биологически инертное органическое вещество; X_b – биомасса.

Для гетеротрофных организмов главные питательные вещества принадлежат к трем классам органических соединений: углеводам, протеидам (сложные белки) и липидам. В сыром осадке содержится медленно биологически разлагаемый субстрат (X_s). Это вещества с большим молекулярным весом, которые присутствуют в виде частичек или коллоидных образований. Чтобы они стали доступны для биологического разложения, их сначала следует подвергнуть гидролизу внеклеточными ферментами микроорганизмов. В существующих моделях принимают, что в результате гидролиза фракции образуется фракция S_F . Это фракция растворимой ХПК, которая непосредственно доступна для биологического разложения под действием гетеротрофных организмов. Она является субстратом для ферментации, следовательно, эта фракция не содержит продуктов ферментации.

Ацидофикация применяется для гидролиза/ферментации осадка с целью уменьшения осаждаемых и коагулируемых частиц с переводом этой массы в растворенный субстрат (гидролизат). Потенциальный выход гидролизата, зависит от биомассы кислотопродуцирующих анаэробных бактерий (X_b), температуры воды, pH и нагрузки по субстрату X_s/X_b .

Скорость ферментации полученного гидролизата очень велика, часто даже выше, чем скорость потребления чистого ацетата, используемого в качестве источника углерода. Объясняется это, по-видимому, высоким содержанием в гидролизате различных небольших легко разлагаемых органических молекул. Летучие жирные кислоты составляют 60-80% ХПК растворимого гидролизата, а среди ЛЖК 60-80% составляет ацетат.

На практике на выходе из ацидофикатора можно получить 10-20% растворимой ХПК (S_F) от общей ХПК поступающей в ацидофикатор, при времени пребывания в нем от 1 до 4 суток и температуре 20 °C. При этом наблюдается следующая зависимость: чем больше время гидравлического удерживания, тем выше потенциальный выход ХПК гидролизата.

Сухое вещество сырого осадка состоит на 60-80% из органических веществ: углеводов, жиров и белков. При этом содержание органических веществ лишь немного уступает их содержанию в сточных водах мясоперерабатывающих комбинатов.

Важно отметить, что в расчетах биологической дефосфотации и денитрификации нет большой взаимосвязи. Реакции, которые имеют место в анаэробной среде, не ликвидируют быстро ассимилирующие органические загрязнения (кроме небольшой части, входящей в форме CO_2), но преобразуют их во внутриклеточные полимеры, вступающие в последующие реакции денитрификации.

На основании данных, полученных в результате реализации технологии биологического удаления фосфора на действующих очистных сооружениях Европы при внедрении схем биологической очистки, достигается эффективность удаления фосфора, которая приведена в табл. 1.

Таблица 1 - Эффективность удаления общего фосфора из сточных вод при использовании различных схем биологической очистки

Применяемый процесс очистки сточных вод	Эффективность удаления фосфора, %
Первичное отстаивание	10-20
Аэротенки (обычный процесс биологической очистки при условии незначительной нитрификации)	10-30
Комбинированная схема нитрификации-денитрификации биологического удаления фосфора	
а) без ацидофикации	60-70
б) с предварительной ацидофикацией	70-95
г) с последующим применением реагентов	80-95

По нашему мнению, подача в аэротенки метанола или уксусной кислоты, сложна технологически и затратна экономически, поэтому единственной альтернативой этим готовым химическим соединениям является растворимый гидролизат, содержащий ЛЖК. Введение гидролизата позволяет достичь:

- увеличения питания активного ила, флокулообразования, разделения на вторичных отстойниках и отсутствия загнивания ила;
- снижения токсического воздействия на активный ил промышленных поллютантов за счет анаэробного разложения их в процессе брожения;
- увеличения эффективности удаления всех форм азотсодержащих веществ;
- глубокого удаления биогенных элементов, таких как сера и фосфор.

ПОВЫШЕНИЕ ЭФФЕКТИВНОСТИ РАБОТЫ СКОРЫХ ФИЛЬТРОВ НА ОЧИСТНЫХ СООРУЖЕНИЯХ ВОДОПРОВОДА

Е.П.Смилка, Харьковская национальная академия городского хозяйства

Эффективность работы фильтров определяется многими факторами, прежде всего качеством воды источника водоснабжения, т.е. составом дисперсной системы – дисперсионной среды и дисперсной фазы, а также методами химической обработки воды и технологическими параметрами процесса фильтрования.

Улучшение физико-химических и структурно-механических свойств взвеси, задерживаемой в порах загрузки, является основной и одной из первостепенных задач повышения эффективности работы фильтров.

Интенсификация работы фильтров на очистных сооружениях водопровода в настоящее время возможна путем применения новых фильтрующих материалов с хорошо развитой удельной поверхностью зерен и большой пористостью загрузки; искусственным повышением активности поверхности зерен загрузки путем нанесения на нее активных молекулярных групп, увеличивающих положительный заряд потенциала поверхности; созданием фильтров с многослойной или неоднородной однослойной загрузкой, обеспечивающей фильтрованием высокомутных вод по убывающей крупности зерен при умеренном росте потерь напора; усовершенствованием сборно-распределительных систем фильтров, добиваясь одновременного повышения равномерности распределения промывной воды по площади фильтра, удешевления конструкции, повышения ее надежности и упрощения технологии монтажа; совершенствованием технологии промывки фильтров; предварительной обработкой воды, поступающей на зернистые фильтры, флокулянтами (полиакриламид, активированная кремнекислота и др.).

Для очистки воды от грубодисперсных, коллоидных и других загрязнений наибольшее распространение получила физико-химическая технология очистки воды, включающая коагулирование, отстаивание, фильтрацию через песчаные фильтры и обеззараживание хлором. При коагулировании и предварительном отстаивании фильтрование происходит с задерживанием взвеси в толще загрузки, что позволяет обеспечить высокую степень осветления воды при сравнительно небольших потерях напора.

Для ускорения процесса коагуляции при очистке воды от коллоидных и других загрязнений используют высокомолекулярные флокулянты: синтетический флокулянт – органический полимер полиакриламид (ПАА) и неорганический флокулянт – активированный силикат натрия: активная (активированная) кремниевая кислота (АК). Выпускают также флокулянты катионного типа (ВА-2, ВА-3), которые в отличие от флокулянта ПАА (анионного типа) вызывают образование крупных хлопьев без обработки примесей воды коагулянтами.

В последнее время для подготовки питьевой воды в Украине используются флокулянты фирмы Аллайд Коллоис Magnafloc LT-25, LT-27 и др., которые успешно прошли производственную проверку на очистных сооружениях водопровода ТПО “Харьковкоммунпромвод”.

По химической структуре флокулянты ряда Magnafloc, могут быть отнесены к полиакриламидам. Они используются для очистки питьевой и технической воды. Позволяют интенсифицировать процесс осаждения и фильтрования коагулируемых примесей. При применении концентрация флокулянтов, как правило, находится между 0,3% и 0,5% активного вещества. Целесообразным может быть приготовление концентрированного раствора до 0,6% активного вещества, который перед использованием разбавляется водой. Влияние окружающей среды и компонентов воды ограничивает срок хранения растворов до 1-2 суток (для концентрации до 0,2%) и до 4-6 суток (при концентрации до 0,6%).

Для интенсификации процесса водоподготовки повышение эффективности работы скорых фильтров осуществляется путем использования растворов

флокулянтов ПАА и Magnafloc LT-25 путем модификации фильтрующей загрузки фильтра, добавления флокулянтов в осветляемую воду перед фильтрами и другими методами.

Исследования по применению флокулянтов показывают улучшение эффекта осветления воды при фильтровании, повышение защитного действия фильтрующего материала, увеличение его гидравлического сопротивления.

Условием эффективного применения ПАА и Magnafloc LT-25 является предварительная обработка воды обычными минеральными коагулянтами. Это связано с тем, что сам флокулянт не оказывает коагулирующего действия по отношению к отрицательно заряженным коллоидным частицам, которые загрязняют воду.

Влияние полиакриламида на фильтрование основано на взаимодействии его молекул с коагулированными частицами взвеси и с продуктами гидролиза коагулянта и изменении свойств осадка.

Так как флокулянт увеличивает защитное действие фильтрующей загрузки и повышает ее гидравлическое сопротивление, то, следовательно, его целесообразно применять только в тех случаях, когда загрузка плохо задерживает загрязнения, и ухудшение качества фильтрата наступает при низких потерях напора в паводковый период.

Применение флокулянтов в процессах очистки воды возможно следующими технологическими приемами:

- ввод флокулянта перед отстойниками;
- применение флокулянтов непосредственно перед фильтрующей загрузкой скорых фильтров;
- использование флокулянтов для модификации фильтрующей загрузки.

При добавлении ПАА и Magnafloc LT-25 происходит изменение флокулирующей способности эффекта осветления воды. Обработка воды раствором флокулянта позволяет увеличить гидравлическую крупность коагулируемой взвеси.

В зимний период и период весеннего паводка преимущественно в воде находится взвесь с гидравлической крупностью 0,1 мм/с. Опытные данные воды р. Днепр (характеризуемой как маломутная и высокоцветная) показывают, что флокулирующая способность флокулянта Magnafloc более высокая, чем ПАА. Magnafloc оказывает значительное влияние на мелкую труднооседаемую взвесь ($U_0=0,2$ мм/с и менее), что создает условия для более интенсивного осаждения в отстойниках и повышения качества воды, поступающей на фильтры.

Добавление флокулянта перед фильтрами позволяет увеличить продолжительность фильтроцикла, уменьшить расходы воды на промывку фильтра, увеличить качество очистки воды. Взаимодействие флокулянта непосредственно с микрохлопьями гидроксида алюминия в зернистой загрузке фильтра ведет к образованию больших компактных коагуляционных структур, менее подверженных разрушению действия потока.

Повышение эффективности процесса фильтрования воды на скорых фильтрах воды с применением растворов флокулянтов ПАА и Magnafloc LT-25

в зависимости от условий работы очистных сооружений водопровода осуществленными методами, перечисленными выше, позволяет:

- ✓ снизить расход флокулянта, используемого при очистки воды на 20–25%;
- ✓ улучшить качество осветления воды по взвешенным веществам и цветности на 35–50%;
- ✓ увеличить производительность фильтров на 50–60%;
- ✓ уменьшить себестоимость очистки воды.

ПРИМЕНЕНИЕ УРАВНЕНИЯ ГИДРАВЛИКИ ПОТОКА ПЕРЕМЕННОЙ МАССЫ ДЛЯ ОЦЕНКИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАСХОДА В БЛОКЕ ТОНКОСЛОЙНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ.

В.Г.Иванов, Ш.Ш.Эргашев, Петербургский государственный университет путей сообщения (ПГУПС), Российская Федерация

Для приближенной оценки неравномерности распределения потока в блоке тонкослойных элементов, расположенном в отстойной зоне под углом β к горизонту, в результате чего вода поступает в тонкослойные элементы из выходного распределительного канала, глубина которого изменяется по линейному закону, получено уравнение:

$$\begin{aligned} & (\zeta_{M1} + \zeta_{D1}) \frac{\Delta Q_1^2}{\omega_{m.э}^2} - \frac{Q_o^2}{\omega_{ex}^2} + \frac{\Delta Q_1^2}{\omega_{om\&i}^2} + \frac{Q_o^2}{\omega_i^2} + 2 \frac{Q_o \left(\sum_{i=1}^i \Delta Q_i \right)}{\omega_i^2} - \\ & - 2 \frac{\left(\sum_{i=1}^i \Delta Q_i \right) \Delta Q_i}{\omega_i \omega_{m.э}} \cos \alpha + \frac{\left(\sum_{i=1}^i \Delta Q_i \right)^2}{\omega_{om\&i}^2} - 2 \frac{\left(\sum_{i=1}^i \Delta Q_i \right) \Delta Q_i}{\omega_{om\&i} \omega_{m.э}} \cos \alpha - (\zeta_{Mi} + \zeta_{Di}) \frac{\Delta Q_i^2}{\omega_{m.э}^2} = 0, \end{aligned}$$

где ζ_{Mi} , ζ_{Di} - коэффициенты местных сопротивлений и сопротивлений по длине в тонкослойных элементах; ΔQ_1 , ΔQ_i - расходы через первый и i -тый элементы; ω_{ex} , ω_i , $\omega_{om\&i}$, $\omega_{m.э}$ - соответственно площади живых сечений входного распределительного канала в начале и в месте расположения i -того элемента, отводящего канала и тонкослойного элемента; α - угол наклона тонкослойного элемента к горизонту.

Сечение распределительного канала измеряется по линейному закону от ω_{ex} на входе до $\omega_i = 0$ в его конце.

При известных значениях коэффициентов сопротивлений ζ_{Mi} и ζ_{Di} , решение уравнения может быть получено методом последовательного приближения с первоначальным назначением и последующей корректировкой расхода ΔQ_1 через первый тонкослойный элемент блока.

Ориентировочные значения ζ_{Mi} могут быть получены с использованием известных зависимостей для потерь напора при разделении и слиянии потоков с произвольным соотношением расходов основного потока и ответвления.

Для тонкослойного элемента на входе и выходе из него значения коэффициентов местных сопротивлений составят:

$$\zeta_{Mi} = \left(\frac{\omega_{T.Э.}}{\omega_{ex.i}} \right)^2 \left(\frac{Q_0 - \sum_{i=1}^i \Delta Q_i}{\Delta Q_i} \right)^2 - 2 \frac{\omega_{T.Э.}}{\omega_{ex.i}} \frac{\left(Q_0 - \sum_{i=1}^i \Delta Q_i \right)}{\Delta Q_i} \cos \alpha - 0,85;$$

$$\zeta''_{Mi} = \left(\frac{\omega_{T.Э.}}{\omega_{omв.i}} \right)^2 \left(\frac{\sum_{i=1}^i \Delta Q_i}{\Delta Q_i} \right)^2 - 2 \frac{\omega_{T.Э.}^2}{\omega_{omв.i} \omega_{omв.i(i-1)}} \left(\frac{\sum_{i=1}^i \Delta Q_i}{\Delta Q_i} \right)^2 - 2 \frac{\omega_{T.Э.}}{\omega_{omв.i}} \cos \alpha + 1.$$

Коэффициенты сопротивления по длине при ламинарном режиме движения жидкости в тонкослойных элементах соответственно будут равны:

$$\zeta_{Di} = \frac{AL_{\Pi} \nu}{16v_i h} = \frac{AL_{\Pi} \nu b}{8(\Delta Q_i) \cdot h}, \quad \zeta_{D1} = \frac{AL_{\Pi} \nu}{16v_1 h} = \frac{AL_{\Pi} \nu b}{8(\Delta Q_1) \cdot h},$$

где A – коэффициент, зависящий от формы поперечного сечения тонкослойного элемента, $A=61,8 - 90$; L_{Π} – длина элемента; ν – коэффициент кинетической вязкости жидкости; b – ширина блока тонкослойных элементов; h – половина расстояния между стенками блочного тонкослойного элемента; v_1, v_i – скорость потока в первом и i -ом элементах.

Анализ полученных уравнений показывает, что распределение потока между тонкослойными элементами в блоке зависит от значительного числа факторов: соотношения площадей входного сечения распределительного канала и площади входного сечения блок, изменения этого соотношения по его длине, угла наклона блока в горизонту α , величины поступающего общего расхода, параметров тонкослойных элементов Q_0, b, L_{Π}, h , угла β , который из условия сползания осадка обычно назначения $45-60^\circ$, геометрии подводящего канала, числа тонкослойных элементов в блоке m , вязкости жидкости и некоторых других условий. Как известно, неравномерность работы тонкослойных элементов при неудачном их размещении в отстойной зоне может быть значительной, причем некоторая их часть вообще оказывается не нагруженной. Полученные зависимости дают возможность оценить распределение расхода в блоке тонкослойных элементов с восходящим течением жидкости при переменном сечении распределительного канала, глубина которого линейно изменяется по его длине.

СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ МЕТОДА РАСЧЕТА КАТИОНИТОВОГО ФИЛЬТРА

И.Н. Чуб, Харьковская национальная академия городского хозяйства

Одним из важнейших аспектов совершенствования эксплуатации водоподготовительного оборудования предприятий теплоэнергетики, является раз-

работка специального программного обеспечения и оснащение эксплуатирующихся ионообменных установок средствами управляющей вычислительной техники. Для этого необходимо иметь соответствующую теоретическую базу, а именно – инженерные методы расчета.

Выполнен анализ существующих методов расчета Na-катионитовых фильтров. Изучены основные закономерности умягчения в аппаратах с неподвижным плотным слоем. Было установлено, что основной процесс умягчения идет в рабочей зоне аппарата. Для выявления факторов, влияющих на работу катионитового фильтра, были проведены лабораторные исследования. В ходе лабораторных исследований изучалось влияние скорости фильтрования на неиспользованную емкость загруженного катионита. Результаты исследований приведены в табл. 1.

Объем воды ΔV эквивалентен неиспользованной емкости катионита. Рост неиспользованного катионита при повышении скорости фильтрования объясняется разной высотой рабочей зоны, которая определяется по соотношению:

$$h_{p.z.} = 4 \cdot 10^{-2} v \cdot d_3^2 \cdot 2.3 \lg C_0, \quad (1)$$

и зависит от исходной концентрации катионов жесткости умягчаемой воды. Эта зона имеет свои характеристики (высоту и скорость перемещения), которые определяются по известным соотношениям. Сложнее всего определить характер распределения концентраций и отработку катионита в рабочей зоне фильтра при наступлении проскока.

Таблица 1 - Результаты экспериментальных исследований

Скорость м/ч	Определяемые параметры				
	Время про- скока, τ_{np} , ч	Время насы- щения, τ_n , ч	Объем во- ды $V_n - V_v$ ΔV , м ³	Средняя жест- кость фильтрата J_{cp} , мг-экв/дм ³	Высота рабочей зоны $h_{p.z.}$, м
3	6,43	9,2	0,017	2,3	0,15
5	3,2	5,7	0,025	3	0,24
7	1,7	4,03	0,031	2,1	0,33

Известно, что на распределение концентраций оказывает влияние вид изотермы и неравновесные (динамические) условия. В динамических условиях, в которых протекают все процессы умягчения, добиться фазового равновесия сложно. С учетом перечисленных условий был разработан метод определения неиспользованной емкости катионита в рабочей части фильтра и получены формулы (2), (3) для вычисления рабочего периода фильтра и динамической обменной емкости.

$$\tau_{np} = \frac{\bar{C}_0}{(C_0 - C_{np}) \cdot v \cdot f} \cdot (V_k - V_{n.z.}), \text{ ч.} \quad (2)$$

где \bar{C}_0 – емкость катионита с учетом условий регенерации и частичного задержания катионов Na^+ , г-экв/м³; V_k – объем загруженного в фильтр катионита, $h_k \cdot f$, м³; $V_{n.z.}$ – объем неиспользованной зоны фильтра, эквивалентный (хво-

стовой) неиспользованной емкости катионита; h_k – высота загруженного катионита.

$$e_p = \frac{\bar{C}_0 \cdot (V_k - V_{н.з})}{f \cdot h}, \text{ Г-ЭКВ/М}^3. \quad (3)$$

Период работы фильтра является важной технологической характеристикой. Полученное выражение (2) сравнивали с другими известными формулами для определения рабочего периода фильтра, которыми пользуются в водоподготовке. Для сравнения было выбрано уравнение Громогласова, как наиболее распространенное и другие формулы. Расчет выполняли для следующих условий: фильтр диаметром 3,4 м., загрузка катионит КУ-2-8; высота загрузки – 1,6 м; диаметр зерна катионита, $d_3=0,8$ мм. Производительность фильтра 137 м³/ч, соответственно скорость фильтрования $v=15$ м/ч. Исходная концентрация катионов жесткости в воде $C_0 = 7$ г-экв/м³. Концентрация в фильтрате $C_{np} = 0,1$ г-экв/м³, обменная емкость катионита КУ-2-8 в процессе эксплуатации (по известной полной обменной емкости $E_n = 1500$) $E_p^{Na} = \bar{C}_0 = 1048$ Г-ЭКВ/М³.

По формуле Громогласова:

$$\tau = \frac{h_{cl}}{v \cdot \beta} - \frac{-\ln \varphi - 1}{0,92 \cdot v^{0,5} \cdot d_3^{-1,5} \cdot \beta^{0,5}}, \quad (4)$$

где τ - время фильтрования до заданного значения проскока, ч; v - скорость фильтрования, м/ч; d_3 - диаметр зерна катионита, мм; h_{cl} - высота слоя катионита, м; $\varphi = C_{np}/C_0$; $\beta = C_0/q_0$; C_0 и C_{np} - концентрации ионов соответственно исходная и в фильтрате; q_0 - концентрация ионов, сорбированных единицей объема катионита.

$$\tau_{np} = \frac{1,6 \cdot 1048}{15 \cdot 7} - \frac{-\ln \frac{0,1}{7} - 1}{0,92 \cdot 15^{0,5} \cdot 0,8^{-1,5} \cdot 0,007^{0,5}} = 8,1 \text{ ч.}$$

По предложенной зависимости (2):

$$\tau_{np} = \frac{\bar{C}_0 \cdot (V_k - V_{н.з})}{(C_0 - C_{np}) \cdot f \cdot v} = \frac{1048 \cdot (14,56 - 4,12)}{(7 - 0,1) \cdot 9,1 \cdot 15} = 11,5 \text{ ч.}$$

Другие формулы:

$$\tau_{np} = \frac{E_{раб} \cdot h_k}{v \cdot C_0} - \frac{0,02 \cdot E_{раб} d_3^2 \ln C_0}{C_0}, \text{ ч} \quad (5)$$

$$\tau_{np} = \frac{1048 \cdot 1,6}{15 \cdot 7} - \frac{0,02 \cdot 1048 \cdot 0,8^2 \ln 7}{7} = 12,32, \text{ ч.}$$

$$\tau = \frac{e_p \cdot h_k}{v \cdot Ж_{и.г}} = \frac{1048 \cdot 1,6}{15 \cdot 7} = 15,9 \text{ ч} \quad (6)$$

Полученные по трем уравнениям τ_{np} были проанализированы. Установлено, что на расхождение результатов влияет второй элемент правой части уравнений (4) и (5). Уравнение (4), практически не учитывает рабочую зону аппарата. Это объясняет полученный результат, т.е. самый короткий период работы фильтра – 8,1 ч. Авторы уравнения (5) предлагают условно считать использо-

ванным только половину катионита в рабочей зоне (коэффициент $0,02=0,5 \cdot 0,04$).

Формула (6) широко используется для практических расчетов. Однако расчеты, выполненные по ней, являются недостаточно точными и требуют корректировки в процессе эксплуатации.

Предлагаемая формула (2) учитывает влияние концентрационного фронта и степень использования емкости катионита в рабочей части аппарата в зависимости от скорости фильтрования и исходной концентрации воды. Следовательно, применение формулы (2) для определения периода работы фильтра в процессе эксплуатации позволяет получить адекватные результаты.

КИНЕМАТИКА ПРОЦЕССОВ АММОНИФИКАЦИИ, НИТРИФИКАЦИИ, ДЕНИТРИФИКАЦИИ

Л.И.Дегтерева, Т.А.Шевченко, Харьковская национальная академия городского хозяйства, г. Харьков

Микроорганизмы в своей жизнедеятельности потребляют необходимые им вещества и энергию: водород (H), кислород (O), углерод (C), азот (N), фосфор (P), серу (S) и другие второстепенные элементы. Разные бактерии используют различные источники энергии:

- солнечную энергию используют фотосинтетические автотрофы (Autotrophy);
- органику в качестве питательного вещества используют гетеротрофы (Heterotrophy);
- неорганические соединения используют хемотротрофы (Chemoautotroph).

Фотосинтетические автотрофы берут энергию от солнца. В процессе жизнедеятельности получают элементы H и O из H_2O ; C из CO_2 . Азот, фосфор, серу и т.д. получают из растворенных солей: NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} .

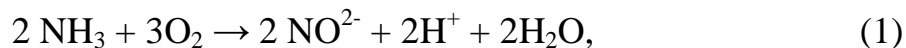
Автотрофы производят высоко энергичную органику (H, C, O) и кислород.

Гетеротрофы получают энергию из окисления органики, используют высокоэнергичную органику и формируют более сложную биомассу, включая протеины. Полученная энергия тратится на производство массы клеток, свободная энергия, потери на тепло.

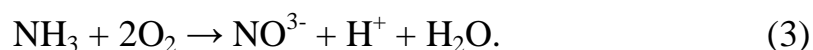
Когда органическая энергия заканчивается, то гетеротрофическая жизнь прекращается. При наличии таких микроорганизмов в сточных водах появляется пена на поверхности воды.

Хемотротрофы получают энергию от окисления неорганики.

В процессе нитрификации окисляются аммонийные соединения нитрифицирующими бактериями (аэробами). Этот процесс происходит по следующим реакциям:

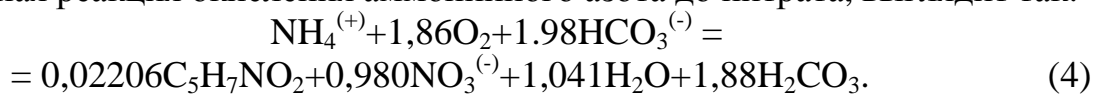


Итоговая реакция:



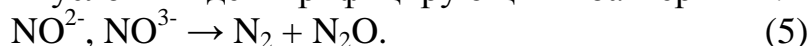
Отсюда легко подсчитать, что для окисления 1 г N, нужно потратить $\frac{4 \cdot 16}{14} = 4,57$ грамм O_2 .

А полная реакция окисления аммонийного азота до нитрата, выглядит так:



Уравнение (4) получено в 1975 г. (U.S. Environmental Protection Agency).

Процесс превращения нитритов и нитратов в свободный газообразный азот производится в анаэробных условиях денитрифицирующими бактериями:



Система биологической очистки сточных вод состоит из следующих этапов:

1. Удаление взвешенных веществ, фекалий и других крупных отходов.
2. Разложение растворенной органики (БПК) - аммонификация.
3. Окисление аммония до нитратов - нитрификация.
4. Превращение нитратов в газообразный азот - денитрификация.
5. Удаление фосфора - дефосфация.
6. Удаление CO_2 – декарбонизация.
7. Добавление O_2 – аэрация стоков.

Загрязнения сточных вод состоят из общего аммония + аммиак ($NH_4^+ + NH_3$), растворенного в воде, и азота, еще пока зафиксированного в органических веществах. Косвенно можно узнать, сколько в воде находится органических веществ, замерив БПК₅.

Основная задача аммонификации - удалить органику, т.е. БПК₅. Эту задачу выполняют - гетеротрофы, они развиваются быстрее хемотрфов (нитрифицирующих бактерий) и могут существовать в более большом диапазоне внешних факторов. Они являются конкурентами нитрифицирующих бактерий в биофильтре за жизненное пространство. Если БПК₅ (взвешенных частиц) не опустится ниже 15 мг/л, то процесс нитрификации будет невозможен из-за заселения биологического фильтра гетеротрофами. В биологическом фильтре они заселяют примерно 10-15% объема в начале фильтра.

Процесс аммонификации не потребляет щелочности воды, но может уменьшать рН воды в результате накопления CO_2 . Скорость аммонификации в основном зависит от температуры и содержания кислорода в воде. рН воды должна лежать в пределах от 5 до 9.

Бактерии очищают среду от органических загрязнений, но одновременно являются причиной возникновения неблагоприятной эпизоотической обстановки. Наибольшую опасность представляют аэромонады и энтеробактерии. При увеличении органического загрязнения, в структуре общего микробного фона их доля растет. Энтеробактерии входят в состав микробных ассоциаций, формирующихся в кишечном тракте гидробионтов, вырабатывают энтеротоксины и являются причиной их заболеваний и гибели. Поэтому на стадии аммонификации необходим контроль за бактериями.

На скорость нитрификации в биофильтре влияют следующие параметры воды: БПК, концентрация общего аммония (на единицу площади, на единицу

объема), концентрация кислорода, гидравлическая нагрузка, температура, pH, щелочность воды, скорость роста хищников-бактерий.

В результате нитрификации уменьшается щелочность воды, которую нужно восстанавливать, иначе pH воды упадет до критической отметки.

Денитрификация аналогична нитрификации, как биологический процесс. В результате денитрификации конечный продукт нитрификации - нитрат превращается в газообразный азот. Этот процесс имеет место в бескислородной среде, и используется органическое вещество как источник углерода.

Обычно в странах Европы используют метанол как источник углерода, реже этанол. Часто еще используют метанол, если недостаточно в воде ХПК. Нитраты и ХПК (источник органического вещества) превращаются бактериями в новые бактерии, в газообразный азот, углекислый газ, воду и основание. Плюс от этого процесса в том, что уменьшается замена воды в системе в сутки.

Денитрифицирующие бактерии являются факультативными анаэробами, использующими в качестве акцепторов электронов кислород и нитраты. В результате этой реакции повышается pH воды и поглощается БПК (разрушается органическое вещество без использования кислорода), а значит экономится кислород. Если в технологической схеме используется денитрификатор, то могут возникнуть проблемы с удалением соединений фосфора из сточных вод.

Теория дефосфатации опирается на удаление фосфора путем синтеза биомассы бактерий в результате окисления БПК. Фосфор требуется для внутриклеточной энергии переноса, это является основным клеточным компонентом. Поэтому фосфор необходим для биосинтеза. Обычно он содержится в биомассе микробов в концентрациях 1,5-2% от сухого веса.

Если сначала создать в схеме зону анаэробную, а потом аэробную, то в бактериях концентрация фосфора возрастет до 4-12%. Эту биомассу можно уже будет удалить при помощи фильтров механической очистки (отстойников или микросетчатых фильтров). В отходах будет содержаться в 2,5-4 раза больше фосфора, чем при обычной системе очистки.

Процесс биологической очистки сточных вод протекает в три основные стадии: аммонификация, нитрификация и денитрификация. Эти стадии в значительной степени зависят от температуры, содержания кислорода и pH среды обрабатываемых сточных вод, учет кинетики протекания которых позволяет повысить эффективность очистки сточных вод по основным показателям, а также по содержанию биогенных элементов (азота и фосфора).

ЭКОНОМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА НОРМАТИВНЫХ ТРЕБОВАНИЙ ПО СБРОСУ СТОЧНЫХ ВОД В ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ В РОССИИ И УЗБЕКИСТАНЕ

Н.А.Черников, О.М.Мусаев, Петербургский государственный университет путей сообщения (ПГУПС), Российская Федерация

Отсутствие в России и Узбекистане сформировавшихся рыночных отношений в области водоотведения и охраны водных ресурсов ведет к неоправданно

высоким нормам и низким тарифам на водопотребление и водоотведение. В СНиП 2.04.02-84*. Водоснабжение. Наружные сети и сооружения (табл. 4) и СНиП 2.04.03-85. Канализация. Наружные сети и сооружения (табл. 3) предусмотрено даже увеличение удельного водопотребления и водоотведения, что экономически нерационально и противоречит мировым тенденциям в этой области.

Следует отметить очень низкие объемы финансирования природоохранных мероприятий в России и Узбекистане (удельные финансовые затраты в сотни раз меньше, чем в передовых странах Европы и Америки). В то же время предельно допустимые концентрации загрязняющих веществ в сточных водах при сбросе их в водные объекты и в системы водоотведения в России и в Узбекистане в некоторых случаях устанавливаются более жесткие, чем в других странах. Это обстоятельство во многих случаях препятствует притоку иностранных инвестиций, так как выполнение национального водоохранного законодательства является экономически невыгодным для фирм. В результате этого практически все водопользователи становятся заложниками сложившейся ситуации, так как для выполнения требуемых нормативов нет достаточных финансовых средств.

В период с 1992 по 2008 гг. ситуация с проведением водоохранных мероприятий в Российской Федерации и Узбекистане как правило ухудшалась: уменьшались относительные инвестиции в основной капитал, направленные на охрану водных ресурсов, ввод в действие станций для очистки сточных вод, а также ввод в действие систем оборотного водоснабжения.

Реализация рыночных отношений в области водопользования в наших странах наталкивается на ряд трудностей, основные из которых заключаются в следующем:

- отсутствует юридическая база для регулирования таких отношений;
- возможности финансирования водоохранных мероприятий, как правило, не позволяют достигать значений предельно допустимых сбросов (ПДС) загрязняющих веществ в требуемое время; это обязывает либо значительно увеличить финансирование природоохранных мероприятий в ущерб другим направлениям хозяйственной деятельности, либо снизить требования к качеству сточных вод, сбрасываемых в водные объекты. Эти действия направлены в первую очередь на реализацию рыночных механизмов в природоохранной деятельности в полном объеме;
- отсутствие обоснованной методики определения допустимых сбросов загрязняющих веществ в городские сети водоотведения в зависимости от предельно допустимых концентраций (ПДК) загрязняющих веществ, сбрасываемых в водные объекты, часто приводит к парадоксальной ситуации: во многих случаях требования к сточной воде, сбрасываемой водопользователями в городские сети водоотведения, в десятки раз более жесткие, чем к питьевой воде и рекомендации Всемирной организацией здравоохранения, или предельно допустимые концентрации загрязняющих веществ в воде водных объектов. Введение региональных нормативов, как правило, позволяет частично уменьшить остроту ситуации, но не снимает всех противоречий нормативных требований и технико-экономических возможностей водопользователей.

В связи с этим, несостоятельной является точка зрения некоторых специалистов о том, что в наших условиях в области водоотведения и охраны водных ресурсов может быть прогрессивна система штрафов. Она может быть такой лишь в том случае, если является стимулом для внедрения новых технологий, если у природопользователя есть выбор: совершенствовать производство или платить штраф. В настоящее время у нас такой альтернативы нет.

Для использования рыночных механизмов в водоохранной деятельности и принятия рациональных технических решений необходимы два основных условия:

- водопользователь должен иметь право собственности на самоочищающую способность водных объектов (экологический потенциал);
- допустимые концентрации на сброс загрязняющих веществ в водные объекты на всех уровнях (федеральном, региональном и местном) должны быть обеспечены необходимым объемом финансирования.

Таким образом, для того, чтобы использовать все преимущества рыночной экономики в области природопользования и, в частности, водопользования, необходимо обеспечить ее работоспособность.

ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ОСВЕЩЕНИЯ ВОДЫ В ТОНКОСЛОЙНЫХ ОТСТОЙНИКАХ

О.В.Булгакова, Харьковская национальная академия городского хозяйства

В последнее время все шире применяются тонкослойные отстойники. Их разделительная способность, особенно при выделении тонкодисперсных примесей, во много раз выше разделительной способности горизонтальных, вертикальных и радиальных отстойников. Габариты тонкослойных отстойников по сравнению с другими типами осадочных бассейнов значительно меньше и исчисляются несколькими метрами, что позволяет размещать их в закрытых помещениях. Это в свою очередь повышает эффект отстаивания, так как процессы осаждения взвеси протекают при более высоких и стабильных температурах.

Разделение суспензии происходит при условии неравенства плотности твердого тела s и жидкости s_0 , в которой оно находится. При положительном значении разности плотностей ($s - s_0 > 0$) частицы осаждаются, при отрицательном ($s - s_0 < 0$) всплывают, что является основополагающим для уравнений Ньютона – Ретингера, Стокса и других при определении скорости осаждения твердых частиц в вязкой жидкости.

Однако скорость процесса разделения суспензии, кроме указанного фактора, предопределяется еще дисперсностью частиц и вязкостью жидкости. С точки зрения уравнение свободного падения твердого тела в вязкой жидкости Стокса является наиболее полным:

$$U = \frac{d^2 * (\rho - \rho_0) * g}{18\mu} \quad (1)$$

где U - скорость осаждения частицы, d - диаметр частицы, ρ - плотность частицы, ρ_0 - плотность жидкости, g - ускорение силы тяжести, μ - динамическая вязкость.

Осаждаясь, частицы влияют друг на друга, вызывая в одном случае ускорение, в другом – замедление. Поэтому при расчетах вводятся поправки на концентрацию. Так, при стесненном осаждении Эйнштейном предложено уравнение

$$U_{cm} = U * \left[1 - 2.6 \left(\frac{C}{\rho} \right)^{0.5} \right] \quad (2)$$

где U_{cm} – стесненная скорость осаждения частиц, C – концентрация взвеси.

В работах о поверхностных явлениях указывается на образование вокруг твердой частицы, погруженной в воду, иммобилизованного слоя жидкости, характерного тем, что он с частицей образует единый агрегат, толщиной иммобилизованного слоя у которого изменяется от 0,03 мкм до 0,4 мкм и составляет в среднем около 0,15 мкм. Это положение является важным при оценке осаждаемости частиц микрогетерогенной системы, размер которых составляет от 0,1 до 10 мкм, т.е. взвеси, поддающейся расчетам по уравнению Стокса. Таким образом, присоединенный слой вод в на поверхности твердой частицы изменяет ее плотность и дисперсность. В данном случае плотность агрегата составит:

$$\rho' = \frac{\rho d^3 + \rho_0 (d_1^3 - d^3)}{d_1^3} \quad (3)$$

где ρ' - плотность агрегата (частица с присоединенным слоем воды), d_1 – диаметр агрегата (частица с присоединенным слоем воды),

На практике имеет место непрерывный технологический процесс, поэтому осаждение взвеси определяют с учетом влияния турбулентности. По рекомендациям П.И. Пискунова, влияние последней определяется из уравнения

$$V_z' = 4n \frac{V}{H^{0.2}} \quad (4)$$

где V_z' – взвешивающая составляющая скорость потока, V – скорость потока, n – коэффициент шероховатости стен и дна, H – глубина потока.

Целесообразность применения тонкослойных отстойников основывается на том, что уменьшение высоты потока при сохранении той же скорости его движения пропорционально уменьшает и время отстаивания.

Хазеном было выдвинуто положение о транспортирующей способности потока (параметр обратно пропорционален осаждению):

$$K_0 = Q * C \frac{H}{F}, \quad (5)$$

где K_0 – коэффициент, характеризующий транспортирующую способность потока), указывающее на то, что разделение высоты потока H на более мелкие отрезки одновременно увеличивает площадь F и снижает удельную нагрузку на нее по взвеси.

Эффективность влияния контактной среды на процесс обработки воды в отстойнике зависит от физических параметров среды: объемной концентрации, размеров частиц, сил сцепления и гидравлической характеристики образующей среду взвеси. Кроме того, для работы отстойника большие значения имеют

прочность на сжатие и объемный вес взвеси и степень ее структурно-механической гидратации.

Наличие в воде механических примесей оказывает большое влияние на физические параметры коагулированной взвеси. По мере увеличения содержания примесей растут плотность, прочность на сжатие и скорость осаждения частиц, а количество воды, заключенной в ячейках структуры взвеси, резко уменьшается.

Непосредственное влияние на физико-химические процессы очистки воды оказывают обменная концентрация, размер и сила сцепления взвеси контактной среды. Первые два параметра определяют площадь твердой поверхности, с которой контактирует обрабатываемая вода и связаны явления катализа, сорбции и адгезии. Кроме того, от объемной концентрации зависит интенсивность явлений циркуляции и диффузии взвеси, влияющих на физико-химические процессы очистки воды и обуславливающих динамическое равновесие контактной среды и процесс удаления из нее избыточной взвеси.

Гидравлическая характеристика взвеси определяет скорость осаждения и степень однородности взвеси. От нее зависит скорость движения воды в отстойнике и, следовательно, его пропускная способность. При заданной скорости движения воды в отстойнике от гидравлической характеристики зависят объемная концентрация взвеси и остаточное содержание механических примесей в осветленной воде. Скорость осаждения взвеси определяется размерами и объемным весом ее частиц.

По результатам определения физических параметров контактной среды можно установить причины неудовлетворительного эффекта очистки воды и подобрать оптимальный режим эксплуатации горизонтального отстойника. Кроме того, анализируя и сопоставляя эти результаты при различных условиях обработки воды, можно наметить пути усовершенствования технологии работы и конструкции отстойника.

Таким образом эффективность работы тонкослойных отстойников зависит от конструктивно-механической гидратации, удельного веса, сцепления взвеси с контактной средой, а также ж-потенциала и адсорбционной емкости гидроксида алюминия в процессах очистки воды.

ОЧИСТКА РАСТВОРОВ КРАСИТЕЛЯ «ОРАНЖЕВЫЙ R» ОТХОДОМ САХАРНОЙ ПРОМЫШЛЕННОСТИ

Ж.А.Свергузова, Д.А.Ельников, Белгородский государственный технологический университет им. В.Г.Шухова, Российская Федерация

Красители широко используются в текстильной, обувной, кожгалантерейной, меховой и др. видах промышленности для окрашивания хлопчатобумажных, шерстяных, искусственных тканей, кожи и меха. В ходе технологических операций красящие вещества попадают в сточные воды предприятий и ввиду несовершенства систем водоочистки загрязняют водные объекты.

Критерием загрязненности сточных вод при сбросе красителей в водоемы является ухудшение качества природных вод вследствие изменения их органолептических свойств, появление вредных веществ для человека, животных, птиц, кормовых и промысловых организмов, а также нарушение процесса самоочищения и санитарного режима поверхностных источников. Содержание загрязнений в сточных водах меховой промышленности столь велико, что поступления последних в водный объект может вызвать необратимые процессы, включая полное разрушение в сложившейся экосистеме.

Вред, наносимый сбросом окрашенных сточных вод в водоемы, помимо отрицательного влияния на светопроницаемость воды и на ассимиляцию водорослей, проявляется в повышении минерализации, а это отрицательно сказывается на вкусовых качествах воды при использовании водоисточника для питьевых целей. Кроме того, увеличение минерализации может угнетать биохимическую жизнь в водоеме. Доказано, что красители при концентрации более $0,1 \text{ мг/дм}^3$ влияют на кислородный режим воды, ХПК, БПК₅ и особенно на процессы аммонификации и нитрификации в воде. Определены предельно допустимые концентрации (ПДК) красителей, не влияющие на процессы самоочищения воды, которые составляют менее $0,001 \text{ мг/дм}^3$. В связи с этим возникает необходимость глубокой очистки сточных вод, образующихся после процесса крашения.

Более широкое распространение получили сорбционные методы. Так, для очистки от красителей предлагается использовать дробленый активированный антрацит. Для очистки от красителей рекомендуется использовать также минеральные сорбенты, в частности глинистые минералы: бентониты, монтмориллониты, перлиты и другие в виде порошков.

В качестве альтернативного недорогого и эффективного сорбента для очистки сточных вод от красителей нами предложено использовать дефекат – твердый отход сахарной промышленности.

Дефекат – фильтрационный осадок, образующийся на стадии очистки (сатурации) диффузионного сока сахарной свеклы, в результате фильтрации соков на прессфильтрах. В основном он состоит из CaCO_3 , некоторого количества сахара, адсорбированных органических веществ, несахаров, которые в процессе обработки соков образуют с кальцием нерастворимые соединения или адсорбируются на поверхности CaCO_3 .

Для получения термически модифицированного дефеката (ТД), пригодного к использованию в водоочистке, исходный дефекат (ИД) подвергали обжигу при различных температурах.

При термической обработке дефеката происходит неполное сгорание органических веществ, образуется чистый углерод (сажа), частицы которого осаждаются на поверхности CaCO_3 . При этом происходит разложение кальциевых солей органических кислот с образованием CaO , о чем свидетельствует повышение рН водных вытяжек полученного дефеката, обработанного при различных температурах.

Для изучения возможности очистки модельных растворов с помощью модифицированного дефеката использовали краситель «Оранжевый R» (OR) (тропеолин ООО) – n -[(2-окси-1-нафтол)азо] бензосульфокислоты натриевая соль.

Внешний вид – красновато-бурые кристаллы. $pH = 4$ (10 г/л воды). Растворимость в воде (20°C, г/л) – 60. При переходе к $pH = 8-10$ окрас меняется из оранжевого в красный.

Определяя эффективность очистки, готовили модельные растворы путем растворения красителя ОР в дистиллированной воде. В работе использовались растворы с концентрацией 25 мг/дм³ и 50 мг/дм³.

Для выяснения, какую роль в очистке раствора играет каждая из составляющих ТД – углерод и СаСО₃ были проведены эксперименты с чистым СаСО₃, для этого использовались частицы с размерами, близкими к размерам частиц ТД, т.е. менее 0,315 мм.

При исследовании влияния массы добавленного сорбента к модельному раствору было установлено, что очистка раствора происходит при добавлении всех исследуемых веществ – мела, ИД и ТД. Однако при добавлении мела в количестве 5 г на 100 мл исследуемого раствора эффективность очистки составляет всего лишь 44%, при добавлении ИД эффективность достигает 57%, в то время как при добавлении ТД эффективность 93% достигается при добавлении всего 2 г на 100 мл раствора.

Таким образом, термическая обработка ИД значительно повышает сорбционные свойства ИД. Кроме того следует учесть, что при обжиге ИД выгорают органические примеси, содержащиеся в ИД, таким образом, исключается повторное загрязнение очищаемых водных сред органическими веществами и микрофлорой.

В ходе исследования зависимости эффективности очистки от длительности перемешивания (рис. 1) было установлено, что заметный рост эффективности очистки наблюдается при увеличении длительности перемешивания до 8 мин., на участке от 8 до 12 мин. эффективность очистки замедляется и возрастает лишь от 97,5 до 98% для раствора с исходной концентрацией 50 мг/дм³ и от 96 до 97% для раствора с исходной концентрацией 25 мг/дм³. В дальнейшем эффективность очистки возрастает еще менее значительно.

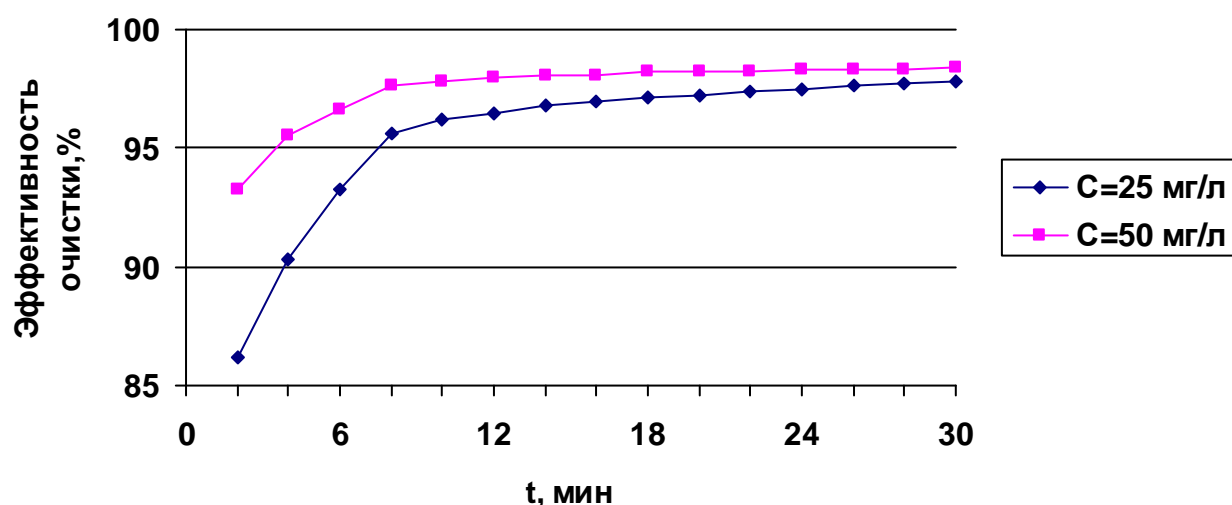


Рис. 1 - Зависимость эффективности очистки от длительности перемешивания (масса ТД в обоих случаях составляет 2 г на 100 мл раствора)

Из полученных результатов следует, что при использовании термически модифицированного дефеката для очистки модельных растворов, высокая эффективность очистки (около 98-99%) достигается при добавке ТД 2 г на 100 мл раствора при длительности перемешивания 10 мин.

ИНЖЕНЕРНЫЙ РАСЧЕТ ФИЛЬТРОВАНИЯ СУСПЕНЗИИ ЧЕРЕЗ ОДНОРОДНУЮ И ДВУХСЛОЙНУЮ ЗАГРУЗКИ

В.Л.Поляков, Институт гидромеханики НАН Украины, г.Киев

Ключевым при формализации разделения суспензии фильтрованием является описание отложения взвешенных частиц в порах загрузки. В теоретических исследованиях фильтрования широко практикуются два подхода к учету этого явления, имеющего сложную физико-химическую природу. Более обоснованным является представление об удалении взвеси как результате процессов прилипания к фильтрующему материалу и отрыва прилипших частиц суспензии. Тогда уравнения линейной кинетики массообмена между твердой и жидкой фазами и массопереноса будут иметь вид

$$\frac{\partial S}{\partial t} = \alpha C - \beta S, \quad V \frac{\partial C}{\partial z} + \frac{\partial S}{\partial t} = 0, \quad (1)$$

где S , C - объемные концентрации осажденных и взвешенных частиц; α , β - коэффициенты скоростей прилипания и отрыва частиц суспензии, V - скорость фильтрования.

Нелинейной кинетике в литературе уделено намного меньше внимания. Система уравнений (1) дополняется условиями

$$z = 0, \quad C = C_0, \quad t = 0, \quad S = 0. \quad (2)$$

Строгое решение задачи (1)-(2) при постоянной скорости V известно давно, но не нашло применения в инженерной практике вследствие его интегральной формы. Построено очень простое приближенное решение, которое, тем не менее, обеспечивает высокую точность расчетов всех характеристик фильтрования. Из него вытекают зависимости для относительных концентраций

$$\bar{C}(\bar{z}, \bar{t}) = \frac{\bar{C}(z, t)}{C_0} = 2e^{-\lambda_1(\bar{t})\bar{z}} - e^{-\bar{\alpha}\bar{z}}, \quad \bar{S}(\bar{z}, \bar{t}) = \frac{S(z, t)}{n_0 C_0} = \lambda_1(\bar{t})\bar{t}e^{-\lambda_1(\bar{t})\bar{z}}, \quad (3)$$

где $\bar{z} = z/L$, $\bar{t} = Vt/(n_0 L)$, $\lambda_1 = 2\alpha/(2 + \bar{\beta}\bar{t})$, $\bar{\alpha} = \alpha L/V$, $\bar{\beta} = \beta n_0 L/V$, L - высота загрузки, n_0 - пористость чистой загрузки.

Тогда выходная концентрация взвеси со временем будет расти следующим образом

$$\bar{C}_e(\bar{t}) = \bar{C}(1, \bar{t}) = 2e^{-\lambda_1(\bar{t})} - e^{-\bar{\alpha}}. \quad (4)$$

Используя критерий качества фильтрата ($C_e \leq C_{e*}$), из (4) выводится формула для относительного времени \bar{t}_p защитного действия загрузки

$$\bar{t}_p = \frac{2}{\bar{\beta}} \left[\frac{\bar{\alpha}}{\ln 2 - \ln(\bar{C}_{e*} + e^{-\bar{\alpha}})} - 1 \right]. \quad (5)$$

Если время \bar{t}_p задано, то можно определять соответствующие ему высоту загрузки или скорость фильтрования с помощью уравнения

$$2 \exp \left[-\frac{2L\alpha(V)}{2V + t_p V \beta(V)} \right] - \exp \left[-\frac{L\alpha(V)}{V} \right] = \bar{C}_e. \quad (6)$$

При вычислении V учитывается зависимость коэффициентов α, β от нее.

Чрезмерный рост потерь напора в загрузке Δh , который ведет к снижению производительности фильтра, легко прогнозировать благодаря выводу расчетной формулы на базе выражения для \bar{S} (3), уравнения

$$V = -k(S_d) \frac{\partial h}{\partial z}, \quad (7)$$

эмпирических зависимости для коэффициента фильтрации k и соотношения

$$k = k_0 \left[1 - \left(\frac{S_d}{n_0} \right)^{m_1} \right]^{m_2}, \quad S_d = \gamma S. \quad (8)$$

где $h(z, t)$ – функция напора, S_d – объемная концентрация осадка, k_0 – коэффициент фильтрации чистой загрузки, m_1, m_2, γ – эмпирические коэффициенты.

Более общий случай, когда состав осадка по мере его накопления меняется и, следовательно, γ зависит от S , исследован ранее. В итоге вышеупомянутая формула при $m_2 = 3$ получена в таком виде

$$\Delta \bar{h}(\bar{t}) = \frac{1}{\lambda_1} \left[\frac{2\lambda_2}{1-\lambda_2} \frac{e^{\lambda_1} - 1}{e^{\lambda_1} - \lambda_2} - \frac{\lambda_2^2}{2(e^{\lambda_1} - \lambda_2)^2} + \frac{\lambda_2^2}{2(1-\lambda_2)^2} + \ln \frac{e^{\lambda_1} - \lambda_2}{1-\lambda_2} \right], \quad (9)$$

где $\Delta \bar{h} = \Delta h / (h(0,0) - H_d)$,

H_d – напор на выходе из загрузки.

Время действия фильтра ограничивается вследствие больших затрат механической энергии на фильтрование. Поэтому при установлении длительности фильтроцикла t_f следует наряду с t_p также определять относительное время t_h достижения в загрузке предельно допустимых потерь напора Δh_* , решая подбором уравнение $\Delta \bar{h}_* = \Delta \bar{h}(\bar{t}_h)$.

Существенным недостатком традиционных фильтров с однородной загрузкой является быстрое увеличение потерь Δh из-за сильной неравномерности распределения осадка по высоте и, как следствие, сокращение времени t_h и длительности t_f . Для продления работы фильтров применяют слоистые загрузки, обычно двухслойные.

Расчет фильтрования через двухслойную загрузку предлагается выполнять, опираясь на приведенные выше формулы, причем применительно к верхнему слою их можно использовать непосредственно. При переходе к нижнему слою вид модели сохраняется. Меняются только значения исходных параметров и входная концентрация становится переменной в соответствии с (4). Ход решения задачи для этого слоя усложняется, однако расчетные формулы и

уравнения оказались весьма простыми. Основной среди них является формула для выходной концентрации взвеси

$$\bar{C}_e(\bar{t}) = 2F(\bar{t})e^{\frac{-2\bar{\alpha}_2(1-\bar{L}_1)}{2+\beta_2\bar{t}}} + [\bar{C}_e(\bar{t}) - 2F(\bar{t})]e^{-\bar{\alpha}_2(1-\bar{L}_1)}, \quad (10)$$

где коэффициенты $\bar{\alpha}_i$, $\bar{\beta}_i$ относятся к i -му слою ($i=1,2$), $\bar{L}_1 = \frac{L_1}{L}$, $L = L_1 + L_2$, L_1

- мощность верхнего (первого) слоя, $\bar{C}_e(\bar{t})$ вычисляется по (4),

$$F(\bar{t}) = \frac{2}{\bar{\beta}_1\bar{t}} \left\{ \left(2 + \bar{\beta}_1\bar{t} \right) e^{\frac{2\bar{\alpha}_1\bar{L}_1}{2+\beta_1\bar{t}}} - 2e^{-\bar{\alpha}_1\bar{L}_1} + 2\bar{\alpha}_1\bar{L}_1 \left[Ei(-\bar{\alpha}_1\bar{L}_1) - Ei\left(-\frac{2\bar{\alpha}_1\bar{L}_1}{2+\beta_1\bar{t}}\right) \right] \right\} - e^{-\bar{\alpha}_1\bar{L}_1},$$

интегральная показательная функция $Ei(-x)$ детально затабулирована, а также вычисляется с любой точностью с помощью стандартных пакетов программ. Потери напора определяются отдельно в верхнем и нижнем слоях по формуле (9), а затем складываются.

Разработанный инженерный метод расчета осветления суспензии фильтрованием эффективен при изучении его закономерностей, обосновании конструктивных и технологических параметров.

ОЦІНКА МОЖЛИВОСТІ КОМПЕНСАЦІЇ КОЛИВАНЬ ТИСКІВ В МЕРЕЖАХ ІСНУЮЧИМ НАСОСНИМ ОБЛАДНАННЯМ ПРИ КЕРУВАННІ ЇХ РОБОТОЮ

М.О.Українець, В.І.Сокольник, О.Г.Добровольська, Запорізька державна інженерна академія

Актуальною на сьогодні є розробка методики корегування перепадів тисків у водопровідних мережах, яка може бути використана при управлінні потокорозподілом з урахуванням особливості експлуатації об'єктів ЖКГ в Україні. Враховуючи зношеність мереж, було б раціонально максимально знижувати тиск, який був би достатнім для нормального водоспоживання. Ці заходи сприяли б зменшенню втрат напору на витоки у мережі, що б в значній мірі знизило фінансові витрати у міських водопровідних господарствах.

Для контролю тиску в сучасних умовах використовують системи моніторингу, які базуються на відслідковуванні динаміки напорів у контрольних вузлах на водопровідній мережі. Межі змінення тиску в цих вузлах є основою для керування роботою водопровідних мереж. Вибір контрольних вузлів виконується на основі досвіду експлуатації водопровідної мережі, що не завжди є вдалим рішенням. Для кожного контрольного вузла диспетчером задаються найбільші $H_{i\max}$ та найменші $H_{i\min}$ припустимі значення тиску, з величиною яких порівнюються замірені значення H_i . На основі цього визначаються знак та тривалість відхилень ΔH_i від припустимих параметрів:

$$\Delta H_i = H_i - H_{i\max} > 0, \quad \Delta H_i = H_i - H_{i\min} < 0$$

Диспетчер приймає оперативні рішення, якщо величина монотонних відхилень та їх тривалість більші за припустимі значення.

Для визначення величини корегуючого впливу найчастіше користуються трьома ситуаційними варіантами. При спостереженні монотонних і тривалих відхилень тиску $\Delta H_i > 0$, коли тиск в одному або декількох контрольних вузлах більший за ΔH_{\max} за диктуючий приймають вузол з найменшим відхиленням ΔH_i , а величина корегуючого впливу становить $\Delta H_i + H_{i\max} - H_{i\min}$. В ситуації, коли тиск в одному або декількох контрольних вузлах менший за припустимий $H_{i\min}$, тобто спостерігаються монотонні і тривалі відхилення $\Delta H_i < 0$, за диктуючий приймається вузол з найбільшим за величиною відхиленням, тобто з найменшим значенням тиску, а величина корегуючого впливу становить ΔH_i . Більш складною для визначення корегуючого впливу є ситуація, коли в одних контрольних вузлах спостерігаються монотонні і тривалі відхилення $\Delta H_i > 0$, а в інших - $\Delta H_i < 0$. В цьому випадку слід прийняти за контрольний вузол з найменшим тиском, тобто з найбільшим відхиленням $\Delta H_i < 0$. Така ситуація потребує аналізу поточного розподілу з метою встановлення необхідності і доцільності визначення зон живлення мережі. Враховуючи той факт, що на встановленій зоні живлення можуть знаходитись вузли, як з $\Delta H_i > 0$, так і з $\Delta H_i < 0$, за величину корегуючого впливу слід прийняти величину ΔH_i .

Корегуючий вплив здійснюється в результаті змінення тиску та подачі насосів шляхом змінення числа обертів робочого колеса насоса або шляхом часткового або повного закриття засувки на водопровідних магістралях. Використання першого методу не приводить до втрат потужності та сприяє економії електроенергії. Але при цьому виникають складнощі технічного характеру, що перш за все пов'язується з ускладненням конструкції електродвигуна та погіршенням його механічних характеристик. Метод корегування тиску за допомогою засувки більш простий в технічному виконанні, але при дроселюванні втрачається частина потужності:

$$\Delta N = \frac{\rho \times g \times Q_n \times h_{zc}}{1000 \times \eta_n},$$

де ρ - густина рідини, кг/м^3 ; g - прискорення вільного падіння, м/с^2 ; Q_n - подача насоса при закритій засувці, $\text{м}^3/\text{с}$; h_{zc} - втрати напора у засувці, м ; η_n - ККД насоса під час подачі Q_n .

Перерозподіл потоків у мережі здійснюється шляхом дроселювання. Запірно-регулююча функція засувки на напірному трубопроводі насосної

станції зводиться до зміщення робочої точки (т.А) насосу від Q_{A2} до Q_{A1} , що відповідають оптимальним значенням ККД насосу (рис.1).

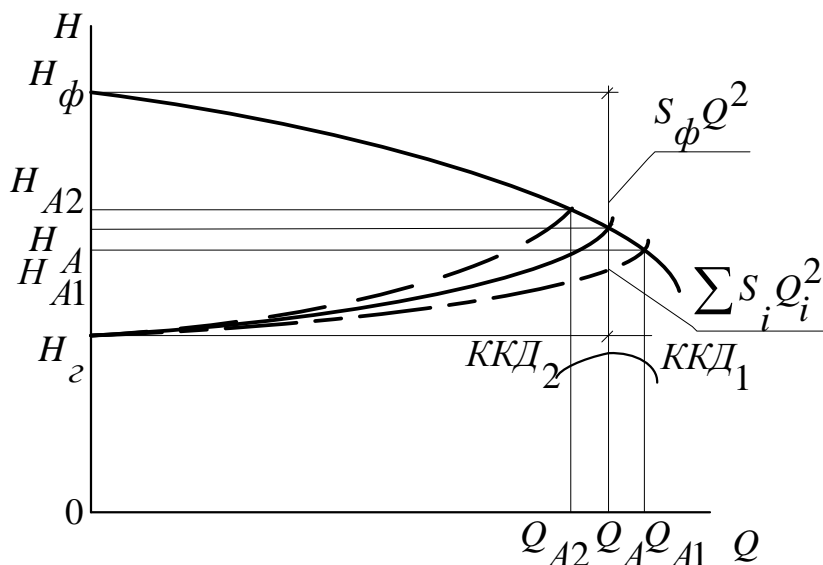


Рис. 1 - Змінення положення робочої точки насосу при регулюванні тиску
Напір в робочій точці А визначається наступними залежностями:

$$H_{\phi} - S_{\phi} Q_A^2 = H_{\varepsilon} + \sum S_i Q_i^2,$$

де H_{ϕ} - фіктивний максимальний напір насосу при $Q=0$, м; H_z - геометрична висота підйому, м; S_{ϕ} - фіктивний опір насосу, $(\text{с/л})^2\text{м}$; $\sum S_i Q_i^2$ - сумарні втрати напору в мережі.

Для того, щоб компенсувати можливі перепади напору в мережі необхідно, щоб технічні можливості насосного обладнання в межах робочої зони дозволяли це зробити. Це можливо, коли на насосній станції в момент регулювання існує зайвий напір.

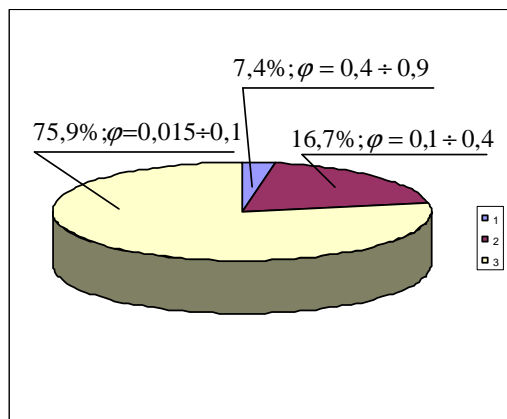
Можливість зміни подачі та напору насосу в межах робочої зони характеризується коефіцієнтом φ , який визначається характеристикою $H = f(Q)$.

$$\varphi = \frac{H_{A2} - H_{A1}}{Q_{A1} - Q_{A2}},$$

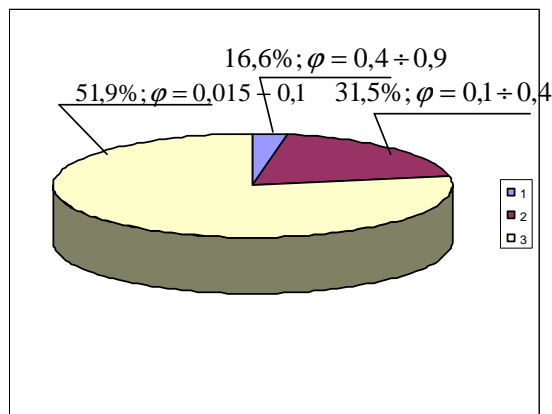
де H_{A1}, H_{A2} - величини напору, що відповідають граничним значенням ККД насосу в межах робочої зони, м; Q_{A1}, Q_{A2} - величини подачі насосу, які відповідають граничним значенням ККД в межах робочої зони, л/с.

Щоб оцінити можливості насосного обладнання, були проаналізовані технічні параметри 107 горизонтальних відцентрових насосів: серед них були розглянуті технічні характеристики насосів типу Д і К, які випускаються Сумським машинобудівельним заводом, насосів типу К виробництва компанії “Calpeda” (Італія). За результатами попереднього аналізу існуюче насосне обладнання з урахуванням значення коефіцієнту ϕ було розбито на три групи (рис. 2):

а) $\varphi = 0,015 - 0,1$; б) $\varphi = 0,1 - 0,4$; в) $\varphi = 0,4 - 0,9$.



а)



б)

Рис. 2 - Відсотковий розподіл насосного обладнання:

а) насоси типу Д; б) насоси типу К

Технічні параметри насосного обладнання першої групи дозволяють компенсувати перепад тиску ΔH_i в межах від 1 до 18,5 м при зміні подачі ΔQ_i від 105 до 853 л/с для насосів тип Д та при $\Delta Q_i = 0,53-16,7$ л/с для насосів типу К. Це, головним чином, насоси типу Д великої продуктивності з подачею від 1000 до 6300 м³/год та насоси типу К з подачею від 15 до 168 м³/год.

Насоси другої групи характеризуються значеннями $\Delta H_i = 1,6-24$ м при $\Delta Q_i = 9,61-137,5$ л/с для насосів типу Д та $\Delta Q_i = 0,44-13,3$ л/с для насосів типу К. Це насоси типу Д з подачею від 116 до 800 м³/год та насоси типу К з подачею $Q = 2-290$ м³/год.

Насоси третьої групи дозволяють компенсувати перепад тиску 8,5 до 15 м при зміні подачі від 13 до 20 л/с, це насоси з подачею від 90 до 500 м³/год.

Таким чином, аналіз технічних параметрів насосного обладнання показав, що насоси, які випускаються сучасними виробниками, дозволяють повністю компенсувати перепади тиску у водопровідних мережах.

ИССЛЕДОВАНИЯ ПО ОЧИСТКЕ СТОЧНЫХ ВОД ОТ ИОНОВ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ

Н.С.Лупандина, Белгородский государственный технологический университет им. В.Г. Шухова, Российская Федерация

Для очистки сточных вод от ионов тяжелых металлов и красителей в промышленности часто используют сорбционный метод, а одним из широко используемых сорбентов является активированный уголь. Этот метод позволяет производить очистку до заданной конечной концентрации и применим для очистки многокомпонентных сточных вод. Однако активированный уголь имеет высокую стоимость, требует последующей регенерации и утилизации. Кроме того, при изготовлении активированного угля расходуются большие количества

древесины, что с точки зрения использования природных ресурсов дорого и нерационально.

Для очистки сточных вод от тяжелых металлов и красителей нами предложено использовать отход сахарной промышленности - дефекат. Дефекат образуется на стадии очистки свекольного сока и представляет собой влажную темно-серую массу, состоящую из тонкодисперсных частиц CaCO_3 с примесью остатков органических веществ, первоначально содержащихся в сахарной свекле.

Количество образующегося дефеката составляет до 12% по отношению к массе перерабатываемой свеклы. В Белгородской области имеется 11 сахарных заводов. Завод типовой мощности перерабатывает до 2000000 тонн свеклы за сезон, количество образующегося дефеката составляет при этом 240000 т/год. Дефекат вывозится на поля фильтрации, площадь которых для каждого из заводов составляет около 120 гектаров. В процессе хранения дефеката органические вещества, находящиеся в нем, подвергаются гниению, в результате чего образуются такие дурнопахнущие вещества, как сероводород, аммиак, меркаптаны. Таким образом, дефекат на полях фильтрации превращается в зловонную массу, загрязняющую атмосферу, почву и водные объекты.

Для использования дефеката в водоочистке исходный дефекат (ИД) обжигали при температуре 600°C в течение 30 минут. В этих условиях органические вещества, содержащиеся в дефекате в виде примесей, не сгорают до конечных продуктов CO_2 и H_2O , а подвергаются обугливанию. Углерод оседает на поверхности частиц дефеката. Образующийся черный тонко-дисперсный порошок обладает свойствами сорбента. При повышении температуры обжига происходит выгорание углерода с поверхности частиц CaCO_3 и при температуре 900°C идет разложение CaCO_3 с образованием оксида кальция – CaO . При исследовании гранулометрического состава продуктов обжига ИД методом лазерной гранулометрии с помощью установки Microsizer 201 было установлено, что при повышении температуры обжига в порошке увеличивается массовая доля более мелких частиц. Это можно объяснить растрескиванием первоначальных частиц за счет паро- и газовой выделения при обжиге, а также образованием CaO . При добавлении обожженного дефеката к водной среде происходит взаимодействие CaO с водой, образуется гидроксид кальция и pH среды повышается.

Таким образом, в растворе создаются условия, благоприятные для образования малорастворимых осадков гидроксидов тяжелых металлов. Эффективность действия обожженного дефеката изучали в растворах с исходной концентрацией никеля мг/л статистическим методом в лабораторных условиях при температуре реакционной среды 20°C .

Исследования зависимости эффективности очистки от температуры обжига дефеката показали, что эффективность очистки повышается с увеличением температуры обжига при добавлении к 100 мл раствора по 0,5; 1; 1,5; 2 г обожженного дефеката к каждой пробе.

Исследования снижения исходной концентрации ионов Ni^{2+} в модельном растворе при добавлении различных масс обожженного дефеката, и различной длительности перемешивания реагирующих компонентов (рис. 1), показали, что заметное снижение концентрации ионов Ni^{2+} наблюдается при повышении

массы добавляемого дефеката до 1,0 г на 100 мл раствора и первые 15 минут с момента начала взаимодействия дефеката с раствором.

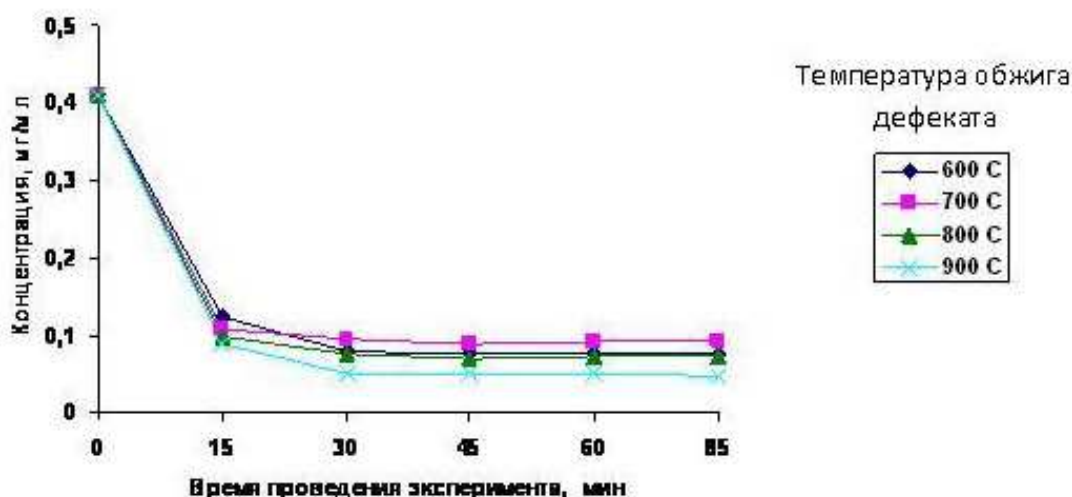


Рис. 1 - Снижение концентрации никеля в исходном растворе в зависимости от времени проведения эксперимента.

Таким образом, в ходе экспериментов была доказана целесообразность использования дефеката для очистки сточных вод от ионов тяжелых металлов. Следует отметить, что в отличие от применяющегося в настоящее время способа очистки сточных вод с использованием товарной гашеной извести предлагаемый нами способ является с точки зрения использования природных ресурсов гораздо более рациональным, поскольку при этом для получения СаО расходуется не природный известняк или мел, а утилизируются крупнотоннажные твердые отходы сахарного производства.

РАЗРАБОТКА СПОСОБА ОЧИСТКИ МОДЕЛЬНЫХ РАСТВОРОВ ОТ СИНТЕТИЧЕСКИХ ПОВЕРХНОСТНО-АКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ

С.В.Свергузова, Ю.Н.Малахатка, Белгородский государственный технологический университет им. В.Г.Шухова, Российская Федерация

К одним из наиболее распространенных загрязнителей окружающей среды относятся синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ). СПАВ могут быстро разрушаться в окружающей среде или, наоборот, не разрушаться, а накапливаться в организмах в недопустимых концентрациях. В состав СПАВ обычно входят одна или несколько групп поверхностно-активных агентов и несколько связывающих центров. Эти группы снижают поверхностное натяжение жидкости, в которой они растворяются, образуют стабильную эмульсию с частицами удаляемых веществ, снижают жесткость воды.

Большинство СПАВ обладают чрезвычайно широким диапазоном отрицательного влияния как на организм человека и водные экосистемы, так и на качество вод. Прежде всего они придают воде стойкие специфические запахи и привкусы, а некоторые из них могут стабилизировать неприятные запахи, обусловленные другими соединениями.

Источниками поступления СПАВ в водные объекты являются моющие средства, косметика, текстильная, кожевенная, химическая, бумажная промышленность, нефтедобыча, сельское хозяйство, коммунальные предприятия.

В грунтовые воды СПАВ попадают также при очистке сточных вод на полях фильтрации и при этом, как правило, увлекают за собой и другие загрязнения. Из подземных вод СПАВ практически беспрепятственно проходят в поверхностные водоисточники и через очистные сооружения в питьевую воду. Кроме того, попадая в природные воды, СПАВ сорбируются содержащимися в них частицами минерального и органического происхождения, оседают на дно водоёмов и тем самым создают очаги вторичного загрязнения.

В последние десятилетия наблюдается тенденция увеличения общей массы сбрасываемых СПАВ, что приводит к загрязнению водных объектов.

Большая трудность очистки воды от СПАВ состоит в том, что различные СПАВ в водоёмах чаще всего встречаются в виде смеси отдельных гомологов и изомеров, каждый из которых проявляет индивидуальные свойства при взаимодействии с водой и донными отложениями, различен и механизм их биохимического разложения. Исследования свойств смесей СПАВ показали, что в концентрациях, близких к пороговым, эти вещества обладают эффектом суммирования их вредных воздействий. Во взаимодействии анионоактивных веществ, входящих в смесь, также наблюдается синергизм. Поэтому необходимость очистки сточных вод от СПАВ очевидна.

Выбор метода очистки от того или иного вида СПАВ зависит от концентрации СПАВ в сточных водах, химической природы СПАВ, от наличия в водных стоках органических и неорганических примесей, стоимости и необходимой степени очистки.

Наиболее глубокая очистка сточных вод от СПАВ различных типов в общем случае достигается в результате использования процесса адсорбции. Традиционно используемым адсорбентом является активированный уголь, но он имеет относительно высокую стоимость, что удорожает процесс очистки, а также требует регенерации после использования. Поэтому поиск недорогих эффективных способов очистки сточных вод от СПАВ является актуальной задачей.

Для очистки сточных вод от СПАВ нами предлагается использовать в качестве сорбента термически модифицированный дефекат (ТМД) – твердый отход сахарной промышленности.

Объектами исследования являются:

1. Синтетическое поверхностно-активное вещество $C_{12}H_{24}-OSO_3Na$ – первичный алкилсульфат натрия (ПАН) - малоопасное вещество, относящееся к IV классу опасности, биологически разлагаемый продукт, анионоактивное, токсикологические свойства которого представлены в табл. 1.

Первичный алкилсульфат натрия вызывает нарушения важнейших биохимических процессов, протекающих в клетках, функцию и саму целостность клетки; обладает кожно-резорбтивным действием, сенсibiliзирующим действием, влияет на функции воспроизводства, обладает слабым кумулятивным действием; изменяет интенсивность окислительно-восстановительных реакций, влияет

Таблица 1 - Токсикологические свойства алкилсульфата натрия

ПДКр.х. мг/л	ПДКк.б. мг/л	Летальная доза, мг/кг	Пороговая до- за, мг/кг	КО	ЛПВ
0,5	0,5	3750	2450	IV	Органолептический

на активность ряда важнейших ферментов, нарушает белковый, углеводный и жировой обмен; вызывает грубые нарушения иммунитета, развитие аллергии, поражение мозга, печени, почек, легких.

2. Термически модифицированный дефекат – крупнотоннажный отход сахарной промышленности, который состоит из тонкодисперсных частиц CaCO_3 , с примесью остатков органических веществ. После обжига дефеката образовывался порошок черного цвета, состоящий из частиц CaCO_3 , покрытый слоем сажи, который в дальнейшем и использовали в качестве сорбента.

Качество очистки определяли по интегральному показателю загрязненности водных сред – химическому потреблению кислорода.

Для выявления возможности использования дефеката в качестве сорбента проводили серию экспериментов. К 100 мл модельного раствора с концентрацией ПАН равной 1 мг/л добавляли расчетные навески ТМД, перемешивали 15 мин, отфильтровывали через бумажный фильтр а затем определяли остаточную концентрацию СПАВ.

Результаты экспериментов показали, что при добавлении 0,1 г дефеката на 100 мл воды достигается максимальная эффективность очистки. Как видно из графика на рис. 1 оптимальной можно считать навеску 0,06 г/100мл, поскольку в дальнейшем эффективность очистки увеличивается незначительно.

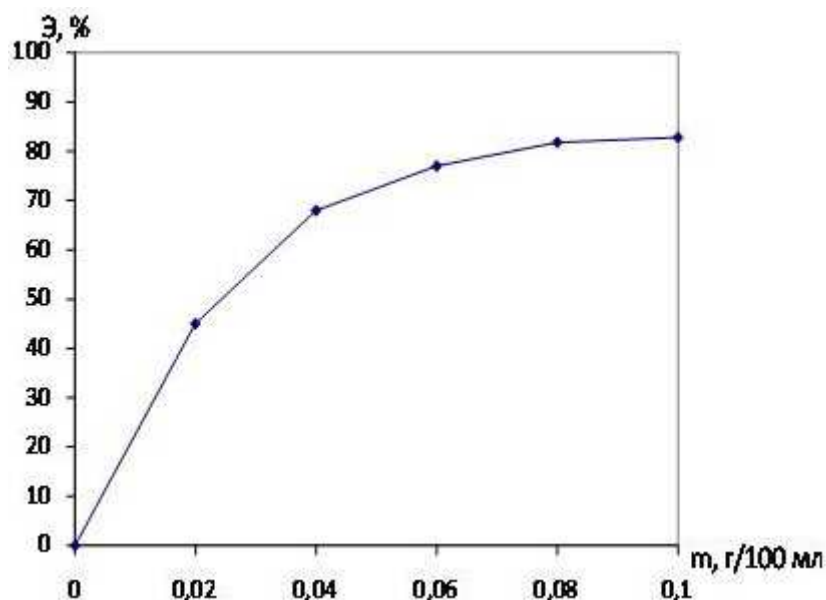


Рис. 1 - Зависимость эффективности очистки ПАНсодержащего модельного раствора от массы добавки дефеката

При исследовании зависимости эффективности очистки от длительности перемешивания было установлено (рис.2), что в первые 15 мин наблюдается

быстрый рост эффективности очистки. Поэтому интервал 15 мин. является достаточным временем перемешивания для достижения высокой степени очистки.

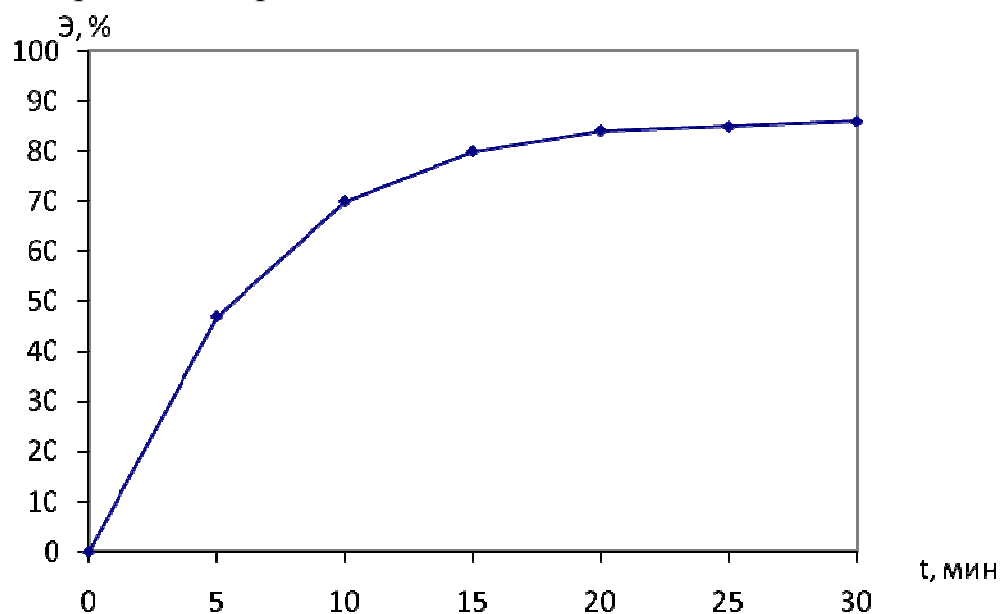


Рис. 2 - Зависимость эффективности очистки ПАНсодержащего модельного раствора от времени перемешивания

Таким образом, проведенные исследования подтвердили принципиальную возможность использования ТМД для очистки водных сред от СПАВ.

СЕКЦИЯ 2

ПРОБЛЕМЫ НАДЕЖНОСТИ И УСТОЙЧИВОГО ЖИЗНЕОБЕСПЕЧЕНИЯ ГОРОДОВ

УПРАВЛЕНИЕ ВОДНЫМИ РЕСУРСАМИ В УКРАИНЕ

В.И.Торкатюк, А.Л.Шутенко, А.А.Безценный, А.В.Баржина,

Э.Ю.Шевченко, Харьковская национальная академия городского хозяйства

В настоящее время в Украине вопросы питьевого водоснабжения являются наиболее нерешенными: это отсутствие стандартов на питьевую воду, несоответствие технологии очистки воды, постоянные ухудшения состояния водопроводных и канализационных сетей. Все это является вторичным источником загрязнения питьевой воды даже в условиях ее нормальной очистки перед подачей в сеть.

Несоответствие качества питьевой воды нормативным требованиям вместе с загрязнениями, непредусмотренными стандартами для контроля и другими факторами, являются одной из причин расширения в государстве таких заболеваний, как желче-каменная болезнь желудка, вирусный гепатит и др.

Целью данной работы является разработка теоретико-методологических и методических основ концепции управления водными ресурсами Украины как сложной кибернетической системы путем внедрения организационно-экономических и технико-технологических механизмов обеспечения их эффективности на основе инновационного развития в условиях динамичной рыночной среды.

Решая задачи для достижения поставленной цели, необходимо исходить из того, что в развитии водоснабжения крупных городов в целом можно выделить два узловых тезиса:

- экономическая целесообразность управления, поскольку техническое водоснабжение, безусловно, дешевле, и не нужно тратить огромные финансовые средства на специальную водоподготовку там, где это не требуется;
- новое градостроительство, по всей вероятности, поставит техническую воду в равный ранг с питьевой водой в системе централизованного водоснабжения, обществу не безразлично, насколько рационально организовано его жизнеустройство, в котором вода различных категорий должна найти свое место в ресурсосбережении, культуре потребления и распределении общественного труда в целом.

Управление водными ресурсами обусловливается проводимой государственной политикой в области использования и охраны вод.

Бассейновый принцип управления водными ресурсами принят как основополагающий во всем мире и в Украине. Реформирование управления водными ресурсами на основе бассейнового принципа предлагает три этапа и завершится в 2015 году созданием нормативно-правовой базы реализации бассейнового принципа управления водными ресурсами. Ожидается, что развитие управления водными ресурсами по бассейновому принципу в Украине с вовлечением в процесс всех заинтересованных потребителей, обеспечит экономиче-

ское развитие страны, комфортность жизнедеятельности населения.

Основными причинами загрязнения поверхностных вод Украины являются:

- сброс неочищенных и недостаточно очищенных коммунально-бытовых и промышленных сточных вод непосредственно в водные объекты и через систему городской канализации;
- поступление к водным объектам загрязняющих веществ в процессе поверхностного стока воды с застроенных территорий и сельхозугодий;
- эрозия почв на водозаборной площади.

Качественное состояние подземных вод в результате хозяйственной деятельности также постоянно ухудшается. Это связано с существованием на территории Украины около 3 тыс. фильтрующих накопителей сточных вод, а также с широким использованием минеральных удобрений и пестицидов.

Системный анализ современного экологического состояния бассейнов рек Украины и организации управления охраной и использованием водных ресурсов дал возможность очертить круг наиболее актуальных проблем, которые нуждаются в решении, а именно:

- избыточная антропогенная нагрузка на водные объекты в результате экстенсивного способа ведения водного хозяйства привела к кризисному уменьшению самовоспроизводящих возможностей рек и истощения водноресурсного потенциала;
- устойчивая тенденция к значительному загрязнению водных объектов в результате неупорядоченного отведения сточных вод от населенных пунктов, хозяйственных объектов и сельскохозяйственных угодий;
- широкомасштабное радиационное загрязнение бассейнов многих рек в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС;
- ухудшение качества питьевой воды в результате неудовлетворительного экологического состояния источников питьевого водоснабжения;
- несовершенство экономического механизма водопользования и реализации водоохраных мероприятий;
- недостаточная эффективность существующей системы управления охраной и использованием водных ресурсов в результате несовершенства нормативно-правовой базы и организационной структуры управления;
- отсутствие автоматизированной постоянно действующей системы мониторинга экологического состояния водных бассейнов акватории Черного и Азовского морей, качества питьевой воды и стоковых вод в системах водоснабжения и водоотвода населенных пунктов и хозяйственных объектов.

Долгосрочными целями политики рационального использования и воссоздания водных ресурсов и экосистем являются:

- уменьшение антропогенной нагрузки на водные объекты;
- достижение экологически безопасного использования водных объектов и водных ресурсов для удовлетворения хозяйственных потребностей общества;
- обеспечение экологически стойкого функционирования водного объекта как элементу естественной среды с сохранением свойства водных экосистем возобновлять качества воды;

– создание эффективной структуры управления и механизмов экономической регуляции охраны и использования водных ресурсов.

Для поэтапного выполнения отмеченных целей необходимо осуществить комплекс мероприятий по таким приоритетным направлениям:

- охрана поверхностных и подземных вод от загрязнения;
- экологически безопасное использование водных ресурсов;
- возрождения и поддержки благоприятного гидрологического состояния рек и мероприятия борьбы с вредным действием вод;
- усовершенствование системы управления охраной и использованием водных ресурсов;
- уменьшение влияния радиоактивного загрязнения.

Реализация отмеченной водно-экологической политики должна осуществляться на основе разработки и поэтапного внедрения природоохранных мероприятий, определенных Государственной и региональными программами экологического оздоровления водных бассейнов.

Важным условием реализации политики рационального использования и возобновления водных ресурсов и экосистем на ближайшие годы является необходимость выполнения в первую очередь мероприятий, которые не нуждаются в значительных капитальных затратах, а именно:

- повышение общей культуры производства;
- суровое соблюдение технологических норм потребления и использования водных ресурсов;
- поддержка в надлежащем состоянии действующих очистительных сооружений и оборудования;
- предотвращение аварийных ситуаций;
- обеспечение своевременной уборки мусора и очистки застроенных территорий, сурового контроля со стороны природоохранных органов по состоянию застроенных территорий городов;
- соблюдение законодательства относительно режима использования прибрежных полос и водоохраных зон;
- контроль за хранением и использованием органических и минеральных удобрений, ядохимикатов, нефтепродуктов и тому подобное с целью предотвращения их выноса в воду.

Учет экономических результатов и расходов в тех сферах водопользования, в которых существенными является взаимосвязь между формированием систем водопользования и природной средой, требует общей методологической базы, однако большинство выводов в экономической теории в этой сфере являются дискуссионными. Поэтому основное внимание необходимо обратить на учет фактора времени в экономических расчетах по экологическим вопросам, оценке экономического эффекта, полученного в разных городах (регионах) в различных размерах вследствие неодинаковой способности природных систем к самообновлению, оценке народнохозяйственных убытков от экологического ущерба от формирования систем водоснабжения, экономической оценке природных ресурсов.

Особенности расчета экономической составляющей расходов и результатов формирования систем водопользования состоят в том, что в их состав необходимо включать оценку влияния антропогенных экологических изменений на формирование систем водопользования и оценку природных ресурсов, которая отображает эффект, полученный в народном хозяйстве при их оптимальном использовании. Кроме того, долгосрочный характер задач планирования в водопользовании определяет особую значимость методов учета фактора времени. В большинстве практических и теоретических исследований учет неравнозначных разновременных экономических величин осуществляется с помощью дисконтирующей функции, например, по формулам сложных процентов. При этом необходимо четко уяснить задачи анализа и учета таких факторов как падение общественной ценности, потребления благ с течением времени, динамика оценок продуктов и ресурсов, неопределенность будущих результатов и др.

Необходимо различать два подхода к методу дисконтирования. В первом - под нормативным дисконтированием имеется в виду величина падения общественной ценности экономических благ за один год. Такая объективно-существенная величина норматива (величины) дисконтирования является различной для разных субъектов хозяйствования и форм собственности и определяет норматив эффективности капитальных вложений (инвестиций), отдача которых должна компенсировать убытки от изъятия ресурсов (земли, лесопосадок и др.) из сферы их использования. При втором подходе к измерению экономических величин на протяжении времени под нормативом дисконтирования подразумевается коэффициент совместного учета общественных преимуществ использования инвестиций на протяжении времени, динамики оценки продуктов и ресурсов, неопределенности общественных факторов и др.

При сравнении затрат и результатов на протяжении времени для выбора лучшего плана формирования систем водопользования необходимо иметь в виду, что эта задача может быть решена и другими, отличными от дисконтирования методами. Если задачу планирования формирования систем водопользования с учетом экологических особенностей представить в виде модели векторной оптимизации, в которой каждому моменту времени соответствует своя целевая функция, то дисконтирование можно интерпретировать как один из методов решения данной задачи путем ее скаляризации с помощью установления веса (значимости) каждой целевой функции в аддитивном свертке. Такое теоретическое рассмотрение показывает, что использование дисконтирования может считаться удовлетворительным, если существуют такие области устойчивого оптимального решения относительно изменений нормативов дисконтирования, при которых выбор соответствующего плана может быть обоснованным. Метод дисконтирования целесообразно использовать для нахождения подмножеств парето-оптимальных решений векторной задачи путем решения скаляризованных задач при различных дисконтах.

Система финансирования природоохранных мероприятий в условиях перехода к рыночной экономике формируется на основе таких главных источников:

- Государственного бюджета Украины и местных бюджетов;
- бюджета Автономной Республики Крым;

- фондов охраны окружающей естественной среды всех уровней;
- собственных средств предприятий;
- иностранных поступлений и инвестиций;
- других внебюджетных средств.

Для обеспечения стабильного поступления средств для осуществления природоохранных мероприятий приоритетное значение должно предоставляться развитию экономического механизма природопользования. Главными составными элементами экономического механизма природопользования должны быть:

- плата за специальное использование природных ресурсов;
- плата за загрязнения окружающей естественной среды и другие виды вредного влияния на окружающую среду;
- система финансирования и кредитования природоохранных мероприятий (государственный и местные бюджеты, природоохранные фонды, банки, средства предприятий, иностранные поступления и инвестиции и тому подобное);
- экологизация налоговой и ценовой систем;
- поддержка становления и развития экоиндустрии.

Привлечению иностранных инвестиций для осуществления природоохранных программ и проектов в Украине должно способствовать:

- активная интеграция Украины в европейские и мировые природоохранные процессы;
- формирование благоприятных условий и эффективной системы привлечения иностранных инвестиций как в экономику Украины в целом, так и в охрану окружающей среды и использования природных ресурсов.

Проанализировав всю сложность проблемы, обнаружив факторы, а также учитывая что удельный вес бюджетных расходов на природоохранные проекты имеет тенденцию к сокращению, мы можем сделать прогноз с большим уровнем вероятности, что состояние окружающей среды следующие 10-15 лет не станет лучше.

В этой системе прогноз последствий анализируемых решений может выполняться с помощью любого внешнего источника информации, в частности, системы экологического прогноза, результаты которого дополнительно экономически интерпретируются.

Таким образом, учет факторов развития систем водоснабжения городов при государственном, региональном, областном или городском планировании процессов формирования и функционирования инфраструктур водопользования сводится к обеспечению экологической сбалансированности планов водопользования, для чего при его разработке обязательно должен проводиться целенаправленный выбор параметров действий на природную среду с учетом социальных и экономических результатов хозяйственной деятельности.

Деятельность в системах водопользования обусловлена как специфическими эколого-экономическими особенностями, так и общими эколого-экономическими аспектами функционирования систем водопотребления.

Недоучет социально-экономических, экологических, технологических факторов в период функционирования систем водопотребления

приводит к их дополнительному влиянию на окружающую среду, что отрицательно отражается на общем состоянии природных и городских ландшафтов, а соответственно, и на устойчивом развитии городов.

ПРИМЕНЕНИЕ ГЕОИНФОРМАЦИОННЫХ СИСТЕМ В РАБОТЕ АВАРИЙНО-ДИСПЕТЧЕРСКОЙ СЛУЖБЫ ДЛЯ ПОВЫШЕНИЯ ЭФФЕКТИВНОСТИ РЕМОНТНО-ВОССТАНОВИТЕЛЬНЫХ РАБОТ В СИСТЕМАХ ВОДООТВЕДЕНИЯ

И.В.Коринько, Г.В.Никитенко, Ю.В.Ярошенко, Э.Ю.Шевченко, Коммунальное предприятие канализационного хозяйства «Харьковкоммуночиствод», г. Харьков

Главной задачей эксплуатации систем водоотведения является обеспечение эпидемиологической и экологической безопасности в регионе. Для эффективного решения этих задач необходимо обеспечить надежность и безаварийность работы системы водоотведения.

В последнее время большой проблемой для коммунальных служб города является несоответствие тарифов на услуги водоотведения экономически обоснованному уровню предоставления услуг, который должен частично покрываться за счет финансирования из бюджетов различных уровней. Обеспечение такого финансирования в условиях финансового кризиса практически невозможно. Поэтому большое значение для обеспечения надежной эксплуатации системы водоотведения имеет способность эксплуатирующей организации использовать существующие ресурсы максимально эффективно. Одним из возможных путей повышения эффективности эксплуатации системы водоотведения является применение геоинформационных систем (ГИС) при проведении ремонтно-восстановительных работ.

Основное назначение ГИС – обеспечение персонала диспетчерской службы и ремонтных бригад наиболее полной и достоверной текстовой и графической информации о пространственном местоположении, структуре, параметрах и состоянии технологических элементов (участка сети, коллектора, колодца, насосной станции и др.) систем водоотведения.

Основные функции ГИС:

- систематизация информации в пространственной и временной областях о структуре, параметрах и состоянии технологических элементов систем водоотведения;
- оперативное обеспечение подразделений предприятия полной и достоверной информацией о структуре, параметрах и состоянии технологических элементов систем водоотведения при организации и выполнении работ по проектированию, планово-предупредительных и ремонтно-восстановительных работ, ликвидации аварийных ситуаций;
- автоматизация формирования отчетов о структуре, параметрах и состоянии технологических элементов систем водоотведения;
- предоставление возможности разнопланового анализа информации;

- повышение оперативности и обоснованности при принятии управленческих решений;
- повышение эффективности работы подразделений, которые используют информацию об объектах водоотведения;
- снижение затрат по эксплуатации объектов водоотведения.

Технологической основой геоинформационной системы является электронная карта города. Электронная карта включает топооснову и множество связанных с ней слоев. В каждом слое находится определенное подмножество пространственно распределенных технологических элементов (объектов) систем водоотведения. Каждый объект системы водоотведения представлен на карте своим условным обозначением и имеет сопроводительную текстовую информацию о данном объекте.

Исходным материалом для создания электронной карты являются топографические карты масштаба 1:500 (планшеты). Интерфейс электронной карты города формирует единое изображение без разбивки на планшеты. Изменение масштаба карты может производиться автоматически или вручную в зависимости от требуемой детализации изображения.

Главными источниками получения заявок для центральной диспетчерской службы являются: сообщения населения об авариях (течи, провалы, засоры, неприятные запахи и т.д.), заявки, полученные от центральной городской службы 15-62, информация от ЖЭКов и смежных коммунальных служб о выявленных неисправностях на сетях водоотведения (рис. 1). Количество таких заявок от 30 до 60 в сутки.

Заявки поступают в центральную диспетчерскую службу и регистрируются в базе данных с помощью автоматизированного рабочего места оперативно-дежурного канализационных сетей (АРМ КС).

В зависимости от степени и характера повреждений сети водоотведения, заявки могут передаваться в аварийно-диспетчерскую службу (АДС) и выполняться сразу, либо если для ее устранения необходимо применение спецтехники заявка передается на соответствующий РЭУ, где она включается в перечень плановых работ для данного эксплуатационного участка.

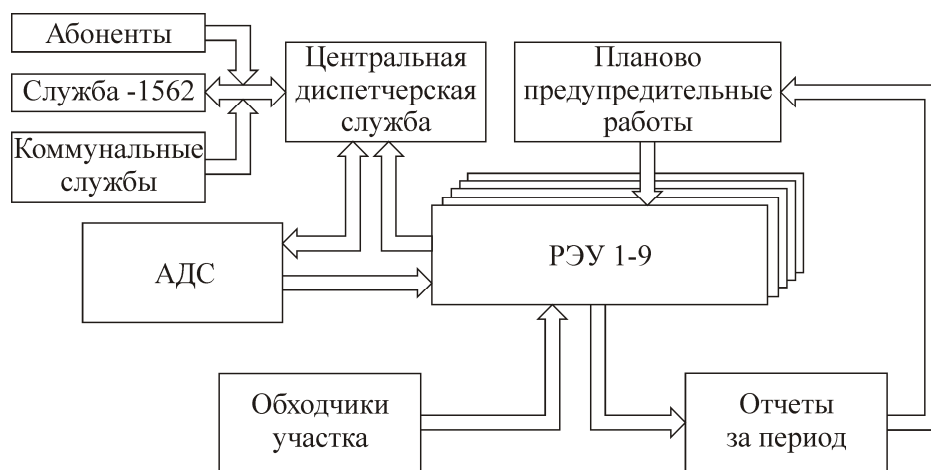


Рис. 1 - Организационная схема взаимодействия подразделений при выполнении аварийно-восстановительных и планово-предупредительных работ

АДС, получив заявку на выполнение аварийных работ, с помощью ГИС проводит ситуационный анализ. На выполнение заявки назначается бригада. Вместе с заявкой бригадир получает распечатку участка сети с адресной привязкой к месту аварии. Если в месте возникновения аварии присутствуют другие инженерные коммуникации (трубопроводы, кабели и пр.) и существует необходимость разрытия, то на место раскопки приглашаются представители соответствующих эксплуатационных служб. Это позволяет исключить повреждения иных коммуникаций в зоне раскопок и сократить время на получение согласований от вышеуказанных эксплуатационных служб.

После возвращения бригады со смены в базу данных ГИС заносится информация о выполнении заявки (полном или частичном), проделанных работах (виды выполненных работ, использованные при производстве работ материалы и механизмы). Это позволяет автоматизировать поступление данных в программный комплекс ведения и учета товарно-материальных ценностей.

В результате применения геоинформационных систем при проведении ремонтно-восстановительных работ на коммунальном предприятии «Харьковкоммуночиствод» удалось:

1. автоматизировать и сократить время регистрации заявок на проведение ремонтно-восстановительных работ, исключить возможность потери или невыполнения заявки;
2. обеспечить ремонтные бригады заданиями на выполнение аварийно-восстановительных и планово-предупредительных работ, содержащими полный объём текстовой и графической информации, необходимой для их эффективного выполнения;
3. автоматизировать обмен данными между всеми подразделениями на коммунальном предприятии «Харьковкоммуночиствод», что позволило существенно повысить эффективность их взаимодействия при выполнении аварийно-восстановительных и планово-предупредительных работ;
4. автоматизировать процесс контроля выполнения аварийно-восстановительных и планово-предупредительных работ на любой стадии;
5. автоматизировать процесс расширенного анализа качества выполнения работ;
6. внедрить систему мотивации персонала ремонтных бригад по итогам выполненных аварийно-восстановительных и планово-предупредительных работ.

ОСАДОК СТОЧНЫХ ВОД В РОЛИ МОДИФИКАТОРА АСФАЛЬТОБЕТОНА

Г.Я.Дрозд, Р.В.Бреус, Луганский национальный аграрный университет

Предприятия по очистке сточных вод являются крупнейшим производителем отходов – осадков сточных вод. Большие объёмы осадков (ежегодный прирост достигает 40 млн. т), их многокомпонентность и наличие в составе тяжёлых металлов, а также отсутствие соответствующих технологий по утилиза-

ции приводит к все большему их накоплению и, соответственно, отторжению земель для складирования, что создает проблемы экологического характера.

Ранее проведенными исследованиями было показано, что депонированные осадки сточных вод (ОСВ), после проведения предварительных подготовительных операций, могут быть утилизированы в асфальтобетон, выступая при этом в качестве его наполнителя с заменой одного из компонентов – минерального порошка. Однако эти исследования ограничивались осадками сточных вод только г. Луганска. Ввиду того, что в различных регионах Украины ОСВ могут иметь различия в качественном плане, представляет интерес исследовать влияние отходов разных городов на свойства асфальтобетона.

Была поставлена задача изучить физико-механические свойства асфальтобетона, модифицированного минеральным порошком на основе депонированных осадков сточных вод предприятий ООО «Лугансквода» (г. Луганск) и ООО «Азот» (г. Черкассы), провести их сравнительный анализ и дать заключение о возможности использования данных материалов в дорожном строительстве.

Для исследования асфальтобетонов с данными отходами в качестве заменителя минерального порошка изготовлены серии образцов, содержащие отходы данных предприятий и для сравнения контрольная партия образцов состава, соответствующего применяемому в дорожном строительстве в Луганской области.

Совокупность факторов, определяющих структурообразование асфальтобетонного камня: количество вяжущего – битума и соотношение количества добавки ОСВ и песка из отсева дробления щебня (ОДЩ), являются определяющими для физико-механических характеристик асфальтобетона (прочность при сжатии при температуре 20°C, МПа; прочность при сжатии при температуре 50°C, МПа; водопоглощение, %; набухание, %).

В данных экспериментальных исследованиях использовался битум БНД 90/130.

При оптимизации системы применен метод экспериментально-статистического моделирования. Исходя из полученных результатов, были установлены оптимальные показатели процентного содержания вводимых компонентов: битума – 7%, наполнителя ОСВ – 6-8%.

По данным гранулометрического состава подбирались оптимальные составы асфальтобетонных смесей при содержании в них ОСВ 6 и 8% и устанавливался тип асфальтобетона.

Сравнительные испытания образцов асфальтобетонных смесей, в состав которых в качестве заменителя минерального порошка введены порошкообразные компоненты – депонированные осадки сточных вод (в объеме 6 и 8%) двух предприятий, приведены в табл. 1.

Результаты испытаний свидетельствуют, что образцы асфальтобетонов, содержащие в качестве заменителя минерального порошка сухие порошкообразные осадки сточных вод удовлетворяют существующим требованиям.

Анализируя табл. 1 можно отметить, что введение в состав асфальтобетона отходов – осадков сточных вод, несмотря на различие их химического состава в количестве 6-8% по массе, благотворно сказывается на физико-механических показателях материала: в 2 и более раз увеличивается прочность

при сжатии, в том числе при повышенных температурах, снижается водопоглощение и набухание, что позволяет предполагать их повышенную долговечность в сравнении с контрольными (традиционными составами).

Таблица 1 – Физико-механические свойства образцов асфальтобетона с различным видом и содержанием добавки ОСВ

№ п/п	Состав асфальтобетона (плотный, тип Б)	Объемный вес, г/см ³	Водонасыщение, %	Набухание, %	Предел прочности при сжатии, МПа, при температуре			Коэффициент водостойчивости
					20°С	50°С	водонас. сост.	
1	Щебень – 35%; Песок из отсева дробления щебня – 65% (контроль)	2,29	5,5	1,2	3,45	1,5	3,1	0,91
2	Щебень – 35%; Песок из отсева дробления щебня – 59%; Осадок с площадок складирования (г. Луганск) – 6%.	2,28	1,71	0,13	6,6	2,2	5,1	0,85
3	Щебень – 35%; Песок из отсева дробления щебня – 59%; Осадок с площадок складирования (г. Черкассы) – 6%.	2,3	2,93	0	5,6	2,9	7,2	1,3
4	Щебень – 35%; Песок из отсева дробления щебня – 57%; Осадок с площадок складирования (г. Луганск) – 8%.	2,25	3,44	0,8	6,6	2,0	4,6	0,67
5	Щебень – 35%; Песок из отсева дробления щебня – 57%; Осадок с площадок складирования (г. Черкассы) – 8%.	2,25	7,1	0,4	6,0	1,4	4,8	0,8
	Требования ДСТУ Б В.2.7-119-2003 (марка II, верхние слои)		1,5-3,5	не более 0,85	2,4	1,2	-	не менее 0,85
	Требования ДСТУ Б В.2.7-119-2003 (марка II, нижние слои)		не более 10	-	1,5	-	-	не менее 0,6

*В исследованиях количество вяжущего (битум БНД 90/130 – 7%) и щебня принималось постоянным, менялось только соотношение песка из отсева дробления щебня к порошку ОСВ.

Выводы:

1. Депонированные осадки сточных вод предприятий ООО «Азот» и ООО «Лугансквода» при использовании их в качестве аналога минерального порошка в асфальтобетоне в пределах 6-8 % мас. существенно улучшают его физико-механические свойства и могут быть рекомендованы в качестве компонента асфальтобетонных смесей.

2. В зависимости от содержания ОСВ в асфальтобетоне, последний по своим характеристикам (ДСТУ Б В.2.7-119-2003) может применяться для различных слоев дорожной одежды: при 6% мас. – в верхних слоях; при 8% мас. – в нижних слоях.

ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД НА БАШТАХ КОЛОНАХ З ПІНОПОЛІСТИРОЛЬНИМ ФІЛЬТРОМ

В.О.Орлов, М.М.Трохимчук, Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне

На даний час водопостачання більшості невеликих населених пунктів України, а також певних локальних об'єктів здійснюється із забором води з підземних джерел. Підземна вода, зазвичай, характеризується підвищеним вмістом іонів заліза, комплексних сполук дво- або тривалентного заліза (бікарбонати, сульфати, хлориди), тонкодисперсної зависі гідрооксиду заліза. У більшості випадків вміст заліза в підземних водах коливається в діапазоні 1,5–5 мг/л. Крім заліза дана вода може містити значні концентрації сірководню та вільного вуглекислого газу.

У зв'язку з економічною кризою в Україні та браком коштів на будівництво сучасних очисних споруд, найкращим виходом із даної ситуації є суміщення водоочисних фільтрів та інших споруд, комплекси яких забезпечували б очистку води до питної якості. В даних умовах, найбільш перспективними є башти-колони з фільтром, завантаженим фільтруючою засипкою: важкою (цеоліт, кварцовий пісок) або плаваючою (пінополістирол). Фільтрування може бути як із висхідним, так і низхідним рухом води.

При переобладнанні існуючих водопровідних башт в башти-колони зазвичай виникають наступні проблеми: складність конструкції (деякі із запропонованих установок баштового типу є металоємними, обладнані допоміжними пристроями: блоки тонкошарових відстійників, додаткові дренажні системи, біореактори, гідродинамічні кавітатори та інше; неможливість забезпечення необхідного регульовального об'єму води в баці башти (в окремих випадках регульовальний об'єм взагалі відсутній – це стосується установок в яких фільтрування відбувається зверху вниз і в баці башти знаходиться неочищена вода); великі витрати промивної води та відсутність способів її утилізації, або повторного використання (дуже часто промивна вода без попередньої очистки скидається безпосередньо в водне джерело, промислову каналізацію або на прилеглі території. Дана проблема призводить до забруднення водойм, погіршення екологічного стану навколишнього середовища на прилеглих територіях або до виникнення підпорів і порогів у каналізаційній мережі, що може призвести до руйнування каналізаційних лотків).

Одними із перших водонапірних башт обладнаних пристроями для знезалізнення води були: башта в с. Бохоники Вінницької області і башта локальної системи водопостачання санаторію „Наш дім” с. Нові Обиходи Вінницької області.

Впровадження даних установок має наступні переваги: простота конструкції, що не потребує складних операцій при виготовленні та монтажі деталей; економія матеріалів, що дозволяє проводити оснащення існуючих водонапірних башт та впровадити установку у серійне виробництво, при будівництві та реконструкції систем водопостачання. Не зважаючи на всі ці переваги, залишається проблема із забезпеченням необхідного регульовального об'єму води в баці (в даних установках аераційний блок розміщений в середині баку башти, що спричиняє зниження максимального рівня води в баці, що в свою чергу впливає на зменшення регульовального об'єму води в баці башти) та великі витрати промивної води.

В селищі Плужне для видалення із води сполук заліза і розчинних газів було запропоновано реконструювати існуючу водонапірну башту з розміщенням в ній пінополістирольного фільтру. Технологічні параметри запропонованої установки: розрахункова тривалість фільтраційного циклу – не менше 21 год.; максимальна тривалість фільтраційного циклу не повинна перевищувати 3 доби, що пов'язано із можливістю цементування засипки; швидкість фільтрування у нормальному режимі становить 3,8 м/год; витрата води, що подається на очистку складає 6,8 м³/год; тривалість промивки при інтенсивності 13 л/(с·м²) складає 7 хв.

Ефективність роботи башти колони селища Плужне наведена в табл. 1, де вказані основні характеристики якості води до і після очистки.

Таблиця 1 - Показники якості води у вихідній воді і фільтраті

Показник	Одиниці виміру	Результати лабораторних вимірювань					
		Вих. вода	Філ.	Вих. вода	Філ.	Вих. вода	Філ.
		жовтень 2008		06.05.09–08.05.09		12.05.09–15.05.09	
<i>pH</i>	--	7,7	7,85	7,2	7,38	7,1	7,24
Жорсткість	мг-екв/дм ³	8,2	8,0	6,1 – 6,5	5,8 – 6,2	7,1 – 7,4	6,9 – 7,2
<i>Fe^{заг}</i>	мг/дм ³	1,64	0,09	1,5 – 2,63	0,09 – 0,22	1,38 – 2,75	0,06 – 0,125
Загальна лужність	мг-екв/дм ³	7,4	6,6	6,7 – 7,2	6,2 – 6,7	6,7 – 7,4	6,5 – 7,1
<i>H₂S</i>	мг/дм ³	0,92	від.	0,28	від.	0,34	від.
<i>CO₂</i>	мг/дм ³	від.	від.	від.	від.	від.	від.

Башта колона, що впроваджена в селищі Плужне Хмельницької області обладнана аераційним блоком, що включає аератор вакуумно-ежекційного типу, а також двома промивними трубопроводами для забезпечення промивки з різними інтенсивностями. Після проведення досліджень аератора з регулюванням витрати повітря було встановлено, що при зменшенні кількості повітря, що подається аератором зменшується концентрація розчиненого кисню у проаерованій воді. Крім того спостерігається підвищення ефекту знезалізнення при підвищенні ступеню аерації вихідної води.

Для регенерації фільтрувальної засипки використовувалась промивка з різними інтенсивностями. Після відкриття промивного трубопроводу вода по-

чинає опускатися донизу башти колони розширюючи фільтрувальну засипку і вимиваючи з неї затримані забруднення. Коли основна маса забруднень вимивається з засипки, промивний трубопровід закривається. Так як вимиті забруднення мають щільність значно більшу ніж щільність води, вони під дією сили тяжіння починають осідати на дно стовбура башти колони. Наступний цикл промивки проводиться при забезпеченні значно меншої її інтенсивності, це необхідно для зменшення відносного розширення засипки та досягнення кращого ефекту очищення пінополістирольної засипки, так як промивка проводиться в об'ємі менш брудомісткої води.

В зв'язку з тим, що основна маса забруднень вимивається з засипки після перших циклів промивки, наступні цикли необхідні для виносу вимитих забруднень за межі фільтра та забезпечення кращого розташування засипки під утримуючою решіткою. Такий спосіб промивки веде до зменшення корисної тривалості промивки. Проводилась повна водяна промивка з сталою інтенсивністю ($7,5 \text{ л/с}\cdot\text{м}^2$) і промивка з різними інтенсивностями ($5,2\text{--}7,5 \text{ л/с}\cdot\text{м}^2$) пінополістирольного фільтра башти колони селища Плужне.

Використання установок баштового типу з пінополістирольним фільтром забезпечує значний ефект видалення із води сполук заліза ($E=94,5\%$), а також розчиненого сірководню ($E=100\%$); дана установка дозволяє збільшити регульовальний об'єм води в баці башти шляхом розміщення аераційного блоку над баком башти; конструкція аератора дозволяє регулювати інтенсивність аерації для забезпечення оптимальних параметрів окислення двовалентної форми заліза; промивка з різними інтенсивностями дозволяє в середньому зекономити 50% промивної води.

Промивна вода, що накопичується в промивному резервуарі може використовуватись з метою поливу присадибних ділянок, зелених насаджень, газонів і квітників.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ РАЦИОНАЛЬНЫХ ПАРАМЕТРОВ ЦЕНТРИФУГИРУЮЩЕГО УСТРОЙСТВА ДЛЯ ОСВЕЩЕНИЯ ВОДЫ

С.М.Эпоян, А.С.Карагяур, А.Л.Скорик, Н.Ю.Гаврилова, Харьковский государственный технический университет строительства и архитектуры

Разработка компактных очистных сооружений, которые могут быть использованы для очистки природной воды от взвешенных веществ, является весьма актуальной задачей. К таким сооружениям следует отнести центрифугирующие устройства. Повысить эффект осветления центрифуг можно с помощью секционирования пространства ротора с помощью цилиндрических вставок.

Важной задачей является определение рациональных конструктивных и технологических параметров устройства, т.е. параметров, при которых достигается необходимой эффект очистки при минимальной удельной мощности.

Под конструктивными параметрами подразумеваются размеры центрифугирующего устройства: внешний радиус R , рабочая высота H , количество сек-

ций, расстояние между секциями Δr , конструктивные условия подвода и отвода очищаемой воды; под технологическими - производительность устройства Q , угловая скорость ω (или частота вращения), организация (распределение) потока в секциях.

Как показали проведенные экспериментальные исследования, при критических значениях конструктивных и технологических параметров центрифуги начинается смыв осевших частиц взвеси с поверхности осаждения в роторе, что значительно влияет на эффект осветления.

Кроме того, проведенные исследования позволили сформулировать следующее: энергетически выгодно применять для осветления воды центрифугирующие устройства с параметрами, значения которых близки к критическим, т.к., например, при заниженной, в сравнении с критической, частоте вращения ротора центрифуги резко уменьшается эффект очистки за счет смыва уже осевших частиц, а при завышенной – резко растет удельная мощность и, соответственно, энергетические затраты. Поэтому критические параметры являются рациональными.

Таким образом, целью исследований является разработка методики определения рациональных значений частоты вращения (угловой скорости) и внешнего радиуса центрифуги при заданной производительности устройства, то есть значений указанных параметров близких к критическим.

Для этого рассмотрим силы, действующие на осевшую частицу взвеси (рис. 1): где d – диаметр частицы взвеси; $\Delta\rho$ – разность плотностей частицы и жидкости; μ – динамическая вязкость; $V_{d/2} = f(Q)$ – скорость потока на расстоянии $d/2$ от стенки ротора; α – коэффициент пропорциональности; k – коэффициент адгезии; f – коэффициент трения частицы о стенку;

$N = C + A - W$ – сила реакции.

- сила инерции – $C = \frac{\pi d^3}{6} \Delta\rho \omega^2 \left(R - \frac{d}{2} \right)$;

- сила тяжести – $G = \frac{\pi d^3}{6} \Delta\rho g$;

- сила стоксового сопротивления
 $P = 3\pi\mu V_{d/2} d$;

- подъемная сила $W = \alpha \cdot P$;

- сила адгезии $A = k \cdot d$;

- сила трения $F = f \cdot N$;

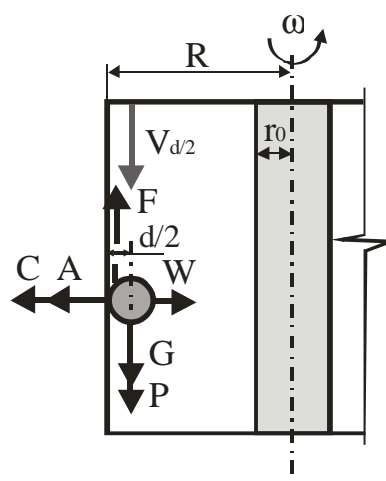


Рис. 1 - Силы, действующие на осевшую частицу взвеси

На рис. 2 представлены два типа зависимости баланса сил $F - P - G$ от диаметра частицы d . Когда $F > P + G$ смыв осевших частиц не происходит (зависимость 1). Если $F < P + G$, осевшие частицы диаметром $d_{кр1} \leq d \leq d_{кр2}$ возвращаются обратно в поток, ухудшая при этом качество очищенной воды.

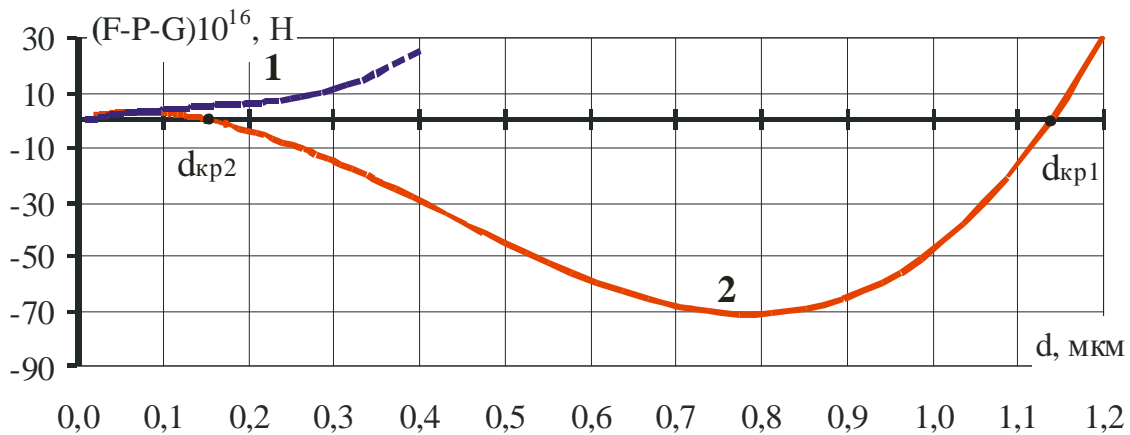


Рис. 2 - Зависимость баланса действующих на осевшую частицу сил от диаметра частицы:

1 – $F-P-G = f(d)$, когда смыв осевших частиц отсутствует;

2 – $F-P-G = f(d)$, когда смыв осевших частиц происходит

Унос частиц начинается, когда $F = P + G$ или

$$\left[\frac{\pi d^3}{6} \Delta \rho \omega^2 \left(R - \frac{d}{2} \right) + kd - 3\pi \alpha \mu V_{d/2} d \right] \cdot f = \frac{\pi d^3}{6} \Delta \rho g + 3\pi \mu V_{d/2} d, \quad (1).$$

то есть критерием начала смыва осевших частиц является такая комбинация конструктивных и технологических параметров, при которой уравнение (1) имеет один корень.

Для определения критических значений параметров центрифугирующего устройства преобразуем уравнение (1) и приведем его к безразмерному виду. Для этого

1) примем, что $R - \frac{d}{2} \approx R$;

2) скорость потока на расстоянии $d/2$ от стенки ротора $V_{d/2}$ определим с помощью

линейной интерполяции $V_{d/2} = V_{\text{пов}} \frac{d}{2} \cdot \frac{n-1}{\Delta r} = a \cdot V_{\text{пов}} \cdot d$, где $V_{\text{пов}}$ – скорость у

поверхности осаждения. Под скоростью у поверхности осаждения подразумевается среднее по координате z значение продольной скорости v_z на расстоянии $\frac{\Delta r}{n-1}$ от внешней стенки секции, где n – количество узлов по r в конечно-

разностной сетке. $V_{\text{пов}}$ определялась путем численного решения уравнений переноса количества движения в поле центробежных сил и уравнения неразрывности, записанных в цилиндрической системе координат. Для упрощения скорость у поверхности осаждения удобно представить в виде эмпирической за-

висимости $V_{\text{пов}} = f(V_{\text{ср}})$, где $V_{\text{ср}} = \frac{Q_i}{\pi(r_i^2 - r_{i+1}^2)}$ – средняя скорость потока в

секции центрифуги, Q_i – производительность i -ой секции, r_i, r_{i+1} – соответственно внешний и внутренний радиус i -ой секции;

3) поделим каждое слагаемое уравнения (1) на $g \cdot \Delta \rho \cdot \Delta^2 r$.

С учетом этого, уравнение (1) примет вид

$$\left(\frac{d}{\Delta r}\right)^2 \cdot \frac{\pi}{6} \cdot (f \cdot Fr_{кр} - 1) - \left(\frac{d}{\Delta r}\right) \cdot \frac{3 \cdot \pi \cdot \mu \cdot V_{пов}(Q) \cdot a}{g \cdot \Delta r \cdot \Delta \rho} \cdot (\alpha \cdot f + 1) + \frac{k \cdot f}{g \cdot \Delta r^2 \cdot \Delta \rho} = 0, \quad (2)$$

где $Fr_{кр} = \frac{\omega^2 R}{g}$ - число Фруда или фактор разделения.

Нашей задачей является определение параметра $Fr_{кр}$, при котором уравнение (2) относительно величины $\left(\frac{d}{\Delta r}\right)$ имеет один корень. Условием этого является равенство нулю дискриминанта квадратного уравнения (2).

Следовательно, для определения $Fr_{кр}$ получим следующую зависимость

$$Fr_{кр} = \frac{27}{2} \cdot \frac{\pi \cdot \mu^2 \cdot V_{пов}^2(Q) \cdot a^2 \cdot (\alpha \cdot f + 1)^2}{k \cdot f^2 \cdot g \cdot \Delta \rho}.$$

Таким образом, данная методика позволяет рассчитать критические значения конструктивных и технологических параметров центрифугирующего устройства, применяемого для осветления воды, и, следовательно, обосновано подобрать рациональную конструкцию устройства и выбрать эффективный технологический режим.

ДОПУСТИМІ ВИДИ РЕКРЕАЦІЙНОЇ ДІЯЛЬНОСТІ У МЕЖАХ ТЕРИТОРІЙ ТА ОБ'ЄКТІВ ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОГО ФОНДУ

Н.О.Телюра, Харківська національна академія міського господарства

Історична закономірність взаємодії суспільства і природи проявляється в розширенні впливу людини на природу при зростанні темпів економічного розвитку і усвідомленні необхідності збереження природного середовища при зростаючому значенні його рекреаційної функції. Пошуком оптимальних режимів використання природних ресурсів у рекреаційних цілях, займається рекреаційне природокористування. Воно являє собою цілісний процес, що поєднує в собі організацію рекреаційної діяльності на основі використання природних ресурсів і умов, задоволення рекреаційних потреб населення і попередження негативних змін у довкіллі під впливом рекреаційної діяльності. Сьогодні особливої уваги потребує визначення допустимих видів рекреаційної діяльності в межах територій та об'єктів природно-заповідного фонду, яка має здійснюватись з урахуванням вразливості природних комплексів, особливо рідких та зникаючих видів рослин, тварин, рослинних угруповань та типів природних середовищ.

Наказом № 330 Мінприроди, зареєстрованим в Мінюсті 22 липня 2009 р. за № 679/16695 визначені та затверджені допустимі види рекреаційної діяльності у межах територій та об'єктів ПЗФ. Проаналізувавши ці види рекреаційної діяльності, можна зробити висновок, що вони підпадають під загальне поняття - екологічний туризм, стратегічною метою якого є лімітована потребами збереження довкілля рекреаційна діяльність.

Спираючись на викладене вище, виділено основні види ведення рекреа-

ційної діяльності у межах територій та об'єктів ПЗФ з урахуванням природозберігаючого принципу, які представлено на рис. 1.



Рис. 1 - Основні види ведення рекреаційної діяльності у межах територій та об'єктів ПЗФ

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ЭФФЕКТИВНОСТИ ФЛОКУЛЯНТОВ ДЛЯ ПОВЫШЕНИЯ ПРОИЗВОДИТЕЛЬНОСТИ ИЛОВЫХ ПЛОЩАДОК

С.М.Эпоян, Е.Н.Орлова, Харьковский государственный технический университет строительства и архитектуры

И.В.Коринько, О.В.Степанов, Коммунальное предприятие канализационного хозяйства «Харьковкоммуночиствод»

В.Н.Кривонос, Торгово-сервисный центр "Ashland Evroasia", г. Киев

Т.С.Айрапетян, Харьковская национальная академия городского хозяйства

В результате очистки городских сточных вод образуются различные категории осадков, обработка которых является наиболее сложной проблемой. Эти осадки относятся к трудно фильтруемым суспензиям коллоидного типа, обладают плохой водоотдачей, имеют большие объемы и быстро загнивают.

Для обезвоживания осадков в настоящее время, несмотря на наличие сооружения механического обезвоживания, в основном применяются иловые площадки, работа которых зависит от климатических условий и требует выделения больших земельных площадей. Кроме того, согласно действующим нормам, даже на станциях с сооружениями механического обезвоживания осадка иловые площадки применяют как аварийные сооружения для сушки 20% годового количества осадков.

Одним из направлений повышения производительности иловых площадок является предварительная подготовка осадков. Анализ методов интенсификации обработки осадков городских сточных вод показал эффективность использования катионных флокулянтов.

Целью данной работы было определение эффективности современных флокулянтов для повышения производительности иловых площадок. Исследования проводили со смесью осадков, образующихся на КБО "Безлюдовский" г. Харькова.

На основании имеющегося опыта для исследований были отобраны флокулянты фирмы Ashland, торговой марки Praestol.

Было проверено действие следующих марок и серий флокулянтов: 624BC, 610BC, 611BC, 630BC, 644BC, 650BC, 655BC, 658BS, 806BC, 810BC, 851BC, 852BC, 853BC, 854BC, 854BCS, 855BS, 857BS, 859BS, 2500, 2505, 2510, 2515, 2520, 2530, 2540.

В ходе лабораторных исследований хорошо зарекомендовал себя флокулянт марки 859BS. Поэтому в дальнейшем была проведена серия опытов с флокулянт марки 859BS. Дозы флокулянта изменялись от 1 до 6 кг на 1 т абсолютно сухого вещества (а.с.в.). Внесение флокулянта проводили в литровый цилиндр и методом толчения были попытки добиться уплотнения осадка. Визуально в цилиндре происходила заметная реакция флокулообразования, но при последующем самостоятельном отстое уплотнение осадка не происходило.

В связи с этим было применено моделирование мягкого гравитационного разделения жидкой и твердой фаз через фильтрование. Для этого использовали сито с размером мембраны 30 мкм. Исходный осадок заливали в 250 мл цилиндр (объем цилиндра в 250 мл выбран с учетом объема фильтровального сита), затем к осадку добавляем рабочий раствор флокулянта в концентрации 0,1% в расчетной дозе, цилиндр закрывался крышкой и переворачивался методом встряхивания. После этого содержимое цилиндра выливали на фильтровальное сито. Определяли скорость фильтрации, качество отфильтрованной надосадочной жидкости, анализы на влажность и на структуру осадка.

Характеристика исследуемого осадка: смесь сырого осадка и избыточного активного ила, исходная влажность – 97,4%; температура – 16⁰С; pH – 7,0.

Результаты исследований по влиянию дозы флокулянта на водоотдачу осадка приведены в табл. 1.

Таблица 1 - Влияние дозы флокулянта на водоотдачу осадка

Наименование показателей	Ед. изм.	Доза флокулянта в кг на 1 т а.с.в.			
		6	4,5	3	1,5
Скорость истечения 100 мл	с	7	13	20	80
Скорость истечения 150 мл	с	15	30	100	360
Скорость истечения за 60 с	мл	160	160	140	90
Объем фильтра после дожима ручным прессом	мл	170	170	160	160
Качество фильтрата		прозрачный	слегка мутный	мутный	мутный

Для контроля была поставлена холостая проба без внесения флокулянта. Контроль осуществляли через 10 минут, фильтрат после сита мутный, самостоятельно не расслаивается, объем 110 мл.

Таким образом, в результате проведенных исследований определено влияние дозы флокулянтов на водоотдачу осадков. Установлено, что даже при минимальных дозах происходит интенсификация процесса фильтрации осадка. Подача такого осадка на иловые площадки, оборудованные системой горизонтального и вертикального дренажей, повысит их производительность более чем в 2-3 раза.

БИОТЕХНОЛОГИЯ ГЛУБОКОЙ МИНЕРАЛИЗАЦИИ ОСАДКОВ ГОРОДСКИХ СТОЧНЫХ ВОД, СОДЕРЖАЩИХ ИОНЫ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ

В.Н. Чернышев, В.Ф. Кижяев, Донбасская национальная академия строительства и архитектуры, г. Макеевка

Осадок городских сточных вод по своему составу характеризуется высоким уровнем содержания биогенных элементов – азота, фосфора и калия, - и является ценным органоминеральным удобрением. Этот способ утилизации является наиболее желательным, поскольку наименее затратный и возвращает в природу необходимые для растений питательные вещества. Однако даже в высокоразвитых европейских странах использование таких осадков в качестве удобрений ориентировочно составляет только около 30% общего их количества. Сдерживает применение этого способа утилизации присутствие в осадках различных токсичных органических минеральных загрязнений и в особенности тяжелых металлов.

Присутствие в осадках городских сточных вод тяжелых металлов связано не только со сбросом в городскую канализационную сеть производственных стоков, но и с рассеянными источниками загрязнения, особенно в промышленных и густонаселенных регионах.

Среди предлагаемых вариантов технологий удаления из осадков сточных вод тяжелых металлов обращают на себя внимание методы реагентного и реагентно-микробиологического выщелачивания.

Процесс реагентного выщелачивания протекает в кислой среде и требует большого расхода кислоты. Кроме того, в этих условиях происходит обеднение осадка азотом и фосфором, что ставит под сомнение дальнейшее использование осадка в качестве удобрения. Следует учитывать и тот факт, что обработанный таким образом осадок требует последующей нейтрализации.

Метод реагентно-микробиологического выщелачивания требует значительных затрат реагентов, сложен в эксплуатации и не всегда может обеспечить содержание металлов в осадках в допустимых концентрациях.

Переход тяжелых металлов в жидкую фазу при аэробной стабилизации активного ила возможен за счет подкисления ила в результате происходящих параллельно процессов нитрификации. Однако это не привело к значительному

снижению концентрации металлов в твердой фазе ила.

Таким образом, рассмотренные выше технологии обладают рядом существенных недостатков, что свидетельствует о необходимости поиска других технологических приемов обработки осадков с целью выделения из них тяжелых металлов.

Поиски проводились в двух направлениях. Первое направление связано с изучением реагентного выщелачивания предварительно стабилизированного осадка. Так как при аэробной стабилизации за счет нитрификационных процессов рН осадка существенно снижается, к тому же снижается и его буферность, то реагентное выщелачивание такого осадка требует значительно меньшего расхода кислоты, чем выщелачивание не обработанного осадка.

Исследования проводились на активном иле, стабилизированном в течение 15 суток. Ил имел величину рН 4,6, в дальнейшем подкислялся соляной кислотой до рН 2,0. После подкисления ил в течение 30 мин. перемешивался на магнитной мешалке и фильтровался для отделения иловой воды. В фильтрате определялось содержание ионов тяжелых металлов. Одновременно содержание металлов определялось в иловой воде необработанного и стабилизированного ила. Анализы проводились атомно-абсорбционным методом. Результаты выполненных анализов приведены в табл. 1.

Таблица 1 - Содержание тяжелых металлов в иловой воде до и после обработки активного ила

№ п/п	Вид пробы	Содержание иона в иловой воде, мкг/л						
		Cr	Cu	Fe	Ni	Zn	Cd	Pb
1	Иловая вода активного ила до обработки	3,1	25,3	330	10,0	111,4	0,3	2,7
2	Иловая вода стабилизир-го активного ила	6,3	194,5	2410	103,1	709,1	1,1	3,2
3	Иловая вода стабилизир-го и подкисленного активного ила	44,8	579,6	2570	1287	4314,1	6,8	7,2

Как следует из табл. 1, после проведения стабилизации практически по всем металлам наблюдается увеличение их содержания в иловой воде. Еще в большей степени содержание металлов увеличивается при подкислении стабилизированного ила. Следует отметить, что степень увеличения содержания в иловой воде ионов разных металлов различная. Так, максимально увеличивается концентрация никеля (в 128 раз после подкисления), цинка (в 38 раз), меди (в 22,9 раз). В меньшей степени увеличивается концентрация свинца. Кроме того, анализ показывает, что снижение концентрации тяжелых металлов в сухом веществе активного ила после стабилизации и кислотной обработки происходит для разных металлов также в различной степени (от 20 до 90%). Вследствие этого гарантированное удаление всех металлов из осадков до допустимых норм таким способом является задачей достаточно сложной.

Второе направление связано с замеченной зависимостью содержания металлов в иловой воде от степени распада беззольного вещества осадка при аэробной стабилизации. Возможность углубления распада органической части осадка при его аэробной стабилизации была установлена исследованиями, про-

веденными в ИПЦ «Биотехнология очистки воды» при Макеевском инженерно-строительном институте (ныне Донбасская национальная академия строительства и архитектуры). Согласно исследованиям, за счет дополнительного использования процесса денитрификации в технологии стабилизации степень распада увеличивается до 50% и более.

Основная задача при конструировании экспериментальной установки состояла в создании условий для осуществления технологии такого разделения иловой смеси, которое обеспечивало бы сохранение в аэробном стабилизаторе сформировавшегося биоценоза и отделение от осадка иловой воды, содержащей нитраты и высоко минерализованные иловые частицы. Установка состояла из аэробного стабилизатора и специального илоотделителя. Технологический режим работы всей установки, кроме того, обеспечивал и возможность протекания денитрификации.

В установку загружался активный ил аэротенков, а выводилась только иловая вода. Проведенные в течение полугода исследования по минерализации активного ила Макеевских очистных сооружений показали положительные результаты. Так, при концентрации загружаемого активного ила 4-5 г/л и продолжительности стабилизации от 7 до 10 суток, отделяемая иловая вода содержала в пределах 100-400 мг/л взвешенных веществ. Зольность загружаемого ила составляла 24-25%. Зольность взвешенных частиц иловой воды - 44-46%. В отдельные периоды зольность частиц иловой воды увеличивалась до 50, а иногда и до 70%. Концентрация ила в стабилизаторе колебалась в пределах 6-7 г/л. Его зольность находилась на уровне 32-33%. Отмечалось также значительное увеличение солесодержания отделяемой иловой воды по сравнению с иловой водой исходного ила.

Таким образом, экспериментальные исследования показали, что эффективность минерализации на установке обеспечивает уменьшение массы сухого вещества ила на 92-97%.

Исследования были продолжены на активном иле Ларинских очистных сооружений г. Донецка, при этом получены аналогичные результаты. Проведенные эксперименты дали возможность сделать заключение о целесообразности в дальнейшем из иловой воды выделять ионы металлов путем ее подщелачивания. Подщелачивание иловой воды проводилось до pH 8,5, после чего она подвергалась отстаиванию в течение 60 мин. Анализ осветленной при отстаивании жидкости показал, что содержание в ней ионов тяжелых металлов находится на уровне их содержания в очищенных сточных водах. Объем образующегося осадка при этом не превышал 1% от объема иловой воды.

Выводы:

Проведено обоснование технологии обработки осадков городских очистных сооружений, направленной на его глубокую минерализацию с последующим выделением ионов металлов. На примере активного ила экспериментально показана высокая эффективность минерализации по новой технологии и определены ее некоторые параметры.

ХОЗЯЙСТВЕННО-БЫТОВЫЕ СТОЧНЫЕ ВОДЫ В СИСТЕМАХ ОБОРОТНОГО ВОДОСНАБЖЕНИЯ

Н.М.Яковенко, В.М.Беляева, Харьковская национальная академия городского хозяйства

В настоящее время ведутся исследования по использованию очищенных хозяйственно-бытовых и промышленных сточных вод в системах охлаждающего водоснабжения. Задачей исследований было изучение изменения состава биологически очищенной сточной воды в системах оборотного водоснабжения при различных параметрах их работы, определение интенсивности накипеобразования и скорости коррозии металла, а также условий обеспечения защиты от эпидемиологической опасности.

Исследования проводили на стендовой установке, моделирующей работу охладительной системы оборотного водоснабжения (рис. 1) Объем воды в системе составлял 25 л, расход оборотной воды - 30 л/ч. Вода в системе нагревалась до 40-60°C, при кратности упаривания - 2,0-3,0 перепад температуры составлял от 8-10 (при температуре воды 40±1°C) до 20-25 °C (при температуре воды 60±1°C). Общие потери воды в системе составляли 2,0-10,0%, в том числе на испарение и унос - 1,2-3,2 % и на освежение воды из условий солевого баланса - 0,8-7,5%. Продолжительность проведения исследований при каждом режиме составляла 170 ч.

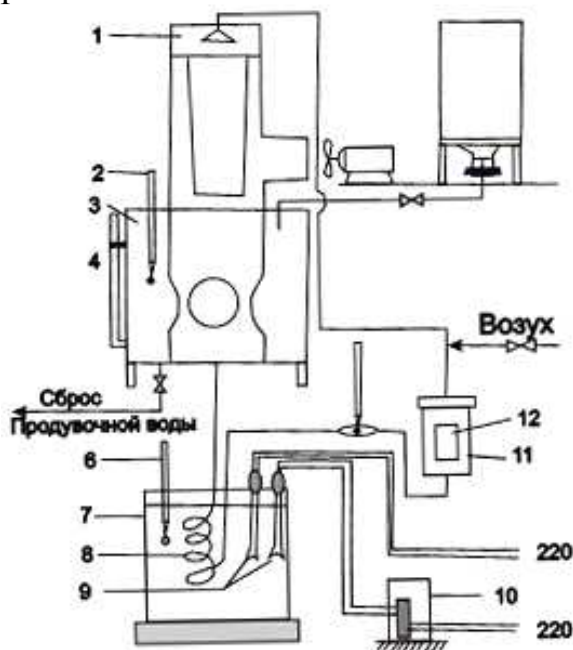


Рис. 1 - Стендовая установка системы оборотного водоснабжения

1 – градирня; 2 – термометр; 3 – бак охлажденной воды; 4 – мерное стекло; 5 – термометр горячей воды; 6 – термометр; 7 – бак с глицерином; 8 – змеевик; 9 – нагревательный элемент; 10 – автотрансформатор; 11 – кассета с образцами; 12 – образцы металла; 13 – вентилятор; 14 – бак подпиточной воды

Объектом исследования являлась очищенная сточная вода, для сравнения - техническая. Следует отметить, что поток сточных вод, поступающих на очистные сооружения, формируется из хозяйственно-бытовых сточных вод города и производственных фенольных сточных вод коксохимического завода. Последние проходят предварительную очистку на локальных очистных сооружениях, включающую биохимическую очистку от фенолов.

Из экспериментальных данных о составе вод видно, что концентрация почти всех компонентов как технической, так и сточной воды в системе оборотного водоснабжения в интервале изучаемых температур увеличивается со-

ответственно кратности упаривания воды. Исключение составляют содержание щелочи и ионов Ca^{2+} - для технической воды, а для сточной - щелочи и органических веществ.

Это обусловливается наличием в сточной воде солей аммония, способных при взаимодействии с карбонатами кальция переводить последние в растворимые соединения.

Сравнение величины концентрации равновесной и свободной углекислоты и расчеты степени пересыщения карбонатом кальция, а также оценка стабильности по Ланжелье показали, что если техническая вода склонна к образованию отложений, то изученная биологически очищенная сточная вода не образует таковых.

Значительно отличается сточная вода от технической и по содержанию растворенного кислорода. Концентрация растворенного кислорода в сточной воде значительно меньше и зависит не столько от температуры и коэффициента упаривания воды, сколько от содержания в ней легкоокисляющихся органических соединений. Концентрация фенолов, роданидов и цианидов в оборотной воде не достигает расчетных величин из-за их окисления в системе.

В изученной оборотной сточной воде в отличие от использования в указанных системах других хозяйственно-бытовых сточных вод наблюдается уменьшение концентрации фосфора, что объясняется, по всей вероятности, наличием в воде микроорганизмов, разрушающих фенол и роданиды и потребляющих фосфор для поддержания своей жизнедеятельности.

Скорости накипеобразования и коррозии металлов при низкой температуре определяли весовым методом на образцах стали марки Ст. 3, установленных в кассете на линии горячей оборотной воды.

Такое несоответствие объясняется малым содержанием растворенного кислорода и наличием в сточной воде органических веществ, в частности фенолов и роданидов, которые в указанных средах проявляют свойства ингибиторов коррозии.

Для выбора ингибитора коррозии были проведены потенциостатические исследования коррозионной активности сточной воды по отношению к стали Ст. 3. Указанные исследования проводили методом поляризационных кривых на потенциостате типа П-5827М. Все поляризационные измерения выполнены в потенциодинамическом режиме. Скорость развертки составляла 1 в/ч. Коррозионную активность воды определяли в интервале температур 40-60 °С.

С повышением температуры воды скорость процесса анодного растворения металла возрастает. Нагревание воды до 60 °С резко увеличивает скорость доставки коррозионноактивных веществ, а также их реакционную способность, что сказывается на абсолютных значениях тока саморастворения металла.

Исходя из анализа полученных, данных нами был выбран в качестве ингибитора коррозии гексаметафосфат натрия. Введение гексаметафосфата натрия в количестве 100 мг/л способствует снижению коррозионной активности исследуемой воды на 92% (рис. 2).

Принятая нами доза гексаметафосфата натрия не является оптимальной.

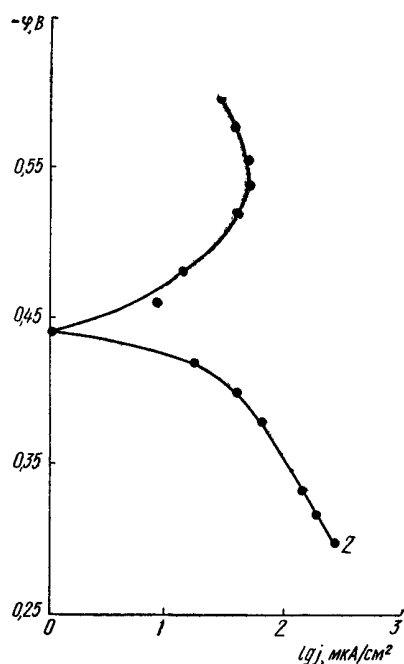


Рис. 2 - Катодные (1) и анодные (2) поляризационные кривые стали Ст. 3 в очищенной хоз.-бытовой сточной воде с добавлением гексаметафосфата натрия (100мг/л) при 60⁰С

Проблема использования очищенных хозяйственно-бытовых сточных вод во многом связана с обеспечением их эпидемиологической безопасности. Коли-титр, который определяли трехэтапным бродильным методом, составляет 4-10^{~16}, вследствие чего по шкале классификации эти воды необходимо отнести к категории очень грязных, требующих перед использованием доочистки.

В период исследований определялась также интенсивность биологического обрастания в системе оборотного водоснабжения. Скорость его составляла 0,0013-0,0059 г/м²ч, что значительно ниже предельно допустимой.

Таким образом, проведенные экспериментальные исследования подтвердили возможность и определили условия использования биологически очищенных хозяйственно-бытовых сточных вод в качестве хладагента в теплообменной аппаратуре. Фенольные сточные воды, поступающие на очистные сооружения, не вызывают осложнений в совместной очистке этих вод, не увеличивают коррозионную активность и бактериальную их загрязненность и в то же время способствуют предотвращению накипеобразования в оборотных системах.

ВОЗМОЖНЫЕ НОРМЫ НАДЕЖНОСТИ ЭЛЕМЕНТОВ СИСТЕМ ВОДОСНАБЖЕНИЯ И ВОДООТВЕДЕНИЯ

А. Я. Найманов, Ю. В. Гостева, Донбасская национальная академия строительства и архитектуры

В настоящее время идет процесс пересмотра существующих нормативов строительства, разрабатываются новые строительные нормы с учетом в них элементов надежности сооружений и оборудования. В частности, изданы новые российские и украинские нормы проектирования тепловых сетей, украинский ДБН по общим принципам обеспечения надежности в строительстве. В них приведены нормативные величины вероятности безотказной работы и коэффициентов готовности элементов систем и сооружений.

Объекты водопровода и канализации отнесены к классу ответственности СС2, в то же время объекты жизнеобеспечения больших районов городской застройки и промышленных территорий рекомендовано относить к более высокому классу ответственности СС3. Для них категория ответственности элемен-

тов может быть принята Б и характерна вторая группа граничных состояний. Целесообразные расчетные значения вероятности возникновения отказов для класса СС2, категории Б и второй группы граничных состояний составляют $1 \cdot 10^{-4}$ ($P_i^{\text{ex}} = 1 \cdot 10^{-4}$) при стабильной расчетной ситуации. Тогда вероятность безотказной работы $P = 1 - P_i^{\text{ex}} = 0,9999$.

Эту величину можно принять в качестве вероятности безотказной работы элементов систем водоотведения и водоснабжения. Вся же система водоснабжения или водоотведения должна быть отнесена к классу ответственности СС3, категория Б. Для всей системы расчетная вероятность возникновения отказа составляет $5 \cdot 10^{-5}$ ($P_i^{\text{ex}} = 0,00005$). Тогда вероятность безотказной работы системы должна составлять

$$P_{\text{сист}} = 1 - P_i^{\text{ex}} = 1 - 0,00005 = 0,99995. \quad (1)$$

Таким образом, требование к надежности всей системы выше, чем к надежности составляющих ее элементов. Отметим, что нормативный документ ДБН В.1.2-14-2009 относится к конструкциям зданий и сооружений; оборудование им не рассматривается. В то же время классы последствий (ответственности) СС1, СС2 и СС3 зданий и сооружений бесспорно распространяются на объекты водоснабжения и канализации. Это связано с тем, что классификация построена на характеристиках возможных последствий от отказа зданий и сооружений в виде опасности для здоровья и жизни людей, прекращения функционирования коммуникаций, утраты культурных объектов и экономического ущерба.

Приведенные выше требования к надежности являются весьма высокими, особенно если сравнивать их с требованиями к тепловым сетям. В частности, для тепловых сетей минимально допустимые вероятности безотказной работы установлены в следующих пределах:

- для источника тепловой энергии $P_{\text{дт}}=0,97$;
- для тепловой сети $P_{\text{тм}}=0,90$;
- для потребителя тепловой энергии $P_{\text{стэ}}=0,99$;
- для системы теплоснабжения в целом $P_{\text{см}} = 0,97 \cdot 0,90 \cdot 0,99 = 0,86$ (14 отказов за 100 лет).

Минимально допустимое значение коэффициента готовности системы теплоснабжения принимают $K_r=0,97$. Для повышения надежности системы должно быть предусмотрено резервирование ее элементов. Полное прекращение подачи тепла не допускается; возможно только снижение подачи тепла до 27-83% от расчетной на период от 6 до 50 часов в зависимости от диаметров трубопроводов теплосети и температуры наружного воздуха.

Требования по допустимой длительности снижения или полного прекращения подачи воды приводятся и в действующем СНиП 2.04.02-84 по водоснабжению. К сожалению, в нормативных документах нет указаний сколько раз за срок эксплуатации допускаются перерывы или снижение уровня оказания услуг. Примечание, что в системах теплоснабжения при $P_{\text{ст}}=0,86$ количество отказов составляет 14 за 100 лет приведено только в российском СНиП. Если следовать логике этого документа, то отказы элементов систем водоснабжения

и водоотведения при $P=0,9999$ могут наблюдаться не более 1 раза за 10 тыс. лет, а всей системы при $P=0,99995$ – не более 5 раз за 100 тыс. лет. Учитывая, что сроки эксплуатации объектов водопровода и канализации не превышают 100 лет, приходим к требованию о недопустимости вообще отказов на них. Разумеется, фактически дело обстоит совершенно иным образом. Более логично предположить, что при $P=0,9999$ из 10 тыс. объектов может отказать 1 объект, а при $P=0,99995$ из 100 тыс. объектов могут отказать 5 объектов.

На основании требований СНиП 2.04.02-84 могут быть вычислены и величины нормативных коэффициентов готовности систем водоснабжения. Однако, при нормировании степени обеспеченности подачи воды водопроводами I, II и III категорий, не оговаривает СНиП к какому сроку они относятся. Эти требования могут отнесены как к 1 году эксплуатации, так и ко всему расчетному сроку службы водопровода. Отметим, что сроки службы элементов водопровода (водозаборов, водоводов, очистных станций и сетей) имеют разные величины. Тогда разными будут получаться и величины нормативов надежности этих элементов, что выглядит не совсем верным. На наш взгляд, следует вычислить нормативы надежности как для одного года, так и для всего расчетного срока службы и далее сопоставить с приведенными выше требованиями ДБН В.1.2-14-2009 для выбора наиболее рационального решения.

Для действующих систем нормативную величину коэффициента готовности можно вычислить по формуле

$$K_z = 1 - \frac{T_n + T_{nn}}{T_z} = \frac{T_z - (T_n + T_{nn})}{T_z}, \quad (2)$$

где T_z - заданный срок эксплуатации технической системы;

T_n - суммарное время, затраченное на проведение планового технического обслуживания системы за весь срок ее эксплуатации;

T_{nn} - суммарное время, затраченное на устранение неисправностей системы за весь период ее эксплуатации.

Продолжительность ремонтов рекомендуется в каждом конкретном случае определять расчетом, при этом также следует определять необходимость вывода элемента системы из эксплуатации. В связи с тем, что практически все виды сооружений и оборудования систем водоснабжения и водоотведения резервированы, текущие и капитальные ремонты могут быть проведены без значительного снижения объемов подачи воды. Итак, длительности плановых затрат времени на ремонт определить не удастся.

Тогда, требования п. 4. 4 СНиП 2.04.02-84 по допустимым срокам перерывов в подаче воды и снижения подачи на 30% могут считаться затратами времени на устранение неисправностей за 1 год эксплуатации. Формула для определения нормативного коэффициента готовности системы водоснабжения будет иметь вид

$$K_{z(норм)} = 1 - \frac{T_{пер} + T_{сн} \cdot 0,3}{8760}, \quad (3)$$

где $T_{пер}$ - допускаемая СНиП 2.04.02-84 длительность перерыва в подаче воды, час; $T_{сн}$ - допускаемая длительность периода снижения подачи воды на 30%, час.

Вычисления по данной формуле дают следующие величины нормативных коэффициентов готовности для категорий систем водоснабжения:

I категория $K_{Г(норм)}=0,997184$;

II категория $K_{Г(норм)}=0,991096$;

III категория $K_{Г(норм)}=0,984932$.

Данные нормативы могут быть распространены и на системы водоотведения, поскольку водопровод и канализация связаны между собой и представляют фактически единую систему.

Система водоснабжения состоит обычно из ряда последовательно соединенных блоков сооружений: водозаборов, насосной станции 1 подъема, водоводов, очистных сооружений, насосной станции второго подъема и сетей. Итак – 6 блоков, тогда коэффициент готовности системы

$$K_{г(сист)} = K_{г(водозаб)} \cdot K_{г(НС-I)} \cdot K_{г(водовод)} \cdot K_{г(ОС)} \cdot K_{г(НС-II)} \cdot K_{г(сетей)}. \quad (4)$$

Все эти элементы должны обладать одинаковой надежностью, т. е. иметь одинаковые величины коэффициентов готовности, назовем его нормативным коэффициентом готовности элемента, отсюда

$$K_{г(сист)} = K_{г(эле)}^6. \quad (5)$$

Тогда $K_{г(эле)}^{норм} = \sqrt[6]{K_{г(сист)}} = \sqrt[6]{0,997184} = 0,999532$ для систем водоснабжения I категории;

$K_{г(эле)}^{норм} = \sqrt[6]{0,991096} = 0,998516$ для систем водоснабжения II категории;

и $K_{г(эле)}^{норм} = \sqrt[6]{0,984932} = 0,997483$ для систем водоснабжения III категории.

Сравним полученные величины $K_{г(норм)}$ с требованиями ДБН В.1.2-14.2009 к конструкциям зданий и сооружений водоснабжения и канализации. Очевидно, что требования ДБН значительно выше ($P_{сист}=0,99995$, а $K_{Г(норм)}=0,997184$ даже для первой категории систем). Впрочем, это положение согласуется с практикой эксплуатации, которая свидетельствует, что отказы строительных конструкций наблюдаются на порядок реже, чем отказы технологического оборудования.

РАЗВИТИЕ БОЛЕЗНЕЙ У ЖИТЕЛЕЙ УКРАИНЫ ПРИ УПОТРЕБЛЕНИИ НЕКАЧЕСТВЕННОЙ ВОДЫ

Л.В.Крамаренко, Харьковская национальная академия городского хозяйства

Достоверно известно, что длительное использование питьевой воды с несоответствием качества по гигиеническим требованиям обуславливает развитие различных заболеваний у населения. Это подтверждается многочисленными исследованиями, которые проводили учёные-медики и специалисты в области водоподготовки. Неблагоприятное биологическое воздействие избыточного поступления в организм ряда химических веществ проявляется не только в повышении общей или специфической заболеваемости, но и в изменении отдельных патологий, свидетельствующих о начальных сдвигах в организме человека.

В большинстве украинских регионов качество питьевой воды вызывает серьёзную тревогу. По данным Госсанэпиднадзора Украины, очень низкое качество питьевой воды в Киеве, Донецке и во всём Донетском угольном бассейне провоцирует повышенный уровень заболеваемости язвой желудка и двенадцатиперстной кишки, хроническими гастритами, а также ишемической болезнью. Этому способствуют азотосодержащие и хлорорганические соединения, которые присутствуют в источниках водоснабжения этих регионов. Вышеперечисленные примеси также приводят и к отставанию физического развития детей.

Исследования, проводимые в Полтавской и Ивано-Франковской областях с целью оценки влияния питьевой воды на заболеваемость жителей неинфекционными болезнями, выявили определённую связь между высокой минерализацией и мочекаменной болезнью.

В Харьковской области обнаружена связь между содержанием хлорорганических соединений в питьевой воде и онкологическими заболеваниями и частотой мутаций в соматических клетках детей. Кроме того, здесь выявлена мутагенная активность водопроводной воды. Мутагенный риск от использования хлорированной питьевой воды подтверждён цитогенетическими исследованиям у детей, живущих в соответствующих микрорайонах города.

В Донецкой области вспыхнула энтеровирусная инфекция, которая привела к заболеванию гнойным менингитом. Причина заболевания – недоброкачественная питьевая вода.

Следующая проблема, которая присуща всей территории Украины, – это обогащение обрабатываемой воды ионами алюминия при коагулировании. Избыток свободного алюминия негативно влияет на всю нервную систему и, в частности, на деятельность головного мозга.

В результате, львиная доля жителей Украины употребляет некачественную воду. По данным Киевской городской экологической службы, Киев входит в 15 городов Украины с самыми неблагоприятными условиями проживания, что отчасти связано с качеством водопроводной воды. Здесь будет справедливым упомянуть последствия Чернобыльской катастрофы, ведь период полураспада основных радиоактивных элементов составляет не менее 25-ти лет!

В связи с чем сложилась такая неблагоприятная ситуация в сфере водопотребления?

Во-первых, состояние источников питьевого водоснабжения, неудовлетворительные очистка и обеззараживание напрямую связаны с качеством питьевой воды, подаваемой потребителям. В целом по Украине 20,6% проб, взятых из водопровода, не отвечают гигиеническим требованиям к питьевой воде по санитарно-химическим показателям (15,9% - по органолептическим показателям, 2,1% - по минерализации, 2,1% - по токсическим веществам и 10,6% - по микробиологическим).

Во-вторых, существующие очистные сооружения требуют срочного переоборудования. В Украине и мировой практике существует множество решений данной проблемы. Наиболее простыми являются технологические приёмы, среди которых:

- Исключение из схемы водоподготовки применения хлора и хлорсодер-

жащих реагентов;

- Предварительная очистка воды поверхностных источников на микро-фильтрах, префильтрах или внедрение инфильтрационных водозаборов;
- Исключение предварительного хлорирования, применение фильтров с загрузкой гранулированным активированным углём;
- Дробное хлорирование – смена режима хлорирования;
- Использование диоксида хлора как альтернативы жидкому хлору;
- УФ-облучение для маломутных вод;
- Использование хлораминов в соотношении 1:4;
- Озонирование в сочетании с хлораммонизацией;
- Применение комбинированной обработки.

Проблема снабжения населения качественной водой ждёт кардинальных решений. И каждый день таких ожиданий сопряжён с немалым риском для множества наших соотечественников.

МЕТОДИКА АНАЛИЗА ПОВРЕЖДАЕМОСТИ ТРУБОПРОВОДОВ

О.Н.Лобко, Харьковская национальная академия городского хозяйства

Современные инженерные системы городского хозяйства и предприятий представляют собой сложный взаимосвязанный комплекс сооружений, трубопроводов и оборудования. Обеспечение нормальной работы этого комплекса является основной задачей специалистов по проектированию, строительству и эксплуатации инженерных систем.

Надежная работа систем централизованного теплоснабжения (СЦТ) является основой жизнеобеспечения населенных пунктов. Одним из показателей надежности тепловых сетей систем централизованного теплоснабжения является поток отказов $л$ (1/км·год) который определяется из выражения

$$л = n / L \quad (1)$$

где $л$ – поток отказов, 1/км·год; n – количество повреждений трубопроводов, 1/год; L – суммарная длина трубопроводов, км.

Определение зависимости потока отказов от срока службы теплопроводов необходимо для оценки их надежности, планирования расхода материально-технических и трудовых ресурсов.

В значительной части работ представлен анализ зависимости потока отказов от срока эксплуатации за незначительный период или дается качественный анализ указанного показателя. Определение количества повреждений трубопроводов за весь период эксплуатации тепловых сетей затруднен из-за отсутствия данных, которые не фиксировались за указанный период или утеряны. В последнее время в связи с повышением качества эксплуатации и использования ЭВМ налажен учет повреждений теплопроводов.

В связи с этим предлагается определять зависимость среднего значения потока отказов $л_{ср}$ от срока службы теплопроводов за весь период эксплуатации. Величина $л_{ср}$ определяется, как среднее значение для участков теплопроводов, входящих в рассматриваемую систему, которые имели разные сроки ввода в экс-

плутацию, и для которых имелись значения количества повреждений за несколько лет.

Анализ повреждаемости теплопроводов для условий, когда имеются данные по срокам ввода в эксплуатацию участков теплопроводов, значения по их повреждаемости за определенный период, который составляет несколько лет от срока эксплуатации можно осуществлять по указанной ниже методике.

С этой целью определяется зависимость среднего значения $л_{ср}$ от срока эксплуатации. Значение $л_{ср}$ определяется следующим образом. Рассмотрим тепловую сеть, состоящую из участков трубопроводов, имеющих различные сроки ввода в эксплуатацию и данные по их повреждаемости за определенный период, не совпадающий со всем периодом эксплуатации.

Принятые обозначения: i – номер участка, $i=1,m$; m – число участков; L_i – длина i -го участка; t_i – календарный год постройки (сдачи в эксплуатацию) i -го участка; t_1 – первый календарный год снятия показаний по повреждаемости теплопроводов; j – порядковый номер года снятия показаний, $j=1,c$; c – число лет снятия показаний; $t_j = t_1 + j - 1$ – текущий календарный год снятия показаний по повреждаемости теплопроводов; T_{ki} – период эксплуатации i -го участка от года введения в эксплуатацию (года постройки) до года начала снятия показаний: T_{ki}

$$= t_1 - t_i; \quad T_{k \min} = \min_{i=1,m} T_{ki}; \quad T_{k \max} = \max_{i=1,m} T_{ki}$$

T_k – расчетный период эксплуатации: $T_k = T_{k \min}, T_{k \max}$; $d(x)$ – бинарная функция целочисленного аргумента x , которая задается равенством

$$d(x) = \begin{cases} 1, & \text{если } x = 0 \\ 0, & \text{если } x \neq 0 \end{cases}$$

$$m_k = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^c \delta(T_{ki} + j - T_k - 1);$$

m_k – число участков, на которых сняты показания по повреждениям в T_k -год эксплуатации, если $m_k=0$, то за T_k год эксплуатации нет данных по повреждаемости теплопроводов; n_{ij} – количество отазов на i -ом участке в j -ый порядковый год снятия показаний; $л_{ij} = \frac{n_{ij}}{L_i}$ – плотность (по годам) потока отказов на i -ом участке за j -

ый порядковый год снятия показаний; $л_{ср}(T_k)$ – средняя по всем имеющемуся наблюдениям плотность (по годам) потока отказов за текущий T_k год эксплуатации:

$$л_{ср}(T_k) = \begin{cases} \text{не определена, если } m_k = 0 \\ \text{(нет наблюдений)} \\ \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^c \delta(T_{ki} + j - T_k - 1) n_{ij}}{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^c \delta(T_{ki} + j - T_k - 1) L_i}, & \text{если } m_k \neq 0 \end{cases}$$

где $T_k = T_{k \min}, T_{k \max}$.

При незначительном отличии в длинах участков теплопроводов и условий эксплуатации L_{cp} можно определять по упрощенной зависимости:

$$L_{cp}(T_k) = \begin{cases} \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^c \delta(T_{ki} + j - T_k - 1) \cdot n_{ij} / L_i}{m_k}, & \text{если } m_k \neq 0. \end{cases}$$

Таким образом, зная год ввода в эксплуатацию участков теплопроводов тепловой сети и количество повреждений этих участков за определенный период, не совпадающий со всем периодом эксплуатации, можно получить зависимость среднего значения потока отказов L_{cp} от срока эксплуатации системы теплопроводов за весь период работы.

Предложенная методика может быть применена при анализе повреждаемости трубопроводов других инженерных сетей и систем.

СТРУКТУРА СИСТЕМ АВТОМАТИЗИРОВАННОГО КОНТРОЛЯ ДЛЯ ПРЕДПРИЯТИЙ СЕЛЬСКОГО ХОЗЯЙСТВА

Н.А.Любимова, Харьковский национальный аграрный университет им. В.В.Докучаева

На современном этапе для выбора оптимальной стратегии и тактики, интенсификации земледелия и животноводства, в том числе получения органической (экологической) продукции сельского хозяйства, возникла острая необходимость создания четкой теоретической базы, методов, средств и критериев оценки качества контроля в этой области. Органичным образом дополняет эту область контроль используемых земель для хранения, переработки и рациональной утилизации отходов. Так, например, еще в 1992 году принято «Постановление про экологическое производство» № 2092/91, определяющее стандарты экологического земледелия. В нем определены требования к контролирующим органам, процессам проверки и их периодичности для сельскохозяйственных предприятий.

Для эффективного изучения и анализа производимой продукции, влияния с/х предприятий на окружающую среду, принятия соответствующих решений по ее улучшению необходима адекватная информация о состоянии экологической системы по тому или другому показателю, что связано с огромным числом измерений различных параметров, осуществляемых с помощью автоматических, постоянно действующих анализаторов. Контроль состояния окружающей среды, с/х продукции, отходов производства – сложная процедура текущей оценки по качественным и количественным показателям, в многомерном представлении. Он включает измерительные, вычислительные и другие операции.

Контролируемые параметры объекта контроля (т.е. параметры, доступные восприятию техническими средствами) могут отображаться разными классами математических элементов. Эти классы предопределяют и классы технического

контроля. Выделяют два больших класса: контроль числовой (контролируемые параметры описываются числами) и контроль функциональный (контролируемые параметры описываются функциональными зависимостями).

По типу количественной определенности объекта контроля (количественной характеристики, исчерпывающе описывающей объект) функциональный контроль подразделяется на два подкласса - текущий и свернутый контроль. Количественная определенность объектов текущего контроля, как и его контролируемый параметр, описывается функциональной зависимостью; количественная определенность объекта свернутого контроля описывается числом (числовым показателем). Текущий контроль - это контроль меняющегося состояния динамического объекта на текущий момент времени. Свернутый контроль - это контроль состояния объекта по его усредненным показателям за тот или иной отрезок времени.

Природные объекты характеризуются чрезвычайно сложной структурой, включающей множество разнообразных элементов, охваченных прямыми и обратными подвижными связями. Наличие этих связей предопределяет уникальность реагирования природных объектов на внешние раздражители физического, химического или биологического происхождения. Она проявляется в процессах адаптации и восстановления состояния объекта после снятия внешнего повреждающего фактора. С точки зрения термодинамики природные объекты являются самообразующимися и самоорганизующимися системами, взаимодействие которых с внешней средой носит принципиально открытый характер. Их жизнедеятельность обеспечивается за счет постоянного притока из окружающей среды энергии, вещества и информации.

К первичным задачам, реализуемым автоматическими системами контроля, можно отнести: автоматическое наблюдение и регистрацию концентрации загрязняющих веществ; анализ полученной информации с целью определения текущего состояния природной среды; принятие экстренных мер по борьбе с загрязнением; объективный прогноз уровня загрязнения; разработку перспективных природоохранных рекомендаций по улучшению состояния окружающей среды, стратегию, методы и средства утилизации отходов.

Таким образом, информационно-измерительный комплекс таких объектов должен состоять из следующих функциональных блоков: автоматических контрольно-измерительных станций (АКИС), позволяющих в широком диапазоне собирать данные о значимых с точки зрения контроля значениях контролируемых параметров объекта; аппаратуры передачи данных (АПД) для передачи информации от АКИС в центр сбора и обработки информации (ЦСОИ); средства управления для осуществления автоматического сбора информации, вызова АКИС, синхронизации их работы, передачи команд и обслуживания их запросов от АКИС, приема и накопления информации; центр обработки информации, осуществляющий обработку информации, полученной от АКИС с целью оценки состояния природной среды, прогноза изменения ее состояния и разработки определенных рекомендаций для улучшения природной среды, а также задачи передачи необходимой информации в ЦСОИ более высокой иерархии. Такие АСК можно использовать при решении задач контроля, оптимизации

функціонування і утилізації відходів, наприклад, великих тваринницьких підприємств. В умовах екологізації виробництва продукції на них розглядають три основних аспекти: оптимізацію умов утримання і розведення тварин; захист загального біологічного потенціалу стада від можливих деструктивних впливів умов утримання; контроль і профілактику стану екологічної середовища внаслідок застосування інтенсифікації виробництва тваринництва на даній об'єкті.

Серед контролюваних параметрів АСК тваринницького комплексу цілорозумно мати господарську (живильну, дієтичні якості) цінність кормів, їх токсичність, мікроелементний склад кормів, і компенсуючі необхідні мінеральні добавки, мікробіологічні продукти. Наступну групу контролюваних параметрів складають показники зберігання кормів: рівень вологості, хімічний склад, життєдіяльність рослинних клітин кормів для створення умов, сприятливих для збереження живильних речовин, запобігання псування кормів, запобігання накопичення в кормах токсичних речовин, виконанням гранично допустимих норм утримання нітритів і нітратів, пестицидів, важких металів, радіонуклідів.

Контроль третьої групи параметрів пов'язаний з відслідковуванням стану навколишнього середовища і наступною утилізацією відходів виробництва. Інтерес представляють технології по переробці відходів тваринницьких підприємств з наступною фракціонуванням в тверду і рідку фазу, а від цього напряму залежить третя вартості продукції тваринництва.

Проблема покращення якості і екологічності сільськогосподарської продукції, створення екологічного паспорту тваринницького комплексу захист навколишнього середовища, узгодження життєдіяльності населення України з успіхом може бути вирішена в тому числі з допомогою автоматичних станцій контролю великих сільськогосподарських підприємств.

ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИЙ ДОКАЗ ІСНУВАННЯ АНАММОХ-ПРОЦЕСУ В АЕРОТЕНКАХ ОЧИСНИХ СПОРУД УКРАЇНИ

П.І.Гвоздяк, Л.І.Глоба, Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, м. Київ

В.П.Демчина, Інститут газу НАН України, м. Київ

О.В.Сапура, Національний університет харчових технологій

М.В.Безкровна, Донецький національний університет, м. Донецьк

Останнім часом за кордоном надзвичайно інтенсивно вивчається і впроваджується новий технологічний процес видалення неорганічних сполук азоту з водного середовища – Anammox (Anaerobic ammonium oxidation). З енергетичної, економічної та екологічної точок зору цей процес є набагато привабливішим від традиційної, класичної нітри-денітрифікації і тому має незаперечну перспективу.

У зв'язку з тим, що вперше Anammox-процес було виявлено в Голландії в біологічних очисних спорудах і враховуючи загальновідомий факт

убіквітарності бактерій, ми поставили перед собою завдання виявити Анаммох-процес в активованих мулах очисних споруд нашої держави.

З цією метою в аеротенки Бортницької станції аерації (м. Київ), біологічних очисних споруд міст Чернігова і Обухова (Київської обл.) та смт. Новий Світ (Донецька обл.) поміщали каркаси з волокнистими носієм ВІЯ для можливої іммобілізації на ньому Анаммох-бактерій. Після понад 15-добової інкубації в активованих мулах носій ВІЯ з біоплівкою в кількості 100 г на 1 дм³ середовища переносили в PET-пляшки місткістю від 0,5 до 6 дм³, добавляли поживне середовище, що містило (в мг/дм³ водопровідної води): NH₄Cl – 400; NaNO₂ – 500; NaHCO₃ – 1000; KH₂PO₄ – 450; K₂HPO₄ – 500. PET-пляшку з іммобілізованою на носіїв ВІЯ біомасою активованого мулу заповнювали на 4/5 об'єму поживним середовищем, натискали на бокові стінки пляшки до повного видалення з неї повітря, щільно закривали пробкою і поміщали в термостат при температурі 22 °C. Досліди ставили в 7-10 повторностях. Контролем служили такі ж PET-пляшки з відповідними іммобілізованими гідробіонтами та поживним середовищем, але 1) без NH₄Cl; 2) без NaNO₂; 3) без NH₄Cl та NaNO₂. Ставили також контроль з повним поживним середовищем і носієм ВІЯ, що не був у контакті з активованим мулом. Слідкували за інтенсивністю утворення біогазу в PET-пляшках.

В контрольних пробах газ не утворювався. В усіх експериментальних біореакторах (PET-пляшках) вже через 24 години спостерігалось накопичення біогазу. Найбільш інтенсивно газоутворення відбувалось з іммобілізованими на носіях ВІЯ гідробіоценозами з аеротенків Бортницької станції аерації та Чернігівських очисних споруд, дещо слабше – з Обухівських очисних споруд і найменше – зі споруд смт. Новий Світ.

Відсутність газоутворення в контрольних пробах (з іммобілізованою біомасою, але без відповідних неорганічних сполук азоту, а також без гідробіонтів) та наявність біогазу в пробах з NH₄⁺ та NO₂⁻ свідчило про присутність ANAMMOX-процесу.

Для підтвердження наявності саме такого процесу здійснювали газохроматографічний аналіз біогазів, що утворювалися. Аналіз проб газу проводили на газовому хроматографі 6890 N фірми Agilent в Інституті газу НАН України (м.Київ). Умови аналізу: детектор – катарометр; температура детектору – 200 °C, газ-носій – аргон. Аналіз легких газів проводили на колонці MOLSIV довжиною 15 м, вуглеводнів – на колонці PLOTQ довжиною 15 м. Зразки газу вводили безпосередньо у дозатор хроматографа. Здійснено понад двох десятків аналізів біогазу, що утворювався в перші 4-6 днів, через 3-4 тижні та через три місяці від початку дослідів.

Нижче наводимо повний склад біогазів одного з експериментів, що тривав 3 місяці. [табл. 1].

Результати газохроматографічного аналізу біогазів, що утворюються в процесах анаеробного окислення амонію, свідчать про те, що на початковій стадії експерименту відбувався типовий Анаммох-процес з абсолютно переважним утворенням азоту (понад 90 %). Через деякий час (3-4 тижні) відносна концентрація азоту в біогазі зменшується, а концентрація метану збільшується

Таблиця 1 - Склад біогазів (в % об'ємних) через різні проміжки часу після початку експерименту

Компоненти	Тривалість дослідження		
	5 діб	4 тижні	3 місяці
N ₂	94,75	42,60	10,87
CH ₄	1,53	51,23	83,06
CO ₂	1,19	3,72	3,75
H ₂ O	2,53	2,45	2,32

і під кінець процесу сягає більше 80%, тобто Анамтох-процес змінюється метаногенезом. Характерно, що при цьому концентрація діоксиду вуглецю не підвищується до рівня, притаманного типовому метагенезу (30-40 %) і рідко піднімається до 10 %, що можна пояснити тою обставиною, що в біореакторах розвиваються хемолітоавтотрофні Анамтох-бактерії, для яких CO₂ є джерелом вуглецю у структурному метаболізмі.

Таким чином, нами вперше експериментально доведено існування біологічного процесу окислення амонію в анаеробних умовах (Анамтох) гідробіоценозами активованих мулів ряду очисних споруд в різних регіонах України. Анамтох-процес дуже вигідний в енергетичному та екологічному відношеннях, бо, на відміну від широко використовуваного традиційного методу нітри-денітрифікації, потребує окислення тільки половини присутнього в стічних водах амонію і тільки до нітриту, а не до нітрату, що приводить до значної економії електроенергії на аерацію стоків, а також не вимагає внесення у стічну воду додаткової кількості органічних сполук, наприклад, метанолу, для забезпечення класичної гетеротрофної денітрифікації – окислення органіки нітратами з утворенням вільного азоту та вуглекислого газу. Крім того, при Анамтох-процесі не виділяється (як при денітрифікації), а, навпаки, поглинається діоксид вуглецю, що екологічно важливо.

Як відомо, Анамтох-бактерії дуже повільно розмножуються (період подвоєння складає від 10 до 20 діб), зате мають здатність до іммобілізації на поверхнях твердих тіл. У зв'язку з цим можна вважати вкрай перспективними подальші дослідження адгезії відповідальних за Анамтох-процес бактерій до різноманітних носіїв, які варто було б розмістити в діючих аеротенках і таким чином забезпечити звільнення стічних вод від екологічно небезпечних неорганічних сполук азоту.

ПРОМИСЛОВІ ВИПРОБУВАННЯ МОДУЛЬНОГО ПРИСТРОЮ КОМБІНОВАНОЇ ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД

С.Ю.Нікулін, Харківська національна академія міського господарства

Н.Г.Онищенко, Харківський державний технічний університет будівництва та архітектури

Для вилучення домішок із стічних вод застосовуються різні технологічні засоби та пристрої: відстоювання важких часток в відстійниках, спливання вверх легких завислих часток нафтопродуктів у нафтоуловлювачах, фільтру-

вання через фільтри з зернистим завантаженням, коалесценція дрібних та емульсованих нафтопродуктів часток нафти в коалесцентних фільтрах, сорбція емульсованих нафтопродуктів на нафтові краплини в коалесцентних фільтрах та інші.

Задачу підвищення ефективності очистки води від нафтозабруднень та завислих часток, можна вирішити шляхом створення модульного пристрою для ефективної комбінованої очистки нафтовміщуючих стічних вод, які забруднені грубодиспергованими важкими завислими частиками, в якому суміщаються процеси тонкошарового відстоювання більш великих нафтових частинок в тонкому шарі та сепарації з ефектом коалесценції більш дрібних, в тому числі емульгованих, нафтових умовних краплин та завислих часток при фільтрації води через плаваюче завантаження, забезпечення рівномірного розподілу потоків води проміж тонкошаровими елементами системою розподільних труб та за рахунок гідравлічного опору плаваючого завантаження.

Авторами розроблено конструкцію компактного комбінованого пристрою, яка дозволяє здійснити ефективну очистку стічних вод від грубо-, дрібнодиспергованих завислих речовин, нафтопродуктів та емульгованих нафтопродуктів.

Принцип дії пристрою включає попереднє відстоювання і потім малоенергетичне фільтрування. Конструкція пристрою передбачає об'єднання тонкошарового нафтоуловлювача з еластичними поліетиленовими каналами утвореними з гнучких поліетиленових плівок, з блоками коалесцентного фільтру заповнених плаваючим зернистим завантаженням. Завдяки послідовного розміщення по ходу течії стічної води, що очищається, за тонкошаровим коалесцентним нафтоуловлювачем, зернистою поліетиленового або полістирольного коалесцентного фільтра, забезпечується ефект коалесценції між спливаючими в тонкошаровому каналі частками нафтозабруднень і поліетиленовою плівкою, а також забезпечується ефективне сповзання вгору нафтових забруднень за рахунок гнучкості та гладкості поліетиленової плівки, яка утворює тонкошарові канали, і тим самим недопущення залипання тонкошарового простору завислими частками і частками нафтозабруднень.

Нижче наведено ескіз розробленої конструкції модульного пристрою комбінованого очищення стічних вод (рис. 1).

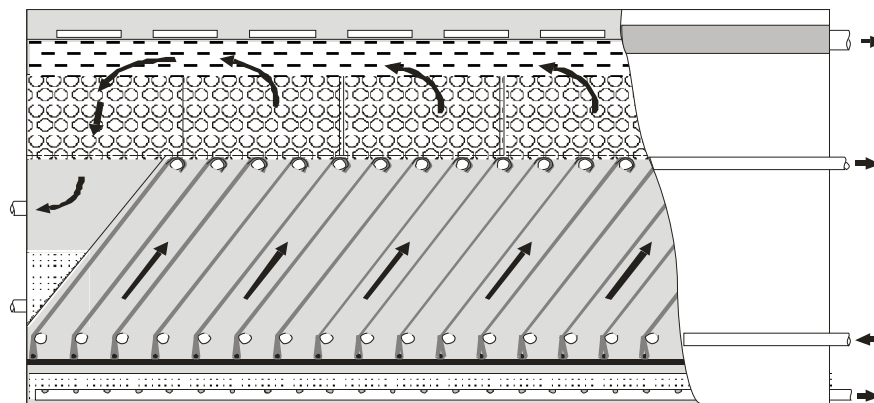


Рис. 1

Технологічні випробування розробленого модульного пристрою було виконано в промислових умовах на стічній воді мийки цистерн вагонного депо від нафтопродуктів (пропарка, гідрозмив). В склад забрудненої стічної води входили завислі речовини, грубо- та дрібнодисперсні мастила.

Стічну воду подавали на модульний пристрій під тиском 0,1-0,2 МПа.

Якість вихідної стічної води:

- завислі речовини з крупністю частинок (в масовому співвідношенні) 0,1-1,0 мкм (13%), 1,0-5,0 мкм (39%), 5,0-10,0 мкм (20%), 10,0-40,0 мкм (21%), 40,0-100,0 мкм (7%) та концентрацією 21,0-160,0 мг/л;
- нафтопродукти (мастила) з крупністю умовних краплин (в масовому співвідношенні) 0,1-1,0 мкм (15%), 1,0-5,0 мкм (10%), 5,0-10 мкм (10%), 10-20,0 мкм (32%), 20,0-100,0 мкм (33%) та концентрацією 2,5-57,0 мг/л.

Очищена вода аналізувалася та скидалася в міську каналізацію.

Результати промислових випробувань наведено в табл. 1. В досліді № I табл. 1 наведено осередковані результати випробувань запропонованого модульного пристрою, в досліді № II - результати випробувань щодо очищення води послідовно: в двухсекційному тонкошаровому нафтовловлювачі; типовому коалесцентному фільтрі конструктивно аналогічному фільтру фірми "Дегремонт".

Отримані результати випробувань свідчать про достатньо високу ефективність удосконаленого модульного пристрою. Таким чином доведено можливість його використання, як в техніці очищення промислових стічних вод, так і для умов підготовки технічної (підживлювальної) води для промислових підприємств, що містять механічні забруднення, у тому числі до 62% вискодисперсних (0,1-5,0 мкм) завислих (твердих) частинок та до 20% емульгованих і розчинених (з умовним розміром краплин 0,1-1,0 мкм) фракцій масил.

Таблиця 1 - Результати експериментів

№ досліду	№ експерименту	Технологічні показники							
		Залишковий вміст, мг/л		Ефективність очищення, %		Середня швидкість фільтрування, м/год	Брудоемність фільтруючого завантаження, кг/м ³	Тривалість фільтроциклу, год	Питомі витрати промивної води, м ³ /м ³ завантаження на одне промивання
		Завислі речовини	Нафтопродукти (мастила)	Завислі речовини	Нафтопродукти (мастила)				
I	1	4,4-11,2	0,5-8,5	79-93	80-85	10-15	90-100	30-48	1-3
	2	4,6-14,4	0,6-5,7	78-91	78-90	10-15	80-90	30-48	1-3
	3	4,0-12,8	0,4-9,1	81-92	81-84	10-15	90-100	36-60	1-3
	4	2,3-12,8	0,6-5,1	89-92	78-91	10-15	80-90	36-60	1-3
II	5	11,6-54,4	1,6-29,6	45-66	35-48	7-10	50-60	12-16	8-12
	6	10,7-40,0	1,5-23,9	49-75	40-58	6-8	40-50	10-12	10-12
	7	9,2-35,2	1,1-12,0	56-78	55-79	5-7	70-90	16-20	12-15
	8	7,6-32,0	0,6-10,3	64-80	76-82	4-5	60-80	8-10	14-16

Крім позитивних результатів в ході наведених випробувань, як і в попередніх дослідженнях, в модулях фільтрів при їх очистці за допомогою пари тривалістю 1-2 хв. або гарячою води при температурі 45-50 °С тривалістю 2-3 хв. було виявлено біозростання. Для виявлення впливу біозростань на ефективність роботи запропонованого пристрою виконані початкові якісні дослідження (див. табл. 2). Для цього тривалість фільтроциклу була збільшена до 72 годин протягом загальної тривалості експериментів - 9 діб. Другу частину експериментів загальною тривалістю також 9 діб проведено при підвищеному тиску 0,15-0,25 МПа.

Аналіз отриманих результатів свідчить про достатню ефективність модульного пристрою і можливість його використання в техніці очищення промислових стічних вод і водопідготування в оборотних системах водопостачання. Одночасно виявлено необхідність вирішення проблеми боротьби з біозростаннями, які суттєво (в 1,5-2,0 рази) знижують ефективність його роботи та технологічні показники при постійному використанні. На вирішення цієї проблеми будуть направлені наступні дослідження.

Таблиця 2 - Результати експериментів впливу біозростань на ефективність роботи модульного пристрою

№ експерименту	Тиск, МПа	Технологічні показники							
		Залишковий вміст, мг/л		Ефективність очищення, %		Середня швидкість фільтрування, м / год	Брудоемність фільтруючого завантаження, кг/м ³	Тривалість фільтроциклу, год	Питомі витрати промислової води, м ³ /м ³ завантаження на одне промивання
		Завислі речовини	Нафтопродукти (мастила)	Завислі речовини	Нафтопродукти (мастила)				
1	0,1-0,2	4,4-11,2	0,5-8,5	69-73	70-75	10-12	90-100	72	1-3
2		4,6-14,4	0,6-5,7	68-71	68-70	10-11	90-100	72	1-3
3				45-50	35-45	5-6	50-60*	72	1-3
4	0,15			65-70	65-70	10-14	80-100	72	1-3
5	-			68-71	68-70	10-12	80-90	72	1-3
6	0,25			40-50	30-45	5-8	45-55*	72	1-3

*- візуальний контроль підтверджує наявність біозростань в значній кількості (до 25%) у відмитому фільтруючому матеріалі.

НОВИЙ ПРОГРАМНИЙ ПРОДУКТ ДЛЯ РОЗРАХУНКУ АЕРОТЕНКІВ

С.Л.Чиганов, В.И.Сокольник, В.Д.Недоросол, Запорізька державна інженерна академія

Програмне забезпечення для розрахунку очисних споруд дозволяє автоматизувати та прискорити в декілька разів процес розрахунків основних параметрів, порівняти різні варіанти і вибрати найбільш прийнятний.

Аналіз відомих програмних продуктів показав майже повну відсутність комп'ютерних програм для розрахунку споруд біологічної очистки стічних вод.

Розроблено новий програмний продукт для розрахунку та дослідження споруд біологічного очищення стічних вод – аеротенків. OSV.Aerotank орієнтована на швидкий розрахунок та підбір аеротенків із складанням звіту у вигляді текстового файлу. Можливі розрахунки різних варіантів аеротенків за способом подачі стічних вод та їх потоку: змішувачі та витискувачі, з регенерацією активного мулу та без регенерації. OSV.Aerotank працює на будь-якій 32-разрядній ОС Windows, написана на Visual Basic 6.0.

Основні можливості програми:

- розрахунок необхідного об'єму аеротенка;
- надання списку типових проектів обраного типу аеротенка (є можливість редагувати список);
- перерахунок робочих параметрів вже обраного (чи існуючого) аеротенку;
- розрахунок системи аерації;
- надання звіту у вигляді текстового файлу;
- розрахунок робочих параметрів обраного аеротенка при поступовому відключенні секцій;
- зберігання вихідних даних проектів у файлах.

Після введення користувачем витрати стічних вод та концентрації зважених речовин в стічній воді необхідно вибрати тип стічних вод: побутові чи промислові. В залежності від вибору, автоматично заповнюються комірки для вводу максимальної швидкості окислення органічних забруднень, константа, що характеризує властивості забруднень, константа, що характеризує вплив кисню, коефіцієнт інгібування та зольність активного мулу згідно. Далі необхідно ввести значення $БСК_{повн}$ стічної та очищеної води та обрати тип аеротенка. В залежності від обраного типу аеротенка деякі комірки стають недоступними і фарбуються в сірий колір – у випадках, коли вони або непотрібні для розрахунку цього типу аеротенка, або розраховуються автоматично. Після натискання на кнопку «Рохрахувати необхідний об'єм аеротенка» здійснюється розрахунок і пропонуються варіанти типових проектів аеротенків. При виділенні обраного проекту зі списку, заповнюються його типові розміри та автоматично розраховується необхідна довжина аеротенка. При потребі внесення змін в геометричні розміри аеротенку довжина перераховується автоматично. При зміні (чи округленні) довжини перераховується об'єм аеротенку. Програмою передбачена можливість зробити зворотний розрахунок $БСК_{повн}$ очищеної води при заданому об'ємі аеротенка. Після визначення робочої глибини аеротенка можна виконати розрахунок системи аерації та сформувати звіт.

Блок-схема алгоритму розрахунку системи аерації наведена на рис. 1.

Для полегшення виконання розрахунків дані, що зазвичай вибираються з таблиць та інтерполюються проектантом, програма автоматично розраховує за формулами. Для отримання цих формул табличні дані було переведено у вигляд графіків. За допомогою Microsoft Excel, до отриманих графіків було підібрано найбільш відповідні рівняння. Для мінімізації похибок деякі графіки було

розбито на частини, які відображають характерні типи кривих ліній: поліноміальні, ступеневі, лінійні та інші залежності.

Основні розрахунки виконано за відомими формулами. Окремо треба відзначити особливість перерахунку робочих параметрів вже обраного або існуючого аеротенка. Тут використовується поступове наближення методом «поділу навпіл». Програмою підбирається БСК_{повн} очищеної води, проводиться розрахунок, порівнюється отриманий об'єм аеротенку з уже розрахованим та приймається рішення про зменшення або збільшення БСК_{повн} очищеної води. Після виконання двох десятків ітерацій різниця між об'ємами майже відсутня і підбір БСК_{повн} очищеної води можна вважати виконаним.

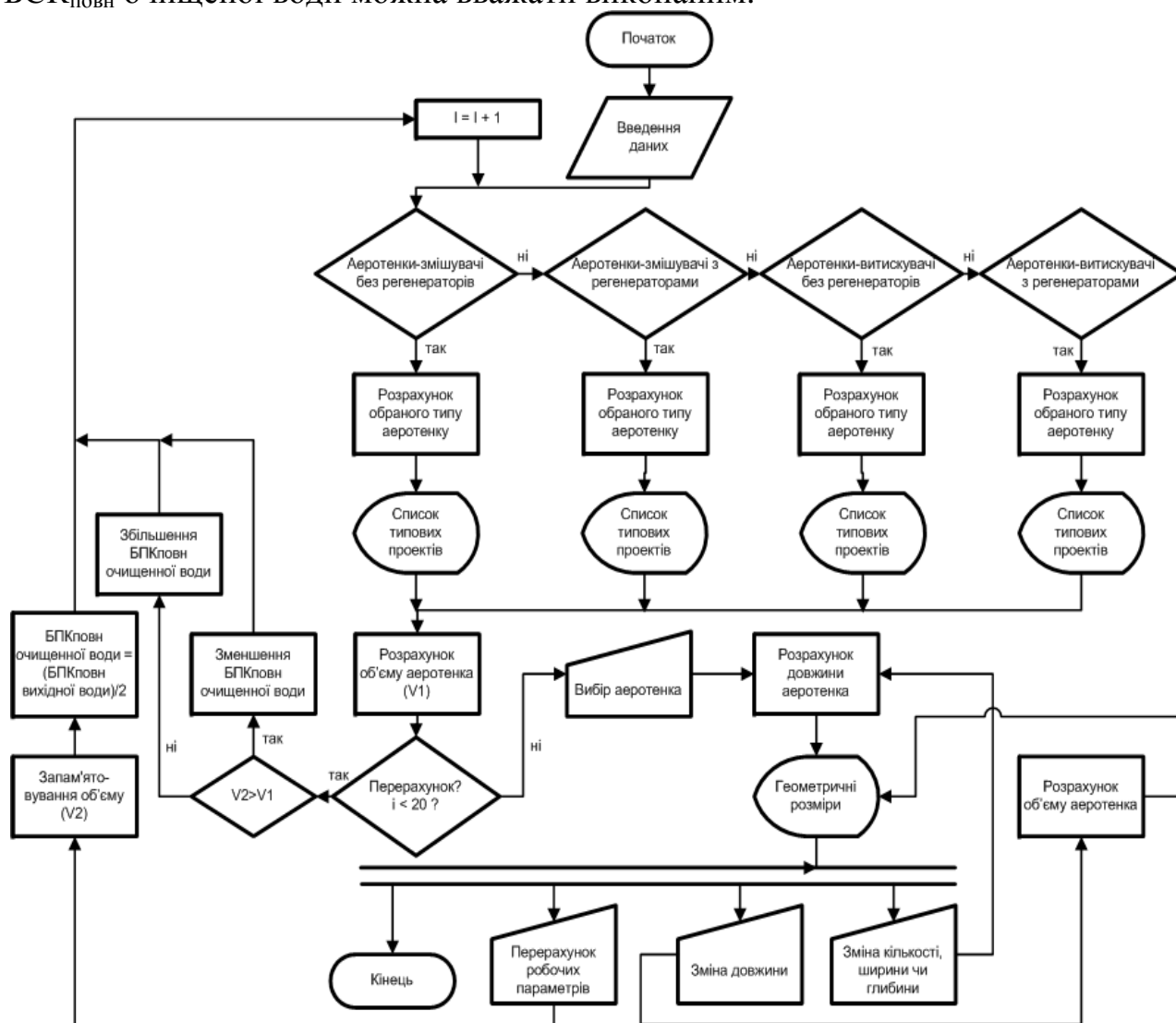


Рис. 1 – Алгоритм розрахунку об'єму та параметрів аеротенка

Розрахунок системи аерації починається одразу після зміни будь-якого значення без натискання на зайві кнопки, що прискорює процес.

Програма даної предметної області призначена для супроводу технологічних рішень, прийнятих проектантами споруд; регулювання якості очищення стічних вод персоналом очисних станцій; аналізу достатності характеристик обраних очисних споруд або їхнього проектування; формування звітних документів та в якості навчальної програми для використання студентами.

НЕОБХОДИМОСТЬ И ПЕРСПЕКТИВЫ УТИЛИЗАЦИИ ОСАДКОВ БЫТОВЫХ СТОЧНЫХ ВОД

Н.И.Зотов, Донбасская национальная академия строительства и архитектуры, г. Макеевка

На территории Украины и Донецкой области, в частности, накопилось огромное количество промышленных и бытовых отходов, включая осадки, выделяемые при очистке бытовых сточных вод (ОСВ), количество последних, хранящихся на иловых площадках и в иловых прудах канализационных очистных станций городов и посёлков Донецкой области превышает 2 млн. тонн и ежедневно продолжает увеличиваться.

В последние 15-20 лет на большинстве очистных сооружений очистка карт не осуществлялась, и в настоящее время они переполнены. В результате этого некуда сбрасывать вновь образующиеся осадки; имеется опасность разрушения обвалования и поступление содержимого карт в реки. Перечисленное показывает актуальность проблемы утилизации ОСВ.

Исследования показывают, что из-за сброса в городскую канализацию промышленных стоков бытовые сточные воды «обогащаются» тяжёлыми металлами (ТМ). В этом не было бы ничего предосудительного, если бы на городских очистных сооружениях ТМ удалялись из сточных вод. Однако технология биологической очистки, отнюдь, не предназначена для очистки сточных вод от этих токсичных компонентов.

Некоторое незначительное снижение концентрации ТМ при этом наблюдается, но в целом их присутствие приводит к общему загрязнению осадков, выделяемых из сточных вод, что делает их последующее полезное использование весьма проблематичным. Часть ТМ остаётся в очищенных сточных водах и приводит к загрязнению водоёмов.

Проводимые в ряде стран СНГ исследования направлены на поиски путей извлечения ТМ из осадков, определяется их влияние на растения и почву, разрабатываются методы обезвреживания осадков, содержащих токсичные ингредиенты, попадающие в городскую сеть с промстоками. И делается это с единственной целью – для возможности использования ОСВ в качестве удобрений без опасности для здоровья и жизни населения.

Тяжелые металлы (ртуть, свинец, кадмий, цинк, медь, мышьяк) относятся к числу распространенных и весьма токсичных загрязняющих веществ. Они широко применяются в различных промышленных производствах, поэтому, несмотря на очистные мероприятия, содержание соединений тяжелых металлов в промышленных сточных водах довольно высокое. Зачастую эти стоки сбрасывают в городскую канализацию. Большие массы этих соединений поступают также через атмосферу.

Конечно, опасность ТМ игнорировать не приходится. Однако фактор присутствия ТМ в организмах человека, животных, растений и в почве неоднозначен. Здесь надо рассматривать и необходимость ТМ для жизнедеятельности, и опасность для неё. Для здоровья человека важно учитывать и недостаточное, и избыточное поступление ТМ в организм. Наибольшую опасность при этом

представляет превышение ПДК. Что касается растений, то присутствие ТМ в определённых концентрациях способствует повышению их урожайности и качества продукции.

Тяжелые металлы (Cu, Ni, Co, Pb, Sn, Zn, Cd, Bi, Sb, Hg) относятся к микроэлементам, то есть химическим элементам, присутствующим в организмах в низких концентрациях (обычно тысячные доли процента и ниже).

Химические элементы, которые, входя в состав организмов растений, животных и человека, принимают участие в процессах обмена веществ и обладают выраженной биологической ролью, получили название биогенных элементов. К числу биоэлементов относятся: азот, водород, железо, йод, калий, кальций, кислород, кобальт, кремний, магний, марганец, медь, молибден, натрий, сера, стронций, углерод, фосфор, фтор, хлор, цинк.

Микроэлементам, несмотря на их малое количественное содержание в организмах, принадлежит значительная биологическая роль. Помимо общего благоприятного влияния на процессы роста и развития, установлено специфическое воздействие ряда микроэлементов на важнейшие физиологические процессы — например, фотосинтез у растений. Наиболее характерна высокая биологическая активность микроэлементов, т. е. способность чрезвычайно малых доз их оказывать сильное действие.

Мощное воздействие микроэлементов на физиологические процессы в организме объясняется тем, что они вступают в теснейшую связь с биологически активными органическими веществами — гормонами, витаминами. Изучена также их связь со многими белками и ферментами. Именно указанными взаимоотношениями и определяются основные пути вовлечения микроэлементов в биологические процессы.

Краткий анализ влияния ТМ на различные аспекты жизнедеятельности человека и растений, которые употребляются в пищу, позволяет вновь ставить вопрос о более широком использовании осадков сточных вод в качестве удобрений. Исследования различных авторов по этой проблеме позволяют настоятельно рекомендовать применение ОСВ, длительное время пребывающих на иловых площадках (2–3 года и более), в качестве органических удобрений как заменитель навоза. Естественно, что делать это следует весьма осторожно в части определения вносимой дозы и очередности внесения по времени.

Процессу внесения ОСВ как удобрения должны предшествовать исследования почв на предмет содержания в них не только биогенных элементов, но и фоновых концентраций ТМ, которые попадают в почву вместе с атмосферными осадками. Эта работа в принципе является обыденной для культурных земледельцев. Доза внесения ОСВ должна находиться в пределах 60 – 90 т/га один раз в четыре года. При этом достигается прирост урожая сельскохозяйственных культур, улучшаются качество продукции и структура почв.

Выше отмечалось, что в городах и посёлках накоплено большое количество ОСВ, однако состав их загрязнений достаточно не изучен. Поэтому первой задачей является проведение инвентаризации лежалых отходов на предмет уточнения их возможной опасности для почв региона и перспектив использования или в качестве удобрений, или сырья для переработки, или для за-

хоронения при невозможности использования. В любом случае ОСВ должны быть удалены с территорий канализационных очистных комплексов, поскольку они не предназначены для депонирования ОСВ, и расширение площадей под иловые площадки не представляется возможным.

Что касается вновь поступающих ОСВ, то для оценки их состава необходимо систематически определять в них наличие и состав тяжелых металлов, ограничив их сброс со стороны промпредприятий. Современные достижения в технологиях и оборудовании для обезвоживания ОСВ позволяет устройство небольших передвижных устройств для обезвоживания ОСВ без строительства громоздких и дорогостоящих цехов.

Представляется необходимым внесение изменений в нормы проектирования канализации с целью ограничения использования иловых площадок или прудов в качестве основных сооружений для обезвоживания ОСВ. На наш взгляд, следует внести изменения в технологические регламенты эксплуатации канализационных очистных комплексов в качестве обязательного условия – необходимость утилизации осадков или их депонирования в специальных сооружениях в соответствии с санитарными нормами.

АНАЛИЗ ТЕХНОЛОГИЧЕСКИХ ПОТЕРЬ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ ДЛЯ ГОРОДОВ ДОНЕЦКОЙ ОБЛАСТИ

Л.Г.Зайченко, Л.В.Горшкова, А.И.Ганзель, Донбасская национальная академия строительства и архитектуры, г. Макеевка

Проблема рационального использования воды и устранения ее потерь представляет сегодня одну из важнейших задач жилищно-коммунальной реформы. Основные причины, вызывающие потери реализованной питьевой воды, для основных категорий водопотребления различны.

В жилищном фонде потери воды обусловлены такими причинами: утечки из-за неудовлетворительных технических характеристик арматуры, недостатки в организации, технической эксплуатации водоразборных и водозапорных устройств, повышенные напоры и недостаточная чувствительность водосчетчиков. Кроме того, потери воды связаны с увеличением водопотребления, которое обусловлено с одной стороны сложившимися традициями и укладом жизни, а с другой – техническими причинами.

Технологические потери питьевой воды на предприятиях водопроводно-канализационного хозяйства определяются на основании анализа статистических и эксплуатационных данных при помощи методик, разработанных Государственной академией жилищно-коммунального хозяйства "Госжилкоммунхоза Украины" под научным руководством и общей редакцией профессора В.О.Слипченко при участии ведущих специалистов водопроводно-канализационного хозяйства и экологии Госстроя Украины. Основные составляющие индивидуального технологического норматива использования питьевой воды (ИТНИПВ) устанавливаются для конкретного предприятия. Поточные ИТНИПВ устанавливаются с учетом существующих уровней технологий.

Суммарные технологические расходы и потери по отношению к объему и реализации воды допускаются в пределах от 20 до 35%. Фактически эти расходы могут доходить до 50% от объема реализации воды.

Целью работы является расчет и анализ индивидуального технологического норматива использования питьевой воды для городов, расположенных на территориях, обслуживаемых коммунальным предприятием КП "БАХМУТ-ВОДА", г. Артемовск.

Предварительно был выполнен анализ состояния систем водоснабжения городов Артемовск и Соледар. Расчет общего технологического норматива использования воды в водопроводно-канализационном хозяйстве в г. Артемовск и г. Соледар приведены в табл. 1.

Расчеты показывают, что технологический норматив использования воды в водопроводно-канализационном хозяйстве г. Артемовск составляет 42,3 % от подачи воды в систему ПРВ, что соответствует 3,189 млн. куб. м/год; для г. Соледар – 27 % от подачи воды в систему ПРВ (0,474 млн. куб. м/год.).

Потери и неучтенные расходы воды в г. Артемовск утверждены на уровне 38,2 % от подачи воды в систему ПРВ (2,876 млн. куб. м/год); для г. Соледар – 21,7 % товарной воды от подачи воды в систему ПРВ (0,382 млн. куб. м/год.).

Таблица 1 - Технологический норматив использования воды в водопроводно-канализационном хозяйстве

№ п/п	Составляющие технологических нормативов использования питьевой воды	г. Соледар		г. Артемовск	
		товарная вода*	не товар- ная вода*	товарная вода	не товар- ная вода
1. Водопроводное хозяйство					
1.1	Технологические расходы воды, %	2,96	0,6	2,30	0,69
1.2	Потери воды из системы ПРВ, %	16,89	-	24,9	0,06
1.3	Неучтенные расходы воды из системы ПРВ, %	4,82	-	13,2	-
1.4	Расходы воды на хозяйственно- питьевые нужды работников, %	0,03	-	0,04	-
1.5	Расходы воды на поддержание ЗСО, %	0,57	-	0,25	-
2. Канализационное хозяйство					
2.1	Технологические расходы воды, %	0,23	-	0,10	-
2.2	Расходы воды на хозяйственно- питьевые нужды работников, %	0,03	-	0,02	-
2.3	Расходы воды на поддержание ЗСО, %	0,85	-	0,74	-
ИТОГО:		26,40	0,6	41,56	0,75
Общий норматив (товарной и не то- варной воды), %		27,0		42,3	

*Примечание. Товарная вода - питьевая вода, которая подана насосными станциями в распределительную водопроводную сеть; не товарная вода – вода с источников водоснабжения, находящихся в системе водоснабжения на этапах подъема, очистки и транспортирования до подачи в систему ПРВ.

Сравнительный анализ данных показывает, что среди составляющих технологических нормативов использования питьевой воды максимум приходится на технологические потери из систем подачи и распределения воды – для г. Артемовск – 24,9% (1,875 млн. куб. м/год), для г. Соледар – 16,9% (0,297 млн. куб. м/год). Эти потери обусловлены, прежде всего, изношенностью трубопроводов, их высокой аварийностью.

Сокращение технологических потерь питьевой воды из системы ПРВ в централизованном водоснабжении городов относится к первоочередным задачам всех предприятий водопроводно-канализационного хозяйства. В качестве рекомендаций для их решения предложены качественно новые подходы по техническому обслуживанию сетей:

- 1) замена изношенных и аварийных участков водоводов и водопроводной сети;
- 2) санация отдельных участков водоводов и распределительной сети;
- 3) применение труб из полимерных материалов, обеспечивающих создание долговечной системы для конкретных условий эксплуатации;
- 4) создание комплексной диагностической службы, в задачи которой входит неразрушающий контроль состояния трубопроводов водоснабжения и канализации (постоянный телевизионный контроль технического состояния с накоплением информации по разрушениям на трубопроводах; обнаружение мест повреждений и утечек; замеры гидравлических характеристик транспортируемой среды). Службу диагностики необходимо оснастить современными машинами и механизмами для улучшения эксплуатации сетей.

Реализация мероприятий по сокращению технологических потерь питьевой воды из системы ПРВ позволит выйти на новый качественный уровень обеспечения населения питьевой водой, добиться существенной экономии водных ресурсов и улучшить экологическую обстановку в городах.

К ВОПРОСУ УСОВЕРШЕНСТВОВАНИЯ ОБЪЕКТОВ СИСТЕМЫ ЦЕНТРАЛИЗОВАННОГО ТЕПЛОСНАБЖЕНИЯ И ПОВЫШЕНИЯ ЭФФЕКТИВНОСТИ ИХ ЭКСПЛУАТАЦИИ.

А.А.Бобух, Д.А.Ковалев, Харьковская национальная академия городского хозяйства

Вопросы исследования системы централизованного теплоснабжения (СЦТ) для повышения надежности эксплуатации ее объектов и их усовершенствования представляют собой актуальные научно-технические задачи государственной политики в сфере теплоснабжения, которые при их решении сталкиваются с существенными трудностями, что ведет к нерациональному использованию топливно-энергетических ресурсов.

Для обеспечения потребителей необходимым количеством теплоты в виде теплоносителя требуемых параметров важной задачей является надежная (безотказная) работа объектов СЦТ. Для решения этой задачи был разработан алгоритм и создана программа системы диагностики аварийных ситуаций тех-

нологических процессов СЦТ. Внедрение таких систем повысит надежность эксплуатации объектов СЦТ и даст возможность предупреждать, своевременно выявлять и устранять аварийные ситуации.

Ввиду отсутствия или несовершенства математических моделей для объектов СЦТ по данным пассивных экспериментов были разработаны линейные многопараметрические математические модели для усовершенствования управления параметрами технологических процессов для этих объектов. Для математических моделей индивидуальных тепловых пунктов с системами отопления (ИТП с СО) выполнен анализ их структуры с изменением числа независимых параметров от пяти до двух, полученные результаты анализа позволяют утверждать, что рациональным количеством независимых параметров по степени их влияния на управляемый параметр являются математические модели с тремя независимыми параметрами.

Для повышения надежности объектов СЦТ на основании разработанных математических моделей для усовершенствования управления параметрами технологических процессов объектов СЦТ была разработана функциональная схема автоматизации технологических процессов (ФСА ТП) для ИТП с СО с использованием современных контрольно-измерительных приборов и средств автоматизации, в том числе микропроцессорного контроллера.

ПРОБЛЕМА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПРИРОДНЫХ ВОД В СВЯЗИ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ РТУТЬСОДЕРЖАЩИХ ЛАМП В УКРАИНЕ

Т.В.Дмитренко, Г.А.Петченко, Харьковская национальная академия городского хозяйства

В настоящее время в Украине наблюдается постепенный переход от традиционно используемых в жилищно-коммерческом секторе ламп накаливания к более перспективным в плане экономии энергоресурсов - компактным люминесцентным лампам (КЛЛ) с несравненно лучшими служебными характеристиками. Данная тенденция неслучайна и отражает общемировые современные воззрения на свет и световые технологии. Ощутимый энергоэкономический эффект от замены источников света (ИС) в действующих осветительных установках при этом не сопряжен с необходимостью внесения каких-либо изменений в существующую номенклатуру светильников из-за использования в конструкциях КЛЛ стандартных цоколей.

Имеются, конечно, определенные ограничители темпа указанного перехода, связанные, например, с неудобством, а, иногда, и невозможностью использования КЛЛ в населенных пунктах Украины, где есть проблема больших отклонений от номинального напряжения в сети. Для выяснения этого вопроса в лабораториях “Основ светотехники” и “Фотометрии и источников света” ХНАМГ были проведены испытания серии различных КЛЛ, в результате чего выяснилось, что одинаковые по техническим параметрам лампы различных ведущих производителей имеют заметный разброс по напряжениям зажигания (~50В) и, следовательно, далеко не все зажгутся при пониженном напряжении.

Однако эти технические детали не имеют отношения к основной общегосударственной проблеме, возникающей при массовой замене действующих ИС.

Дело в том, что наряду с повышением энергоэффективности современных осветительных средств резко обостряется вопрос загрязнения окружающей природной среды, в частности, поверхностных водных объектов. Если ранее ртутьсодержащие лампы использовались преимущественно в средствах наружного освещения и освещения общественных помещений, то теперь для них открываются новые ниши потребительского рынка, и все идет к тому, что вскоре из экологически безвредных ИС на рынке светотехнической продукции могут остаться только светодиоды. Если учесть, что разрядные лампы содержат примерно 5 мг ртути, то ежегодно населением Украины будет выбрасываться большое количество вышедших из строя ламп с суммарным содержанием от 500 кг и более этого токсичного вещества, что повлечет за собой загрязнение подземных вод. По оценкам специалистов 1 г ртути способен привести к загрязнению более чем $3,3 \cdot 10^6$ м³ воздуха или $2 \cdot 10^5$ м³ воды.

Проблема утилизации отходов ртутьсодержащих ламп не является недавно возникшей. Проводился интенсивный поиск различных вариантов ее решения и имеются примеры научно-производственных успехов в этом направлении. Теперь, в связи с бурным внедрением этих ламп в наиболее массовый в производственном плане бытовой сектор, становится понятно, что необходим новый подход к ее решению.

До тех пор, пока в Украине не создана общегосударственная программа по утилизации ртутьсодержащих отходов, бремя этой проблемы ляжет исключительно на плечи экологов.

ІСНУЮЧІ МЕТОДИ ВІДНОВЛЕННЯ ПРОДУКТИВНОСТІ СВЕРДЛОВИН

А.М.Тугай, Київський національний університет будівництва та архітектури

Вилучення кольматуючих утворень з пористого середовища (фільтра і прифільтрової зони) є основною задачею регенерації свердловин. Тому головним напрямком дослідження було вивчення кінетики декольматації фільтрів і при фільтрових зон свердловин і підбору найефективнішого хімічного реагенту в залежності від складу кольматанта.

Питання вибору і кількості реагенту, поширення реагентів у закольматованих середовищах від місця подачі реагенту, процеси взаємодії його з частками кольматанта (розчинення осаду), перетворення і трансформація часток кольматанту й інгредієнта – реагенту, оцінка ефективності проведених заходів щодо відновлення дебіту свердловин, тобто розгляд усього блоку механізмів процесу «кольматант-розчин реагенту», на думку багатьох дослідників доцільно вивчати з позицій теорії фільтрації, масопереносу і масообміну з застосуванням різних моделей обмінної кінетики.

У такій постановці процес розчинення кольматанта при безупинній подачі реагенту в свердловини описується рівнянням:

$$2\pi r \rho_{oc} (b_0 - b_1) \frac{dr}{dt} = Q_p C_m \quad (1)$$

де l - довжина фільтру свердловини; ρ_{oc} - щільність закольматованих відкладень; Q_p - витрата реагенту;

У результаті рішення цього рівняння одержимо:

$$R(t) = \sqrt{r_c^2 + \frac{Q_p C_m t}{\pi \phi (b_0 - b_1) \rho_{oc}}} \quad (2)$$

де R_t – радіус кільцевої зони поблизу свердловини, у якій досягнута величина b_1 ; C_m – максимальна концентрація кольматанту в реагенті.

Якщо відомий радіус зони кольматанта, то з (2) можна визначити час закінчення обробки t_0

$$t_0 = \frac{\pi (R_0^2 - r_c^2) (b_0 - b_t) \phi \rho_{oc}}{Q_p C_m} \quad (3)$$

де R_0 - радіус зони кольматанту.

Доза реагенту, необхідна для повного вилучення кольматанту, визначається з виразу:

$$W_p = Q_p t_0 \quad (4)$$

Однак моделі рівноважної кінетики, у яких швидкість розчинення кольматанту прагне до нескінченності, не одержали експериментального підтвердження. Дослідами встановлено, що питомий обсяг відкладень зменшується в часі і збільшується концентрація часток кольматанта в реагенті, що цілком відповідає фізичним представленням. Це спостерігалось при дослідженні різних реагентів. Тому для рішення поставленої задачі надалі ці процеси вивчалися на основі моделей нерівноважної кінетики. Оскільки процес розчинення розглядається як гетерогенна хімічна реакція, то в таких моделях варто враховувати два граничних випадки: дифузійний і хімічний. У першому випадку процес лімітується малими швидкостями дифузії, а в другому – швидкостями реакцій взаємодії реагенту із солями кольматанта.

У більшості випадків процес розчинення солей підкоряється законам дифузійної необоротної кінетики і може бути описаний рівнянням

$$\frac{\partial b}{\partial t} = \frac{\omega \beta}{\rho_{oc}} (C_m - C) \quad (5)$$

З рівняння слідує, що швидкість розчинення пропорційна питомій поверхні пористого середовища ω , константі швидкості розчинення β різниці концентрації кольматанту в реагенті $(C_m - C)$ і зворотно пропорційна щільності кольматанту, що утворився ρ_{oc} . Таким чином, чим більше будуть значення ω , β та $\Delta C = (C_m - C)$, тим інтенсивніше буде протікати процес розчинення осадів, а зі збільшенням ρ_{oc} швидкість розчинення буде зменшуватися.

У процесі регенерації свердловин звичайно можна бачити такі характерні етапи:

заливання реагенту в свердловину чи готування розчину реагенту безпосередньо в свердловині;
 проникнення реагенту в присвердловинну зону;
 розчинення кольматанту в присвердловинну зону;
 винос розчиненого кольматанту.

Надалі для можливої реалізації цієї моделі вважається, що тривалість перших двох і останнього етапів набагато менше, ніж час самої обробки, що цілком припустимо і прийнятно для обробки за методом реагентної ванни.

Матеріальний баланс речовин в оброблюваній присвердловинній зоні має вигляд:

$$\frac{\partial(nC)}{\partial t} + \rho_{oc} \frac{\partial b}{\partial t} = 0 \quad (6)$$

де $n = n_0 - b(t)$, C - масова концентрація солей кольматанту, розчинених у реагенті.

По своїй суті приведена модель регенерації найбільше підходить для опису реагентної обробки свердловин за методом реагентної ванни. Проте шляхом істотного корегування коефіцієнта швидкості розчинення β чи γ вона без належного обґрунтування рекомендується для застосування для інших методів обробки, в яких крім кінетики розчинення потрібно враховувати дисперсно-конвективний перенос реагенту і продуктів реакції. Тому для кожного методу обробки він повинен бути встановлений дослідним шляхом і може бути рекомендований для тих умов, при яких проведено його визначення. Тому подальше вдосконалення моделей і методів розрахунку регенерації, насамперед, визначається особливостями технології обробки свердловин, що застосовується.

Задача масообміну вирішується з урахуванням фактора гідродинамічної дисперсії і знакозмінної конвекції, а також впливу складу і концентрації реагенту на процес розчинення. Математична модель у фазі прямого руху і розчинення заліза кольматанта розглядається як двокомпонентна й описується з урахуванням рівняння рівноваги системою з двох фактично незалежних між собою рівнянь:

$$D \frac{\partial^2 C_H}{\partial x^2} - V \frac{\partial C_H}{\partial x} - \varepsilon \beta_H (C_H - C_H^*) = n_0 \frac{\partial C_H}{\partial t} \quad (7)$$

$$D \frac{\partial^2 C_F}{\partial x^2} - V \frac{\partial C_F}{\partial x} - \beta_F (C_F - C_F^*) = n_0 \frac{\partial C_F}{\partial t} \quad (8)$$

$$C_F^* = k_{F0} C_H^* \quad k_{F0} = k_F = k_F (C_{HO}^*)^2 \quad (9)$$

де C_H і C_F – поточні концентрації реагенту (H^+) і продукту (Fe^{3+}); β_H і β_F – коефіцієнти масопередачі; ε – коефіцієнт стехіометрії.

Істотним недоліком запропонованої вище моделі є прийняття в основній моделі (7-9) рівноважної кінетики масообміну між концентраціями реагенту й осаду, що зовсім не відповідає реальній картині розчинення. Звичайно прийняття цього допущення дозволяє істотно спростити рішення систем рівнянь (7-9), вирішувати їх незалежно одне від одного. В реальних умовах механізм розчинення буде описуватися невірніюваженою кінетикою масообміну. В цьому випадку система рівнянь буде зв'язаною і необхідно вирішувати їх спільно.

Подальше удосконалення моделей і методів розрахунку хімічної реакції присвердловинної зони повинно здійснюватися і враховувати комплексний вплив фізико-хімічних і гідродинамічних особливостей протікання процесів у різних умовах і на їх базі створення більш надійних інженерних методів розрахунків хімічної регенерації фільтрів, закольматованих сполуками заліза.

ВПЛИВ ЛІТОЛОГІЧНОГО ВІКНА НА ПРОДУКТИВНІСТЬ ВОДОЗАБІРНИХ СВЕРДЛОВИН

Ю.М.Пікуль, Київський національний університет будівництва і архітектури

Під літологічними вікнами розуміють локальні ділянки водоносної породи у майже непроникних породах, що поділяють водоносні горизонти, через які відбувається перетікання підземних вод з одного водоносного шару до іншого.

Смугоподібні літологічні вікна можуть виникати під впливом ерозійної діяльності річок, давніх тектонічних процесів (скидів, насувів, розломів).

У зонах тектонічного подрібнення провідність поділяючого водотривкого шару може бути значно підвищена в результаті заміщення водотривких відкладень більш проникними породами, що й призводить до утворення смугоподібних літологічних вікон.

Згідно до теоретичних висновків Ф.М.Бочевера, додаткове живлення водозаборів через літологічне вікно, може повністю компенсувати відбір підземних вод при водопровідності живлячого шару набагато більшої за водопровідність основного та при високій водовіддачі живлячого шару. Тоді літологічне вікно можна розглядати як джерело, або межу з постійним напором а розрахунки проводити за залежностями усталеного режиму фільтрації.

При дослідженні роботи свердловин розміщених поблизу з різними літологічними вікнами (круглястими, смугоподібними), зокрема Лапшиним Н.Н., було зроблено припущення, що живлення експлуатаційного шару через вікно, яке являє собою площину з постійним напором, відбувається рівномірно по всій потужності водоносного горизонту.

Проте, фактично при перетіканні через вікно потік повинен долати додатковий опір через шар порід, що складає літологічне вікно.

Величина такого опору у загальному випадку буде залежати від порід що складають вікно, їх водопроникності, конфігурації та розмірів вікна, досконалості його урізу у водотривкий прошарок, що пов'язано з закальматованістю, закарстованістю та розмитістю водотривкого прошарку на ділянці зосередженого живлення.

Для врахування впливу гідрогеологічних характеристик смугоподібних вікон на дебіт свердловин в усталеному режимі нами було складено математичну модель основану на методі рішень гідромеханічних задач фільтрації (притоку) до лінійного стоку та відтоку від лінійного джерела яке приймалось у якості моделі літологічного вікна.

Отримані результати свідчить про подібність процесів фільтрації до водозаборів розміщених поблизу з відкритими джерелами (каналами, водоймами,

водосховищами) та водозаборів розміщених поблизу лінійного літологічного вікна при постійному напорі на межі зосередженого живлення.

Таким чином, врахування додаткового опору вікна є еквівалентним до врахування загального опору на недосконалість ΔL (або Φ) при фільтрації з водойми чи каналу.

Практичні рекомендації щодо врахування опору смугоподібного вікна в усталеному режимі ґрунтуються на існуючих теоретичних рішеннях різних авторів, отриманих методом фільтраційних опорів, представлені раніше.

Особливість вказаних розрахунків полягає в необхідності врахування загального опору на недосконалість межі живлення ΔL .

За більш складною схемою фільтрації з виділенням двох додаткових опорів $\Delta L'$ і $\Delta L''$ розраховують джерела додаткового живлення (канали, водойми, водосховища чи літологічні вікна) коли їх ширина буде більшою приблизно половини потужності шару в якому вони знаходяться, тобто $B_k > 0,5m_g$.

Для джерел невеликих розмірів $B_k < 0,5m_g$, горизонтальний опір $\Delta L'$ стає малим таким чином, що врахування опору на недосконалість джерела виконують за спрощеною схемою з використанням опору $\Delta L \approx \Delta L''$.

Для більш простих схем відтоку від джерела живлення (одно- та двостороннього симетричного відтоку від джерела живлення що має значну ширину $B_k > 2m_g$) можна знехтувати взаємовпливом потоків на протилежній від водозабору межі джерела живлення, $\Delta L'' = 0$, та наближено враховувати опір порід що складають вікно зміщенням його урізу на величину $\Delta L \approx \Delta L'$.

Для лінійних джерел середніх розмірів у розрахунках враховують два опори, $\Delta L = \Delta L' + \Delta L''$:

$$\Delta L' = \xi_0 \frac{k_1}{k_2} m f'_k + \frac{k_2 - k_1}{k_2} m_g f'_{k_2}, \quad (1)$$

$$\Delta L'' = \zeta_0 \frac{k_1}{k_2} m f''_k + \frac{k_2 - k_1}{k_2} m_g f''_{k_2}; \quad (2)$$

де
$$f'_{k_i} = \frac{B_k}{2m_i} - 1,466 \lg ch \frac{\pi B_k}{4m_i}, \quad (3)$$

$$f''_{k_i} = 0,733 \lg cth \frac{\pi B_k}{4m_i}; \quad (4)$$

де ξ_0 та ζ_0 - виправочні коефіцієнти, визначають з графіків, при $\lambda = \frac{k_1 - k_2}{k_1 + k_2} \leq 0$ приймають $\xi_0 = 1$ та $\zeta_0 = 1$; k_2 та k_1 - відповідно, коефіцієнт фільтрації порід що складають вікно та основного водоносного шару, м/доб; f'_k, f''_k та f'_{k_2}, f''_{k_2} - безрозмірні складові опору на недосконалість смугоподібного літологічного вікна відповідної потужності $m = m_1 + m_2$ та $m_2 = m_g + h_g$, м; m_g - потужність порід на ділянці літологічного вікна, м; B_k - ширина (розкритість) вікна, м.

Наведені залежності можна використовувати при розміщенні водозаборів на відстані $L \geq 2m_g$ до джерела живлення.

Для широких лінійних джерел $B_k \geq 2m_g$, вважають $\Delta L'' \approx 0$, а опір $\Delta L'$ розраховують по спрощеним формулам.

Наближено ці опори можна знайти за наступними залежностями

$$\text{при } \frac{k_1}{k_2} \geq 10, \quad \Delta L = \Delta L' = \sqrt{\frac{k_1 m_1 m_6}{k_2}}; \quad (5)$$

$$\text{при } 1 < \frac{k_1}{k_2} < 10, \quad \Delta L = 0,5 \left(m_1 + m_6 \sqrt{\frac{k_1}{k_2}} \right); \quad (6)$$

$$\text{при } \frac{k_1}{k_2} \leq 1, \quad \Delta L = 0,5 \left(m_6 + m_1 \frac{k_1}{k_2} \right). \quad (7)$$

Формула для визначення питомого (чи погонного) притоку до лінійного (нескінченного) ряду свердловин розміщеного паралельно до лінійного джерела живлення, мІ/доб, має вигляд:

$$q = \frac{Q}{\sigma} = \frac{TS}{L + \Delta L + \Phi_p}, \quad (8)$$

де Q - витрата однієї свердловини ряду, мІ/добу; σ - відстань між свердловинами ряду, м; T - середня провідність водоносної товщі,

$$T \approx k_2 m_2 + k_1 m_1, \text{ мІ/доб};$$

h_0 - глибина рівня підземних вод, м, відлічена від лінії поділу шарів; Φ_p - фільтраційний опір лінійного ряду недосконалих свердловин, м, для двошарового та однорідного складу порід:

$$\Phi_p = \sigma \left(0,366 \lg \frac{\sigma}{2\pi r_c} + \Phi \right); \quad (9)$$

де r_c - радіус свердловини, м; Φ - опір на недосконалість свердловини ряду у однорідному шарі потужністю m_1 , м; для досконалих свердловин ряду, $\Phi = 0$.

Слід зауважити, що усталений режим може тривати при роботі свердловин з витратою меншою чи рівною за витрату додаткового джерела живлення $Q_c \leq Q_6$, за рахунок часткового зменшення природного розвантаження від впливу джерела живлення – інверсії розвантаження.

Тоді, при постійному напорі на ділянці вікна, коли $k_1 \leq k_2$, ширина вікна майже не впливає на роботу свердловини, значний вплив на дебіт свердловини в усталеному режимі має значення водопровідності порід що складають літологічне вікно.

Якщо ж дебіт свердловини буде більшим за додаткову витрату, що притікає через літологічне вікно, $Q_c > Q_6$, на ділянці вікна може відбутися відрив рівня, та додаткове живлення водозабору буде відбуватися частково і мати місце неусталений режим фільтрації, але пониження на свердловині буде меншим ніж при відсутності літологічного вікна.

Згідно до наших теоретичних висновків, характеристики вікна (ширина, коефіцієнт фільтрації та ін.) будуть впливати на величину додаткового живлення водозаборів в неусталеному режимі фільтрації.

Для перевірки даного припущення використаємо результати моделювання, в якому досліджувався вплив недосконалої річки на дебіт ряду свердловин великої довжини, що працює з постійною витратою.

Рішення задачі для симетричної схеми фільтрації, у нашому випадку, записане для питомої витрати ряду свердловин q , мІ/доб, має вигляд

$$q = \frac{Q}{\sigma} = \frac{Sk_1 m_1}{L(R_1 + R_2)}, \quad (10)$$

де

$$R_1 = \frac{\sqrt{a_1 t}}{L} \left[\operatorname{ierfc} \left(\frac{|L-x|}{2\sqrt{a_1 t}} \right) - \operatorname{ierfc} \left(\frac{L+x}{2\sqrt{a_1 t}} \right) \right]; \quad (11)$$

$$R_2 = \frac{1}{\alpha L} \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{L+x}{2\sqrt{a_1 t}} \right) - e^{\alpha(L+x)+\alpha^2 a_1 t} \operatorname{erfc} \left(\frac{\alpha a_1 t}{L} + \frac{L+x}{2\sqrt{a_1 t}} \right) \right]. \quad (12)$$

де x - координата точки області фільтрації, м; t - тривалість експлуатації, діб; a_1 - п'єзопровідність основного водоносного шару, мІ/доб, потужністю m_1 , м;

$$\alpha = 1/\Delta L,$$

ΔL - опір що враховує недосконалість джерела, визначається з (1-7).

Функції R_1 за формулою (11) враховує основний гідравлічний опір при роботі лінійного водозабору поблизу з досконалим джерелом живлення.

Функції R_2 , виразу (12) представляє собою додатковий гідравлічний опір, обумовлений недосконалістю джерела живлення (закарстованістю, закальматованістю, неоднорідністю чи розмитістю).

Для визначення середнього зниження на лінії свердловин $s_c(L,t)$ у формулах (11) та (12) слід прийняти $x = L$.

При наявності на ділянці літологічного вікна порід з коефіцієнтом фільтрації $k_2 < k_1$ опір на межі часу ($t \rightarrow \infty$) збільшиться на величину $\frac{1}{\alpha L}$, яка не залежить від часу, і тоді для визначення зниження s будемо мати:

$$\text{при } x < L, \quad s = \frac{q(x+L)}{k_1 m_1}; \quad (13)$$

$$\text{при } x \geq L, \quad s = \frac{q(L+\Delta L)}{k_1 m_1}. \quad (14)$$

При відсутності джерела живлення, тобто для необмеженого водоносного горизонту ($B_k=0$), на межі ряду свердловин середнє зниження рівня визначається наступною залежністю

$$s = \frac{q}{k_1 m_1} \sqrt{\frac{a_1 t}{\pi}}. \quad (15)$$

Для визначенні зниження безпосередньо на лінії досконалих чи недосконалих свердловин потрібно до пониження отриманого по формулам (13-15), при $x = L$, додати величину рівну:

$$\Delta s = \frac{Q}{\sigma k_1 m_1} \Phi_p, \quad (16)$$

де Φ_p - визначається з (9).

У випадку роботи ряду свердловин радіусу $r_c=0,1$ м розміщених на відстані $L=250$ м від смугоподібного джерела, з характеристиками $k_2=1,0$ мІ/доб; $m_s=10$ м та різній його ширині $B_k=0; 5; 10; 25; 50; 100$ м, неоднорідність складу порід вікна та його ширину враховуємо за формулами (1-7), параметрах основного шару $k_1=5$ мІ/доб, $m_1=15$ м, $a_1=2500$ мІ/доб, пониженні на свердловинах $s = s(L,t)=5$ м, на термін $t=200$ діб, виконані розрахунки витрат q , мІ/доб, за залежностями (10-12), коли $x = L$, розрахунки зведено до табл.1.

Аналіз табл. 1 підтверджує сформульовані нами висновки, а саме: внаслідок роботи водозаборів, у початковий період часу, ширина джерела (літологічного вікна) B_k може впливати на продуктивність водозаборів, проте протягом часу цей вплив буде незначним.

Таблиця 1

Витрата q , мІ/доб, при B_k , м					
0	5	10	25	50	> 100
0,94	1,56	1,62	1,68	1,70	1,72

Вплив літологічного вікна на зниження рівня на свердловині протягом часу можна показати порівнявши їх з аналогічним зниженням визначеним у випадку відсутності вікна.

До табл. 2 зведені розрахунки понижень на свердловині при $q=1,5$ мІ/доб, ширині вікна $B_k=2,5$ м (так як $B_k/m_g=0,25<0,5$ то $\Delta L \approx \Delta L''$ опір ΔL визначаємо за формулою (1)), на час $t=50; 100; 200; 400; 600$ діб; інші вихідні дані взяті попередніх розрахунків.

Таблиця 2

	Зниження S , м, при t , діб				
	50	100	200	400	600
За формулою (10)	3,63	4,52	4,94	5,62	5,84
За формулою (15)	3,99	5,64	7,98	11,28	13,82

Таким чином, врахування опору вікна при розрахунках водозабірних свердловин є важливою інженерною задачею.

Розглянутий метод розрахунку лінійного ряду досконалих чи недосконалих свердловин поблизу з смугоподібним вікном, враховує недосконалість джерела зосередженого живлення усталеному та неусталеному режимах фільтрації при постійному напорі на межі вікна.

Вплив літологічного вікна на продуктивність підземних водозаборів, за аналогією до розосередженого додаткового живлення, можна вважати задовільним при $k_2/m_g > 0,005$.

ОБЛАДНАННЯ АНАЕРОБНОГО ЗБРОДЖУВАННЯ ОСАДІВ СТИЧНИХ ВОД З МЕТОЮ ОТРИМАННЯ ТА УТИЛІЗАЦІЇ БІОГАЗУ НА КОМУНАЛЬНИХ ОЧИСНИХ СПОРУДАХ ВОДОВІДВЕДЕННЯ

С.Б.Козловська, ЗАТ «УкркомунНДІпрогрес», м. Харків

К.Б.Сорокіна, Харківська національна академія міського господарства

Метанове "зброджування", або біометаногенез давно відомий процес перетворення біомаси в джерело енергії. Анаеробний біохімічний метод застосовують також для обробки осадів первинних відстійників і надлишкового активного мулу очисних споруд каналізації.

Світовий досвід використання технології анаеробної переробки осадів стічних вод та інших органічних відходів для одержання біогазу з метою його

подальшої утилізації свідчить про рентабельність та перспективність її впровадження.

Метою даної роботи є аналіз факторів, що впливають на протікання процесу анаеробного зброджування осадів стічних вод, а також на параметри й стабільність процесу утворення біогазу.

Основними спорудами при анаеробній обробці осадів стічних вод є метантенки. Це ємнісні споруди, які називаються реакторами або резервуарами метантенків, для зброджування органічної речовини, в яких процеси інтенсифікуються підігрівом і перемішуванням завантаженого субстрату із зрілим збродженим субстратом.

Виходячи із характеристики процесу зброджування та його технології, можна виділити такі основні вимоги до реакторів:

- абсолютна герметичність стінок, що перешкоджає газообміну;
- герметичність для рідини;
- збереження міцності в статичному стані при дії власної сили тяжіння та маси завантаженого субстрату;
- достатня товщина теплоізоляції;
- корозійна стійкість;
- надійність процесів завантаження і розвантаження;
- доступність внутрішнього простору для обслуговування.

До числа факторів, які впливають на діяльність бактерій та, відповідно, на вихід біогазу, відносять: температуру, кислотність середовища, співвідношення C/N, наявність летучих кислот, поживних речовин, токсичних матеріалів тощо.

Для стабілізації процесів анаеробного зброджування осадів стічних вод та інтенсифікації роботи метантенків необхідно забезпечити:

- попередню підготовку осаду, яка складається з видалення грубодисперсних включень (проціджування осаду) та удосконалення роботи піскоуловлювачів для зменшення мінеральної складової осаду первинних відстійників;
- безперервне завантажування-розвантажування осадів, що дасть можливість стабілізувати швидкість анаеробного розкладання органічної складової зброджуваного осаду і забезпечить рівномірне виділення біогазу протягом доби;
- перемішування осаду в резервуарах метантенків з оптимальною інтенсивністю, що забезпечить ефективне використання всього об'єму резервуару, виключить утворення мертвих зон, розшарування осаду, відкладання мінералізованого осаду та утворення кірки, а також сприятиме вирівнюванню температурного поля та покращенню газоутворення;
- підтримання оптимальної температури режиму зброджування (мезофільного 32-35°C, термофільного 52-55°C);
- завантажування попередньо підігрітого осаду вважається за краще, тому що надходження холодного осаду сповільняє процес анаеробного зброджування;
- нагрівання завантаженого осаду краще робити в теплообмінниках, тому що подача пари до резервуару метантенків збільшує вологість зброджуваного осаду, веде до повної втрати конденсату та збільшує експлуатаційні

витрати. Крім того, висока температура пари (вище 100⁰С) негативно впливає на анаеробні мікроорганізми.

Для забезпечення оптимального режиму процесу бродіння слід здійснювати контроль таких параметрів: температури; рН біомаси; рівня біомаси; вмісту органічної речовини в біомасі; тиску біогазу; дози завантаження - вивантаження біомаси; об'єму біогазу.

Під оптимальним зброджуванням осадів в основному слід розуміти відповідність таким вимогам:

сучасні метантенки, як правило, завантажують сирим осадом з відносно високим вмістом твердої речовини (~6-8%), з метою економії об'єму реакторів;

підвищений вміст твердої речовини потребує інтенсивного перемішування для можливості роботи у режимі схожим з реакторним;

зважаючи на підвищений вміст твердої речовини вже не відбувається розшарування осаду і тому не проводиться відвід мулової води;

метантенки працюють в режимі реакторів, тобто безперервно з завантаженням протягом 24 годин.

Залежно від продуктивності установки й потрібного ступеня стабілізації, виходячи з наступних способів ліквідації або використання зброженого осаду та враховуючи, що процес стабілізації йде асимптотично та через 15 діб вже досягається ступень розкладу приблизно на рівні 95% від ступеню розкладу за 20 діб, проєктують більші метантенки навіть у разі меншого часу перебування.

Суттєвим пунктом оптимізації анаеробного зброджування осадів є задача як можна більшої мінімізації кількості осаду, щоб зменшити об'єм реакторів. Так як осад первинних відстійників і надлишковий мул в основному мають різні властивості з ущільнення, стратегічний підхід до досягнення високого вмісту сухої речовини несхожий. Гравітаційне ущільнення надлишкового мулу (враховуючи його високу вологість та низьку здатність до цього процесу) спільно з осадом первинних відстійників (як це практикувалось раніше шляхом зворотного завантаження надлишкового мулу до первинних відстійників) сьогодні вже стає недоцільним. Осад первинних відстійників і надлишковий мул повинні роздільно відбиратись і ущільнюватись. Осад первинних відстійників може бути без труднощів гравітаційно ущільнений до вологості 95-92%.

Надлишковий мул має високу вологість 99,2-99,6%. У разі гравітаційного ущільнення надлишкового мулу можуть досягатися величини вологості 96,5-97,3%, так що враховуючи кількість рідкого мула, яка зростає внаслідок заходів з вдосконалення очищення стічних вод, сьогодні у світі майже завжди застосовується механічне згущення надлишкового мулу.

Зменшення вологості викликає деякі складності при його транспортуванні.

Останнім часом поширились випадки, коли в метантенках утворюється піна. При цьому мова йде не про класичну піну метантенків, яка може утворюватися в час пуску в експлуатацію або внаслідок неправильної експлуатації - причиною у більшості випадків є сирий осад, який завантажують в метантенк. Справа в тому, що останнім часом в аераційних спорудах почали попадатися в деяких випадках ниткоподібні організми, наприклад, *Microthrix parvicella*, які

разом з надлишковим мулом надходять в метантенки і там значною мірою сприяють піноутворенню. Тому метод відведення осаду з поверхні в головці метантенка - надійніший підхід до розв'язання цієї експлуатаційної проблеми.

Український науково-дослідний інститут прогресивних технологій в комунальному господарстві (ЗАТ «УкркомунНДІпрогрес», м. Харків) пропонує комплекс споруд для одержання і утилізації біогазу метантенків для очисних споруд м. Харкова, що вирішує проблему зниження енерговитрат при очищенні стічних вод за рахунок використання постійно відновних нетрадиційних джерел енергії, які є на очисних спорудах каналізації. Такий комплекс вирішує ряд завдань: технологічних, що забезпечують одержання стабілізованого незагниваючого осаду (нові метантенки); енергетичних, які дозволяють компенсувати значну частину електричної та теплової енергії, що витрачається на роботу повітродувних машин і технологічне нагрівання осаду; екологічних, що знижують забруднення атмосфери метаном і ліквідують сморід.

Цей комплекс споруд включає:

- 1 – споруди для забезпечення стабільності процесу зброджування осадів у метантенках (видалення грубодисперсних включень з рідких осадів);
 - споруди зі зброджування осадів та отримання біогазу (метантенки нової конструкції);
- 3 – споруди з утилізації біогазу з отриманням електроенергії;
- 4 – споруди для утилізації вторинного тепла для підігріву осадів.

Важливою перевагою такої технології є можливість забезпечення автономним енергозабезпеченням станцій біологічного очищення стічних вод при аварійних режимах в енергомережах.

Попередні розрахунки показують ефективність пропонованої технології. Очікуване вироблення біогазу для міст України з населенням більше 200 тис. чоловік складе не менше 100 млн. м³/рік (калорійністю 5500 ккал/м³), що еквівалентне 200 млн. кВт/год. за рік електроенергії, або 70 тис. т умовного палива.

АНАЛИЗ ДОЛГОВЕЧНОСТИ И НАДЕЖНОСТИ ТРУБОПРОВОДОВ ПОДЗЕМНОЙ ПРОКЛАДКИ В УСЛОВИЯХ ГОРОДА

Л.И.Дегтерева, М.В.Солодовник, Харьковская национальная академия городского хозяйства

Трубопроводы, являются одним из важнейших элементов, обеспечивающих подачу и отведение воды. Основными причинами отказа водоводов являются: механические повреждения; коррозионные повреждения; разрывы стыков; отказ арматуры.

Повышения надежности работы трубопроводов можно достичь несколькими путями:

- резервированием объекта (временное, общее или поэлементное);
- применение полимерных материалов при ремонте водопроводных и канализационных сетей;
- внедрение бестраншейного метода (санации) трубопроводов;

регулировка и наладка систем подачи и распределения воды населенных пунктов области, их зонирование.

Физический смысл надежности состоит в способности объекта сохранять свои первоначальные свойства (технические характеристики) в процессе эксплуатации.

Основными свойствами надежности, управляемыми при эксплуатации инженерных систем, являются безотказность и долговечность. Применительно к трубопроводам подземной прокладки рассматриваемые параметры определяются следующим образом:

– безотказность – свойство трубопроводов непрерывно обеспечивать пропуск воды с расчетными параметрами (давление, расход, качество и т. д.) и сохранять целостность в течение заданного промежутка времени;

– долговечность – свойство трубопроводов сохранять работоспособность до наступления предельного состояния, выполнять свои функции с возможными отключениями для осуществления ремонтов до наступления предельного состояния.

Любые показатели, определяющие безотказность, основываются на теоретическом или статистическом определении функции распределения времени безотказной работы, которая показывает вероятность того, что в заданных условиях эксплуатации в течение определенного промежутка времени t не произойдет ни одного отказа элементов:

$$P(t) = P(T > t) \quad (1)$$

Большинство современных исследований надежности трубопроводов в качестве показателей безотказности используют вероятность безотказной работы (1) или производный от него показатель – интенсивность отказов $\lambda(t)$, которая выражает степень склонности трубопровода к отказу в зависимости от времени его эксплуатации:

$$\lambda(t) = \frac{n_{\Delta t}}{N_{cp} \cdot \Delta t} \quad (2)$$

Вероятность безотказной работы и интенсивность отказов трубопроводов являются функциями времени. Причем, вероятность безотказной работы – всегда убывающая функция, а интенсивность отказов может быть как возрастающей функцией, так и неизменной.

Если работоспособность объекта может быть восстановлена, то объекты называются восстанавливаемыми. В данном случае количественными характеристиками надежности являются: параметр потока отказов и наработка на отказ.

Для устранения переменного и случайного временного влияния на безотказность применяют показатель, определяющий количество случаев невыполнения системой водоснабжения своих функций по отношению к потребителю за заданный период времени, называемый частотой отказов:

$$a^*(t) = \frac{n_{\Delta t}}{N_0 \cdot \Delta t} \quad (3)$$

Применение данного показателя позволяет однозначно оценивать качество водоснабжения, т.е можно просчитать количество отключений, связанных с авариями на водопроводных сетях. Если оговоренное число отключений не будет превышено, то потребитель, естественно, не будет иметь никаких претензий. Более того, использование этого показателя позволяет нормировать качество водоснабжения с учетом технического состояния трубопроводов, а также финансовых и материально-технических возможностей предприятий водоснабжения; позволяет выработать общую стратегию эксплуатации трубопровода.

На точность определения частоты отказов участков трубопроводов оказывают влияние множество случайных факторов. Недоучет их или использование усредненных значений приводит к погрешностям в определении частоты отключения потребителей. Ситуация осложняется тем, что для трубопроводов подземной прокладки сегодня недостаточно используются различные средств диагностики их состояния до наступления отказа.

Также одним из способов определения времени безотказной работы является нахождение средней наработки до первого отказа:

$$T_{cp} = \frac{\sum_{i=1}^{N_0} t_i}{N_0} \quad (4)$$

Практическая реализация предлагаемой методики осуществляется следующим образом. При определении частоты отказов и других показателей безотказности достоверно оцениваемыми являются факты отказов и моменты их наступления. Причины, определяющие продолжительность периода времени между отказами, могут быть объединены в две группы –износоустойчивость участка трубопровода (качество используемых материалов и выполнения строительно-монтажных работ) и воздействие внешней среды (параметры воды в трубопроводе, свойства грунтов, наличие блуждающих токов, условия эксплуатации и т. д.). Между рассматриваемыми параметрами могут быть получены математические зависимости, например, в виде диаграмм, два параметра которых определяют свойства трубопроводов и условия их эксплуатации и в пересечении – продолжительность времени до наступления 1, 2, ... i-го отказов. Следовательно, для оценки надежности работы того или иного объекта, в данном случае отдельных участков трубопровода необходимо:

Выявить основные внешние факторы, оказывающие существенное влияние на безотказность участка трубопровода в конкретных условиях его эксплуатации и выполнить количественную оценку величины их влияния. Для упрощения рассматриваются три группы – умеренные условия эксплуатации, повышенно агрессивные и условия эксплуатации с низкой агрессивностью окружающей среды;

Учитывать, что показатели безотказности участка трубопровода ухудшаются при увеличении допускаемого числа аварийных ремонтов.

Следовательно, срок службы трубопровода, степень надежности его работы закладывается еще на проектом этапе, значительное влияние оказывает каче-

ство строительно-монтажных работ, а также условия эксплуатации. Время до первого отказа, а также интенсивность и частота отказов может быть определена посредством определения соответствующих показателей, что позволит повысить качество обслуживания потребителей и прогнозировать возможный отказ на сети.

ОБЕЗЗАРАЖИВАНИЕ ВОДЫ ПРИ СНИЖЕНИИ ВОДОПОТРЕБЛЕНИЯ ГОРОДА

П.А.Грабовский, Г.М.Ларкина, В.И.Прогульный, Одесская государственная академии строительства и архитектуры

Общая тенденция в СНГ – заметное сокращение водопотребления в крупных городах, связанное, в первую очередь, с широким распространением поквартирного учета воды. Это, безусловно, положительное направление развития водоснабжения, как ни странно, вызвало ряд проблем. Главной из них является обеззараживание воды.

Сокращение водопотребления крупного города может быть очень большим. Уменьшение расхода снижает скорости и увеличивает время пребывания воды в сети. Поэтому в дальних точках системы концентрация хлора оказывается недостаточной. Возможны два выхода из ситуации: 1) использование реагентов с большим последствием; 2) дополнительное обеззараживание воды в сети.

Как показал анализ, из известных реагентов с большим последствием наиболее перспективным представляется диоксид хлора. К его основным преимуществам относят:

ClO_2 эффективный окислитель и дезинфектант для всех видов микроорганизмов, включая цисты (*Giardia*, *Cryptosporidium*), споровые формы бактерий и вирусы.

Он не способствует образованию тригалогенметанов и других хлорорганических соединений.

Происходит дезодорация воды, разрушаются фенолы – источник неприятного вкуса и запаха.

Не образуются броматы и броморганические побочные продукты дезинфекции в присутствии бромидов.

Есть возможность увеличить вирулицидный эффект простым увеличением дозы (до 0,4 мг/л) в случае возникновения опасности вторичного вирусного заражения воды, например, при разрыве или ремонте разводящей сети;

Стоимость применяющейся в настоящее время в России хлордиоксидной технологии сопоставима, а в ряде случаев дешевле по эксплуатационным затратам по сравнению с другими технологиями, в частности с гипохлоритом натрия, а по санитарно-эпидемиологическому эффекту значительно лучше.

К недостаткам ClO_2 следует отнести необходимость его получения на месте применения и, кроме того, то обстоятельство, что необходимые исходные реагенты в Украине не изготавливаются, и закупать их придется за рубежом. Последний фактор вызывает у руководителей Водоканалов обоснованные опасе-

ния, связанные с непредсказуемой и быстроизменяющейся таможенной политикой. Поэтому более распространенным является вариант дополнительного обеззараживания воды в сети. Использование жидкого хлора в этом случае почти никогда недопустимо, поскольку правила безопасности ПБХ 93 не позволяют ни транспортировать, ни разместить, ни хранить жидкий хлор в пределах городской черты. Выход из положения – переход на гипохлорит натрия (ГХН), механизм обеззараживания которого и эффективность мало отличаются от хлора.

Сравнивая газообразный хлор с ГХН, следует отметить, что принципиальной разницы между этими дезинфектантами нет. При введении в обрабатываемую воду ГХН и хлора образуются одни и те же бактерицидные агенты – HClO и ClO . Соотношение недиссоциированной хлорноватистой кислоты и гипохлоритного иона зависит от рН воды. Основные особенности, присущие хлорированию воды жидким хлором, сохраняются и при применении ГХН. Величина свободного остаточного хлора, равная 0,3-0,5 мг/л для питьевой воды, как в случае применения жидкого хлора, так и при использовании гипохлоритов считается гарантированным показателем бактериальной надежности обрабатываемой воды. Эффективность обеззараживания ГХН, как и хлора, существенно зависит от активной реакции среды, степени очистки воды, ее начальной зараженности.

При таком способе необходимо решить вопросы: где расположить хлораторные и какую принять технологию доставки, изготовления и ввода ГХН. Наиболее простой вариант для размещения хлораторных – использование существующих хлораторных в городских насосных станциях. Если же это невозможно, приходится решать сложную задачу – где расположить дополнительные точки ввода. К сожалению, решить ее теоретически невозможно – слишком много изменяющихся факторов (расход, температура, качество воды и т.п.). Выход – эксперимент в натуральных условиях.

Положительный опыт использования гипохлорита натрия имеется во многих городах Украины и России. В августе 2006 г. на Северной водопроводной станции г. Уфы введена в пробную эксплуатацию установка OSEC по производству 0,8- процентного гипохлорита натрия, эквивалентного 340 кг хлора в сутки. В последние годы интенсивно осуществляется применение ГПХ для обеззараживания на водопроводах России. Этот реагент используется на водопроводах городов С.Петербург, Казань, Самара, Калуга и др. Начато строительство сооружений по хранению, дозированию ГХН и завода по производству раствора ГХН на Мосводопроводе. В Ростове-на-Дону с 2008 г. эксплуатируется электролизная станция производительностью 1000 кг/сут по эквивалентному хлору фирмы ООО НПП «Экофес» г. Новочеркасск. Установка включает узел кислотной промывки и блок кондиционирования воды для приготовления солевого раствора. Эта установка позволяет использовать соль 1 и 2 сорта. По данным эксплуатации показатели рН и общей минерализации воды после внедрения ГХН не изменились.

Имеется также положительный опыт использования ГПХ в Украине на объектах водоснабжения и водоотведения.

Таким образом, использование ГХН для дополнительного обеззараживания воды является наиболее реальным способом решения проблемы.

РЕАГЕНТНЫЙ МЕТОД ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ПОЛИГОНОВ ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ.

М.В.Солодовник, Харьковская национальная академия городского хозяйства

Нестабильная экологическая ситуация, связанная с проблемой отхоодообращения в некоторых городах страны, обострила социальный вопрос, что заставило местную и центральную власть обратить внимание на проблему утилизации твердых бытовых отходов (ТБО).

Таким образом, в настоящее время назрела необходимость разработки и внедрения экологически и экономически безопасных технологий и оборудования для обезвреживания и переработки огромного количества бытовых и промышленных отходов, а также их производных – фильтрата и биогаза, образующихся в результате разложения отходов. Именно влияние фильтрата на поверхностные, и в большей мере на подземные воды является основным фактором негативного воздействия полигона.

Основной задачей представленной работы является обоснование выбора оптимального метода, обеспечивающего максимальную эффективность очистки с учетом различных сопутствующих факторов, а именно: этапа жизненного цикла полигона; климатического фактора; мощности полигона; требований к качественным показателям очищенного фильтрата.

Проблеме очистки фильтрационных вод полигонов ТБО посвящено ряд работ, анализ которых позволил выделить приоритетные направления в очистке фильтрата на определенном этапе эксплуатации полигона, а также определить граничные условия применения того или иного метода очистки:

Фаза гидролиза (окисления), при $\text{БПК}_5 = 5000\text{--}30000 \text{ мгО}_2/\text{л}$; $\text{ХПК} > 15000 \text{ мг/л}$, $\text{pH} = 4,5\text{--}6,5$ - наиболее эффективны коагуляция, флокуляция, биологическая очистка, осаждение металлов в виде гидроксидов;

Фаза ацетогенеза - начальный период после депонирования, при $\text{БПК}_5 > 4000 \text{ мгО}_2/\text{л}$; $\text{ХПК} > 8000 \text{ мг/л}$; $\text{pH} = 6,0\text{--}6,5$ рекомендуется предварительное известкование и коагуляция, биологическая очистка; доочистка физико-химическими методами, мембранные технологии (ультра- и нано- фильтрация);

Фаза активного метаногенеза при $\text{БПК}_5 = 50\text{--}600 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ $\text{ХПК} = 3000\text{--}10000 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ $\text{pH} = 7,5\text{--}9,0$ – предлагается использование реагентной коагуляции в качестве предочистки (активированный раствор сернокислого алюминия), биологическая очистка (погружные биодиски), сорбционная доочистка, биопруды;

Фаза стабильного метаногенеза при $\text{БПК}_5 = 10\text{--}50 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ $\text{ХПК} = 10\text{--}500 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$, $\text{pH} = 7,5\text{--}9,0$ – наиболее эффективны сорбционные методы очистки, фильтрование.

Следовательно, на стадии ацетогенеза предварительное известкование и коагуляция позволяет снизить содержание солей жесткости, ионов тяжелых металлов, подавляющих жизнедеятельность активного ила; очищенные таким образом дренажные воды требуют доочистки физико-химическими методами.

На стадии метаногенеза дренажные воды требуют предварительной химической или физико-химической обработки, т.к. применение биохимических ме-

тодов малоэффективно, более того высокие значения БПК и ХПК способны вызывать гибель биомассы активного ила.

Использование сорбционной очистки эффективно при очистке низкоконцентрированных фильтрационных вод; к тому же из-за многокомпонентности состава дренажных вод существует сложность подбора сорбента по их селективной способности.

Мембранные технологии очистки могут быть использованы в качестве доочистки на любом этапе жизнедеятельности полигона ТБО.

Реагентная коагуляция может быть сравнительно эффективной в качестве предочистки на стадии ацетогенеза (снижение ХПК на 50%); на стадии метаногенеза применение реагентной коагуляции нецелесообразно из-за высоких доз реагентов. Наиболее эффективным является сульфат алюминия, более того он позволяет достичь 50%-ной степени очистки по ХПК и 80%-ного обесцвечивания. Одним из способов интенсификации процессов очистки сточных вод полигонов ТБО является использование активированного раствора коагулянта на первой стадии очистки (предочистка).

В ХНАГХ выполнены исследования эффективности использования активированного раствора сульфата алюминия для очистки дренажных вод, образующихся на полигоне ТБО г. Запорожья. При проведении исследований в качестве коагулянта использовали 10%-ный раствор сульфата алюминия.

В результате проведения экспериментов были получены данные, представленные в табл. 1, на основании которых можно сделать вывод, что качественные показатели сточных вод полигонов ТБО по сравнению с использованием обычного раствора коагулянта улучшились в среднем на 30-40%, увеличилась скорость осаждения скоагулированных примесей в первичном отстойнике. Кроме того, полученные результаты позволяют снизить расход коагулянта, что повлечет снижение себестоимости очистки на 20-25%.

Таблица 1 - Эффективность применения активированного раствора сульфата алюминия

Способ	Доза коагулянта, мг/дм ³	Показатели очищенной воды				Улучшение показателей по сравнению с обычным раствором коагулянта, %			
		БПК ₅ , мгО ₂ /дм ³	Взвешенные вещества, мг/дм ³	ХПК, мгО/дм ³	Цветность, град	БПК ₅ , мгО ₂ /дм ³	Взвешенные вещества, мг/дм ³	ХПК, мгО/дм ³	Цветность, град
Обычный р-р коагулянта	450	105,2	105,4	774,8	82	-	-	-	-
Активиров. р-р коагулянта	125	87,3	88,4	612,5	75	17	16	21	81
_____»»_____	250	65,4	79,2	404,7	64	62	24,8	47,8	21,9
_____»»_____	450	46,7	57,2	298,2	48	55,5	45,7	61,5	41,5
_____»»_____	600	60,2	69,4	341,6	58	42,8	34,2	56	29,3

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ПРЕДПОСЫЛКИ ПОВЫШЕНИЯ НАДЕЖНОСТИ УДАЛЕНИЯ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ ИЗ БЫТОВЫХ СТОЧНЫХ ВОД С ПРИМЕНЕНИЕМ АКТИВИРОВАННЫХ РАСТВОРОВ РЕАГЕНТОВ

Т.А.Шевченко, Харьковская национальная академия городского хозяйства

Известно, что причиной массового развития сине-зеленых водорослей, вызывающих эвтрофикацию водных объектов, является высокое содержание в водоемах азота и фосфора, поступающих с городских очистных сооружений канализации. Главенствующую роль в лимитировании процесса эвтрофирования водоемов принадлежит фосфору. Самыми негативными последствиями эвтрофикации является ухудшение качественных показателей питьевой воды и массовый замор рыб.

Актуальной является разработка новых методов дефосфатизации сточных вод, к числу которых относится метод, разработанный ХНАГХ и КП КХ «Харьковкоммуночиствод».

Исследование влияния активированного раствора коагулянта сульфата алюминия на структурно-механическую гидратацию загрузки контактного осветлителя выполняли на биологически очищенной сточной воде со следующими показателями: температура $17,4^{\circ}\text{C}$, содержание взвешенных веществ $14,2 \text{ мг/дм}^3$, рН – 7,5, фосфор фосфатов – $8,54 \text{ мг/дм}^3$. При этом использовался прибор и методика Е.Ф.Кургаева.

Активированию подвергался 5%-раствор коагулянта сульфата алюминия, которым обрабатывалась вода в цилиндрах с коническим днищем, рекомендуемых правилами технологического анализа воды.

Установлено, что при использовании активированного раствора коагулянта увеличивается удельный вес твердого вещества, образующего каркас хлопьев осадка. С увеличением удельного веса коагулированных примесей при активации раствора коагулянта появляется возможность увеличения осаждаемости и уплотняемости получаемого осадка. Удельный вес взвеси, образующейся при обработке сточной воды активированным раствором коагулянта, влияет на скорость движения воды в контактном осветлителе и, следовательно, на его пропускную способность, а также на остаточное содержание соединений фосфора в осветленной воде.

Опытные данные показывают, что структурно-механическая гидратация коагулированных примесей при обработке осветляемой сточной воды активированным раствором коагулянта сульфата алюминия зависит как от напряженности магнитного поля, так и от содержания в растворе коагулянта анодно-растворенного железа. При содержании анодно-растворенного железа более $25,5 \text{ мг/дм}^3$ степень структурно-механической гидратации гидроксида алюминия практически не изменяется.

Увеличение плотности хлопьев может вызвать увеличение их прочности, что может быть охарактеризовано силами сцепления, которые в определенной степени зависят от прочности хлопьев коагулируемых примесей, характери-

зующейся сопротивлением действию сил сдвига, вызываемых наличием гидравлического градиента в потоке воды.

Известно, что прочность коагуляционной структуры зависит от величины молекулярных сил притяжения и числа контактов между частицами: чем меньше размеры отдельных частиц, тем выше силы сцепления между ними и выше прочность всей структуры в целом.

Исследования изменения сил сцепления контактной среды выполнялись на биологически очищенной сточной воде с теми же показателями, что и при проведении опытов при изучении степени гидратации гидроксида алюминия. Активации подвергался 10%-ный раствор коагулянта сульфата алюминия, которым в количестве 50 мг/дм³ (в пересчете на Al₂O₃) обрабатывалась вода перед подачей в модель контактного осветлителя. Параметры активации коагулянта сульфата алюминия были приняты следующие: напряженность магнитного поля находилась в пределах 150 – 1250 кА/м, содержание анодно-растворенного железа не превышало 22,3 мг/дм³.

Была проведена серия опытов: на модели контактных осветлителей подавалась вода, обработанная обычным раствором коагулянта и активированным раствором коагулянта. Опыты проводились параллельно.

Опытные данные показывают, что при использовании активированного раствора коагулянта при очистке сточной воды на контактных осветлителях наблюдается увеличение предельного напряжения сдвига в осадке промывной воды, а, следовательно, и сопротивление действию сил сдвига, что косвенно характеризует увеличение сил сцепления песчаной загрузки контактного осветлителя с коагулированными примесями осветленной сточной воды. При этом удельное напряжение сдвига в определенной степени зависит от параметров активации: лучшие результаты получены при напряженности магнитного поля 1250 кА/м и содержании анодно-растворенного железа 22,5 мг/дм³, хотя и при других параметрах активации наблюдается достаточно высокий эффект.

Установлено, что при активации раствора коагулянта только магнитным полем или анодно-растворенным железом изменение предельного напряжения сдвига практически не наблюдается: 3,6–4,1%, что находится в пределах допустимой погрешности проведенных исследований.

Эффективность процесса удаления соединений фосфора из бытовых сточных вод обусловлена тем, что активация раствора коагулянта уменьшает агрегативную устойчивость коллоидных систем и увеличивает адсорбционную емкость гидроксида металла. Увеличение адсорбционной емкости гидроксида металла в результате активации раствора коагулянта способствует значительному снижению цветности обрабатываемой сточной воды и увеличению плотности осадка, полученного в процессе коагуляции.

Таким образом, при использовании активированного раствора коагулянта процесс удаления фосфора интенсифицируется в 1,5–2 раза по сравнению с использованием обычного раствора коагулянта, а также снижается расход коагулянта на 25–30 % без ухудшения качества очистки сточных вод по фосфатам.

ОСОБЕННОСТИ РЕМОНТА И ВОССТАНОВЛЕНИЯ ПОВРЕЖДЕННЫХ КАНАЛИЗАЦИОННЫХ СЕТЕЙ

И.В.Коринько, А.Н.Коваленко, Коммунальное предприятие канализационного хозяйства «Харьковкоммуночиствод»

Ремонт и восстановление канализационных сетей имеет ряд особенностей по сравнению с аналогичными работами на других инженерных коммуникациях, в том числе и в капитальном строительстве. Как правило, сети канализации тупиковые, и авария на одном участке выводит из строя все трубопроводы, подсоединенные к этому участку. Для обеспечения нормальной эксплуатации канализационных систем промышленных предприятий и жилых домов (кварталов), сбрасывающих сточные воды в сети, которые подлежат капитальному ремонту или на которых производятся работы по ликвидации аварийных ситуаций с заменой поврежденных участков, необходимо предусмотреть ряд организационно-технических мероприятий, направленных на поддержание временного режима работы канализационной сети в обход ремонтируемого участка.

Работы по ремонту канализационных коллекторов или ликвидации аварий выполняются последовательно в нескольких этапах:

- осуществление организационно-технических мероприятий, направленных на обеспечение временной работы участков, расположенных выше места ремонта;
- отключение ремонтируемого участка сети;
- производство ремонтно-восстановительных работ;
- восстановление постоянной схемы работы канализационной сети.

К организационно-техническим мероприятиям относятся:

- предупреждение абонентов о временном, на период ремонта, уменьшении подачи воды (по возможности без ущерба для технологического процесса и нарушения санитарно—гигиенических норм);
- организация работ в ночное время, т.е. в часы наименьшего водопотребления;
- устройство временной перекачки сточных вод в участки сети, лежащие ниже места ремонта;
- подготовка площадки: ограждение, освещение, вывешивание предупреждающих плакатов и инструкций, а при ведении на проезжей части – организация согласованного с Госавтоинспекцией дорожного движения.

Для отключения восстанавливаемого участка выше и ниже расположенных колодцев размещают специальные пробки, вид и размеры которых зависят от диаметра сети, габаритов колодцев, времени выполнения работ и других условий. «Пробки» бывают металлические, деревянные, пневматические. Устанавливают их с поверхности земли либо из колодцев.

Для отключения сети могут применяться обыкновенные мешки с песком или другим наполнителем.

После выполнения всех перечисленных мероприятий приступают к вскрытию ремонтируемого участка сети, замене вышедших из строя труб. Поскольку канализационные сети часто расположены в водонасыщенных грунтах,

капитальные и аварийные ремонты проводят, как правило, с искусственным водопонижением.

По окончании ремонтно-восстановительных работ функционирование канализационной сети нормализуется. Для этого сначала снимают «пробку» в нижнем колодце, затем в верхнем. Убедившись в нормальной работе сети, отключают и демонтируют временную перекачивающую установку.

Аварийные и ремонтно-восстановительные работы выполняют с помощью различных машин и механизмов как специального, так и общего назначения. К первым относятся: гидродинамические машины для промывки сетей, илососы, лебедки специального назначения, «пробки» для перекрытия интервалов сетей. Лебедки и «пробки» чаще всего имеют разную конструкцию, так как обычно они изготавливаются в мастерских управления или служб, занимающихся эксплуатацией канализационных сетей.

При проведении ремонтно-восстановительных мероприятий, связанных с раскопкой сетей, применяются машины и механизмы, которые используются при производстве строительных работ (специальные средства механизации для работ в канализационной системе практически не выпускаются). На практике задействованы, как правило, экскаваторы, бульдозеры и грузоподъемные краны различных марок, насосы, вибропогружатели, водопонизительные установки типа ЛИУ и др.

Однако перечисленные средства механизации очень часто используются неэффективно. Это вызвано тем, что ремонтно-восстановительные работы на канализационных сетях имеют свою специфику: сравнительно небольшие объемы, необходимость выполнения в сжатые сроки, без прекращения функционирования системы; тяжелые условия их проведения из-за расположенных вблизи других коммуникаций, интенсивного уличного движения и т.п.

В месте ведения работ отмечается водонасыщенность грунтов, вызванная не только расположением естественного уровня грунтовых вод относительно оси канализационной магистрали, но и тем обстоятельством, что из-за нарушения целостности труб грунты обводняются за счет насыщения их сточными водами. При этом возникают проблемы, связанные с загрязнением грунтовых вод.

Ущерб, наносимый грунтовыми водами, часто необратим. Если грунтовая вода подверглась загрязнению, то ее санирование либо невозможно вообще, либо потребует много времени. Загрязнение грунтовых вод существенно отличается от загрязнения поверхностных. В первую очередь, это относится к биоаккумулирующим загрязнениям.

Существуют следующие методы защиты грунта от загрязнений включают: пассивные гидравлические и пневматические меры; запирание (блокаду), т.е. создание технических барьеров при разделении нити трубопровода между источником поступления вредных веществ и защитными материалами; иммобилизацию (фиксацию) уменьшения выделения вредных веществ путем замедления их перемещения.

При этом устранение каждого повреждения требует специально разработанного технологического решения.

В большинстве случаев ремонтно-восстановительные работы на канализационных сетях приходится производить в обводненных загрязненных грунтах, что представляет определенную сложность. Опыт проведения таких работ в Харькове и других городах Украины показал, что главная проблема заключается в осушении грунта, т.е. понижении уровня грунтовых вод ниже лотка трубы.

Технология подобных работ зависит от характера аварии, места расположения восстанавливаемого участка канализационной сети, конкретных условий ремонта, используемых машин и механизмов и т. д. Практика показывает, что применяемые в настоящее время технические средства и технология водопонижения далеко не совершенны, поскольку не учитывают особенностей производства таких работ. Наконец следует иметь в виду, что ремонтно-восстановительные работы на сетях канализации ведутся, как правило, без тщательно подготовленного проекта, так как сжатые сроки не позволяют заранее произвести необходимые геологические и гидрологические изыскания, выбрать наиболее эффективную технологию, определить парк машин и механизмов и т.д.

Технологию, средства механизации и методы организации ремонтно-восстановительных работ на канализационных сетях обосновывают инженерно-технические работники служб эксплуатации сетей канализации, руководствуясь собственным опытом и опираясь на оперативно выполненные расчеты и эскизные решения. В ряде случаев в решении этих задач используются ЭВМ, что помогает ускорить подготовительный процесс.

ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНІ СИСТЕМИ ВОДНОГО ГОСПОДАРСТВА ВИРОБНИЦТВ З БАГАТОКОМПОНЕНТНИМИ МЕТАЛОМІСТКИМИ СТІЧНИМИ ВОДАМИ

В.Л.Филипчук, Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне

Всі домішки, що лімітуються в багатоконпонентних металомістких стічних водах, можна умовно поділити на три основні групи: іони важких металів, аніони сильних кислот (сульфати, хлориди, нітрати, тощо), органічні речовини, що обумовлюють ХПК. Сучасні вимоги до очищених металомістких стічних вод залежать від об'єкту їх скиду. При скиді у водоймища найбільш високі вимоги (гранично-допустимі концентрації - ГДК) по всіх групах показників встановлені для водойм рибо-господарського призначення. При скиді у господарсько-побутову каналізацію гранично-допустимі скиди (ГДС) розрізняються в залежності від регіону. Характерним для країн СНД, у тому числі України, є досить жорсткі ліміти по ГДК і ГДС за концентраціями важких металів, аніонів та інших домішок, які значно менші подібних вимог в західних країнах. Наприклад, якщо за більшістю важких металів в Україні ГДС встановлені в середньому в межах 0,1–0,05 мг/л і менше, то в західних країнах Європи в середньому в межах 0,5–2,0 мг/л, тобто в 5–10 разів більше. Парадоксальним є та обставина, що ГДС по металах і аніонах для більшості регіонів України при скиді в каналізацію є більш жорсткими, ніж допустимі

концентрації цих домішок в питній воді. Для води, що подається на виробничі потреби, головними є вимоги щодо аніонів сильних кислот та ХПК, які встановлені на рівні ГДС. За вмістом важких металів ліміти менш низькі, ніж для скиду у водоймища або каналізацію.

Тобто проводити глибоке очищення багатокomпонентних металомістких стічних вод з метою забезпечення встановлених лімітів для подальшого скиду її в каналізацію є вкрай нераціональним. Єдина альтернатива такій парадоксальній ситуації - створення на підприємствах замкнутих систем водного господарства, які є екологічно безпечними, оскільки повністю виключається скид стічних вод у водоймища, а свіжа вода використовується тільки для компенсації її втрат у виробництві. Основним елементом таких систем є очисні споруди, які забезпечують необхідний ступінь видалення забруднюючих домішок.

Метою даною роботи є дослідження процесів очистки багатокomпонентних металомістких стічних вод та розробка замкнутих систем їх використання.

Результати досліджень щодо очистки багатокomпонентних металомістких стічних вод, у складі яких є іони міді, цинку, свинцю, нікелю, олову та високі концентрації органічних речовин (СПАР, емульговані домішки, алкілсульфонова кислота, спеціальні добавки) і мінеральних солей, показують, що вилучення важких металів у вигляді гідроксидів при рН 9.5–10.0 з подальшим осадженням і фільтруванням не дозволяє отримати залишкові концентрації важких металів, що відповідають встановленим вимогам.

Для підвищення глибини осадження важких металів запропоновано використання гідролізуючих коагулянтів ($FeCl_3$, $Al_2(SO_4)_3$, $Fe_2(SO_4)_3$, основного гідрохлориду або гідросульфату алюмінію), гідроксиди $Al(OH)_3$ та $Fe(OH)_3$ яких утворюють аморфні осади, що мають розвинену об'ємну структуру і відповідно значну поверхневу енергію. Внаслідок цього осади цих металів сприяють співосадженню катіонів інших важких металів за рахунок їх адсорбції із стічної води. Крім того введення коагулянтів сприяє сорбції органічних домішок, що позитивно впливає на осадження важких металів в умовах багатокomпонентного складу стічних вод. Зокрема, додавання залізного або алюмінієвого коагулянту, спільне дозування сульфиду натрію та алюмінієвого коагулянту перед підлученням води до рН біля 10.0 з подальшим відстоюванням та фільтруванням і особливо застосування двоступеневого фільтрування з додатковим проміжним введенням коагулянту дозволяє значно покращити ступінь очистки стічної води від міді (до 0.05-0.07 мг/л) та свинцю (0.022-0.033) при наявності органічних домішок. При цьому залишкова концентрація нікелю в очищеній воді складала 0.043-0.062 мг/л, цинку – менше 0.05 мг/л, олова менше 0.1 мг/л, нікелю 0.06 мг/л, що відповідає встановленим ГДК та ГДС.

В процесі очистки супутнє вилучення ПАР складає 70-85%, зниження вмісту емульгованих частинок, нестабілізованих детергентами (масло- і нафтопродуктів), досягає 0.3-0.8 мг/л. При стабілізації емульгованих домішок ПАР кінцева концентрація емульгованих домішок становить 3-5 мг/л. Застосування коагулянтів (або важких металів) із загальною концентрацією гідроксидів 200-300 мг/л більш істотно знижує концентрацію органічних домішок. Зокрема ХПК металомістких стічних вод за рахунок вилучення органіки зменшується в

середньому на 40-60%, а при двоступеневому введенні коагулянту з відповідним двоступеневим фільтруванням зменшення ХПК складає 55-75%.

В процесі реагентної очистки від важких металів загальна мінералізація очищеної води не змінюється, а при застосуванні коагулянтів може навіть збільшуватись, У зв'язку з підвищеними вимогами до мінералізації і особливо аніонів сильних кислот в оборотній воді виникає необхідність зниження концентрації мінеральної складової водної фази. Для демінералізації очищеної води найчастіше використовують іонний обмін та зворотний осмос.

За наявності органічних речовин внаслідок незворотної їх сорбції іонообмінними смолами та мембранами застосування цих методів утруднюється. Крім того, органічні домішки визначають у сукупності величину ХПК водного середовища, яка також лімітується в оборотній воді, що подається на виробничі процеси. Тому для вилучення органіки перед іонним обміном або зворотним осмосом необхідно передбачати сорбційні фільтри. Існуючі сорбційні матеріали на основі активованого вугілля є досить дорогими і тому потребують складних методів регенерації, в результаті яких утворюються регенераційні розчини, які потрібно в подальшому очищати на спеціальних очисних спорудах.

Альтернативою таким сорбційним матеріалам може бути донецьке мезопористе вугілля, яке ефективно вилучає нафтопродукти, поверхнево-активні речовини та іншу органіку. У зв'язку із значною дешевизною такого вугілля його доцільно не регенерувати, а спалювати у котельнях, що значно зменшує витрати на очистку стічної води і спрощує експлуатацію очисних споруд.

При використанні іонного обміну очищену воду послідовно пропускають через катіонітовий фільтр із карбоксильним катіонітом, катіонітовий фільтр із сильнокислотним катіонітом і аніонітовий фільтр із слабоосновним аніонітом. Така технологія дозволяє повністю вилучити залишки іонів важких металів, значно знизити мінералізацію та концентрацію аніонів сильних кислот, забезпечити повторне використання води навіть при самих високих вимогах до якості технологічної води в замкнутій системі.

На підставі проведених досліджень була розроблена технологічна схема очистки багатокомпонентних металомістких стічних вод в замкнутій системі водного господарства. Така схема включає регулюючі ємкості, блок попередньої реагентної очистки стічної для глибокого вилучення важких металів шляхом двоступеневого дозування коагулянтів та відділення зависі та блок фінішної очистки для вилучення органічних домішок сорбцією на активному вугіллі з подальшим його спалюванням і корегування мінерального складу очищеної води іонним обміном на катіонітових та аніонітових фільтрах.

Очищена вода подається роздільно на технологічні процеси, що потребують воду різної якості. Зокрема, для попередніх промивних операцій, до яких не ставляться високі вимоги по мінералізації води, можна використовувати очищену стічну воду після попередньої очистки. Для виробничих процесів, які потребують демінералізовану воду або воду високої якості, застосовується очищена стічна вода після іонообмінної очистки. Підживлювальна вода, яка компенсує втрати води у виробничих процесах, при регенерації фільтрів або

мембран та в інших операціях, може направлятись в ємкості чистої води або безпосередньо на окремі технологічні процеси..

Таким чином, результати досліджень показують, що замкнуті системи водного господарства виробництв з багатокомпонентними металомісткими стічними водами є екологічно безпечними, оскільки повністю виключають скид стічних вод у водоймища. Такі системи повинні включати блоки очисних споруд для вилучення важких металів, органічних домішок та мінеральних солей. Подальшими напрямками досліджень є розробка та дослідження математичних моделей замкнутих систем водного господарства підприємств з метою мінімізації кількості підживлювальної води, оптимізація параметрів знесолення води, створення технологій утилізації осаду важких металів та концентратів солей.

АВТОНОМНАЯ ОЧИСТНАЯ СТАНЦИЯ «ВИЯПЛАСТ»

И.П.Недашковский, Одесская государственная академия строительства и архитектуры

С ростом строительства коттеджей, небольших производств, баз отдыха в неканализованных районах возросла потребность в создании научно-обоснованных, надежных, малоэнергоёмких, компактных технологических схем и конструкций установок малой производительности (УМП). Применяемые процессы очистки в УМП должны быть простыми и устойчивыми в эксплуатации, сохранять чистоту окружающей среды, следовательно, не оказывать вредного воздействия на здоровья людей.

На основании научных исследований биологической очистки сточных вод на лабораторной установке нами была разработана схема автономной канализационной очистной станции «Вияпласт» (рис. 1), состоящей из фильтров с волокнисто-пенопластной загрузкой. В отличие от лабораторной установки, «Вияпласт» расположена ниже уровня земли, имеет датчики контроля уровня воды и прибор автоматического управления (ПАУ), осуществляет полную биологическую очистку сточных вод летом и зимой, является компактной и простой в эксплуатации.

Очистная станция «Вияпласт» осуществляет анаэробно-аэробную биологическую очистку хозяйственно-бытовых сточных при помощи сообщества прикрепленных и свободноплавающих микроорганизмов. Очистка осуществляется в анаэробном и аэробном биореакторе и контактно-осветляющем фильтре с предварительным отстаиванием стоков в ёмкости отстаивания.

Автономная очистная станция «Вияпласт» проста в конструкции и не требует особенных усилий при эксплуатации. Корпус станции разделен перегородками на ёмкости, имеет прямоугольную форму в плане высотой 3 метра, выполненный из полипропилена у которого срок службы минимум пятьдесят лет. Материал, использованный загрузка фильтров, не меняет своих свойств под воздействием сточных вод.

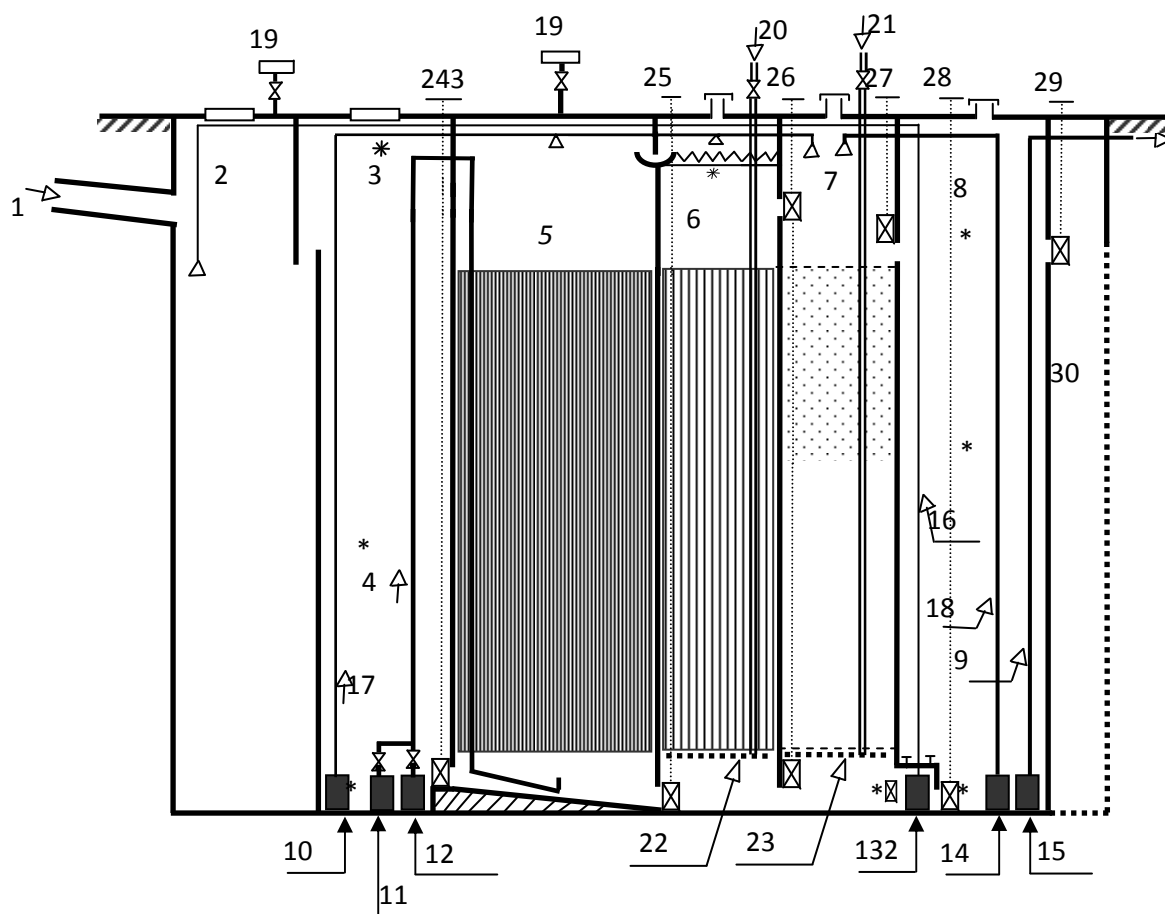


Рис. 1 - Схема очистной станции «Вияпласт»:

1 – трубопровод самотечной подачи сточных вод; 2 – ёмкость отстаивания; 3 – ёмкость сбора очищенной воды, она же регулирующая ёмкость; 4 – трубопровод подачи отстоянной воды в анаэробный биореактор (5); 5 – анаэробный биореактор с волокнистой загрузкой типа «Вия»; 6 – аэробный биореактор с волокнистой загрузкой типа «Вия»; 7 – контактно-осветляющий фильтр (КОФ) с загрузкой в виде пенопластовых шариков; 8 – ёмкость для сбора очищенной воды; 9 – трубопровод, по которому отводится очищенная вода за пределы станции; 10 – насос, подающий отстоянную воду для промывки фильтров; 11, 12 – насосы которые по очереди подают отстоянную воду в анаэробный биореактор (5); 13 – насос, откачивающий осадок и промывную воду с фильтров (5, 6, 7); 14 – насос, подающий очищенную воду для промывки КОФ; 15 – насос, откачивающий очищенную воду за пределы станции; 16 – трубопровод, по которому отводится осадок и промывная вода с фильтров (5, 6, 7) в ёмкость отстаивания (2); 17 – трубопровод по которому подаётся отстоянная вода для промывки фильтров (5, 6, 7); 18 – трубопровод, по которому подаётся очищенная вода для промывки КОФ; 19 – газоотделитель; 20 – трубопровод с регулирующим вентилем, по которому подаётся воздух от компрессора в воздухораспределительную систему аэробного биореактора; 21 – трубопровод с регулирующим вентилем, по которому, на первом этапе промывки, подаётся воздух от компрессора в воздухораспределительную систему контактно-осветляющего фильтра; 22, 23 – воздухораспределительные системы; 24 – шибер, необходим в период аварийного режима работы станции; 25, 26, 27 – шибера, необходимые во время промывки фильтров; 28 – шибер, необходимый для опорожнения ёмкостей (3, 5, 6, 7, 8); 29 – шибер для подачи очищенной воды в ёмкость с фильтрационными окнами (30); 30 – ёмкость с фильтрационными окнами.

После запуска очистительной станции в работу, на капроновых нитях типа «Вия» в анаэробном биореакторе и аэробном биореакторе увеличивается объем биомассы микроорганизмов, которые содержатся в сточной воде. При увеличении объема биомассы будет увеличиваться эффект очистки до определенного значения. После того, как эффект очистки достигнет максимального значения можно считать, что очистительная станция уже работает в рабочем режиме.

Очистительная станция найдет широкое применение при очистке хозяйственно-бытовых сточных вод населенных пунктов малой производительности. Очищенную воду и биогаз целесообразно использовать для технических нужд, а перегнивший осадок в качестве удобрения.

СУЩЕСТВУЮЩИЕ МОДЕЛИ И МЕТОДЫ РАСЧЕТА ПРОЦЕССОВ ОЧИСТКИ НА УСТАНОВКАХ МАЛОЙ ПРОИЗВОДИТЕЛЬНОСТИ

А.Я.Олейник, Киевский национальный университет строительства и архитектуры.

А.И.Тетеря, ТзОВ «UKRBIOTAL», г. Ровно

Метод биологической очистки сточных вод от соединений азота по оценке отечественных и зарубежных специалистов является наиболее эффективным, экологичным и экономичным.

Сточные воды, поступающие на биологическую очистку, имеют сложный многокомпонентный состав органического вещества и обычно характеризуется некоторыми усредненными значениями БПК или ХПК в единицу объема среды. Так как для обеспечения комплексной биологической очистки от указанных загрязнений по технологии необходимы рециркуляции с большими расходами, то наиболее эффективным в системе установок малой производительности (УМП) является наличие реакторов в виде аэротенков-смесителей с распределенным биоценозом (активным илом).

При дальнейшем рассмотрении моделей и методов расчета необходимо учитывать особенности очистки в аэротенках. При этом необходимо помнить, что с одной стороны система УМП типа BIOTAL для обеспечения комплексной очистки состоит из отдельных взаимосвязанных блоков-реакторов, работающих по принципу идеального перемешивания, и в связи с этим в каждом из них допускается возможность решения различных задач очистки, а с другой стороны, имеющееся в литературе большое разнообразие предложенных моделей и методов, в общем, описывают процессы очистки и недостаточно учитывают конструктивные особенности реакторов и режим их работы. Поэтому следует провести оценочный анализ тех существующих моделей и методов расчета, которые непосредственно могут иметь отношение к решению поставленных задач очистки преимущественно городских (бытовых) сточных вод на УМП.

В практике биологической очистки известны модели, анализ и сферы применения которых приведены в многих литературных источниках, в общем случае имеющие вид

$$\frac{dl}{dt} = \rho(L)X \quad (1)$$

где $\rho(L) = \frac{\mu_m}{Y} = \text{const}$ - для модели нулевого порядка; $\rho(L) = k\sqrt{L}$ - для модели промежуточного типа; $\rho(L) = k_1L$ - для модели первого порядка; $\rho(L) = k_0\left(\frac{L}{L_0}\right)^n L$ - для моделей более высокого порядка $n(n \geq 1)$.

Проведенный анализ с привлечением экспериментов показал, модели нулевого и $(n < 1)$ порядков могут быть использованы для грубой очистки, когда рост микроорганизмов не зависит от концентрации субстрата, так его величина превышает его лимитирующее значение. Модели первого и более высоких порядков могут быть использованы для очистки многокомпонентного субстрата и когда скорость роста клеток активного ила снижается по мере снижения концентрации субстрата, т.е. при проведении более глубокой очистки. В этом плане представляет интерес предложенная и реализованная модель, в которой при описании скорости роста микроорганизмов учтен эффект их взаимовлияния и ингибирования

$$\frac{dX}{dt} = \varepsilon X - \beta X^2 \quad (2)$$

$$\frac{dL}{dt} = -\frac{dX}{dt} \cdot \frac{1}{Y} \quad (3)$$

Здесь влияние различных ингибирующих факторов учитывается коэффициентом β , а коэффициент ε определяет максимальную удельную скорость роста микроорганизмов при отсутствии ингибирующих факторов в начальной фазе роста. Решение системы (2) и (3) имеет вид:

$$X = \frac{\varepsilon X_0}{\varepsilon \cdot \exp(-\varepsilon t) + \beta X_0(1 - \exp(-\varepsilon t))} \quad (4)$$

$$L_1 = L_0 - (X - X_0)Y$$

где L_0 и X_0 - начальные концентрации соответственно субстрата (по БПК, г/л) и микроорганизмов (г/л).

Эта модель апробирована на различных системах биологической очистки.

В условиях многокомпонентного состава загрязнений для описания результирующего процесса утилизации субстрата активным илом используют зависимости потребления отдельных компонентов L_i .

В общем случае процесс нитрификации зависит от следующих факторов: начальной и конечной величины БПК_{полн}, начальной концентрации органического и аммонийного азота, наличия токсичных веществ для нитрификации, концентрации бикарбонат-иона, величины рН и Eh, температуры среды, щелочности воды, концентрации растворенного кислорода, количества нитрифицирующих микроорганизмов, соотношения автотрофных и гетеротрофных организмов в активном иле.

Скорость процесса денитрификации зависит от тех же факторов (за исключением концентрации бикарбонат-иона), а также начальной и конечной концентрации нитритов и нитратов, количества денитрифицирующих бактерий,

вида органического вещества, применяемого в качестве источника органического кислорода.

Процесс удаления азота зачастую приходится рассматривать на фоне очистки сточных вод также от органических веществ, что является сложной задачей, решение которой зависит от многих факторов и отличается от очистки сточных вод, не содержащих органических соединений. Между тем при изучении процессов нитрификации влияние органических загрязнений зачастую не учитывалось, процессы нитрификации рассматривались преимущественно на основе кинетических моделей, а процессы денитрификации рассматривались преимущественно на основе кинетической модели

$$\frac{dN_1}{dt} = -\frac{\mu_{m1}}{Y_1} X_{N1} \frac{N_1}{K_{N1} + N_1} \quad (5)$$

$$\frac{dX_{N1}}{dt} = -Y_1 \frac{dN_1}{dt} - b_1 X_{N1}, \quad (6)$$

$$\frac{1}{\theta} = \mu_{m1} \frac{N_1}{K_{N1} + N_1} \cdot \frac{C}{K_{CN} + C}, \quad (7)$$

где $\frac{dN_1}{dt}$ - скорость снижения концентрации вещества; $\frac{dX_{N1}}{dt}$ - скорость роста микроорганизмов; b_1 - удельная скорость лизиса биомассы; Y_1 - экономический (удельный) коэффициент выхода биомассы; μ_{m1} - максимальная скорость роста нитрификаторов; X_{N1} - концентрация массы нитрификаторов; N_1 - концентрация аммонийного азота; C - концентрация растворенного кислорода; K_{CN} - константа полунасыщения по аммонийному азоту; θ - возраст активного ила.

Таким образом, при изучении процессов нитри-денитрификации не учитывалось ингибирующее влияние различных факторов, что неизбежно в условиях комплексной очистки.

Дальнейшее усовершенствование и применение моделей биологической очистки сточных вод должно идти по пути комплексного и одновременного учета основных факторов и особенностей процессов при очистке небольших количеств сточных вод и разработки на базе этих моделей научно-обоснованных рациональных конструкций.

ОЧИСТКА НЕФТЕСОДЕРЖАЩИХ СТОЧНЫХ ВОД С ПОМОЩЬЮ ОРГАНОГЛИНЫ

Г.И.Тарасова, В.В.Тарасов, Белгородский государственный технологический университет им. В.Г. Шухова, Российская Федерация

Наиболее широко распространенными загрязнителями сточных вод являются нефтепродукты – неидентифицированная группа углеводородов нефти, мазута, керосина, масел и их смесей, которые вследствие их высокой токсичности, принадлежат, по данным ЮНЕСКО к числу десяти наиболее опасных за-

грязнителей окружающей среды. Нефтепродукты могут находиться в растворах в эмульгированном, растворенном виде и образовывать на поверхности плавающий слой.

Очистка стоков от нефтепродуктов выросла в актуальную проблему, требующую незамедлительного решения по трем главным направлениям:

совершенствование технологических процессов очистки автомобилей в условиях эксплуатации;

создание средств технологического оснащения, способных эффективно использовать воду, химические вещества, регенерировать растворы для многократного применения, без сброса отходов в окружающую среду или при сокращении объемов сброса до возможных минимальных пределов;

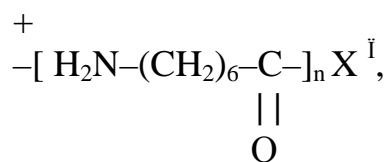
создание замкнутых бессточных систем водопользования с последовательным использованием воды в различных технологических процессах.

Наибольшую значимость имеет создание замкнутых систем промышленного водопользования (ЗСПВ).

Целью данной работы является исследование процесса очистки нефтесодержащих сточных вод с применением органоглины, полученной в результате обработки глины модифицированными кубовыми остатками дистилляции капролактама (МКОДК).

Предлагается использовать новый модификатор глины на основе отходов производства капролактама – химически модифицированные кубовые остатки дистилляции капролактама (МКОДК), состав и химическая структура, которых была установлена в ранее проведенных исследованиях.

Общая формула модификатора имеет следующий вид:



где $n = 1-5$, а X^{I} – анион кислоты (Cl^{I} , NO_3^{I} , HSO_4^{I}).

По агрегатному состоянию это устойчивая, однородная густая масса, способная длительное время не кристаллизоваться и растворимая в воде, с плотностью 1325 -1357 кг/м³ и удельной электропроводностью $(1,5-3,2) \cdot 10^{-3} \text{ ом}^{-1} \cdot \text{см}^{-1}$.

При обработке глины этими модификаторами получается модифицированная глина, которая проявляет гидрофобные свойства: глина переходит в соляровое масло после взбалтывания в смеси масло – вода, величина смачивания на поверхности этой глины составляет: $-0,61 < \cos \Theta < -0,57$; набухаемость глины в смеси толуол (90%) - метанол (10%) выше известного аналога Бентон 18.

Предварительные экспериментальные исследования показали, что 1 г сорбента способен поглотить до 0,7- 0,8 мл нефти и нефтепродуктов. Степень очистки воды на модельных системах составляет 96-98% в зависимости от концентрации нефтепродуктов в исходной воде.

Нефтесодержащие сточные воды подвергали предварительной очистке от эмульгированных нефтепродуктов и взвешенных частиц отстаиванием. Доочист-

ке подвергали сточные воды, содержащие не выше 46,6 мг/л нефтепродуктов. Доочистку проводили в фильтровальных колонках диаметром 25 мм, загруженных сорбентом – органоглиной, с диаметром частиц $d = 1-2$ мм и Вольским песком; песок является основой для образования оксидной поверхности. Высота слоя фильтрующей загрузки составляет 300 мм, скорость фильтрации – 7-10 м³/ч.

Концентрацию нефтепродуктов в поступающем на фильтр стоке C_0 и в фильтрате C_k определяли спектрометрическим методом, согласно известной методике. Эффективность очистки рассчитывали по формуле

$$\Xi = (C_0 - C_k / C_0) \cdot 100\%,$$

где C_0 – концентрация нефтепродуктов до очистки; C_k – концентрация после очистки.

Результаты испытаний по очистке сточных вод машиностроительного предприятия представлены в табл. 1.

Таблица 1 - Физико-химические показатели сточных вод до и после очистки

Наименование показателей, ед. измерения	До очистки	После очистки на сорбенте	Эффективность очистки, %
Реакция среды (pH)	9,5	7,8	-
ХПК, мгО/л	350	18,5	94,6
Взвешенные вещества, мг/л	179,4	0,056	100
Нефтепродукты, мг/л	46,6	1,3	97,2

При доочистке стоков от нефтепродуктов предлагаемым способом не требуется, в отличие от наиболее близкого ему способа с использованием АУ, дополнительная доочистка с применением активированного угля, так как предлагаемый сорбент – органоглина – обеспечивает необходимую степень очистки. Полученная концентрация нефтепродуктов (1,3 мг/л) после очистки позволяет создавать для машиностроительного предприятия ЗСПВ. Кроме того, так как модификатор получают из твердых отходов производства капролактама, то стоимость его ниже, чем закупаемого за рубежом. Производство модификатора на основе минеральных кислот значительно проще и не требует дефицитных, дорогостоящих компонентов, а глина, полученная после обработки, обладает высокой степенью гидрофобности и сорбционной емкостью.

В перспективе необходимо провести исследования по использованию образованного нефтешлама в результате очистки воды в качестве вспучивающего агента при производстве керамзита взамен дорогостоящего дизельного топлива.

СУЩЕСТВУЮЩИЕ МЕТОДЫ ПОВЫШЕНИЯ ЭФФЕКТИВНОСТИ РАБОТЫ ГОРИЗОНТАЛЬНЫХ ВОДОПРОВОДНЫХ ОТСТОЙНИКОВ

А.В.Коваленко, Харьковский государственный технический университет строительства и архитектуры

Для интенсификации процессов осветления воды путем повышения эффективности работы горизонтальных отстойников существуют следующие способы:

увеличение гидравлической крупности коагулируемой взвеси;
уменьшение горизонтальной скорости потока;
конструктивные методы и решения.

Методы, способствующие увеличению гидравлической крупности коагулируемой взвеси, предусматривают создание оптимальных условий для быстрого и полного разделения гетерогенной системы, которой являются природные воды, что в практике водоочистки сводится к получению легкооседающих крупных хлопьев с сильно развитой поверхностью и к сокращению времени их формирования.

К числу наиболее распространенных методов, интенсифицирующих процессы хлопьеобразования при осветлении воды в горизонтальных отстойниках, можно отнести следующие:

способы интенсификации коагуляции, требующие внесения в воду дополнительных реагентов (флокулянтов, окислителей, замутнителей, регуляторов pH воды);

технологические способы (улучшение условий смешения реагента с водой и перемешивание в камерах хлопьеобразования, рациональный ввод реагента в воду);

улучшение гидравлических условий коагуляции.

Наиболее эффективным способом интенсификации очистки воды в горизонтальных отстойниках гидролизующими коагулянтами является флокуляция. Применение флокулянтов оказывается эффективным при обработке вод различного характера: мутных с широким диапазоном изменения мутности, цветных с широким диапазоном изменения цветности, вод, содержащих специфические загрязнения от городских и промышленных стоков.

Достаточно эффективным является осветление воды отстаиванием при совместном применении полиакриламида и сульфата алюминия. Ионы алюминия вызывают сжатие двойного электрического слоя у поверхности твердых взвешенных частиц, ускоряя коагуляцию суспензий и облегчая процесс флокуляции. Молекулы полимера полиакриламида, адсорбируясь на поверхности компонентов мутности, превращают хлопья в большие и прочные агрегаты, что позволяет сократить время отстаивания, повысить скорость движения воды в отстойниках и компенсировать недостаточный объем и малое время пребывания воды в смесителях и камерах хлопьеобразования.

Определенными преимуществами перед другими флокулянтами обладает активная кремнекислота: высокими флокулирующими свойствами и значительно меньшей стоимостью. Интенсифицирующее действие активной кремнекислоты (АК) обычно объясняют взаимной коагуляцией ее отрицательно заряженных частиц и несущих положительный заряд частиц гидроксидов алюминия и железа. По мнению Кульского Л.А. и др. наиболее вероятно воздействие АК на компактность и прочность вторичных коагуляционных структур за счет возникновения разветвленных кремнекислородных связей. Применение АК позволяет повысить производительность горизонтальных отстойников. При удовлетворительном качестве воды, достигнутом в результате обработки ее коагулянтами, применение АК, ускоряющей флокуляцию и обеспечивающей образование более крупных хлопьев, да-

ет возможность достичь необходимого осветления еще до выхода ее из отстойника. В связи с этим появляется реальная перспектива увеличения нагрузки на эксплуатируемое сооружение без ухудшения качества выходящей воды.

К одному из методов интенсификации коагуляции относится метод, связанный с внесением в обрабатываемую воду минеральных замутнителей. Частицы искусственных замутнителей выполняют роль дополнительных центров конденсации продуктов гидролиза, способствуя ускорению коагуляции примесей при очистке маломутных вод. Кроме того, при замутнении обрабатываемой воды происходит утяжеление хлопьев коагулированной взвеси, увеличение их гидравлической крупности. Частицы замутнителя могут сорбировать растворенные примеси, что способствует увеличению глубины очистки воды, или сорбировать ионы, определяющие степень устойчивости зелей, что облегчает условия коагуляции.

Одним из наиболее эффективных методов ускорения процесса коагуляции является применение смеси коагулянтов. При этом усиливается действие одного коагулянта за счет прибавления другого. Такое явление происходит при употреблении смеси $Al_2(SO_4)_3$ и $FeCl_3$ в соотношении 1:1, 1:2, 2:1, а также каждого из этих коагулянтов с силикатом натрия.

Проведение процессов смешения воды с коагулянтами и хлопьеобразования в оптимальных условиях приводит к существенной экономии коагулянта, позволяет сократить время пребывания воды в отстойниках за счет образования быстрооседающих хлопьев и снизить нагрузку на фильтры по загрязнению.

Большое значение в повышении эффективности процесса осветления воды имеет выбор более совершенной технологической схемы ввода реагентов в обрабатываемую воду, а именно:

- концентрированное (раздельное) коагулирование
- фракционное (дробное) коагулирование;
- раздельное коагулирование;
- прерывистое коагулирование воды.

Анализ существующих методов повышения эффективности работы горизонтальных водопроводных отстойников показывает, что весьма актуальным является разработка новых, более эффективных как по капитальным, так и по эксплуатационным затратам методов, которые позволяют повысить эффективность осаждения взвеси в горизонтальных отстойниках, улучшить качество осветляемой воды, снизить расходы реагентов, уменьшить габариты отдельных сооружений реагентного хозяйства и снизить себестоимость осветленной воды.

УСТРАНЕНИЕ ЛОКАЛЬНЫХ ПОВРЕЖДЕНИЙ ТРУБОПРОВОДОВ БЕСТРАНШЕЙНЫМИ МЕТОДАМИ

В.М.Беляева, Н.Ю.Колесник, Харьковская национальная академия городского хозяйства

Наиболее часто встречающимся видом повреждений канализационных трубопроводов являются неплотности стыков отдельных секций трубопровода, вызванные подвижкой грунта. Для восстановления подобных дефектов фирма

«Insituform» разработала метод «ПЕНЕТРИМ» (PENETRYM) и специальное устройство (пакер) для его осуществления (рис. 1). Метод «ПЕНЕТРИН» позволяет производить ремонт канализационных трубопроводов диаметром 150-600 мм включительно. Этот способ достаточно производителен и сравнительно дешев, однако его применение ограничено только небольшими повреждениями целостности трубопроводов.

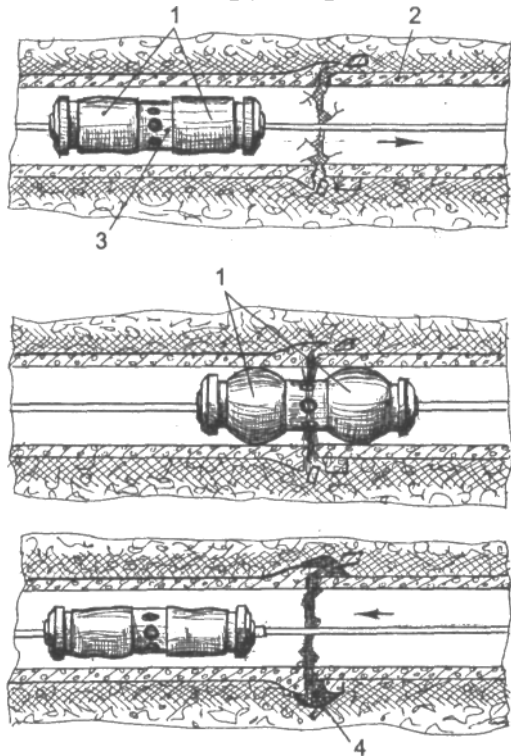


Рис. 1 - Метод «ПЕНЕТРИН» для ремонта локальных повреждений трубопроводов:

- 1 - пневматические заглушки;
2 - ремонтируемый трубопровод; 3 - система отверстий; 4 - герметизирующие пробки

При более сложных и больших по площади локальных повреждениях трубопроводов для их восстановления требуются другие («манжетные») бестраншейные методы ремонта, предусматривающие создание нового полимерного ремонтного покрытия в зоне разрушения. Основные технологические принципы «манжетных» способов ремонта базируются на методах, разработанных для восстановления длинномерных участков трубопроводов. Наибольшее распространение получили способы санации локальных повреждений с использова-

нием гибкого рукава из армирующих материалов, пропитанных термореактивным связующим.

Мировым лидером в области этих передовых технологий является фирма «Insituform», которая предлагает различные варианты методов локального ремонта трубопроводов. Наиболее простым из них является способ формования композитной трубы при помощи специального устройства - пакера.

Пакер, состоящий из двух заглушек и эластичной оболочки с размещенным на ней ремонтным покрытием, протягивается лебедкой к месту повреждения трубопровода. После размещения устройства внутрь эластичной оболочки под давлением подается теплоноситель (пар, горячая вода), который, «раздувая» оболочку, плотно прижимает ремонтное покрытие к внутренней поверхности поврежденного трубопровода и обеспечивает полимеризацию термореактивного связующего. На этом технологическом принципе базируется подавляющее большинство современных бестраншейных методов локального ремонта трубопроводов диаметром от 150 до 800 мм.

Основные отличия предлагаемых методов заключаются в способах размещения ремонтного покрытия в зоне повреждения трубопровода. Наибольшая сложность при этом состоит в том, чтобы не повредить гибкий рукав при его протаскивании до места разрушения канализационного трубопровода. Обычно в качестве защиты на ремонтное покрытие надевается чехол из плотного эла-

стичного материала. После доставки устройства к месту проведения ремонта защитный кожух сдергивается с устройства и удаляется из трубопровода.

Интересное решение проблемы размещения ремонтного покрытия в трубопроводе предлагает фирма «Insituform». Защитный чехол-«ползушка» и ремонтное покрытие в этом случае представляют собой компактную заготовку, которую легко проташить в любой, даже имеющий технологическое сужение, трубопровод (рис. 2, а, б).

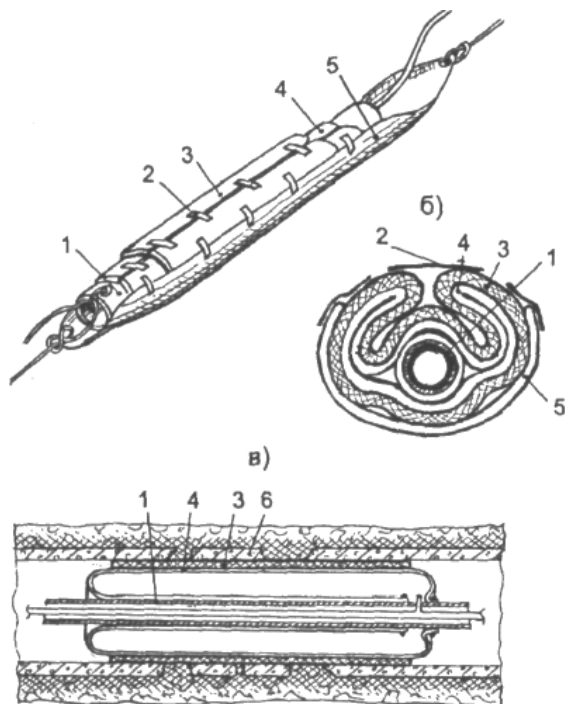


Рис. 2 - Метод фирмы «Insituform» для ремонта трубопроводов:

а, б - компактная заготовка; в - формование ремонтного композитного покрытия; 1 - полый стержень; 2 - липкие перемычки-фиксаторы; 3 - ремонтное покрытие; 4 - эластичная оболочка; 5 - защитный чехол; 6 - ремонтируемый трубопровод

После подачи давления внутрь эластичной оболочки происходит разрушение перемычек, что позволяет извлечь защитный чехол-«ползушку» и осуществить процесс формования ремонтного композитного покрытия (рис. 2, в).

Безусловный интерес представляет метод локального ремонта и устройство для его осуществления, разработанные фирмой «ТАРИС». Устройство является ремонтным роботом (рис. 3, а, б), снабженным бандажной головкой, представляющей собой эластичную герметичную оболочку, на которую надевают рукавную заготовку ремонтного покрытия, изготовленную из армирующего материала, пропитанного термореактивным связующим. После установки робота в месте ремонта в бандажную головку от компрессора подается сжатый воздух, который растягивает оболочку, и ремонтное покрытие плотно прижимается к участку трубопровода (рис. 3, а).

Главное отличие данного способа локального ремонта от большинства других заключается в методе нагрева ремонтного покрытия для обеспечения полимеризации связующего. Нагрев покрытия производится резистивным углеродистым материалом, определенным образом распределенным в рукавной заготовке (рис. 3, в). Сопротивление углеродного наполнителя подбирается таким образом, чтобы обеспечить достижение необходимой для полимеризации связующего температуры в заготовке ремонтного покрытия. После формования композита резистивные волокна остаются в материале покрытия, обеспечивая его дополнительное армирование.

Технология, предлагаемая НПО «ТАРИС», сложна в аппаратном оформлении, что существенно повышает стоимость ремонтных работ. Кроме того, данный способ имеет существенные ограничения по размеру повреждений в трубопроводе и по его диаметру. По этим причинам этой технологии бу-

дет трудно конкурировать с рассмотренными выше методами санации локальных повреждений трубопроводов.

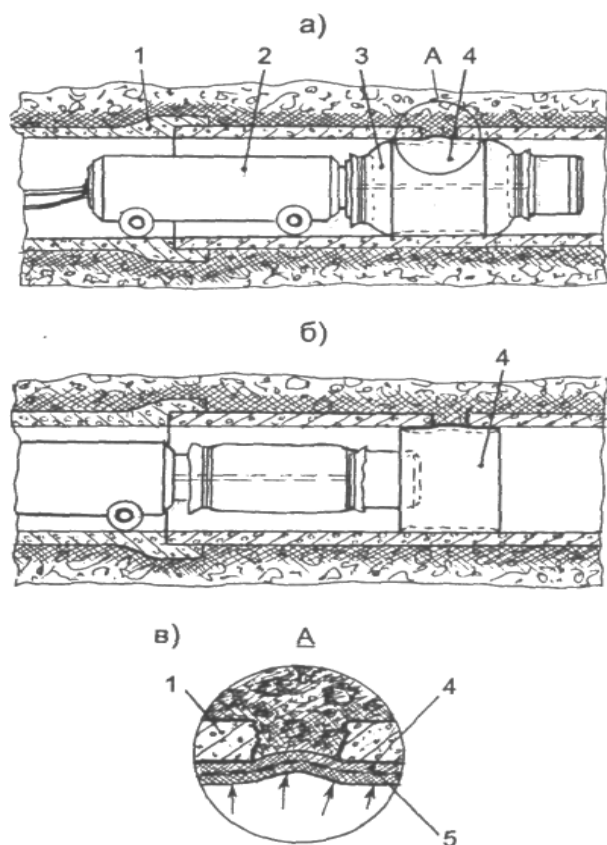


Рис. 3 - Метод НПО «ТАРИС» для ремонта трубопроводов:

а, б - ремонтный робот; в - рукавная заготовка; 1 - ремонтируемый трубопровод; 2 - ремонтный робот; 3 - бандажная головка; 4 - ремонтное покрытие; 5 - резистивный углеволоконный материал

Бестраншейные методы локального ремонта трубопроводов технически эффективны и экономически целесообразны, прежде всего, при санации канализационных трубопроводов. Наиболее перспективными способами локального ремонта являются технологии с использованием гибкого рукава из армирующих материалов, пропитанных полимерными связующими.

АВТОРСКИЙ УКАЗАТЕЛЬ

- Айрапетян Т.С. 131
 Андронов В.А. 45
- Баржина А.В. 115
 Баржина А.В. 29
 Безценный А.А. 29, 115
 Беляева В.М. 136, 193
 Бескровная М.В. 42, 147
 Благодарная Г.И. 25, 75
 Бобух А.А. 159
 Бреус Р.В. 122
 Бугас М.В. 52
 Булгакова О.В. 99
- Гаврилова Н.Ю. 127
 Ганзель А.И. 157
 Гвоздяк П.И. 48, 147
 Глоба Л.И. 147
 Горшкова Л.В. 157
 Гостева Ю.В. 138
 Грабовский П.А. 174
 Гриненко Ю.В. 73
 Гурський А.О. 44
- Данченко Ю.М. 45
 Дегтерева Л.И. 95, 171
 Демчина В.П. 147
 Дмитренко Т.В. 78, 79, 160
 Добровольська О.Г. 106
 Домбровський К.О. 44, 49
 Дрозд Г.Я. 122
 Дударева Г.Ф. 49
 Душкин С.С. 22, 25
- Ельников Д.А. 101
 Ерина И.Н. 52
- Желизко В.В. 65
 Заблоцкий С.М. 52
- Зайченко Л.Г. 157
 Зотов Н.И. 155
- Иванов В.Г. 91
- Карагяур А.С. 37, 127
 Квартенко А.Н. 54
 Кижаяев В.Ф. 133
 Кирилах О.И. 44
 Ковалев Д.А. 159
 Коваленко А.В. 191
 Коваленко А.Н. 40, 180
 Ковальчук В.А. 57
 Ковальчук О.В. 57
 Козловська С.Б. 168
 Колесник Н.Ю. 193
 Коринько И.В. 37, 120, 131, 180
 Кочетов Г.М. 73
 Крамаренко Л.В. 141
 Крамаренко Р.М. 29
 Кривонос В.Н. 131
- Ларкина Г.М. 174
 Лобко О.Н. 143
 Луниин С.В. 75
 Лупандина Н.С. 109
 Любимова Н.А. 145
- Малахатка Ю.Н. 111
 Мацюк С.А. 78
 Мусаев О.М. 97
- Найманов А. Я. 138
 Недашковский И.П. 185
 Недоросол В.Д. 152
 Нездойминов В.И. 60
 Никитенко Г.В. 120
 Никулин С.Е. 63, 149
- Олейник А.Я. 187
 Онищенко Н.Г. 149
 Орлов В.О. 125
 Орлова Е.Н. 131
 Остроушко Ю.В. 79

Петченко Г.А.	160	Українець М.О.	106
Пидкопайло С.Ф.	49	Филипчук В.Л.	182
Пикуль Ю.М.	164	Филипчук Л.В.	70
Поляков В.Л.	65, 104	Харченко П.П.	49
Пономаренко Е.А.	86	Хрестина Т.В.	78
Прогульный В.И.	174	Черников Н.А.	97
Прокопенко А.В.	63	Чернышев В.Н.	133
Рильський О.Ф.	49	Чиганов С.Л.	152
Рожков В.С.	60	Чуб И.Н.	92
Садчиков О.О.	80	Чуев Е.В.	86
Самелюк В.И.	57	Шевченко А.А.	75
Сапура О.В.	147	Шевченко Т.А.	40, 95, 178
Свергузова Ж.А.	101	Шевченко Э.Ю.	115, 120
Свергузова С.В.	111	Шутенко А.Л.	115
Скорик А.Л.	127	Шутенко Л.Н.	29
Смилка Е.П.	88	Эпоян С.М.	37, 127, 131
Сокольник В.И.	106, 152	Эргашев Ш.Ш.	91
Солодовник М.В.	171, 176	Яковенко Н.М.	136
Сорокина Е.Б.	168	Яковлев В.В.	78
Степанов О.В.	37, 131	Ярошенко Ю.В.	120
Стрелец Ю.И.	29		
Тарасов В.В.	189		
Тарасова Г.И.	189		
Телюра Н.О.	130		
Терновська О.І.	52		
Тетеря А.И.	187		
Тихонюк Л.Н.	85		
Тихонюк–Сидорчук В.О.	85		
Толстых С.В.	86		
Торкатюк В.И.	29, 115		
Трохимчук М.М.	125		
Трунов П.В.	34, 86		
Тугай А.М.	161		
Тугай Я.А.	80		

СОДЕРЖАНИЕ

	Стр.
ПРИВЕТСТВИЕ УЧАСТНИКОВ КОНФЕРЕНЦИИ.....	3
ОРГАНИЗАЦИОННЫЙ КОМИТЕТ.....	8
РЕГЛАМЕНТ РАБОТЫ КОНФЕРЕНЦИИ.....	10
ПРОГРАММА КОНФЕРЕНЦИИ.....	11
ТЕЗИСЫ КОНФЕРЕНЦИИ.....	22
<i>Душкін С.С.</i> Кафедри водопостачання, водовідведення та очищення вод Харківської національної академії міського господарства – 65 років.....	22
СЕКЦИЯ 1. ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИИ, ЭКОНОМИКИ И ЭНЕРГОСБЕРЕЖЕНИЯ.....	25
<i>Душкин С.С., Благодарная Г.И.</i> Прогрессивные технологии в области очистки природных и сточных вод.....	25
<i>Шутенко Л.Н., Торкатюк В.И., Баржина А.В., Безценный А.А., Стрелец Ю.И., Крамаренко Р.М.</i> Комплексный историко-экономический анализ обеспечения экологической безопасности в Харьковской области и перспективы ее улучшения.....	29
<i>Трунов П.В.</i> Особенности процесса очистки сточных вод в погружных мембранных биореакторах.....	34
<i>Эпоян С.М., Карагяур А.С., Коринько И.В., Степанов О.В.</i> Модель расчета модульной установки для удаления иловой воды.....	37
<i>Коваленко А.Н., Шевченко Т.А.</i> Усовершенствование методов удаления фосфора из бытовых сточных вод.....	40
<i>Бескровная М.В.</i> Современные биотехнологии очистки воды от минеральных соединений азота.....	42
<i>Домбровський К.О., Гурський А.О., Кирилах О.І.</i> Зооперифітон річки Мокра Московка в межах м. Запоріжжя та процеси самоочищення лотичних водних екосистем.....	44
<i>Андронов В.А., Данченко Ю.М.</i> Использование сточных вод газоочисток сталеплавильных агрегатов для создания замкнутых систем оборотного водоснабжения.....	45
<i>Гвоздяк П.І.</i> Чи не пора повертатися суспільству до природної питної води?.....	48
<i>Дударева Г.Ф., Рильський О.Ф., Домбровський К.О., Підкопайло С.Ф., Харченко П.П.</i> Біоіндикація токсичності технічної та промислової води за допомогою гіллястовусих ракоподібних <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg.....	49
<i>Терновська О.І., Бугас М.В., Заблоцький С.М., Єріна І.М.</i> До питання водозабезпеченості та водопостачання деяких регіонів України та показників якості води.....	52
<i>Квартенко А.Н.</i> Роль закрепленной микрофлоры при очистке подземных вод сложного физико-химического состава.....	54
<i>Ковальчук В.А., Ковальчук О.В., Самелюк В.І.</i> Біотехнологія очистки стічних вод підприємств харчової промисловості.....	57
<i>Нездойминов В.И., Рожков В.С.</i> Гидродинамическая модель работы аэротенка с затопленной эрлифтной системой аэрации.....	60

Никулин С.Е., Прокопенко А.В. Исследование вопроса применения вихревых напорных аппаратов при очистке воды от малорастворимых солей.....	63
Поляков В.Л., Желизко В.В. К расчету установившейся напорной фильтрации к дренажам в несвязных грунтах.....	65
Филипчук Л.В. Автоматизация процессу регулювання рН та Еh при очистці стічних вод від важких металів.....	70
Кочетов Г.М., Гріненко Ю.В. Отримання фериту міді із рідких відходів очищення стічних вод гальванічних виробництв.....	73
Благодарная Г.И., Шевченко А.А., Лукин С.В. Анализ методов очистки высококонцентрированных сточных вод предприятий пищевой промышленности.....	75
Мацюк С.А., Яковлев В.В., Дмитренко Т.В., Хрестина Т.В. Использование доломита и клиноптилолита для улучшения питьевых качеств подземных вод.....	78
Дмитренко Т.В., Остроушко Ю.В. Изучение альтернативных источников питьевого водоснабжения г. Харькова.....	79
Тугай Я.А., Садчиков О.О. Моделювання процесів знезалізнення на двошарових фільтрах.....	80
Тихонюк–Сидорчук В.О., Тихонюк Л.Н. Разработка технических решений по повышению эффективности работы контактных осветлителей при обработке воды активированным раствором коагулянта.....	85
Трунов П.В., Пономаренко Е.А., Толстых С.В., Чуев Е.В. Ацидофикация сырого осадка как способ получения легкоокисляемой органики для биологического удаления фосфора при анаэробной очистке сточных вод.....	86
Смилка Е.П. Повышение эффективности работы скорых фильтров на очистных сооружениях водопровода.....	88
Иванов В.Г., Эргашев Ш.Ш. Применение уравнения гидравлики потока переменной массы для оценки распределения расхода в блоке тонкослойных элементов.....	91
Чуб И.Н. Сравнительный анализ метода расчета катионитового фильтра....	92
Дегтерева Л.И., Шевченко Т.А. Кинематика процессов аммонификации, нитрификации, денитрификации.....	95
Черников Н.А., Мусаев О.М. Экономическая оценка нормативных требований по сбросу сточных вод в водные объекты в России и Узбекистане.....	97
Булгакова О.В. Физико-химические основы осветления воды в тонкослойных отстойниках.....	99
Свергузова Ж.А., Ельников Д.А. Очистка растворов красителя «Оранжевый R» отходом сахарной промышленности.....	101
Поляков В.Л. Инженерный расчет фильтрования суспензии через однородную и двухслойную загрузки.....	104

<i>Українець М.О., Сокольник В.І., Добровольська О.Г.</i> Оцінка можливості компенсації коливань тисків в мережах існуючим насосним обладнанням при керуванні їх роботою.....	106
<i>Лупандина Н.С.</i> Исследования по очистке сточных вод от ионов тяжелых металлов.....	109
<i>Свергузова С.В., Малахатка Ю.Н.</i> Разработка способа очистки модельных растворов от синтетических поверхностно-активных веществ.....	111
СЕКЦИЯ 2. ПРОБЛЕМЫ НАДЕЖНОСТИ И УСТОЙЧИВОГО ЖИЗНЕОБЕСПЕЧЕНИЯ ГОРОДОВ.....	115
<i>Торкатюк В.И, Шутенко А.Л., Безценный А.А., Баржисина А.В., Шевченко Э.Ю.</i> Управление водными ресурсами в Украине.....	115
<i>Коринько И.В., Никитенко Г.В., Ярошенко Ю.В., Шевченко Э.Ю.</i> Применение геоинформационных систем в работе аварийно-диспетчерской службы для повышения эффективности ремонтно-восстановительных работ в системах водоотведения.....	120
<i>Дрозд Г.Я., Бреус Р.В.</i> Осадок сточных вод в роли модификатора асфальтобетона.....	122
<i>Орлов В.О., Трохимчук М.М.</i> Знезалізнення підземних вод на баштах колонах з пінополістирольним фільтром.....	125
<i>Эпоян С.М., Карагяур А.С., Скорик А.Л., Гаврилова Н.Ю.</i> Определение рациональных параметров центрифугирующего устройства для осветления воды.....	127
<i>Телюра Н.О.</i> Допустимі види рекреаційної діяльності у межах територій та об'єктів природно-заповідного фонду.....	130
<i>Эпоян С.М., Орлова Е.Н., Коринько И.В., Степанов О.В., Кривонос В.Н., Айрапетян Т.С.</i> Определение эффективности флокулянтов для повышения производительности иловых площадок.....	131
<i>Чернышев В.Н. , Кижасев В.Ф.</i> Биотехнология глубокой минерализации осадков городских сточных вод, содержащих ионы тяжелых металлов.....	133
<i>Яковенко Н.М. , Беляева В.М.</i> Хозяйственно-бытовые сточные воды в системах оборотного водоснабжения.....	136
<i>Найманов А. Я., Гостева Ю. В.</i> Возможные нормы надежности элементов систем водоснабжения и водоотведения.....	138
<i>Крамаренко Л.В.</i> Развитие болезней у жителей Украины при употреблении некачественной воды.....	141
<i>Лобко О.Н.</i> Методика анализа повреждаемости трубопроводов.....	143
<i>Любимова Н.А.</i> Структура систем автоматизированного контроля для предприятий сельского хозяйства.....	145
<i>Гвоздяк П.І., Глоба Л.І., Демчина В.П., Сапура О.В., Безкровна М.В.</i> Експериментальний доказ існування Апаттох-процесу в аеротенках очисних споруд України.....	147
<i>Нікулін С.Ю., Онищенко Н.Г.</i> Промислові випробування модульного пристрою комбінованої очистки стічних вод.....	149

<i>Чиганов С.Л., Сокольник В.И., Недоросол В.Д.</i> Новый программный продукт для розрахунку аеротенків.....	152
<i>Зотов Н.И.</i> Необходимость и перспективы утилизации осадков бытовых сточных вод.....	155
<i>Зайченко Л.Г., Горшкова Л.В., Ганзель А.И.</i> Анализ технологических потерь использования питьевой воды для городов Донецкой области.....	157
<i>Бобух А.А., Ковалев Д.А.</i> К вопросу усовершенствования объектов системы централизованного теплоснабжения и повышения эффективности их эксплуатации.....	159
<i>Дмитренко Т.В., Петченко Г.А.</i> Проблема загрязнения природных вод в связи с использованием ртутисодержащих ламп в Украине.....	160
<i>Тугай А.М.</i> Існуючі методи відновлення продуктивності свердловин.....	161
<i>Пікуль Ю.М.</i> Вплив літологічного вікна на продуктивність водозабірних свердловин.....	164
<i>Козловська С.Б., Сорокіна К.Б.</i> Обладнання анаеробного зброджування осадів стічних вод з метою отримання та утилізації біогазу на комунальних очисних спорудах водовідведення.....	168
<i>Дегтерева Л.И., Солодовник М.В.</i> Анализ долговечности и надежности трубопроводов подземной прокладки в условиях города.....	171
<i>Грабовский П.А., Ларкина Г.М., Прогульный В.И.</i> Обеззараживание воды при снижении водопотребления города.....	174
<i>Солодовник М.В.</i> Реагентный метод очистки сточных вод полигонов твердых бытовых отходов.....	176
<i>Шевченко Т.А.</i> Теоретические предпосылки повышения надежности удаления биогенных элементов из бытовых сточных вод с применением активированных растворов реагентов.....	178
<i>Коринько И.В., Коваленко А.Н.</i> Особенности ремонта и восстановления поврежденных канализационных сетей.....	180
<i>Филипчук В.Л.</i> Екологічно безпечні системи водного господарства виробництв з багатокомпонентними металомісткими стічними водами.....	182
<i>Недашковский И.П.</i> Автономная очистная станция «Вияпласт».....	185
<i>Олейник А.Я., Тетеря А.И.</i> Существующие модели и методы расчета процессов очистки на установках малой производительности.....	187
<i>Тарасова Г.И., Тарасов В.В.</i> Очистка нефтесодержащих сточных вод с помощью органоглины.....	189
<i>Коваленко А.В.</i> Существующие методы повышения эффективности работы горизонтальных водопроводных отстойников.....	191
<i>Беляева В.М., Колесник Н.Ю.</i> Устранение локальных повреждений трубопроводов бестраншейными методами.....	193
АВТОРСКИЙ УКАЗАТЕЛЬ.....	197
СОДЕРЖАНИЕ.....	199

Научное издание

“ВОДА, ЭКОЛОГИЯ, ОБЩЕСТВО”

Материалы

III международной научно-практической конференции

(программа и тезисы)

9-11 февраля 2010 г.

Свидетельство УкрИНТЭИ № 563 от 07.12.2009 г.

Ответственный за выпуск: доц. Г.И.Благодарная

Редактор: доц. Е.Б.Сорокина

Подп. к печати 21.01.2010	Формат 60х84 1/16	
Бумага офисная	Усл.-печ. л. 11,9	
Уч.-изд. л. 14,0	Тираж 100 экз.	Заказ №

Харьковская национальная академия городского хозяйства
Сектор оперативной полиграфии ЦНИТ ХНАГХ

61002, г. Харьков, ул. Революции, 12