

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
КИЇВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ  
БУДІВНИЦТВА І АРХІТЕКТУРИ

---

**ПРОБЛЕМИ ВОДОПОСТАЧАННЯ,  
ВОДОВІДВЕДЕННЯ ТА ГІДРАВЛІКИ**

*Науково-технічний збірник*

*Випуск 27*

Науково-технічний збірник  
засновано в 2002 р.

Київ 2016

УДК 628.1+628.2+532.5

Головний редактор *А.М. Кравчук*

Заступник головного редактора *Г.М. Кочетов*

Відповідальний секретар *Т.В. Араатенко*

Заступник відповідального секретаря *Ю.Д. Копаниця*

Редакційна колегія:

*О.С.Волошкіна, М.М.Гроль, М.М. Кризський, С.І.Криль,  
О.Я.Олійник, В.Л.Поляков, О.В. Приймак, В.Я.Савенко,  
І.М.Симонов, Г.Собчук, І.М.Таварткіладзе, В.М.Удод,  
П.Д.Хоружий, О.М.Яхно*

Рекомендовано до випуску Вченою радою Київського національного університету будівництва і архітектури 9 грудня 2016 року, протокол №50.

**Проблеми** водопостачання, водовідведення та гідравліки: Науково-технічний збірник. Випуск 27. /Головний редактор А.М. Кравчук. – К.: КНУБА, 2016. – 451 с.

**Збірник видано за сприяння Представництва Польської академії наук в м.Києві.**

Розрахований на працівників науково-дослідних і проектних організацій, викладачів, аспірантів та докторантів.

Матеріали збірника опубліковано на *web*-сайті Національної академічної бібліотеки України (*www.nbuv.gov.ua*)

Видається в авторській редакції

Постановою Президії ВАК України науково-технічний збірник «Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки» віднесено до фахових видань, в яких можуть публікуватися основні результати дисертаційних робіт (Бюлетень ВАК України №5, 2010 р.).

Свідоцтво про державну реєстрацію КВ №6033 від 05.04.2002 р.

Адреса редакційної колегії: 03680, Київ, Повітрофлотський проспект, 31, КНУБА, тел. 241-55-94.

©Київський національний університет будівництва і архітектури, 2016

## ЗМІСТ

<i>Аксьонова І.М.</i> Хвильовий відгук екзоферментних реакцій розкладу органічних речовин біохімічних процесів очищення стічних вод.....	12
<i>Безсонний В.П., Третьяков О.В.</i> Аналіз світового та вітчизняного досвіду впровадження інтегрованого управління водними ресурсами.....	15
<i>Василенко Л.О., Жукова О.Г., Русінов Т.О.</i> Оцінка якості води річки Случ за гідрохімічними показниками.....	24
<i>Василенко С.Л., Панов В.В.</i> Стратегічний водогосподарський менеджмент в структурі централізованого водопостачання та водовідведення....	30
<i>Виверець А.О., Трохименко Г.Г., Гомеля М.Д.</i> Аналіз ефективності використання порошку насіння <i>Moringa Oleifera</i> та шламу від виробництва глинозему як коагулянтів для очищення води.....	39
<i>Вижевська Т.В., Литвиненко Л.Л.</i> Технологічні параметри біологічного очищення стічних вод баз відпочинку.....	47
<i>Вітковський В.С., П.М. Гламаздин П.М., Габа К.О.</i> Перспективи розвитку нових методів підготовки води для систем централізованого теплопостачання....	55
<i>Волощук В.А., Грицина О.О.</i> Стічні води як джерело енергії у системах теплозабезпечення нового покоління.....	63
<i>Голуб Н.Б., Козловець О.А., Шинкарчук М.В., Потапова М.В.</i> Комплексна технологія очищення стічних вод птахофабрик та фільтрату після їх анаеробного зброджування.....	70
<i>Гомеля М.Д., Малін В.П., Галімова В.М.</i> Концентрування іонів міді та визначення ефективності її десорбції з катіонітів в динамічних умовах.....	78
<i>Гомеля М.Д., Терещенко О.М., Мельниченко Є.В.</i> Очистка стічних вод від іонів міді методом комплексоутворення та флокуляції.....	85
<i>Гомеля М.Д., Шаблій Т.О., Іваненко О.І., Крисенко Т.В.</i> Вилучення розчинених у воді окисників за допомогою іонітів, модифікованих сульфатами.....	89
<i>Грабовський П.О., Ларкіна Г.М., Прогульний В.І., Карпов І. П.</i> Зниження собівартості водопровідної води.....	99
<i>Грицина О.О., Бляшина М.В., Жукова В.С., Волощук В.А.</i> Концепція комплексу технологій з очищення стічних вод та використання тепла стічних вод цивільних об'єктів та оцінка систем очищення стічних вод.....	105
<i>Дзеціна Д.В., Коцар О.М.</i> Ефективність очищення господарсько-побутових стічних вод за допомогою природних мінеральних сорбентів.....	114
<i>Епоян С.М., Карагяур А.С., Волков В.М.</i> Про можливість застосування дренажних систем швидких фільтрів для доочищення.....	121
<i>Епоян С.М., Мовчан С.І.</i> Механізм формування флотошламу у вертикальній флотокамері.....	129
<i>Епоян С.М., Сорокіна Н.В., Фесік Л.О.</i> Попередня анаеробна обробка побутових стічних вод в установці малої продуктивності.....	138
<i>Епоян С.М., Сухоруков Г.І., Колотило В.Д., Яркін В.А.</i> Методика розрахунку перегородчастого змішувача коридорного типу удосконаленої конструкції.....	143
<i>Калюжний А.П., Зубричева Л.Л.</i> Оцінювання відповідності таблиць гідравлічного розрахунку водовідвідних труб сучасним матеріалам труб.....	149

<i>Квартенко О.М.</i> Інтенсифікація роботи станцій знезалізнення води, які працюють в гравітаційному режимі.....	155
<i>Ковальчук В.А., Одуд Л.М.</i> Застосування методу вапнування на пінополістирольних фільтрах із зростаючим шаром завислого осаду в схемах водопідготовки промислових підприємств.....	163
<i>Кононцев С.В., Саблій Л.А., Гроховська Ю.Р.</i> Очищення води рибницьких господарств із замкнутим циклом водозабезпечення від сполук амонійного нітрогену.....	170
<i>Копаниця Ю.Д.</i> Розрахунок гідростатичного тиску на несиметричну плоску поверхню. універсальний алгоритм трьох команд – K123.....	177
<i>Косінов В.П.</i> Оптимізація розміщення точок відбору води із водопровідної мережі населеного пункту для забезпечення надійності пожежогасіння.....	187
<i>Кочетов Г.М., Олександренко О.П.</i> Удосконалення очищення відпрацьованих електролітів хромування методом феритизації.....	201
<i>Кравчук О.А.</i> Дослідження гідравлічного опору завантаження фільтрів.....	208
<i>Кремез В.С., Телима С.В.</i> Обґрунтування схем розміщення і параметрів сорбційних бар'єрів для захисту ґрунтових вод від забруднення методами математичного моделювання.....	214
<i>Маджд С.М.</i> Механізми дезактивації забруднюючих речовин в гідробіотехнологічних системах.....	221
<i>Мартинов С.Ю., Куницький С.О., Орлова А.М.</i> Впровадження пінополістирольних фільтрів коміркового типу при контактному знезалізненні води.....	226
<i>Матяш О.В., Усенко І.С.</i> Співвідношення надійності вітчизняних та зарубіжних водопровідних труб.....	235
<i>Мацієвська О.О., Качмар І.З.</i> Знезалізнення води побутовими фільтрами.....	243
<i>Нечитайло М.П.</i> Визначення основних гідравлічних характеристик роботи динамічних мембран з біоцидним щепленням при високому вмісту органічних речовин.....	250
<i>Нечитайло М.П., Косюк Є.М.</i> Застосування інгібіторів корозії на основі суміші фосфонової та сополімерів поліакрилової кислот в зворотних системах охолодження.....	256
<i>Оз Нуртак, Целеби Ахмет, Узун Халіл Ібрагім</i> Оцінка якості річкової води в Туреччині.....	262
<i>Олійник О.Я., Айрапетян Т.С.</i> Моделювання і розрахунки кисневого режиму при вилученні органічних забруднень в аеротенках–змішувачах зі зваженою і закріпленою біомасою.....	269
<i>Петренко О.С.</i> Особливості розрахунку розбавлення стічних вод у річках за методом скінченних різниць.....	279
<i>Поляков В.Л.</i> Розрахунок усталеною безнапірної фільтрації до систематичного дренажу при водообмене з суміжними середовищами.....	291
<i>Росінський В.М., Саблій Л.А.</i> Моделювання очищення стічних вод в аеробних та аноксидних біореакторах в присутності синтетичних детергентів....	302



<i>Сизоненко Г.А., Хомутецька Т.П.</i> Вирішення питань ефективної роботи систем водопостачання при використанні підземних вод.....	311
<i>Симонов І.М.</i> Динамічна архітектура структурних частинок матерії – шлях природи до самоорганізованих систем водних середовищ.....	318
<i>Симонов І.М.</i> Формування живої матерії у водних середовищах: фактори гравітації, гідродинаміки та континуальної електродинаміки.....	338
<i>Сироватський О.А., Гайдучок О.Г.</i> Основні математичні закономірності розрахунку флотаційного процесу.....	345
<i>Сівак В.М., Щодро О.Є., Пилипей М.І.</i> Вплив розташування аераторів на масообмін і гідродинаміку аеротенків.....	351
<i>Сорокіна Н.В., Фесік Л.О.</i> Шляхи утилізації осадів водопровідних очисних станцій.....	359
<i>Ткаченко Т.М.</i> Зелені покрівлі як ресурс дощової води в сучасному урбоценозі....	364
<i>Унгуряну Д.В., Вирлан В.А.</i> Системи природного біологічного очищення комунальних стічних вод у ґрунтово-рослинних фільтрах (фітофільтрах).....	370
<i>Хомутецька Т.П., Малецький В.С.</i> Вибір раціональної схеми забезпечення водою малих об'єктів водопостачання.....	381
<i>Хоружий В.П., Ніколова Р.О., Недашковський І.П., Василюк А.В.</i> Особливості системи водовідведення та очищення стічних вод в рекреаційних зонах.....	391
<i>Хоружий П.Д., Левицька В.Д.</i> Комплексне використання інфільтраційних вод у зонах підтоплення від Дніпровського каскаду водосховищ.....	400
<i>Хохотва О.П., Малихіна К.А., Лиштва П.В.</i> Вилучення іонів важких металів з води фосфорильованим вуглецевим сорбентом в присутності солей жорсткості.....	408
<i>Чарний Д.В.</i> Створення нових ресурсозберігаючих технологій очищення і використання води в системах сільськогосподарського водопостачання.....	413
<i>Чуб І.М.</i> Побудова інфраструктури управління каналізаційними очисними спорудами та біологічною очисткою.....	427
<i>Шадура В.О.</i> Визначення фактичного гідравлічного опору водозабірних свердловин для подальшого використання в гідравлічних розрахунках.....	432
<i>Шевченко Т.О.</i> Вивчення впливу біогенних речовин у міських стічних водах, що скидаються, на поверхневі водойми.....	437
<i>Юрков Є.В., Потієнко В.А., Юрков О.Д.</i> Знезалізнення води з використанням лугомістких реагентів.....	445

## СОДЕРЖАНИЕ

<i>Аксенова И.Н.</i> Волновой отклик экзоферментных реакций разложения органических веществ биохимических процессов очистки сточных вод.....	12
<i>Бессонный В.Л., Третьяков О.В.</i> Анализ мирового и отечественного опыта внедрения интегрированного управления водными ресурсами.....	15
<i>Василенко Л.А., Жукова Е.Г., Русинов Т.О.</i> Оценка качества воды реки Случ по гидрохимическим показателям.....	24
<i>Василенко С.Л., Панов В.В.</i> Стратегический водохозяйственный менеджмент в структуре централизованного водоснабжения и водоотведения....	30
<i>Выверец А.А., Трохименко А.Г., Гомеля Н.Д.</i> Анализ эффективности использования порошка семян <i>Moringa Oleifera</i> и шлама от производства глинозема как коагулянтов для очистки воды.....	39
<i>Вижевская Т.В., Литвиненко Л.Л.</i> Технологические параметры биологической очистки сточных вод баз отдыха.....	47
<i>Витковский В.С., Гламаздин П.М., Габа К.А.</i> Перспективы развития новых методов подготовки воды для систем централизованного теплоснабжения.....	55
<i>Волощук В.А., Грицына А.А.</i> Сточные воды как источник энергии в системах теплообеспечения нового поколения.....	63
<i>Голуб Н.Б., Козловец А.А., Шинкарчук М.В., Потапова М.В.</i> Комплексная технология очистки сточных вод птицефабрик и фильтрат после их анаэробного сбраживания.....	70
<i>Гомеля Н.Д., Малин В.П., Галимова В.М.</i> Концентрирование ионов меди и определение эффективности ее десорбции из катионитов в динамических условиях.....	78
<i>Гомеля Н.Д., Терещенко О.Н., Мельниченко Е.В.</i> Очистка сточных вод от ионов меди методом комплексообразования и флокуляции.....	85
<i>Гомеля Н.Д., Шаблій Т.А., Иваненко Е.И., Крысенко Т.В.</i> Удаление растворенных в воде окислителей с помощью ионитов, модифицированных сульфитами.....	89
<i>Грабовский П.А., Ларкина Г.М., Прогульный В.И., Карпов И. П.</i> Снижение себестоимости водопроводной воды.....	99
<i>Грицына А.А., Бляшина М.В., Жукова В.С., Волощук В.А.</i> Концепция комплекса технологий по очистке сточных вод и использования тепла сточных вод гражданских объектов и оценка систем очистки сточных вод.....	105
<i>Дзецина Д.В., Коцарь Е.М.</i> Эффективность очистки хозяйственно-бытовых сточных вод природными минеральными сорбентами.....	114
<i>Эпоян С.М., Карагяур А.С., Волков В.Н.</i> О возможности применения дренажных систем скорых фильтров для доочистки.....	121
<i>Эпоян С.М., Мовчан С.И.</i> Механизм формирования флотошлама в вертикальной флотокамере.....	129
<i>Эпоян С.М., Сорокина Н.В., Фесик Л.А.</i> Предварительная анаэробная обработка бытовых сточных вод в установке малой производительности.....	138

<i>Эпоян С.М., Сухоруков Г.И., Колотило В.Д, Яркин В.А.</i>	
Методика расчета перегородчатого смесителя коридорного типа усовершенствованной конструкции.....	143
<i>Калюжный А.П., Зубричева Л.Л.</i> Оценка соответствия таблиц гидравлического расчета водоотводных труб современным материалам труб.....	
	149
<i>Квартенко А.Н.</i> Интенсификация работы станций обезжелезивания воды, работающих в гравитационном режиме.....	
	155
<i>Ковальчук В.А., Одуд Л.Н.</i> Использование метода известкования на пенополистирольных фильтрах из растущим слоем взвешенного осадка в схемах водоподготовки промышленных предприятий.....	
	163
<i>Кононцев С.В., Саблий Л.А., Гроховская Ю.Р.</i>	
Очистка воды рыбоводных хозяйств с замкнутым водообеспечением от соединений аммонийного азота.....	170
<i>Копаница Ю.Д.</i> Расчёт гидростатического давления на несимметричную плоскую поверхность. Универсальный алгоритм трёх команд – K123.....	
	177
<i>Косинов В. П.</i> Оптимизация размещения точек отбора воды из водопроводной сети населенного пункта для обеспечения надежности пожаротушения.....	
	187
<i>Кочетов Г.М., Александренко О.П.</i> Усовершенствование очистки отработанных электролитов хромирование методом ферритизации.....	
	201
<i>Кравчук А.А.</i> Исследование гидравлического сопротивления загрузки фильтров..	
	208
<i>Кремез В.С., Телыма С.В.</i> Обоснование схем размещения и параметров сорбционных барьеров для защиты грунтовых вод от загрязнения методами математического моделирования.....	
	214
<i>Маджд С.М.</i> Механизмы дезактивации загрязняющих веществ в гидробиотехнологических системах.....	
	221
<i>Мартынов С.Ю., Кунитский С.О., Орлова А.Н.</i>	
Внедрение пенополистирольных фильтров ячеистого типа при контактном обезжелезивании воды.....	226
<i>Матяш А.В., Усенко И.С.</i> Соотношение надежности отечественных и зарубежных водопроводных труб.....	
	235
<i>Мацевская О.А., Качмар И.З.</i> Обезжелезивания воды бытовыми фильтрами.....	
	243
<i>Нечитайло Н.П.</i> Определение основных гидравлических характеристик работы динамических мембран с биоцидной прививкой при высоком содержании органических веществ.....	
	250
<i>Нечитайло Н.П., Косюк Е.Н.</i> Применение ингибиторов коррозии на основе смеси фосфоновых и сополимеров полиакриловых кислот в оборотных системах охлаждения.....	
	256
<i>Оз Нуртак, Целеби Ахмет, Узун Халил Ибрагим</i>	
Оценка качества речной воды в Турции.....	262
<i>Олейник А.Я., Айрапетян Т.С.</i> Моделирование и расчеты кислородного режима при извлечении органических загрязнений в аэротенках–смесителях со взвешенной и прикрепленной биомассой.....	
	269

<i>Петренко А.С.</i> Особенности расчета разбавления сточных вод в реках методом конечных разностей.....	279
<i>Поляков В.Л.</i> Расчет установившейся безнапорной фильтрации к систематическому дренажу при водообмене с сопредельными средами.....	291
<i>Россинский В.Н., Саблий Л.А.</i> Моделирование очистки сточных вод в аэробных и аноксидных биореакторах в присутствии синтетических детергентов.....	302
<i>Сизоненко А.А., Хомуецкая Т.П.</i> Решение вопросов эффективной работы систем водоснабжения при использовании подземных вод.....	311
<i>Симонов И.Н.</i> Динамическая архитектура структурных частиц материи: вещество, самоорганизованные системы водных сред.....	318
<i>Симонов И.Н.</i> Формирование живой материи в водных средах: факторы гравитации, гидродинамики и континуальной электродинамики.....	338
<i>Сыроватский А. А., Гайдучок А.Г.</i> Основные математические закономерности расчета флотационного процесса.....	345
<i>Сивак В.М., Щодро А.Е., Пилипей Н.И.</i> Влияние размещения аэраторов на массообмен и гидродинамику аэротенков.....	351
<i>Сорокина Н.В., Фесик Л.А.</i> Пути утилизации осадков водопроводных очистных станций.....	359
<i>Ткаченко Т.Н.</i> Зеленые кровли как ресурс дождевой воды в современном урбоценозе.....	364
<i>Унгурияну Д.В., Вырлан В.А.</i> Системы естественной биологической очистки коммунальных сточных вод в почвенно-растительных фильтрах (фитофильтрах).....	370
<i>Хомуецкая Т.П., Малецкий В.С.</i> Выбор рациональной схемы обеспечения водой малых объектов водоснабжения.....	381
<i>Хоружий В.П., Николова Р.А., Недашковский И.П., Василюк А.В.</i> Особенности системы водоотведения и очистки сточных вод в рекреационных зонах.....	391
<i>Хоружий П.Д., Левитская В.Д.</i> Комплексное использование инфильтрационных вод в зонах подтопления от Днепровского каскада водохранилищ.....	400
<i>Хохотва А.П., Малихина К.А., Лиштва П.В.</i> Извлечение ионов тяжелых металлов из воды фосфорилированным углеродным сорбентом в присутствии солей жесткости.....	408
<i>Чарный Д.В.</i> Создание новых ресурсосберегающих технологий очистки и использования воды в системах сельскохозяйственного водоснабжения.....	413
<i>Чуб И.Н.</i> Построение инфраструктуры управления канализационными очистными сооружениями и биологической очисткой.....	427
<i>Шадура В.А.</i> Определение фактического гидравлического сопротивления водозаборных скважин для дальнейшего использования в гидравлических расчетах.....	432
<i>Шевченко Т.А.</i> Изучение влияния биогенных веществ в сбрасываемых городских сточных водах на поверхностные водоемы.....	437
<i>Юрков Е.В., Потиевко В.А., Юрков А.Д.</i> Обезжелезивание воды с использованием щелочных реагентов.....	445

## CONTENTS

<i>Aksyonova I.</i> Wave response exo enzymatic reactions of organic matter decomposition from biochemical processes sewage treatment.....	12
<i>Bezsonnyi V., Tretyakov O.</i> Analysis of global and domestic experience of implementing integrated water resources management.....	15
<i>Vasilenko L., Zhukova E., Rusinov T.</i> Assessment of quality of river Sluch water by hydrochemical indicators.....	24
<i>Vasilenko S., Panov V.</i> Strategic water management in the structure of centralized water supply and sanitation.....	30
<i>Vyverets A., Trokhimenko A., Gomelya M.</i> The analysis of using <i>Moringa Oleifera</i> seeds powder efficiency and sludge from alumina production as coagulants in water treatment.....	39
<i>Vyzhevskaya T., Lytvynenko L.</i> The technologic characteristics of biologic treatment processes of the recreation centers' domestic wastewater.....	47
<i>Vitkovskiy V., Glamazdin P., Gaba K.</i> Development prospects of new methods of water treatment for district heating systems.....	55
<i>Voloshchuk V., Hrytsyna O.</i> Wastewater as a heat source in new generation district heating.....	63
<i>Golub N., Kozlovets O., Shinkarchuk M., Potapova M.</i> The complex wastewater treatment technology poultry farms and the filtrate after their anaerobic fermentation.....	70
<i>Gomelya M., Malin V., Galimova V.</i> Concentration of copper ions and determination of its effectiveness desorption from cation exchanger under dynamic conditions.....	78
<i>Gomelya M., Tereshchenko O., Melnychenko E.</i> Wastewater treatment from copper ions by complexation methods and flocculation.....	85
<i>Gomelya M., Shabliy T., Ivanenko O., Krysenko T.V.</i> Removal of dissolved resin oxidants using ion exchangers modified with sulfites.....	89
<i>Grabowskyi P., Larkina G., Progulny V., Karpov I.</i> Reduce the cost of tap water.....	99
<i>Hrytsyna A., Blyashyna M., Zhukova V., Voloshchuk V.</i> The concept of complex technologies for wastewater treatment and use of heat sewage of civilian objects and estimation sewage treatment systems.....	105
<i>Dzetsina D., Kotsar O.</i> The effectiveness of treatment of domestic wastewater using natural mineral sorbents.....	114
<i>Epoyan S., Karagiaur A., Volkov V.</i> On the possibility of the use of the drainage systems of rapid filters for tertiary treatment.....	121
<i>Epoyan S., Movchan S.</i> Flotsamu formation mechanism in a vertical camera.....	129
<i>Epoyan S., Sorokina N., Fesik L.</i> Preliminary anaerobic treatment of domestic sewage in the setting of small productivity.....	138
<i>Epoyan S., Sukhorukov G., Kolotilo V., Yarkin V.</i> Method of calculation of corridor type cloisonné mixer of improved design.....	143
<i>Kalyuzhniy A., Zubrycheva L.</i> Assessment conformity of the hydraulic calculations tables networks sewerage to modern materials pipe.....	149

<i>Kvartenko A.</i> Strengthening water iron removal stations that operate in the gravitational mode.....	155
<i>Kovalchuk V., Odud L.</i> Using liming method on expanded polysterene filters with increasing suspended sediment layer in water treatment schemes of industrial enterprises.....	163
<i>Konontcev S., Sablii L., Grokhovska Y.</i> Water treatment from nitrogen compounds in recirculation aquaculture systems.....	170
<i>Kopanitsia Y.</i> Calculation hydrostatic pressure on the non-symmetrical flat surface. universal algorithm of the three commands – K123.....	177
<i>Kosinov V.</i> Optimizing of method water sampling points of the water network of settlement to ensure the reliability of fire-fighting.....	187
<i>Kochetov G., Oleksandrenko O.</i> Improvement of treatment for exhausted chromium electrolytes by the ferritisation method.....	201
<i>Kravchuk O.</i> Researches of filters bed hydraulic resistance.....	208
<i>Kremez V., Telyma S.</i> Rationale placement schemes and parameters of sorbtion barriers to protect groundwater from contamination by mathematical modeling.....	214
<i>Madzhd S.</i> Mechanisms of decontamination of contaminants are in hydrobiotechnological systems.....	221
<i>Martynov S., Kynytskiy S., Orlova A.</i> Polystyrene foam filters of cellular type implementation for contact iron removal of water.....	226
<i>Matiysh A., Usenko I.</i> The ratio of the reliability of domestic and foreign water pipes....	235
<i>Matsiyevska O., Kachmar I.</i> Deferrization of water by domestic filters.....	243
<i>Nechitaylo N.</i> Determination of the basis of hydraulic characteristics of dynamic membrane work with biocidal vaccination at the high organic content.....	250
<i>Nechitaylo N., Kosyuk E.</i> Corrosion of inhibitors on the basis of preparation and phosphonic polyacrylic acid copolymers in reverse cooling system.....	256
<i>Öz Nurtaç, Çelebi Ahmet, Uzun Halil Ibrahim</i> Assessment of an important river water quality in Turkey.....	262
<i>Oleynik A., Airapetian T.</i> Modelling and computation of the oxygen regime while extracting the organic contaminants in ideal mix aeration tank with suspended and fixed biocenose.....	269
<i>Petrenko A.</i> Particular qualities of counting of dilution waste water in rivers by the finite differences method.....	279
<i>Polyakov V.</i> Calculation of steady free groundwater flow to systematic drainage at water exchange with neighboring media.....	291
<i>Rossinskyi V., Sablii L.</i> Modelling of Wastewater Treatment in Aerobic and Anoxic Bioreactors in The Presence of Synthetic Detergents.....	302
<i>Syzonenko H., Khomutetska T.</i> Addressing the efficient operation of water supply systems using groundwater.....	311
<i>Simonov I.</i> The dynamic architecture of the structural particles of matter – way nature's to self-organized of the systems aquatic environments.....	318
<i>Simonov I.</i> Formation of living matter in water media: factors gravity, hydrodynamics and of the continual electrodynamics.....	338

<i>Syrovatsky O., Haiduchok O.</i> The main mathematical equation calculation of the flotation process.....	345
<i>Sivak V, Schodro O, Pilipey M.</i> The effect of aerators displacement on masstransfer and hydrodynamics of aeration tanks.....	351
<i>Sorokina N., Fesik L.</i> The ways of utilization of sediments of the stations of natural water treatment.....	359
<i>Tkachenko T.</i> Green roof as a rain water resource in the modern urbocenosis.....	364
<i>Ungureanu D., Virlan V.</i> Systems of communal wastewater natural biological treatment in reed bed filters.....	370
<i>Khomutetska T., Maletskiy V.</i> Choice of rational procedures for small water supply facilities.....	381
<i>Khoruzhyi V., Nikolova R., Nedashkovskiy I., Vasilyuk A.</i> Particular qualities sewerage system and wastewater treatment in recreational areas.....	391
<i>Khoryzhyi P., Levytska V.</i> Complex use infiltration water in flood areas of Dnieper reservoir cascade.....	400
<i>Khokhotva O., Malykhina K., Lyshtva P.</i> The removal of heavy metal ions by phosphorylated carbon sorbent from water in the presence of hardness salts.....	408
<i>Charniy D.</i> Creation of new resource-saving technologies and the use of clean water in agricultural water.....	413
<i>Chub I.</i> Construction of infrastructure of automation and control by water treatment systems and biological wastewater process.....	427
<i>Shadura V.</i> Actual hydraulic resistance determining of water wells for future reference in hydraulic calculations.....	432
<i>Shevchenko T.</i> The study of the influence of nutrients in urban wastewater discharged into surface waters.....	437
<i>Iurkov E., Potiyenko V., Iurkov A.</i> Water deferrization using alkaline containing reagents.....	445

І.М. АКСЬОНОВА, кандидат технічних наук  
Одеська державна академія будівництва та архітектури

## ХВИЛЬОВИЙ ВІДГУК ЕКЗОФЕРМЕНТНИХ РЕАКЦІЙ РОЗКЛАДУ ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН БІОХІМІЧНИХ ПРОЦЕСІВ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД

*Досліджені хвильові відгуки екзоферментних каталітичних реакцій розкладу високомолекулярних речовин біохімічних процесів очищення стічних вод.*

**Ключові слова:** хвильові відгуки, екзоферментні реакції, розклад органічної речовини, біологічне очищення стічних вод, резонанс.

*Исследованы волновые отклики экзоферментных каталитических реакций, разложения высокомолекулярных веществ биохимических процессов очистки сточных вод.*

**Ключевые слова:** волновые отклики, экзоферментные реакции, разложение органического вещества, биологическая очистка сточных вод, резонанс.

*The work investigated the wave response eksperimenta catalytic reactions, decomposition of high-molecular substances and biochemical processes of sewage treatment.*

**Key words:** wave reviews, exo enzymatic reactions, organic matter decomposition, biological wastewater treatment, resonance.

Вивчення резонансних явищ у рідкому середовищі, які мають колоїдну структуру дозволяють виявити відповідні хвильові характеристики, але цікавим є малі резонанси які можливо виникають у гомогенних процесах екзоферментних реакцій каталітичного розкладу органічних речовин. Наслідком хвильових відгуків відповідних конформацій є орієнтування маркомолекул органічних речовин та екзоферментів, відповідно теорій ферментного каталізу Михаэлиса-Ментен та Фішера [1:47-49]. Конфігурація молекули органічної речовини може мати глобулярне, сітчасте надмолекулярну будову характеризується відповідними хвильовими відгукми у структуризації колоїдної системи та хвильовий відгук екзоферментів. При цьому виникають явища резонансу, причому сумарний процес відповідає зниженню енергії активації каталітичного процесу екзоферментних реакцій.

Для гомогенних процесів важливим є хвильовий відгук геометрії третинної структури екзоферменту, хвильової природи функціональних груп його молекули, який забезпечує специфічність дії та високу каталітичну



активність на відповідну гомологічну групу органічних речовин.

Нелінійність кінетики біохімічних процесів обумовлює можливість існування в біологічних системах автоколивань, для дослідження можуть застосовуватися якісні методи аналізу динамічних систем. Не загасаючі коливальні зміни концентрації реагентів можливі в відкритих ферментативних системах, де є існування двох масштабів часу, які сильно розрізняються та можуть підтримуватися необмежено довго, за рахунок притоку субстрату від зовнішнього джерела і відтоку продукту у зовнішню середу. У системі спряжених поліферментних реакцій особливо вірогідно виникнення не загасаючих коливань концентрацій компонентів. В відкритих системах з субстратним інгибуванням реалізується множинність стаціонарних станів та спостерігається явище гістерезису [2:71,73].

Вільні (власні) хвильові коливання гомогенних процесів екзоферментних реакцій каталітичного розкладу органічних речовин – коливання, які відбуваються у відсутності зовнішніх впливів на коливальну систему виникають внаслідок будь-якого початкового відхилення цієї системи із стану стійкої рівноваги під дією внутрішніх сил системи.

Вимушені хвильові коливання гомогенних процесів екзоферментних реакцій каталітичного розкладу органічних речовин – коливання, що виникають в якій-небудь системі під впливом змінного зовнішнього впливу. Резонанс – явище різкого зростання або зменшення амплітуди вимушених хвильових коливань гомогенних процесів екзоферментних реакцій каталітичного розкладу органічних речовин при прагненні частоти впливу зовнішньої сили до частоти власних коливань.

Важливим в цьому питанні є те, що акустичний резонанс, який виникає при низькочастотній кавітації насичення диспергованим повітрям об'єму реактору, яке визиває ще більше зменшення енергії активації при накладенні електричного та акустичного імпедансу [3]. Визначення резонансної частоти екзоферментних реакцій розкладення органічної речовини у стічних водах у біологічному очищенні стічних вод має практичне значення в експлуатації реакторів на основі аеробних біохімічних процесів, а також анаеробних процесів, які інтенсифікуються кавітацією [4-7]. Резонансна частота – частота зовнішньої збудливої сили, при якій досягається максимум амплітуди вимушених хвильових коливань. Визначення відповідних хвильових характеристик біохімічних процесів розкладу високомолекулярних органічних речовин стічних вод пов'язаних з екзоферментними реакціями дозволяє ідентифікувати кількість відповідних груп органічних речовин, кількості біогенних елементів та кінетичних особливостей гетерогенних та гомогенних процесів.

Двоїстість процесу розкладу органічного субстрату екзоферментами: з одного боку гомогенний процес приєднання ферменту за допомогою іонних, водневих рідко ковалентних зв'язків до молекули органічного субстрату; з іншого гетерогенний процес виділення ферменту з поверхні флокули або біологічної плівки, а також отримання продуктів розкладу до клітини обумовлює особливість хвильових характеристик цього процесу.

Хемоспецифічність екзоферментів, також можливо, забезпечується відповідним хвильовим відгуком за рахунок накладання хвильових коливань гомогенних процесів ферментних реакцій каталітичного розкладу органічних речовин.

Завдання практичного дослідження хвильових відгуків гомогенних процесів екзоферментних реакцій каталітичного розкладу органічних речовин у біологічному очищенні стічних вод – є ідентифікація цих явищ інструментальними методами, та математичний опис відповідних модельних систем для визначення просторових ефектів:

- розповсюдження усамітненого фронту збудження у вигляді імпульсу стабільної форми та фронту, що біжить;
- генерація хвиль автономними джерелами активності – ведучими центрами;
- квазістохастичними хвилями;
- синхронні автоколивання у всьому просторі;
- ревербератори;
- спіральні хвилі;
- стоячі хвилі;
- стаціонарні у часі неоднорідний розподіл у просторі кінетичних змінних (концентрацій речовин) – дисипативні структури.

#### **Висновки**

Висунута гіпотеза існування хвильового відгуку у екзоферментних реакцій каталітичного розкладу органічних речовин біохімічних процесів очистки сточних вод.

Наявність автоколивань у гомогенних екзоферментних процесах біологічних реакторах

Визначені основні хвильові характеристики з допомогою яких можливо ідентифікувати відповідні процеси біохімічного розкладу органічних речовин стічних вод.

На основі хвильових характеристик визначати конформації та хемоспецифічність ферментів у гомогенних процесах реакцій каталітичного розкладу органічних речовин стічних вод.

#### **Список літератури**

1. *Fundamentals of Biological Wastewater Treatment*. Udo Wiesmann, In Su Choi, Eva-Maria Dombrowski Copyright/WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, 2007. 393с.

2. Рубин А. Б. Биофизика. М.: Книжный дом “Университет”, 1999–2000. Т. 1-2

3. Аксьонова І.М. Ідентифікація хвильових явищ біохімічних процесів у біореакторах очищення стічних вод ультразвуковими методами // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. Науково-технічний збірник. Випуск 26, К.: КНУБА, 2016. С105-112.

4. М.М. Беззубцева, А.Е. Сапрыкин, И.Г. Пилюков. Интенсификация технологических процессов АПК ультразвуковой кавитацией // Успехи современного естествознания. 2014. № 12. С. 180.

5. Сапрыкин А.Е., Беззубцев, М.М. Актуальность исследования ультразвукового метода флотационно-коагуляционного метода очистки сточных вод. // Вестник студенческого научного общества. Научный вклад молодых исследователей в инновационное развитие АПК сборник научных трудов по материалам международной научно-практической конференции молодых ученых и студентов. Министерство сельского хозяйства РФ, Санкт-Петербургский государственный аграрный университет, научный редактор-профессор Смелик В. А.. 2014. С. 12-15.

6. Куршанкова Е.В. Ультразвуковая электрокоагуляционная очистка сточных вод от поверхностно-активных веществ. Диссертация кандидата технических наук. М., 2006. 151с.

7. Ткачук Н.Г. Интенсификация роста и ферментативной активности микроорганизмов ила для очистных сооружений электрическим током и ультразвуком. Диссертация кандидата технических наук. К., 1983. 154с.

Надійшло до редакції 22.11.2016

УДК 332.1556-04

В.П. БЕЗСОННИЙ

О.В. ТРЕТЬЯКОВ, доктор технічних наук

Харківський національний університет міського господарства  
імені О.М. Бекетова

## **АНАЛІЗ СВІТОВОГО ТА ВІТЧИЗНЯНОГО ДОСВІДУ ВПРОВАДЖЕННЯ ІНТЕГРОВАНОГО УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ РЕСУРСАМИ**

*Узагальнено досвід впровадження басейнового підходу до управління водними ресурсами провідними країнами світу та національний досвід, проаналізовано переваги та недоліки. Наголошується на необхідності внесення змін до національного законодавства відповідно до вимог Водної рамкової директиви ЄС.*

**Ключові слова:** інтегроване управління водними ресурсами, басейновий підхід, Водна рамкова директива.

*Обобщен опыт внедрения бассейнового подхода в управлении водными ресурсами ведущими странами мира и национальный опыт, проанализированы преимущества и недостатки. Отмечается необходимость внесения изменений в национальное законодательство в соответствии с требованиями Водной рамочной директивы ЕС.*

**Ключевые слова:** интегрированное управление водными ресурсами, бассейновый подход, Водная рамочная директива.

*The experience of introduction of basin approach in water management leading countries of the world and national experience, analyzed the advantages and disadvantages. The necessity of changes in national legislation in accordance with the requirements of the EU Water Framework Directive.*

**Keywords:** integrated water resources management, river basin approach, the Water Framework Directive.

**Постановка проблеми у загальному вигляді.** План дій, що був прийнятий на Всесвітній Зустрічі зі сталого розвитку у Йоганнесбурзі у 2002 р., закликав усі країни «розробити плани з інтегрального управління водними ресурсами та підвищенню ефективності водокористування до 2005 р.». Ці плани по суті є етапами безперервного та тривалого процесу розробки та здійснення національних водних стратегій. Розробка таких планів вимагає часу, і всі країни світу знаходяться на різних етапах цього тривалого шляху, одні пройшли значний його відрізок, а інші тільки починають.

Інтегрований підхід до управління водними ресурсами вимагає координації різних видів економічної діяльності, які визначають попит на воду, режими землекористування та об'єми стічних вод. Відповідно до цього принципу басейн річки або водозбірна площа стає одиницею управління водними ресурсами. Басейн річки – територія земної поверхні, з якої усі поверхневі та ґрунтові води стікають в річку, включаючи її притоки. Сучасний підхід до управління водними ресурсами, за яким основною одиницею управління виступає територія річкового басейну, називається басейновим принципом.

Поняття басейнового підходу використовується у світовій практиці лише у зв'язку з інтегрованим управлінням водними ресурсами (ІУВР) визначення самого поняття ІУВР в його розумінні світовою спільнотою. Отже, згідно визначення, Технічним комітетом Глобального Водного Партнерства ІУВР – «це процес, який сприяє скоординованому розвитку та управлінню водними, земельними та пов'язаними з ними видами ресурсів для забезпечення максимального економічного та соціального добробуту на справедливій основі без загрози для стійкості життєво важливих екосистем» [1].

Басейновий підхід розглядається як невід'ємний органічний елемент ІУВР. Басейн виступає об'єктом управління ІУВР. В залежності від регіону розташування басейну будуть задіяні різні елементи загальної структури ІУВР [2].

Реалізація інтегрованої басейнової моделі управління водними ресурсами є одним з головних принципів Водної рамкової директиви 2000/60/ЄС. Ця директива була прийнята у 2000 р. після 5-річного процесу реструктуризації європейської водної політики. Вона стала керівним документом для встановлення цілей охорони води у XXI столітті.

Статтею 13 Водного кодексу України встановлено, що державне управління в галузі використання і охорони вод здійснюється за басейновим принципом на основі державних, цільових, міждержавних та регіональних програм використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів.

Законом України від 24.05.2012 № 4836-VI затверджено Загальнодержавну цільову програму розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну р. Дніпро до 2021 року, яка передбачає реалізацію комплексу заходів із впровадження системи інтегрованого управління водними ресурсами за басейновим принципом.

Не зважаючи на це, управління водними ресурсами на сьогодні в Україні здійснюється за адміністративно-територіальним поділом, що зумовлено недосконалістю законодавчої і нормативно-правової бази.

Перехід від адміністративно-територіального до басейнового управління водними ресурсами потребує як удосконалення законодавства так і вивчення передового досвіду у цьому напрямку.

**Аналіз досліджень і публікацій останніх років.** Проблемі вивчення досвіду застосування басейнового підходу, структури, механізмів інтегрованого управління водними ресурсами присвячені дослідження багатьох вчених, таких як: В.А. Сташук, І.О. Єременко, О.Ю. Судук, В. Г. Пряжинська, О.В. Кирилук, М. А. Хвесик, І. Л. Головинський, О. В. Яроцька, О.В. Артющенко та ін. [1-7]. Зокрема, у їхніх працях запропоновані перспективні напрями реформування системи управління водними ресурсами та вдосконалення механізмів регулювання водокористування. Проблемі аналізу законодавчої бази щодо інтегрованого управління водними ресурсами присвячені роботи Н.В. Вострікової [8, 9].

**Метою статті** є аналіз досвіду впровадження інтегрованого управління водними ресурсами провідними країнами світу для вдосконалення засад переходу України до басейнового принципу управління водними ресурсами відповідно до вимог Водної Рамкової Директиви ЄС.

#### **Виклад основного матеріалу дослідження**

У зарубіжних країнах існує ряд концепцій управління природокористуванням, в основу яких покладено басейновий підхід.

Найбільшого розвитку басейновий принцип набув у Франції, де створена і функціонує високоефективна система управління водними ресурсами, яка визнана однією з кращих у світі. Завдяки впровадженню цієї системи екологічний стан річок Франції значно покращився. У грудні 1964 р. згідно із законом про воду вся територія Франції була розподілена між шістьма Водними агентствами відповідно до гідрологічних особливостей території [10, 6].

Кожне агентство організоване наступним чином:

- працівники агентства готують програму та впроваджують її після схвалення (наукова частина);
- Комітет з приблизно 60 представників зацікавлених учасників затверджує програму, плату за воду, гранти та позики (форум).

Кожне агентство має наступні обов'язки:

- розробляти п'ятирічні програми інвестування управління водними ресурсами;
- збирати плату за кожен кубометр води, вилучений з природного водного джерела, або за кожен тонну відходів, скинутих у природні водні об'єкти;
- розподіляти гранти або низькопроцентні позики між всіма зацікавленими (міста, промисловість і т. ін.), що роблять внески у впровадження п'ятирічної програми.

Видатки та прибутки повинні бути збалансовані в межах всієї програми (бюджет).

В США концепцією розвитку водозбірного басейну в цілому передбачено проектування протипаводкових споруд з урахуванням всіх існуючих або перспективних споруд в масштабі всього басейну. При цьому багатоцільові проекти повинні вирішувати як мінімум чотири завдання: судноплавство, контроль повеней, зрошення та вироблення електроенергії. Основою для впровадження цієї концепції послужив Документ Білого дому № 308 який об'єднав 308 доповідей різних районів США. В результаті були створені програми розвитку басейнів рр. Колумбії, Міссурі, верхнього Огайо і ряду інших річок [11].

Поряд з властивими концепції позитивними рисами, у неї є ряд недоліків: 1) не вирішує усіх проблем природокористування, оскільки спочатку були призначені для вирішення інших завдань; 2) рішення проблем природокористування розглядається як важливий, але додатковий аспект, при цьому воно здійснюється насамперед технічними засобами і тільки в другу чергу економічними і природоохоронними.

У Великобританії управління водним господарством здійснюється на основі басейнового принципу і носить регіональний характер. У 1974 р було створено 10 регіональних органів з охорони вод, що поширюють свою компетенцію на найбільші річкові басейни. Управління водним господарством відають питаннями водопостачання, ліквідації відходів, переробки стічних вод, запобігання забрудненню, захисту від повені, рибальства, рекреації, збереження естетичних цінностей річки та ін. Вони мають значну самостійність і повністю відповідають за стан водних ресурсів на території басейну [12]. Фінансове забезпечення діяльності управлінь відбувається за рахунок "продажу" послуг водогосподарського призначення, частково за рахунок бюджету та інших джерел фінансування.

Очолює ієрархію регіональних органів національна водна рада, що здійснює консультативні функції по відношенню до уряду і регіональним органам і сприяє виробленню єдиної водогосподарської політики. Регіональні структури управління не є повністю автономними. Їх система включає урядовий рівень, де розробляються питання загальної стратегії використання і охорони водних ресурсів. Ці питання спільно курирують два міністерства: Міністерство сільського господарства і Міністерство навколишнього середовища.

Особливості розвитку системи управління водними ресурсами в різних країнах наводяться в табл. 1 [3].

Таблиця 1

**Особливості розвитку системи управління водними ресурсами в різних країнах**

Країна	Структурний елемент системи управління водними ресурсами	Особливості управління водними ресурсами	Недоліки
1	2	3	4
Бразилія	Національна Рада з водних ресурсів; Ради штатів і федерального округу з водних ресурсів; комітети річкових басейнів; органи на федеральному, муніципальному рівнях, а також на рівні штатів, управління водними ресурсами й водогосподарські агентства	децентралізація, басейновий принцип управління	система управління водним господарством громіздка за рахунок обов'язкової участі в розробці та реалізації водної політики представників політичних і громадських організацій
Велика Британія	Міністерство сільського господарства та Міністерство навколишнього середовища, Національна асоціація, водні управління, недержавні організації	комплексний, екосистемний підхід, система управління децентралізована, але державна політика у сфері використання та охорони водних ресурсів визначається урядом країни	порушений цілісний підхід до використання водних ресурсів
Іспанія	Міністерство навколишнього середовища, басейнові організації, змішаний орган - асоціація, яка об'єднує інтереси держави і водокористувачів	гідрографічний принцип управління	порушується принцип рівності учасників
Німеччина	Міністерство навколишнього середовища, захисту природи та ядерної безпеки, регіональні органи управління і муніципалітети	функції управління розподілені між федеральними, регіональними та місцевими органами управління, децентралізація, інтегроване управління водними ресурсами	порушений принцип прозорості при прийнятті управлінських рішень

Закінчення таблиці 1

1	2	3	4
Франція	Міністерство навколишнього середовища, урядові органи, Комітет річкового басейну (басейнова рада) і Водне агентство	децентралізація, вода – загальне багатство суспільства, вода платить за воду (водокористувачі повинні повністю покривати затрати, необхідні для інвестування в розвиток водогосподарської інфраструктури), «забруднювач платить»	система управління водним господарством надзвичайно громіздка за рахунок децентралізації
Японія	Міністерство будівництва та регіональні органи влади - префектури	система управління децентралізована, але державна політика у сфері використання та охорони водних ресурсів визначається урядом країни	порушений цілісний підхід до використання водних ресурсів

Серед країн колишнього СРСР Казахстан є піонером в організації та підтримки процесу планування ІУВР на національному рівні. У період 2000-2003 років в республіці були створені певні умови, зокрема, ключова роль в управлінні водними ресурсами була законодавчо відведена Комітету водних ресурсів (КВР) Міністерства сільського господарства і восьми Басейновим водогосподарським управлінням (БВУ), але для ефективної їх роботи потрібно значне підвищення організаційного потенціалу. До 2003 року було сформовано новий водне законодавство. Однак, для підвищення ступеня його впливу на прийняття рішення необхідно було розробити пакет правових актів прямої дії [13].

Ініціювання процесу планування ІУВР в Казахстані відбувалося за кількома напрямками. В першу чергу, на міжнародному рівні, де заслуга Уряду Казахстану полягала в тому, що він погодився на Всесвітньому Саміті з питань Сталого Розвитку в Йоганнесбурзі підготувати план впровадження принципів сталого управління і розвитку водних ресурсів до 2005 року.

Безпосередня розробка НП ІУВР здійснюється з червня 2004 року за підтримки проекту ПРООН «Національний план ІУВР і водозбереження для Казахстану», Уряду Норвегії, Департаменту Великобританії з Міжнародного розвитку, а також методичної допомоги Глобального Водного Партнерства.

Україна здійснює процес реформування системи управління водними ресурсами, метою якого є досягнення відповідності цієї системи розробкам, здійсненим в Європейському Союзі, зокрема в рамках Водної Рамкової Директиви (ВРД) [14]. Хоча у «Водному кодексі України» 1995 р. (ст. 13) декларується, що «державне управління в галузі використання і охорони вод



та відтворення водних ресурсів здійснюється за басейновим принципом», в сучасних умовах управління водогосподарським комплексом в басейнах річок характеризується наявністю складної системи галузевих, відомчих і місцевих функцій та структур державного управління, що мають переважно галузеву і адміністративно-територіальну (а не басейнову) орієнтацію, неефективний і незбалансований механізм регулювання водних відносин [15].

Створені перші басейнові управління водних ресурсів (Дніпровське, Сіверсько-Донецьке, Південно-Бузьке) не займалися питаннями управління річковими басейнами в тому розумінні, як це визначено ВРД ЄС, оскільки головну увагу вони приділяли питанням використання води, розвитку інфраструктури і моніторингу водних ресурсів в місцях забору та скиду води.

Певні кроки щодо подолання даної ситуації було здійснено впродовж останніх десяти років. Зокрема, в Законі України від 17.01.2002 р. № 2998-III, яким було затверджено «Державну програму розвитку системи управління водними ресурсами», підкреслювалася необхідність створення системи управління водними ресурсами та його планування за річковими басейнами та було передбачено створення організацій з управління річковими басейнами.

Прийняття Закону «Про державну програму адаптації законодавства України до законодавства Європейського Союзу» від 18.03.2004 р. № 1629-IV свідчило про те, що Україна взяла на себе зобов'язання слідувати принципам, викладеним у Водній Рамковій Директиві.

У водному законодавстві України визначено лише принципи, у відповідності з якими має здійснюватися управління водними ресурсами в контексті басейнів річок, але в ньому не вказано способи реалізації такого управління. Тому, для забезпечення роботи басейнових управлінь стосовно питань, пов'язаних з розробкою планів управління басейнами було створено басейнові ради. До складу цих рад входять представники обласних рад та адміністрацій, представники відповідних державних органів на обласному рівні, представники водокористувачів, громадських організацій та наукових установ [16].

У прийнятому 21.12.2010 р. Верховною Радою України Законі «Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року» № 2818-УІ зазначається, що «система державного управління в галузі охорони вод потребує невідкладного реформування у напрямі переходу до інтегрованого управління водними ресурсами». Серед основних завдань щодо поліпшення екологічної ситуації та підвищення рівня екологічної безпеки населення передбачається «реформування системи державного управління в галузі охорони та раціонального використання вод шляхом впровадження інтегрованого управління водними ресурсами за басейновим принципом» [17].

Важливим кроком у розвитку законодавчої бази стосовно управління водними ресурсами в Україні стало прийняття Верховною Радою України проекту Закону України «Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо впровадження інтегрованих підходів в управління водними

ресурсами за басейновим принципом». Реалізація положень законопроекту дозволить удосконалити законодавство України у питаннях впровадження інтегрованих підходів в управління водними ресурсами відповідно до вимог Водної Рамкової Директиви ЄС.

### **Висновки і перспективи подальших розробок**

Проведений аналіз основних концепцій і проектів інтегрованого управління показав, що всі вони розрізняються між собою залежно від поставлених цілей і завдань, специфіки басейну і умов країни. Таким чином, можна зробити висновок, що закордонний досвід пропонує:

басейновий підхід в територіальній організації управління ефективний і використовується багатьма країнами, територією яких протікають річки з різним гідрологічним режимом;

використання Бразилією та Німеччиною принципу децентралізації управління дозволяє суміщати в рамках національної водної політики законодавчий, управлінський і гідротехнічний досвід регіонів цих країн;

підхід Великої Британії та Франції до розуміння взаємозв'язку природних ресурсів призводить до усвідомленого використання комплексного і екосистемного підходів в управлінні водними ресурсами, а також спричиняє необхідність поєднання на державному рівні роботи у сфері природних ресурсів та сільського господарства.

Досвід таких європейських країн як Франція та Німеччина свідчить про те, що в управлінні водними ресурсами суто ринкові інструменти розумно поєднуються з адміністративними важелями: встановлюються межі дії ринку; доступ на ринок регулюється антимонопольною політикою, шляхом ліцензування і сертифікації; задаються певні економічні параметри (види і ставки податків, фіксованих платежів у бюджет, податкові пільги, організаційна політика); визначаються напрями і суми витрат бюджетних коштів, стратегія інноваційної політики. Однак, економічний механізм водокористування базується на реалізації принципу платності та покриття всіх витрат, пов'язаних з управлінням водними ресурсами, їх розвитком та охороною.

Для реалізації цілей збалансованого водозабезпечення соціально-економічного розвитку держави необхідно внести зміни до чинного водного законодавства України, вдосконалити економічні та адміністративні важелі управління, забезпечити дотримання природоохоронного законодавства України і підвищити стимулюючу роль бюджетної і податкової систем, структурної та інвестиційної політики. Особливу увагу необхідно приділити розробленню та поетапній реалізації дієвого економічного механізму басейнового регулювання водних відносин.

### **Список літератури**

1. *GWP Toolbox Integrated Water Resources Management* // сайт «Глобального водного партнерства». 2011. URL: [http://www.gwptoolbox.org/index.php?option=com\\_content&view=article&id=8&Itemid](http://www.gwptoolbox.org/index.php?option=com_content&view=article&id=8&Itemid).

2. *Сташук А.В., Єременко І.О.* Міжнародний досвід басейнового підходу та перспективи його застосування в Україні // Проблеми раціонального використання соціально-економічного та природно-ресурсного потенціалу регіону: фінансова політика та інвестиції. Збірник наукових праць: Випуск XVII, № 2. Київ, СЕУ / Рівне, НУВГП, 2011. С. 345-352.
3. *Судук О. Ю.* Вітчизняний та зарубіжний досвід розвитку системи управління водогосподарським комплексом // Вісник соціально-економічних досліджень: зб. наук. праць; за ред. М. І. Зверькова (голов. ред.) та ін. (ISSN 2313-4569.) Одеса: Одеський національний економічний університет, 2015. Вип. 1. №56. С. 268–275.
4. *Пряжинская В. Г.* Развитие эколого-экономических отношений водопользования в России // Инженерная экология. М.: РАСХН, 2009. № 1. С. 39-45.
5. *Кирилюк О.В.* Історія становлення басейнового підходу у географії та екологічному руслознавстві // Наукові записки Вінницького державного педагогічного університету імені Михайла Коцюбинського. Серія: Географія. Вінниця, 2007. Вип. 14. С.40-47.
6. *Хвесик М. А. Головинський І.Л., Яроцька О.В.* Продуктивність водоресурсних джерел України: теорія і практика. К., 2007. 412 с.
7. *Артющенко О. В.* Система басейнового управління водними ресурсами як складова організаційно-економічного механізму водокористування // Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Економіка: зб. наук. праць НУВГП. Рівне, 2006. Вип. 4(36), ч. 2. С. 3–9.
8. *Вострікова Н. В.* Аналіз стану законодавчої бази щодо інтегрованого управління водними ресурсами в Україні // Державне будівництво, 2014. № 1. URL: <http://www.kbuapa.kharkov.ua/e-book/db/index.html>.
9. *Вострікова Н. В.* Принципи та завдання удосконалення державного управління водними ресурсами в Україні // Наукові розвідки з державного та муніципального управління: збір. наук. праць. К.: АМУ, 2014. №2. С. 221-231.
10. *Кобеньок Г.В., Закорко О.П., Марушевський Г.Б.* Збереження біорізноманіття, створення екомережі та інтегроване управління річковими басейнами: Посібник для вчителів і громадських природоохоронних організацій. Київ: Wetlands International Black Sea Program, 2008. 200 с.
11. *Уайт Г.* География, ресурсы и окружающая среда. М.: Прогресс, 1990. 544 с.
12. *Социально-правовые механизмы природопользования (Анализ корщепций и подходов) / Ю.Г. Марков, В.Н. Турченко, Е.А. Чиркин, С. А. Юрков.* Сер. Экология. Вып. 37. Новосибирск, 1995. 150 с.
13. *Руководство по интегрированному управлению водными ресурсами в бассейнах // Global Water Partnership, International Network for Basin Organizations?* 2012. 111 с.
14. *Водна рамкова директива ЄС 2000/60/ЄС.* Основні терміни та їх визначення. К., 2006. 240 с. URL: <http://www.dbuvr.od.ua/documents/vrdua.pdf>.

15. *Водний кодекс України: Закон України № 213/95-ВР від 06.06.1995 р. URL: <http://zakon1.rada.gov.ua/laws/show/213/95>.*

16. *Интегрированное управление водными ресурсами: от теории к реальной практике. Опыт Центральной Азии / под. ред. проф. В. А. Духовного, д-ра В. И. Соколова, д-ра Х. Мантритилаке. Ташкент: НИЦ МКВК, 2008. 364 с.*

17. *Сташук В. А. Еколого-економічні основи басейнового управління водними ресурсами. Дніпропетровськ: ВАТ Вид-во «Зоря», 2006. 480 с.*

*Надійшло до редакції 20.11.2016*

УДК 504.4

Л.О. ВАСИЛЕНКО, кандидат технічних наук

О.Г. ЖУКОВА, кандидат технічних наук

Т.О. РУСІНОВ, магістр

Київський національний університет будівництва і архітектури

## **ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ РІЧКИ СЛУЧ ЗА ГІДРОХІМІЧНИМИ ПОКАЗНИКАМИ**

*Здійснена екологічна оцінка стану гідроекосистем водного басейну р. Случ під впливом техногенних факторів. Використано системно-басейновий принцип досліджень водного басейну в основу якого лягла систематизація і обробка даних екологічного моніторингу за 10 років, аналіз науково-технічної літератури з проблеми. Такий підхід дозволив встановити закономірності розвитку антропогенно змінених гідроекосистем. У статті представлені дані, що свідчать про якісне виснаження водної системи.*

**Ключові слова:** екологічний моніторинг, гідроекосистема, водний басейн, антропогенні фактори, ГДК.

*Осуществлена экологическая оценка состояния гидрозкосистем водного бассейна р. Случ под влиянием техногенных факторов. Использован системно-бассейновый принцип исследований водного бассейна в основу которого легла систематизация и обработка данных экологического мониторинга за 10 лет, анализ научно-технической литературы с проблемы. Такой подход позволил установить закономерности развития антропогенно измененных гидрозкосистем. В статье представлены данные, свидетельствующие о качественное истощение водной системы.*

**Ключевые слова:** экологический мониторинг, гидрозкосистема, водный бассейн, антропогенные факторы, ПДК.

*Carried out ecological assessment of hydroecosystem water basin of the river Sluch under the influence of technogenic factors. Used system-basin principle of water basin studies in the based on the systematization and processing of environmental monitoring data for 10 years, the analysis of scientific literature on the issue. This approach allowed to determine regularities of development of anthropogenically modified hydroecosystem. The article presents evidence of the qualitative depletion of water system.*

**Key words:** environmental monitoring, hydroecosystem, water basin, anthropogenic factors, maximum permissible concentration

Водні ресурси – одні з найважливіших компонентів не тільки природного середовища, а й соціально – економічного потенціалу розвитку регіону, держави. Внаслідок постійно зростаючого промислового і побутового забруднення, розорювання земель, гідротехнічної меліорації водозаборів та заплав, знищення зелених насаджень у долинах річки сьогодні знаходиться в стані деградації [1,4].

За роки соціально-економічного розвитку людства виникло не мало екологічних проблем, серед яких найгостріша проблема – забезпечення питною водою населення [1]. Якість питної води напряму залежить від якості поверхневих джерел водопостачання, в розглядуваному випадку від якості води басейну річки Случ. Екологічна ситуація в районі басейну р. Случ пов'язана із наявністю сільськогосподарських угідь, широкого спектра виробничої діяльності підприємств, на території яких розташовані очисні споруди, які не спроможні досягти високого рівня очищення води .

Середні річки зазвичай формують водні ресурси, гідрохімічний склад та якість води великих річок. На території України налічується понад 71 тис. річок, з яких близько половини відносяться до середніх за довжиною [2, 3]. Метою даної роботи було проведення аналізу сучасного гідрохімічного стану, кількісної та якісної характеристики вод р. Случ на території Житомирської області.

Річка Случ належить до середніх річок (загальна площа водозбору 13900 км<sup>2</sup>) басейну р. Дніпро. Басейн Случ розташований на території Рівненської, Хмельницької та Житомирської областей в зоні інтенсивної господарської діяльності. Басейн витягнутий з півдня на північ і має довжину 300 км, середню ширину 46 км ( найбільша – 110 км). Основні притоки р. Случ: Ікопоть, Деревичка, Хомора, Тня, Смолка, Корчик, Узень, Стави, Бобер, Церем [2].

Загальна кількість ставків по всій протяжності р. Случ – 39 шт., площа яких дорівнює 293,27 Га, сумарний зарегульований об'єм води – 3036 м<sup>3</sup>, з них в оренді – 11 ставків загальною площею 92,10 Га, які використовуються в цілях риборозведення.

Оцінка екологічного стану водного басейну р. Случ проводилась за декількома напрямками:

- вивчення фонових значень якості води за 10-річний період;

- вивчення змін показників якості вод під впливом техногенного навантаження;
- вивчення ступеню впливу антропогенних факторів на водний басейн.

Для досягнення поставленої мети були вирішені такі завдання:

- систематизація та аналіз даних екологічного моніторингу за період 2004 – 2014 рр. (табл. 1);
- розрахунок екологічних індексів якості води (індекс забруднення компонентами сольового складу, еколого-санітарний індекс, індекс специфічних показників токсичної дії);
- розрахунок індексу забруднення води (ІЗВ);
- розрахунок індексу сапробності;
- розрахунок еколого-економічного потенціалу території;
- визначення індексу техногенного навантаження;
- встановити фактори антропогенного навантаження на водний басейн р. Случ.

Характеристика якості поверхневих вод виконана на основі екологічної класифікації якості поверхневих вод суші та естуаріїв України, яка включає набір гідрофізичних, гідрохімічних, гідробіологічних, бактеріологічних та інших показників, що відображають особливості абіотичної й біотичної складових водних екосистем. Екологічна класифікація є критеріальною базою екологічної оцінки якості поверхневих вод, а остання є складовою частиною нормативної бази для комплексної характеристики стану навколишнього природного середовища, для планування і здійснення водоохоронних заходів та оцінки їх ефективності.

Розрахунок екологічної оцінки якості води річок області проведений згідно з «Методикою екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями» [6], яка на основі єдиних екологічних критеріїв дозволяє порівнювати якість води на окремих ділянках водних об'єктів різних регіонів. Вона включає три блоки показників: блок сольового складу, блок трофо-сапробіологічних (еколого-санітарних) показників, блок показників вмісту специфічних речовин токсичної дії. Середні та найгірші значення для трьох блокових індексів якості води визначалися шляхом обчислення середнього значення середніх і максимальних величин номерів категорій за всіма показниками кожного блоку. Результати екологічної оцінки подаються у вигляді об'єднаної оцінки, яка ґрунтується на заключних висновках по трьох блоках.

Етап визначення об'єднаної оцінки якості води для певного водного об'єкта загалом або для окремих його ділянок полягає в обчисленні інтегрального екологічного індексу ( $I_E$ ) який визначається за формулою:

$$I_E = \frac{I_1 + I_2 + I_3}{3}, \quad (1)$$

Таблиця 1

## Гідрохімічна характеристика стану водного басейну р. Случ [4]

Показники	Роки										
	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
	Середньорічна концентрація										
	Максимальна концентрація – мінімальна концентрація										
Кисень, мг/дм <sup>3</sup>	$\frac{11,9}{14,7-5,0}$	$\frac{11,6}{16,9-6,4}$	$\frac{13,0}{18,2-6,7}$	$\frac{10,2}{13,1-7,0}$	$\frac{11,7}{21,0-6,0}$	$\frac{10,7}{17,1-6,1}$	$\frac{9,5}{15,1-5,1}$	$\frac{9,7}{14,8-2,9}$	$\frac{9,3}{13,1-2,7}$	$\frac{9,3}{15,1-3,2}$	$\frac{8,5}{16,1-3,1}$
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ,	$\frac{1,0}{2,8-0,2}$	$\frac{0,7}{2,2-0,1}$	$\frac{0,7}{3,1-0,1}$	$\frac{0,4}{0,9-0}$	$\frac{0,5}{1,8-0,1}$	$\frac{0,5}{1,7-0,1}$	$\frac{0,5}{2,1-0}$	$\frac{0,5}{1,3-0}$	$\frac{0,5}{1,8-0,2}$	$\frac{0,7}{2,0-0}$	$\frac{0,8}{2,1-0}$
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ,	$\frac{0,06}{0,18-0,01}$	$\frac{0,08}{0,14-0}$	$\frac{0,07}{0,61-0}$	$\frac{0,05}{0,18-0}$	$\frac{0,03}{0,12-0,01}$	$\frac{0,06}{0,20-0,01}$	$\frac{0,03}{0,11-0,01}$	$\frac{0,05}{0,25-0}$	$\frac{0,03}{0,10-0}$	$\frac{0,03}{0,12-0,01}$	$\frac{0,04}{0,12-0,01}$
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ,	$\frac{0,28}{0,38-0,03}$	$\frac{0,93}{3,02-0,07}$	$\frac{0,19}{0,55-0,04}$	$\frac{0,11}{0,31-0,03}$	$\frac{0,14}{0,55-0,02}$	$\frac{0,18}{0,45-0,03}$	$\frac{0,25}{0,62-0,03}$	$\frac{0,25}{0,68-0,04}$	$\frac{0,20}{0,41-0,06}$	$\frac{0,17}{0,56-0,01}$	$\frac{0,17}{0,69-0,01}$
Мідь, мкг/дм <sup>3</sup>	$\frac{1,32}{17,0-0}$	$\frac{4,43}{17,0-0}$	$\frac{2,51}{10,0-0}$	$\frac{1,47}{2,40-0,40}$	$\frac{3,50}{6,40-0,40}$	$\frac{2,87}{4,90-0,40}$	$\frac{4,55}{12,2-0,40}$	$\frac{3,74}{11,3-0}$	$\frac{3,7}{7,2-0}$	$\frac{2,42}{7,60-0}$	$\frac{3,3}{11,0-0}$
Цинк, мкг/дм <sup>3</sup>	$\frac{15}{36-4}$	$\frac{15}{17-14}$	$\frac{6}{17-2}$	$\frac{14}{32-0}$	$\frac{15}{72-1}$	$\frac{14}{85-2}$	$\frac{12}{29-0}$	$\frac{12}{32-0}$	$\frac{20}{32-1}$	$\frac{15}{20-1}$	$\frac{23}{42-1}$
Хром (VI), мкг/дм <sup>3</sup>	$\frac{18}{33-5}$	$\frac{8}{20-0}$	$\frac{5}{16-0}$	$\frac{7}{13-2}$	$\frac{6}{12-0}$	$\frac{5}{10-2}$	$\frac{5}{17-1}$	$\frac{6}{9-2}$	$\frac{4}{8-1}$	$\frac{5}{20-1}$	$\frac{6}{14-2}$
ХСК, мгО/дм <sup>3</sup>	$\frac{40}{65-13}$	$\frac{24}{30-19}$	$\frac{37}{70-12}$	$\frac{25}{38-6}$	$\frac{20}{40-6}$	$\frac{21}{39-8}$	$\frac{21}{50-6}$	$\frac{24}{56-3}$	$\frac{18}{35-6}$	$\frac{25}{46-5}$	$\frac{20}{35-5}$
БСК <sub>5</sub> , мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	$\frac{3,5}{8,7-0,6}$	$\frac{5,0}{12,4-1,8}$	$\frac{9,6}{37,2-1,0}$	$\frac{4,9}{10,7-1,0}$	$\frac{3,3}{6,1-1,1}$	$\frac{3,2}{9,5-1,0}$	$\frac{3,8}{8,6-1,0}$	$\frac{2,8}{8,0-1,0}$	$\frac{3,6}{10,4-0,9}$	$\frac{3,5}{10,8-0,9}$	$\frac{3,1}{10,1-0,9}$
Феноли, мг/дм <sup>3</sup>	$\frac{0,004}{0,006-0,003}$	$\frac{0,004}{0,007-0,002}$	$\frac{0,002}{0,005-0,001}$	$\frac{0,004}{0,006-0,003}$	$\frac{0,004}{0,007-0}$	$\frac{0,003}{0,006-0}$	$\frac{0,001}{0,01-0}$	$\frac{0,002}{0,01-0}$	$\frac{0,004}{0,008-0,001}$	$\frac{0,001}{0,005-0}$	$\frac{0,001}{0,006-0}$
Нафтопродукти мг/дм <sup>3</sup>	$\frac{0,05}{0,21-0,01}$	$\frac{0,08}{0,30-0,01}$	$\frac{0,16}{0,8-0,02}$	$\frac{0,03}{0,04-0,02}$	$\frac{0,02}{0,09-0,01}$	$\frac{0,02}{0,05-0,01}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0,01}{0,02-0}$	$\frac{0,02}{0,11-0}$	$\frac{0,01}{0,04-0}$	$\frac{0,02}{0,05-0}$
СПАР, мг/дм <sup>3</sup>	$\frac{0,02}{0,03-0}$	$\frac{0,01}{0,04-0}$	$\frac{0,02}{0,03-0}$	$\frac{0,02}{0,04-0}$	$\frac{0,01}{0,03-0}$	$\frac{0,02}{0,05-0}$	$\frac{0,03}{0,05-0}$	$\frac{0,02}{0,07-0}$	$\frac{0,03}{0,08-0}$	$\frac{0,02}{0,05-0}$	$\frac{0,01}{0,03-0}$

де:  $I_1$  – індекс забруднення води компонентами сольового складу;  $I_2$  – індекс трофо-сапробіологічних показників;  $I_3$  – індекс специфічних показників токсичної дії.

Розрахунки показали, що за індексом специфічних показників токсичної дії, який був розрахований за середніми та максимальними значеннями, води р. Случ відносять до III класу якості.

Дослідження показників сольового блоку ( $I_1$ ) та трофо-сапробіологічного ( $I_2$ ) засвідчує, що вода р. Случ відноситься до I та III класу якості відповідно, як за середніми так і за найгіршими значеннями.

Величина усередненого інтегрального екологічного індексу ( $I_E$ ) розрахована за середніми і найгіршими значеннями блокових індексів за весь період досліджень і складає 4,75 і 5,25, та відносяться до слабо забруднених, помірно забруднених та брудних.

Згідно розрахованого індексу сапробності – води відносять до  $\beta$ -мезосапробної та  $\alpha$ -мезосапробної зон, які характеризуються помірним та сильним забрудненням речовинами антропогенного походження, значним споживання кисню для процесів окиснення, що підтверджується показниками ХСК, БСК<sub>5</sub>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

Екологічний стан водних систем р. Случ залежить від стану ландшафту, де вона протікає. Надзвичайна актуальність екологічного фактору призвела до появи [7] в останнє десятиріччя еколога – географічного районування. Так, еколога – економічний потенціал території України ( $K_n$ ) розраховують за формулою:

$$K_n = \frac{T}{C} + H + П = E + П, \quad (2)$$

де  $T$  – величина техногенного навантаження на природне середовище включає соціально-економічну освоєність Житомирського регіону (показники, що характеризують промисловість, сільське господарство будівництво, транспорт і рекреаційне навантаження) і забрудненість природного середовища (величина радіаційної і хімічної забрудненості атмосферного повітря, природних вод і ґрунтів);  $C$  – потенціал стійкості природного середовища (включає метеорологічний потенціал атмосфери, потенціали стійкості ґрунтів, поверхневих вод і біотичний потенціал);  $H$  – ступінь ураженості територій несприятливими природно – антропогенними процесами.

$$\frac{T}{C} + H = E, \quad (3)$$

де  $E$  – екологічний потенціал територій;  $П$  – природно – ресурсний потенціал;

Еколога-економічний потенціал характеризує ступінь екологічної рівноваги в інтегративній геосистемі суспільство – природа і можливість її виконувати антропоєкологічну і виробничу функцію. І тому, техногенне навантаження на природне середовище характеризується як нижче середнього та середнє та становить 0,45 (величина техногенного навантаження на природне середовище – інтегральний показник  $T$  і оцінку виконано в межах природних сільськогосподарських районів). Потенціал стійкості природного середовища (інтегральний показник  $C$ ) виконано в



межах фізико – географічних районів характеризується як нижче середнього і становить «–0,50». Несприятливі природно-антропогенні процеси характеризуються як нижче середнього, а інтегральний показник  $H=-1,30$ . Із врахуванням вищезазначених факторів еколого-економічну зону протікання р. Случ можна характеризувати як вище середнього, а інтегральний показник  $K_n$  знаходиться в межах 2,51...6,15.

### Список використаної літератури

1. *Данилов-Данильян В.И.* Водные ресурсы мира и перспектива водохозяйственного комплекса России. М.: ООО «Типография ЛЕВКО», Институт устойчивого развития // Центр экологической политики России, 2009. 88 с.
2. *Паламарчук М.М., Загорчевна Н.Б.* Водний фонд України. К.: Ніка Центр, 2001. 392 с.
3. *Водний кодекс України.* Відомості Верховної Ради України (ВВР), 1995, № 24, ст.189. URL: <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80>.
4. *Яцик А.В.* Водогосподарська екологія: у чт., 7 кн. К.: Генеза, 2003. Т.1, кн. 1-2.400 с.
5. *Государственный водный кадастр.* Ежегодные данные о качестве поверхностных вод суши. Часть 1:Реки и каналы. Часть 2: Озера и водохранилища. Выпуск 3. Бассейн Днепра. // Государственный комитет Украины по гидрометеорологии. Центральная геофизическая обсерватория. 2004-2014гг. К: УОП Укр ГМЦ, 2005-2015.
6. *Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксіюк, А.В. Яцик, та ін.* К.: Символ-Т, 1998. 28 с.
7. *Барановський В.А.* Україна. Еколого-економічне зонування території. К.: Центр екологічної освіти та інформації, 2001. 4 с.

Надійшло до редакції 8.11.2016

С.Л. ВАСИЛЕНКО, доктор технических наук

В.В. ПАНОВ

Коммунальное предприятие «Харьковводоканал»

## **СТРАТЕГИЧЕСКИЙ ВОДОХОЗЯЙСТВЕННЫЙ МЕНЕДЖМЕНТ В СТРУКТУРЕ ЦЕНТРАЛИЗОВАННОГО ВОДОСНАБЖЕНИЯ И ВОДООТВЕДЕНИЯ**

*Розглянуто методологію системи стратегічного водогосподарського менеджменту для управління безпечним розвитком комунальної сфери водного господарства міст.*

**Ключові слова:** управління, стратегічний менеджмент, водокористування, питне водопостачання, екологічна безпека.

*Рассмотрена методология системы стратегического водохозяйственного менеджмента для управления безопасным развитием коммунальной сферы водного хозяйства городов.*

**Ключевые слова:** управление, стратегический менеджмент, водопользование, питьевое водоснабжение, экологическая безопасность.

*The methodology of the strategic management system of water consumption is considered to control the safe development of public utilities water industry towns.*

**Keywords:** control, strategic management, water consumption, drinking water supply, environmental safety.

**Актуальность и постановка задачи.** Вода имеет исключительное значение в жизни человека. Спектр её постоянного действия в обществе широкий и проявляется через политику, экономику, экологию, социальную энергетику, информацию и другие сферы общественно-природных отношений и процессов.

Ключевым сегментом водного хозяйства является водоснабжение городов, как особо важная структура жизнеобеспечения стратегического назначения и составляющая национальной безопасности, неразрывно связанная со здоровьем людей. Обеспечение населения высококачественной питьевой водой способствует сбережению генофонда нации и социально-экономическому развитию Украины с её ограниченными водными ресурсами.

Как показано в работе [1], централизованное водоснабжение и водоотведение городов – это коммунальное водное хозяйство (КВХ). Значит, развитие и совершенствование управления КВХ должны согласовываться с эволюционными изменениями в самом водном хозяйстве страны.

Для осуществления этих задач в общей иерархической структуре управления водными объектами и регулирования водных ресурсов, с их влиянием на формирование тенденций в развитии КВХ, представляется целесообразным выделить и методологически обосновать самостоятельную систему стратегического водохозяйственного менеджмента (СВМ).

**Управление и менеджмент.** В общем смысле менеджмент – широкое понятие «с нечетко определенными границами» и «...означает профессионализм или даже искусство в деле эффективного управления» [2, п. 1], которое может обозначать разные представления. Термины "управление" и "менеджмент" часто используются как синонимы. Хотя их полная идентичность отсутствует.

В обобщенном виде *управление* – это деятельность, направленная на достижение определенных целей. Английское слово *management* в переводе на русский язык означает тоже управление. Но оно относится в большей степени к административным решениям и руководству (*administration, direction*).

Управление – наиболее общее понятие. Оно распространяется на широкий круг разнообразных объектов, явлений, процессов и систем: технических, хозяйственных, общественных, государственных и т.п.

Понятие "менеджмент" используют преимущественно для характеристики управления хозяйственными организациями и отдельными предприятиями. Иногда рассматривают и такую категорию как "администрирование", которое соотносится с руководством государственными учреждениями или обозначает координирующие процессы в деятельности управленческого аппарата.

В последние годы нашла применение новая концепция управления: *контроллинг* (англ. *control* – руководство, регулирование, контроль) – методико-инструментальная база для поддержки основных функций и интеграции различных аспектов управления бизнес-процессами в организационной системе.

Термин "управление" шире, чем "менеджмент". Управление разными техническими средствами звучит как *control, driving, piloting*, управление государством – *government*. Менеджмент следует интерпретировать как руководство, администрирование и организацию дела. В последнее время термин стал использоваться к государственному управлению экономикой регионов, когда применяются корпоративные методы управления и стратегического менеджмента.

Хотя по ряду позиций среди ученых еще не достигнуто единства взглядов.

Поэтому будем рассматривать менеджмент в узком смысле, как процесс планирования, координации и контроля организационных ресурсов для результативного и эффективного достижения целей.

**Водохозяйственный менеджмент.** В контексте активного способа реального воплощения управленческих функций, водохозяйственный менеджмент призван обеспечить постановку приоритетных задач и

формирование программ их выполнения на основе реализации общей стратегии по развитию водного хозяйства, модернизации систем питьевого водоснабжения и водоотведения.

Методологическая база водохозяйственного менеджмента находится в начальной стадии своего развития. Поэтому пока ограничимся его понятийной основой, а также сферой и особенностями применения на объектах ВХ.

Дадим некоторые определения СВМ с учетом терминологии, предложенной в работе [3, с. 137–144], исходя из апробированных положений в экологическом менеджменте и аудите.

*Система СВМ* – часть общей системы управления в области использования и охраны вод, которая включает организационную структуру и управленческие процедуры, а также процессы и ресурсы, необходимые для определения и реализации водохозяйственной политики.

*Водохозяйственная политика* (государственная) – мотивированные общественно значимые действия, направленные на достижение состояния устойчивого водопользования как стратегической цели.

*Устойчивое водопользование* – экономически оптимальный и экологически безопасный уровень водопользования на основе воспроизводства водных ресурсов, рационального и комплексного использования и охраны вод.

*Водохозяйственное предприятие* – предприятие или организация, которые в качестве основного сырья или рабочего тела используют воду. Производимый ими продукт может быть водой, подвергшейся обработке или без обработки, а также иметь другую природу, например, услуги по водопользованию.

В таком определении к водохозяйственным предприятиям относятся:

- службы эксплуатации гидросооружений, насосных станций и водораспределительных систем (каналов, магистральных водоводов и т.п.);
- предприятия по переработке воды с водопроводными станциями, сооружениями по очистке коммунальной, промышленной и ливневой воды.

В сфере применения СВМ выделим объектную и предметную составляющие (рис. 1).

На государственном уровне к СВМ можно отнести: осуществление водного законодательства, контроль выполнения требований по охране вод, обеспечение проведения мероприятий по рациональному использованию водных ресурсов, достижение согласованности действий заинтересованных организаций.

Учитывая влияние объектов ВХ на окружающую среду, их особый социально-экологический статус жизнеобеспечения, водохозяйственный менеджмент может осуществляться совместно с экологическим менеджментом в рамках хорошо разработанной международной программы EMAS.

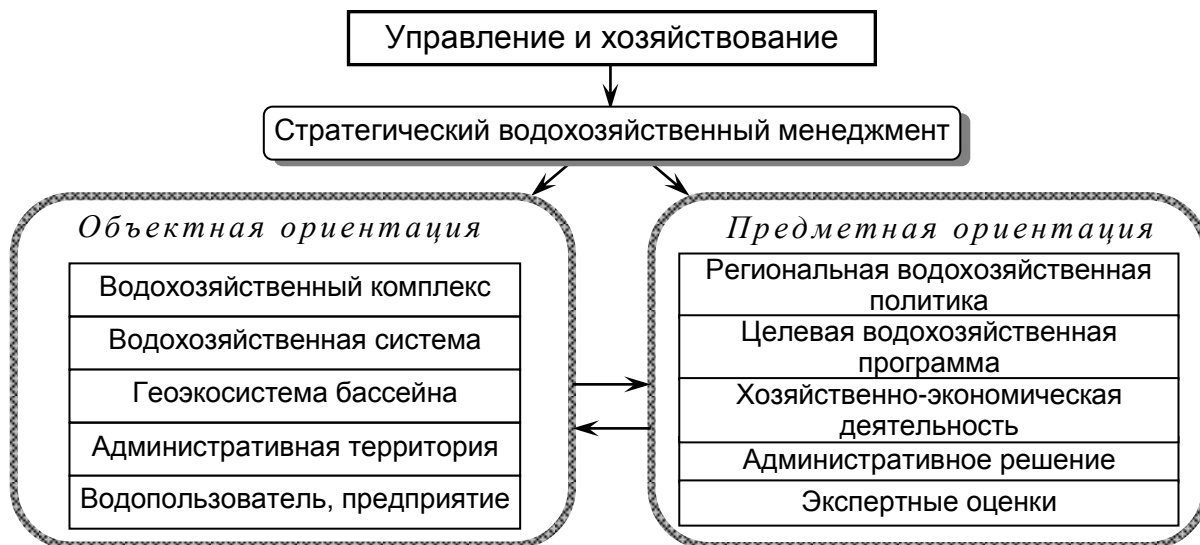


Рис. 1. Сфера применения стратегического водохозяйственного менеджмента

Эта программа является документом Европейского Союза и представляет стандартизованную мониторинговую систему, с помощью которой предприятия могут полностью интегрировать экологические и водохозяйственные аспекты в свою практику управления.

На бассейновых и региональных уровнях СВМ призван обеспечить:

- сочетание интересов производства, водного хозяйства и экологии;
- условия регионального улучшения экологического состояния водных объектов, не допуская закрытия предприятий;
- формирование водоохранной политики водопользователей, стимулирование их деятельности по рациональному использованию и охране вод.

**Стратегический водохозяйственный менеджмент в питьевом водоснабжении** имеет отличительные особенности, обусловленные спецификой и характером водохозяйственных отношений, которые связаны с водными объектами, а также технологией подготовки питьевой воды и её распределения.

*СВМ питьевого водоснабжения* – система управления, включающая организационную структуру, управленческие процедуры, процессы и ресурсы для определения приоритетов и реализации перспективной политики в сфере питьевого водоснабжения.

СВМ выходит за рамки обычного управления техническими элементами системы, охватывая различные аспекты координационно-административных мер в области водного хозяйства, экологии и качества питьевой воды.

По аналогии с объектами управления на предприятиях КВХ определим следующие основные объекты СВМ (рис. 2): источники водоснабжения, системы кондиционирования воды, системы подачи и распределения воды.

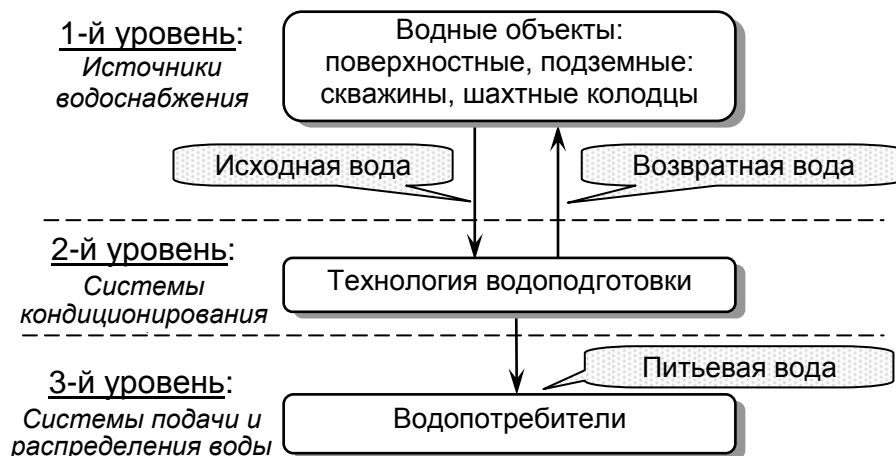


Рис. 2. Объекты СВМ на предприятиях коммунального водного хозяйства

Такое разделение общей системы на отдельные взаимосвязанные элементы согласуется также с санитарными правилами и нормами в области питьевой воды, согласно которым её качество зависит от состава и свойств в водном источнике, при поступлении в водопроводную сеть и в точках разбора.

*Главная цель СВМ* на предприятиях КВХ – обоснование и осуществление оптимальной стратегии и перспективной программы развития систем питьевого водоснабжения согласно запланированным или прогнозируемым обстоятельствам на основании достоверных данных, полученных в процессе аудита.

Предприятия КВХ в своей деятельности по специальному водопользованию на водных объектах осуществляют не только забор свежей воды, но и сброс возвратной воды от фильтровальных и канализационных насосных станций. Причем, в отличие от промышленных предприятий, к качеству исходной воды обычно предъявляются более высокие требования и жесткие нормативы.

Следовательно, для целостных комплексов и отдельных предприятий водоснабжения водохозяйственный менеджмент тесно связан с экологическим менеджментом и включает такие главные вопросы [2, 147–148]:

- *специальное водопользование* на водных объектах в части забора исходной воды и сброса возвратной воды после очистных сооружений;
- *использование воды* на самих объектах КВХ: технологические расходы воды, потери и утечки воды и т.п. согласно технологическим нормативам использования воды (ТНИВ).

С другой стороны, система СВМ питьевого водоснабжения выходит за рамки обычного экологического менеджмента, принятого на предприятиях и организациях других профилей специализации, и содержит (рис. 3):

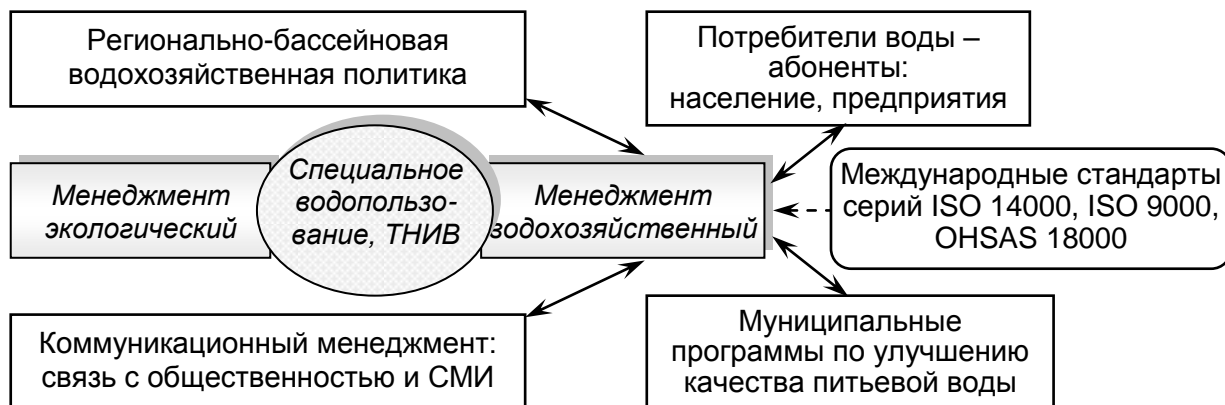


Рис. 3. Схематическое соотношение экологического и водохозяйственного менеджмента в сфере централизованного питьевого водоснабжения

– на *региональном уровне* – бассейновую водохозяйственную политику и водоохраные мероприятия по обеспечению требуемого санитарно-гигиенического и экологического состояния источников водоснабжения;

– на *муниципальном уровне* – программы по улучшению качества питьевой воды и услуг водоснабжения, инженерную экологию городов, регулирование отношений между производителями, поставщиками и исполнителями услуг водоснабжения;

– на *объектном уровне* – совершенствование использования воды абонентами (нормирование, учет, экономическое стимулирование и т.п.);

– на *информационном уровне* – коммуникационный менеджмент: связь с общественностью, организациями, средствами массовой информации.

Коммуникационный менеджмент включает управление социальными коммуникациями с целью формирования и поддержания имиджа и общественного мнения, достижения согласия, сотрудничества и признания. Его объектами являются потребители воды, персонал организации, инвесторы и акционеры, органы власти и структуры местного самоуправления.

Коммуникационный менеджмент содержит:

- планирование и управление коммуникативными процессами, выявление целевых аудиторий, разработку коммуникационных стратегий и проч.;
- организацию информационного диалога;
- выработку корпоративной философии;
- утверждение корректных коммуникаций в конфликтных ситуациях;
- формирование и усиление доверия и симпатии, разъяснение позиций.

Коммуникационный менеджмент создает условия для повышения уровня оплаты населением за питьевую воду, побуждения потребителей к

выполнению и соблюдению договорных отношений. Одновременно обеспечивается формирование и развитие положительного имиджа, завоевание доверия у потенциальных инвесторов, общественная поддержка проектов реконструкции, модернизации, нового строительства и т.д.

Экологический и водохозяйственный менеджмент взаимодействуют на уровне специального водопользования на водных объектах и технологических нормативов использования воды (ТНИВ) в Водоканалах.

Основные аспекты применения водохозяйственного менеджмента в питьевом водоснабжении вытекают из общей системы СВМ (рис. 4).



Рис. 4. Сфера применения СВМ в централизованном питьевом водоснабжении

Ключевые составляющие СВМ на предприятиях водоснабжения:

- водопотребление на собственные нужды и водоотведение;
- характеристика источников водоснабжения, очистных сооружений, возвратной воды, систем повторного использования воды;
- водоохранные мероприятия, их эффективность;
- проектируемые, реконструируемые, вводимые в эксплуатацию и действующие сооружения для кондиционирования питьевой воды;
- забор исходной воды из водного объекта, подача и реализация питьевой воды, параметры ТНИВ, содержание загрязняющих веществ в отводимой возвратной воде.

Учитывая влияние коммунального водного хозяйства на окружающую среду и его особый социально-экологический статус жизнеобеспечения, формирование СВМ на отдельных комплексах водоснабжения и водоотведения рекомендуется начинать с внедрения методологии международных стандартов:

экологического менеджмента (ISO 14000), управления качеством продукции (ISO 9000), профессиональной безопасности и здоровья (OHSAS 18000) – с выделением водной составляющей и оценкой факторов, влияющих на здоровье людей, хозяйственную инфраструктуру и окружающую природную среду.

Отсюда вытекают последовательные этапы СВМ водоснабжения: *обязательства* административных органов, *разграничение* системы,



формулировка целей и программы, *определение* исполнителей и процедур реализации, *оценка* водохозяйственных отношений, мониторинг и аудит, *анализ* управления, контроль и проверка эффективности системы СВМ.

Для коммунального водного хозяйства реализация системы СВМ по структуре является традиционной и включает:

- *принятие* административного решения о внедрении системы СВМ;
- *проведение* экологической оценки воздействия предприятия на окружающую природную среду, здоровье людей и хозяйственную инфраструктуру;
- *разработку* программного документа о политике предприятия в области водного хозяйства;
- *постановку* целей и задач системы СВМ, составление конкретного плана действий по исполнению этого программного документа;
- *реализацию* системы водохозяйственного аудита и водохозяйственного менеджмента на предприятии;
- *публикацию* ежегодного доклада по реализации экологической и водохозяйственной политики предприятия с широким ознакомлением органов управления и общественности.

Ключевые составляющие водохозяйственного менеджмента на предприятиях хозяйственно-питьевого водоснабжения и водоотведения:

- водопотребление на собственные нужды и водоотведение, состояние очистных сооружений водоподготовки;
- характеристика источников водоснабжения, очистных сооружений, сточной воды, систем повторного использования воды на фильтровальных станциях;
- качественные и количественные значения содержания загрязняющих веществ в отводимой сточной воде;
- водоохранные мероприятия, их эффективность, платежи за специальное водопользование;
- проектируемые, реконструируемые, вводимые в эксплуатацию и действующие сооружения для кондиционирования питьевой воды, а также очистки, обезвреживания и обеззараживания сточной воды;
- забор воды из водного объекта, подача и реализация питьевой воды;
- параметры ТНОВ, предельно допустимых сбросов загрязняющих веществ.

**Заключение.** Менеджмент никоим образом не сужает круг решаемых задач, когда речь идет о водных ресурсах и водоснабжении. В нынешних условиях на первый план выдвигается проблематика организационного характера и принятия управленческих решений экологической направленности.

Это переход водоснабжения от традиционного рассмотрения технических компонентов на уровень "надсистемы", охватывающий интеграцию КВХ в общее водное хозяйство, внедрение бассейнового подхода и интегрированного управления водными объектами, обеспечение

их экологической безопасности. Решению этих вопросов способствует именно водохозяйственный и экологический менеджмент со смещением акцента на координационно-объединительную составляющую процесса управления водоснабжением и водоотведением.

Это имеет большое значение для городов и позволяет более четко расставить акценты в части стратегического управления и дальнейшего развития.

То ли вкладывать деньги и наводить порядок на источниках водоснабжения, по тому же опыту европейских стран. То ли внедрять дорогостоящие суперсовременные технологии на станциях водоподготовки, способные противостоять любым неприятностям во внешней среде.

Ответ здесь нужен не риторичный, но больше прагматичный, что может дать реальные и практически полезные результаты.

Системы управления не обязательно воплощаются "в металле". Они могут быть реализованы в виде комплекса правил, договоров, обязательств и вообще разнообразных алгоритмов, которые осуществляются в процессе управления.

За управление необходимо также платить и часто высокой ценой, что связано с затратами на сбор информации об объекте и синтез моделей. Выработкой и реализацией менеджерских решений.

### **Выводы**

1. Управление экологически безопасным развитием коммунальной сферы городов предполагает формирование современной системы стратегического водохозяйственного менеджмента (СВМ).

2. Расширение методологической базы СВМ на отдельных предприятиях предлагается начинать с широкого внедрения комплекса международных стандартов серий ISO 14000, ISO 9000, OHSAS 18000 и др.

3. Исходя из позитивных результатов и многолетнего опыта европейских стран, рекомендуется уделить повышенное внимание обеспечению надлежащего санитарно-экологического состояния вод в источниках питьевого водоснабжения.

### **Список литературы**

1. *Василенко С.Л.* Централизованное водоснабжение городов как макрокомпонент водного хозяйства // Водное хозяйство России. 2006. № 3. С. 55–64.

2. *Зуб А.Т.* Стратегический менеджмент. Теория и практика: Учеб. пособие. М.: Аспект Пресс, 2002. 415 с.

3. *Василенко С.Л.* Экологическая безопасность водоснабжения. Харьков: Райдер, 2006. 320 с.

*Надійшло до редакції 11.11.2016*

А.О. ВИВЕРЕЦЬ

Г.Г. ТРОХИМЕНКО, кандидат біологічних наук

Національний університет кораблебудування ім. адм. Макарова, м.Миколаїв

М.Д. ГОМЕЛЯ, доктор технічних наук

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут ім.І.Сикорського»

## **АНАЛІЗ ЕФЕКТИВНОСТІ ВИКОРИСТАННЯ ПОРОШКУ НАСІННЯ MORINGA OLEIFERA ТА ШЛАМУ ВІД ВИРОБНИЦТВА ГЛИНОЗЕМУ ЯК КОАГУЛЯНТІВ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ**

*Представлено результати досліджень 2 типів коагулянтів: порошку з насіння Moringa Oleifera та синтетичного коагулянту зі шламу від виробництва глинозему. Проведені бактеріологічні дослідження та порівняльний аналіз ступеня очищення води при використанні природного коагулянту, акватону, сульфату алюмінію та коагулянту, синтезованого з відходів виробництва глинозему із визначенням хімічних показників.*

**Ключові слова:** очищення води, коагулянти, насіння Moringa Oleifera, шлам, сульфат алюмінію, акватон, мікробне число, коагулятивно-флокулятивні властивості, бактерицидні властивості.

*Представлены результаты исследований 2 типов коагулянтов: порошка семян Moringa Oleifera и синтетического коагулянта из шлама производства глинозема. Проведены бактериологические исследования и сравнительный анализ степени очистки воды при использовании природного коагулянта, акватона, сульфата алюминия и коагулянта, синтезированного из отходов производства глинозема с определением химических показателей.*

**Ключові слова:** очистка воды, коагулянты, семена Moringa Oleifera, шлам, сульфат алюминия, акватон, микробное число, коагулятивно-флокулятивные свойства, бактерицидные свойства.

*The results of research coagulants 2 types: Moringa Oleifera seeds powder and synthetic coagulant from sludge of alumina production. The bacteriological research and the comparative analysis of water treatment efficiency using natural coagulant, aquatone, aluminum sulphate and coagulant from the sludge of alumina production with chemical parameters determination was completed.*

**Key words:** water treatment, coagulants, Moringa Oleifera seeds, sludge, aluminum sulphate, aquatone, bacterial count, coagulation-flocculation processes, bactericidal properties.

## Вступ

Коагуляцію використовують для очищення природних та промислових стічних вод в основному від забруднюючих речовин, які знаходяться в колоїдному завислому стані. Оскільки коагулянти – це солі сильних кислот та слабких лугів, вони гідролізуються з утворенням золів гідроксидів, які мають розвинену поверхню й добре сорбують різні домішки. При цьому частинки коагулюють разом з колоїдними й завислими речовинами. Сьогодні у світі найчастіше використовують алюмінієві, залізні і змішані алюмосалізні коагулянти, які є сумішами солей алюмінію та заліза. Однак, можливе використання і солей інших багатовалентних катіонів – магнію, титану.

Із сполук алюмінію, які використовують як коагулянти, можна виділити: сульфат алюмінію, гідроксосульфат алюмінію, хлорид алюмінію, гідроксохлориди алюмінію, алюмінат натрію.

В Україні, найчастіше використовують сульфат алюмінію  $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ . Даний реагент містить всього 15%  $Al_2O_3$ , тобто вміст активного компонента невисокий. Перевагою цього реагенту є його доступність і невисока вартість. До недоліків відносять низьку ефективність, особливо при низьких температурах води, можливість підкислення води із низькою лужністю внаслідок гідролізу коагулянту.

### Постановка проблеми, мета роботи

При обробці природних вод традиційними мінеральними коагулянтами (сульфатом алюмінію, хлоридом заліза (III) і солями інших металів) утворюються пластівці, що мають пухку сітчасту структуру й доволі розвинену внутрішню поверхню. Ці пластівці гідроксиду металу покривають поверхню більш великих часток суспензії й спіпаються один з одним у ланцюжки, утворюючи просторові решітки, у середині яких перебуває захоплена вода. На зовнішній і внутрішній поверхнях пластівців сорбуються колоїдні домішки, які збільшують їх вагу та прискорюють седиментацію [1, 203]. Осади, що утворюються у значному об'ємі від усіх цих процесів є гідрофільними і створюють проблеми при їх захороненні.

На даний час в Україні використовуються традиційні реагенти для підготовки питної води, а саме сульфат алюмінію, який є малоефективним, та реагенти на основі активного хлору, які використовують в якості знезаражуючих агентів. Основним недоліком активного хлору є утворення при обробці води канцерогенних хлорорганічних сполук. Останнім часом частіше почали застосовувати фізичні методи оброблення, які також мають недоліки у використанні. Тому при підготовці води постає проблема щодо ефективних та безпечних для здоров'я людини реагентів [2,45; 3,52-87; 4, 204].

Гостро стоїть проблема очищення води і в місцях, де відсутнє централізоване водопостачання, особливо в зонах бойових дій. Необхідною умовою вирішення цієї проблеми є застосування більш дешевого та доступного способу очистки води без спеціальних складних технологій та недешевих синтетичних коагулянтів, які потребують попередньої підготовки та чіткого дозування.

Метою даної роботи було визначення ефективності очищення води природним коагулянтном з насіння *Moringa oleifera* та синтетичного коагулянту зі шламу виробництва глинозему, визначення їх оптимальних доз для видалення забруднюючих речовин, а також дослідження бактерицидних властивостей порошку з насіння і доцільність його застосування для очищення питної води.

### **Аналіз останніх досліджень**

Згідно з дослідженнями ефективності очищення води від бактерій із застосуванням традиційних синтетичних коагулянтів, було встановлено, що гідроксохлориди алюмінію є дорогими та дефіцитними реагентами, а сульфат алюмінію (СА) – малоефективний коагулянт по відношенню до фізико-хімічних і мікробіологічних показників. При використанні основного сульфату алюмінію (ОСА) та дигідрокосульфату алюмінію (ДГСА) спостерігається покращення фізико-хімічних показників води та підвищується ефективність видалення бактерій, але не досягається повне їх видалення [5,134].

Вчені Ансельм Ендабідженгесер та Сабба Нарісай досліджували коагулятивно-флокулятивні властивості насіння *Moringa oleifera* на моделі проточної води з лабораторії університету Шербрук, Канада. У своїх дослідженнях вони виявили, що насіння цього дерева дійсно мають значні коагулятивно-флокулятивні властивості, а осад, що утворюється не є токсичним для навколишнього середовища [6,781].

Інші дослідження ефективності застосування коагулянтів показали, що при використанні композиції ДГСА+полідиалілдиметиламоній хлорид (поліДАДМАХ) видалення бактерій становило 99,96% (3,4 порядку з 5), що відповідає вимогам до питної води, а саме, в 1 см<sup>3</sup> води менше 100 клітин *E.coli*. Щодо композицій СА+поліДАДМАХ та оксихлорид алюмінію (ОХА)+поліДАДМАХ, то їх концентрації ще потрібно було збільшувати, оскільки межа 100 мікроорганізмів в 1 см<sup>3</sup> не була досягнута. Для першої композиції вона перевищувала в три рази, а для другої майже вдвічі, хоча ефективність видалення бактерій була досить високою 99,78% і 99,87%, відповідно. Таким чином, ступінь видалення бактерій *Escherichia coli* 1257 при застосуванні коагулянтів була досить ефективною і становить від 98,0 до 99,2% [7, 129-135].

### **Методика експерименту**

В процесі досліджень використовували зразки неочищеної води з річки Інгул.

Як реагенти використовувались сульфат алюмінію в дозах 10 мг/л, 20 мг/л, 30 мг/л, 50 мг/л, порошок з насіння *Moringa oleifera* в дозах 20 мг/л, 50 мг/л, коагулянт зі шламу від виробництва алюмінію – 10 мг/л, 20 мг/л, 30 мг/л, 50 мг/л, а також традиційний акватон у дозуванні 10 та 50 мг/л.

Синтетичний коагулянт було отримано зі шламу від виробництва глинозему, попередньо визначивши в ньому співвідношення заліза та алюмінію, а потім додаючи сульфатну кислоту. Цей розчин витримували близько 8 годин, а потім використовували як готовий коагулянт.

Бактеріологічний аналіз для визначення загального мікробного числа при кімнатній температурі та при температурі 37°C, індексу БГКП (бактерії групи кишкової палички) , патогенних ентеробактерій, було проведено за методикою згідно з СанПіН 2.1.4.559-96.

Воду при перемішуванні обробляли розрахованими дозами коагулянтів і відстоювали протягом 40 хвилин. Утворений осад відділяли за допомогою фільтру (як фільтр використовувався паперовий фільтр марки Ф 75 г/м<sup>3</sup> з розміром пор 4...12 мкм), а в фільтраті визначали кольоровість, каламутність, хлориди, карбонати, гідрокарбонати, хімічне споживання кисню (ХСК), рН, фосфати. Такі показники як рН, кольоровість та каламутність води визначалися і до фільтрування після внесення коагулянтів в розчин.

Показник рН визначався інструментальним методом, кольоровість, каламутність, фосфати – фотометричним методом, хлориди, ХСК, карбонати, гідрокарбонати – титрометричним методом.

Аналіз проводився при температурі +22 °С.

### Результати дослідів та їх обговорення

У табл. 1 показано результати бактеріологічного аналізу до та після додавання до розчину порошку з насіння. Згідно з цими даними початкове значення загальної кількості бактерій було 20 КУО/см<sup>3</sup> та 50 КУО/см<sup>3</sup> при кімнатній температурі та при 37°C відповідно.

Таблиця 1

### Результати бактеріологічного дослідів із застосування порошку з насіння *Moringa oleifera*

№ зразка дослідів	Характеристика зразка води, період часу відбору	Загальне бактеріологічне число, КУО/см <sup>3</sup>		Індекс БГКП	Патогенні бактерії
		Кімнатна температура	37°C		
1	Без додавання насіння, проба була відібрана одразу	20	50	< 500	Не виявлено
2	+ насіння, після 2,5 годин після зразку №1	10	10	< 500	Не виявлено
3	+ насіння, після 2,5 годин після зразку №2	10	10	< 500	Не виявлено
4	+ насіння, після 2,5 годин після зразку №3	10	10	< 500 при 37°C 10 <sup>-1</sup> см <sup>3</sup> г/л (к)	Не виявлено
5	+ насіння, після 2,5 годин після зразку №4	10	10	< 500	Не виявлено
6	+ насіння, після 2,5 годин після зразку №4	10	10	< 500	Не виявлено

Істотні бактерицидні властивості порошку з насіння *Moringa Oleifera* пояснюються вмістом в них амінокислот гуанідинової групи, що мають здатність до знезараження.

Після додавання порошку з насіння до розчину ми бачимо, що загальне мікробне число знизилось зі значення 50 КУО/см<sup>3</sup> до 10 КУО/см<sup>3</sup>. Ці данні підтверджують ефективні бактерицидні властивості насіння *Moringa Oleifera*.

Всі показники неочищеної води, що були встановлені як контрольні для порівняння з ефективністю застосування досліджуваних коагулянтів, а саме порошку з насіння *Moringa Oleifera* та синтетичного коагулянту зі шламу від виробництва глинозему наведені в табл. 2.

Таблиця 2

**Показники води до очищення**

Показник	К.р-н
pH	7,96
Кольоровість до фільтрування, градуси ПКШ	157°
Кольоровість після фільтрування, градуси ПКШ	96,3°
Каламутність до фільтрування, мг/дм <sup>3</sup>	76
Каламутність після фільтрування, мг/дм <sup>3</sup>	20,5
ХСК, мг/дм <sup>3</sup>	8
Cl <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	1780
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	150
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	419
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	0,428

Для зменшення витрати реагентів було застосовано коагулянти в різних дозах, щоб у подальшому визначити ефективному дозу їх застосування. Залежність зміни каламутності води від додавання коагулянту на рис. 1, а залежність зміни кольоровості води від дози коагулянту – на рис. 2.

Як видно з рис.1, до фільтрування найбільш ефективним виявився аквадон з дозою 10 мг/л. Порошок з насіння та коагулянт зі шламу навпаки підвищили значення каламутності. Ефективним також виявився сульфат алюмінію при 30 мг/л.

На рис. 2 показана залежність кольоровості води від дози коагулянту застосування фільтрування. Отже, найбільш ефективним у зниженні показника кольоровості до фільтрування є сульфат алюмінію з дозою 30 мг/л. Порошок з насіння та коагулянт зі шламу підвищують цей показник, особливо коагулянт зі шламу, який в 4,5 рази збільшує значення кольоровості до фільтрування.

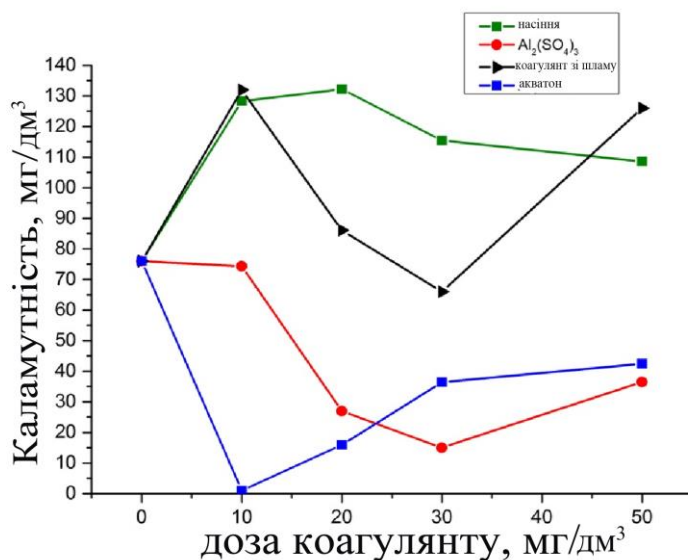


Рис. 1. Залежність зміни каламутності води від дози коагулянту до фільтрування

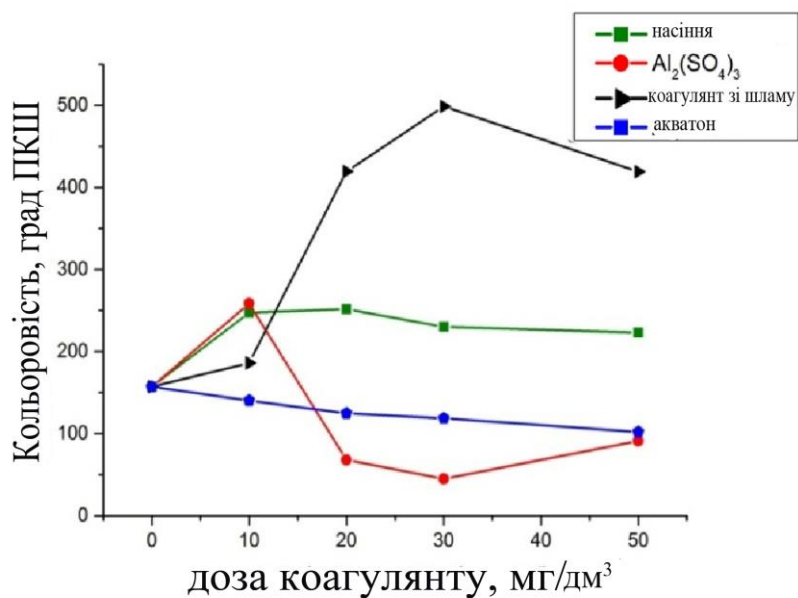


Рис. 2. Залежність зміни кольоровості води від дози коагулянту до фільтрування

Рис. 3, 4 показують залежність показників каламутності та кольоровості від дози коагулянтів після фільтрування. Згідно з рис. 3 порошок з насіння та коагулянт зі шламу знижують каламутність, при чому ефективнішим з цих двох виявився синтетичний коагулянт при концентрації 20 мг/л. Аналогічний результат показав сульфат алюмінію. Рис. 4 показує, що всі коагулянти знизили показник кольоровості води. Коагулянт зі шламу знизив в 10 разів цей показник при дозі 20 мг/л.



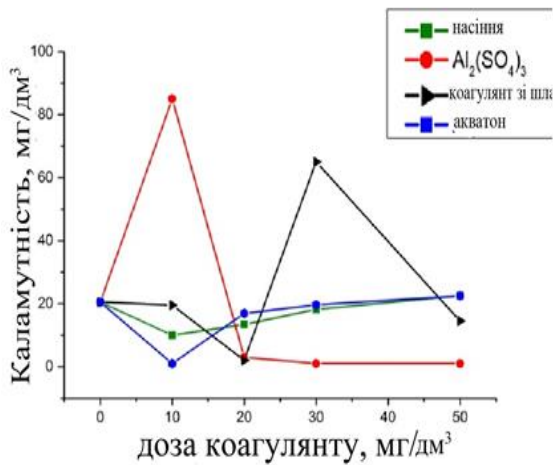


Рис. 3. Залежність зміни каламутності після фільтрування від дози коагулянту

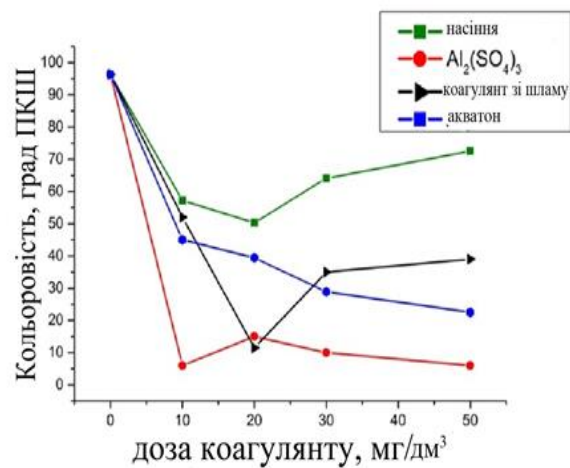


Рис. 4. Залежність зміни кольоровості після фільтрування від дози коагулянту

Рис. 5 а, б, в, г, д показують ефективність очищення води коагулянтами від фосфатів, хлоридів, карбонатів та гідрокарбонатів, а також значення водневого показника. Як видно з графіків, найефективніше видаляє фосфати коагулянт зі шламу (доза 10 мг/л), а порошок з насіння через свій хімічний склад підвищує цей показник (доза 50 мг/л). Найменша концентрація хлоридів при дозі 50 мг/л порошку з насіння, але при певних дозах (10...30мг/л) підвищують значення карбонатів та гідрокарбонатів, тому доцільною є доза в 50 мг/л. Порошок з насіння не має суттєвого впливу на рН, коагулянт знижує його до 6,27 при максимальній дозі.

### Висновки

У ході проведених експериментальних досліджень виявлена ефективність очищення води природним коагулянтом з насіння *Moringa oleifera* та синтетичного коагулянту зі шламу виробництва глинозему, визначено їх оптимальні дози для видалення забруднюючих речовин, а також показані бактерицидні властивості порошку з насіння і доцільність його застосування для очищення питної води.

Показано, що природний коагулянт з порошку з насіння *Moringa oleifera* завдяки своєму хімічному складу здатен знижувати загальну кількість бактерій у 5 разів, а також очищувати воду від забруднюючих речовин. Недоліком є підвищення значення ХСК та фосфатів після його додавання до розчину, що свідчить про високий вміст фосфатів у самому насінні. Важливо, що цей коагулянт не має значного впливу на показник рН.

Коагулянт зі шламу можна застосувати, щоб компенсувати недолік застосування природного коагулянту. Він виявився найбільш ефективним в зниженні показників каламутності та кольоровості води, оптимальною дозі для зниження концентрації карбонатів та гідрокарбонатів виявилась 30 мг/л.

Застосовуючи цей синтетичний коагулянт, можна вирішити 2 проблеми одночасно: перша – проблема утилізації токсичних відходів від виробництва глинозему, друга – проблема забруднення води.

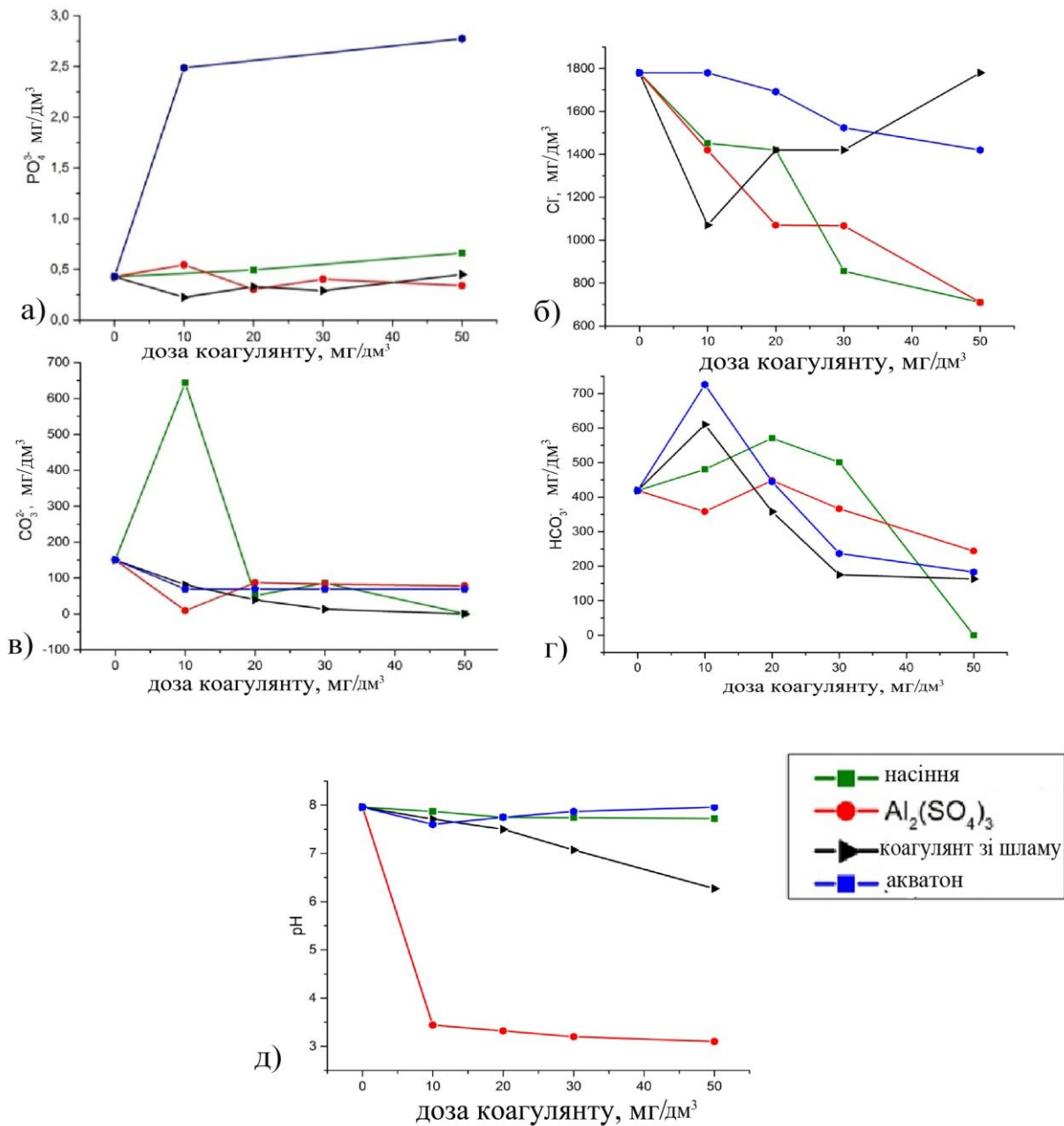


Рис. 5. Залежність ступеня очищення води від дози коагулянтів:  
 а) фосфати; б) хлориди; в) карбонати; г) гідрокарбонати; д) рН

Застосування цих типів коагулянтів є економічно та екологічно вигідним, бо їх показники в деяких випадках навіть кращі за показники при застосування сульфату алюмінію, осад якого після очищення є токсичним, на відмінну від застосування порошку з насіння та коагулянту зі шламу.

### Список літератури

1. *Запольский А.К., Баран А.А.* Коагулянты и флокулянты в процессах очистки воды: Свойства. Получение. Применение. Л.: Химия, 1987. 203 с.
2. *Душкин С.С.* Способ подготовки воды с использованием в качестве коагулянта соли алюминия. Харьков, 2001. 45 с.;
3. *Гончарук В.В.* Коллоидно-химические аспекты использования основных солей алюминия в водоочистке // Химия и технология воды, 1999. Т. 21, № 1. С. 52-87;
4. *Запольский А.К.* Коагулянты и флокулянты в процессах очистки воды. Л.: Химия, 1987. 204 с.
5. *Хижняк О.О.* Використання коагулянтів для очищення води від бактерій // Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Технічні науки, 2014. №1(65) С. 134;
6. *A. Ndabigengesere, K.S. Narasiah.* Quality of water treated by coagulation using *Moringa oleifera* seeds, *Water Res.* 32, 1998. 781 p.;
7. *Хижняк, О. О.* Знезаражування води для харчової промисловості // Наукові вісті НТУУ «КПІ», 2007. №.5 С. 129-135.

Надійшло до редакції 18.11.2016

УДК 628.3

Т.В. ВИЖЕВСЬКА, кандидат технічних наук  
Л.Л. ЛИТВИНЕНКО, кандидат технічних наук  
Національний університет водного господарства та природокористування,  
м.Рівне

### ТЕХНОЛОГІЧНІ ПАРАМЕТРИ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД Б АЗ ВІДПОЧИНКУ

*Наведені технологічні характеристики процесів біологічного очищення побутових стічних вод баз відпочинку за результатами багаторічної експлуатації очисних споруд.*

**Ключові слова:** біологічне очищення стічних вод, технологічні схеми, ефективність очищення, гідравлічне навантаження, питома брудомісткість.

*Приведены технологические характеристики процессов биологической очистки бытовых сточных вод мест отдыха по результатам многолетней эксплуатации очистных сооружений.*

**Ключевые слова:** биологическая очистка сточных вод, технологические схемы, эффективность очистки, гидравлическая нагрузка, удельная грязеемкость.

*The technologic characteristics of biologic treatment processes of the recreation centers domestic wastewater, as many years operation experience, are observed.*

**Key words:** biological sewage treatment, technological schemes, treatment efficiency, hydraulic load, specific dirt capability.

Санаторно-курортні об'єкти слід визнати особливими з огляду вирішення проблем екологічної безпеки як самих місць відпочинку, так і прилеглих водних ресурсів. В значній мірі це невеликі об'єкти з кількістю стічних вод від 20 до 200 м<sup>3</sup>/добу. Однак знешкодження стічних вод цих об'єктів має ряд особливостей, пов'язаних, в першу чергу, з особливими умовами їх скиду. Незважаючи на невелику продуктивність, такі об'єкти в цілому по країні становлять суттєву проблему. Очисні споруди баз відпочинку, кемпінгів тощо працюють в умовах сезонної нерівномірності, часто при відсутності прийнятних рішень щодо відведення очищених стічних вод у природні водойми, тому вимагають ефективних технологій не лише очищення, але і утилізації, причому за умови максимально надійної експлуатації.

Стічні води таких об'єктів формуються із скидів від санітарних вузлів житлових, адміністративних та господарських приміщень, скидів від пралень, кухонних відходів, забруднення яких мають природне походження, в основному, органічне. Саме тому на очисних спорудах курортних зон переважно застосовують біохімічну технологію очищення стічних вод як в природних, так і в штучно створених умовах. Зараз впроваджено багато різних технологій та конструкцій споруд біохімічного очищення, проводяться дослідження щодо підвищення їх ефективності як експлуатаційної, так і економічної.

Перспективні напрямки інтенсифікації біологічного очищення спрямовані на використання закріпленої мікрофлори, яка здатна з більшою гнучкістю та витривалістю адаптуватись до змін умов протікання процесу. Дослідженням та впровадженням біологічних технологій очищення стічних вод з використанням реакторів з легким завантаженням уже майже чверть віку займається науково-впроваджувальна фірма «Вестар» (м.Рівне). Очисні установки скомпановані за модульним принципом, обладнані системами гідравлічної автоматики. Досвід експлуатації таких установок в умовах сезонної роботи на курортах України [1, 502; 2, 548] підтвердив їх технологічну ефективність, стабільність результатів та надійність роботи обладнання.

Біологічно-сорбційна технологія глибокого очищення стічних вод застосовується для знешкодження органічних за природою забруднень стічних вод побутового походження. Технологія втілена у біологічних реакторах – фільтрах з легким плаваючим завантаженням із закріпленою на ньому біомасою. Реактори [2, 549; 3, 66] заповнені модифікованим полістироловим завантаженням широкого (0,5...2,0 см) діапазону крупності. Особливі властивості легкого завантаження: розвинена поверхня, яка сприяє

нарощенню біологічної плівки, плавучість, здатність розширюватись при накопиченні біомаси та легко віддавати її надлишок при промиванні – визначають переваги таких реакторів.

Ефективність біологічно-сорбційної технології обумовлена протіканням ряду технологічних процесів, які забезпечують вилучення і знешкодження забруднень при фільтруванні стічної води через завантаження. Це фільтрування з поступовим закупорюванням пор твердими нерозчинними частками забруднень, які затримуються у вільному просторі між гранулами завантаження; сорбція, в основному, розчинених забруднень, біоценозом біологічної плівки; біологічні ферментативні процеси деструкції органічних забруднень та накопиченої біомаси.

Процес фільтрування практично відбувається при постійній швидкості, яка підтримується завдяки зростанню висоти надфільтрового шару води (діючого тиску), який повинен компенсувати зростання опору осаду, що накопичується між порами завантаження, яке становить 1,0...1,5 м водяного стовпа. Далше зростання опору не відбувається, оскільки спрацьовує гідроавтоматичне виведення реактора у режим промивання.

Вирішальну роль у очищенні води за вказаною технологією відіграють саме сорбційні процеси [1, 503; 3, 65]. За короткий час перебування у реакторі, який не перевищує 20...60 хв., вода позбувається 90...95% розчинених органічних забруднень. Експериментально встановлено, що протягом 15 с до 85% розчинених органічних забруднень адсорбується з води біомасою. Аналіз біомаси, яка виводиться з фільтра, свідчить про те, що від 75 до 79% знешкоджених забруднень (за величиною БПК) залишаються неокисленими, тобто процеси біологічної деструкції не встигають завершитись за період перебування води в реакторі. Величина питомої сорбції для процесу повного біологічного очищення господарсько-побутових стічних вод, як свідчать розрахунки, становить 1,5...1,8 г БПК/г активної біомаси, константа розподілення 2500...3400.

Слід зауважити, що біомаса частково вимивається під час промивання біофільтра, а ступінь її окислення внаслідок скорочення тривалості циклу умовами фільтрування не перевищує 30%. Інтенсивність промивання завантаження не перевищує 10...14 л/с на 1 м<sup>2</sup> і регулюється з урахуванням фільтрувальних властивостей та потреб збереження активності біоценозу.

Раціональне поєднання біохімічних процесів та процесів розділення, контактної коагуляції, біологічної сорбції, ферментативної деструкції, аеробних, анаеробних та фільтраційних явищ сприяють ефективному та інтенсивному вилученню забруднень із стічних вод. Завдяки принципу багатоступеневого очищення стічних вод досягається селекція біоценозу кожного ступеня відповідно до властивостей органічних речовин, які вилучаються. Очисна установка компонується відповідно до якісних та кількісних показників стічних вод і може включати як потрібну кількість ступенів, так і етапи підготовки води та обробки осадів.

Для очищення господарсько-побутових стічних вод [4,94] застосовується триступеневий реактор. Перший ступінь зазвичай працює у

аноксидному режимі, другий та третій – аеробних умовах. Дисперсний склад завантаження ступенів різний: найкрупніші фракції завантажують у перший ступінь, найдрібніші – у третій, причому висота насипного шару є змінною відповідно до умов відтворення очисного процесу. Схема фільтрування висхідна на першому, низхідна на другому та комбінована на третьому ступені реактора.

Обов'язковим елементом технологічної схеми очисної станції санаторно-курортних об'єктів, враховуючи сезонну і погодинну нерівномірність надходження стічних вод (загальний коефіцієнт нерівномірності сягає 2,5...3,0), є резервуар-акумулятор. Основне його призначення – забезпечення накопичування та усереднення стічних вод та, залежно від конкретних умов, виконання функцій попереднього їх відстоювання та біокоагуляції. На очисну установку стічні води подаються з постійною витратою через розподільну камеру, яка забезпечує також рециркуляцію частини очищеної води через гідравлічний регулятор витрати. Якість очищеної води за БПК, яке не перевищує 3...6 мг/л, відповідає вимогам скиду до природних водойм. Перед скидом вода проходить знезараження, зокрема, в проточному електролізері.

Експериментально встановлено, що біологічно-сорбційні установки при очищенні побутових стічних вод ефективно працюють при гідравлічному навантаженні 16,0...36,0 м<sup>3</sup>/м<sup>2</sup> на добу. Ступінь очищення стічних вод - 95,0...97,0% за завислими речовинами, 90,0...94,5% за БПК<sub>5</sub>. Важлива роль в очисному процесі належить першому ступеню, який забезпечує значний ефект очищення стічної води від органічних забруднень (до 50,9%), а надто від завислих речовин (до 53,6%) та забезпечує анаеробну деструкцію осаду.

Показники ефективності очищення стічних вод баз відпочинку на різних стадіях, систематизовані за результатами роботи очисних установок на 18 об'єктах, наведені у табл. 1.

Таблиця 1

**Ефективність очищення стічних вод баз відпочинку**

Показники забруднення стічних вод	Завислі речовини, мг/л	БПК <sub>5</sub> , мг/л	ХПК, мг/л
перед очищенням	<u>154...357</u> 222	<u>103...309</u> 162	<u>210...430</u> 244
після 1 ступеня очищення	<u>82...225</u> 103	<u>53...155</u> 96	<u>105...280</u> 171
після 2 ступеня очищення	<u>25...61</u> 35	<u>20...52</u> 30	<u>60...130</u> 85
після 3 ступеня очищення	<u>3...10</u> 6	<u>3...6</u> 5	<u>20...48</u> 33

Примітка: в чисельнику подані мінімальні та максимальні, в знаменнику – усереднені значення показників.

Ефективність очищення залежить не лише від початкових концентрацій та характеру забруднень, але від гідравлічного навантаження, яке можна змінювати в досить широких межах. Шляхом аналізу та систематизації результатів роботи численних очисних установок баз відпочинку отримані емпіричні залежності питомого (на одиницю об'єму завантаження) добового вилучення забруднень (за масою) від величини БПК<sub>5</sub> стічних вод при різних величинах гідравлічного навантаження (рис.1, 2, 3) на кожному з трьох ступенів реактора.

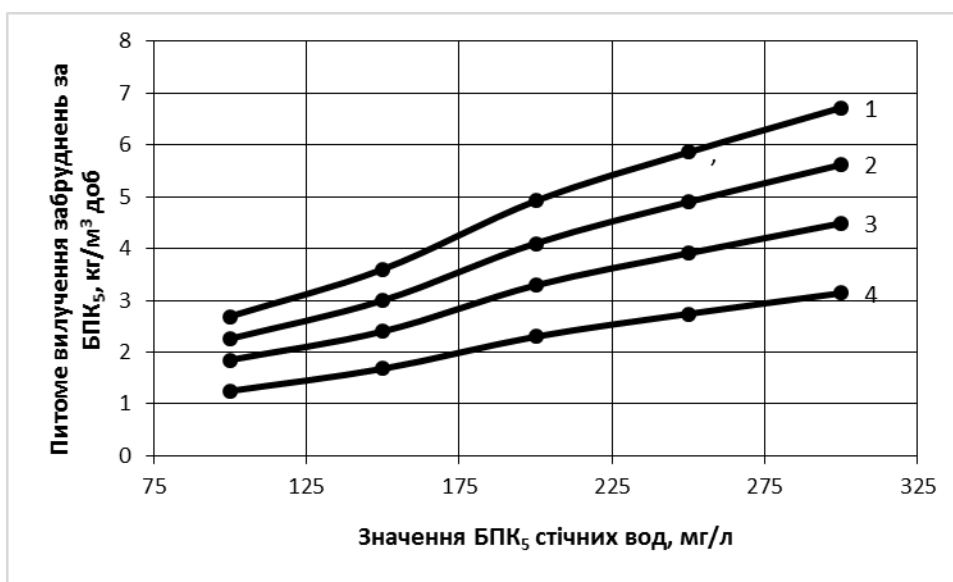


Рис. 1. Залежність питомого вилучення забруднень за БПК<sub>5</sub> на першому ступені реактора від значення БПК<sub>5</sub> стічних вод при гідравлічному навантаженні, м<sup>3</sup>/м<sup>2</sup> на добу: 1 – 16,8; 2 – 24,0; 3 – 30,0; 4 – 36,0

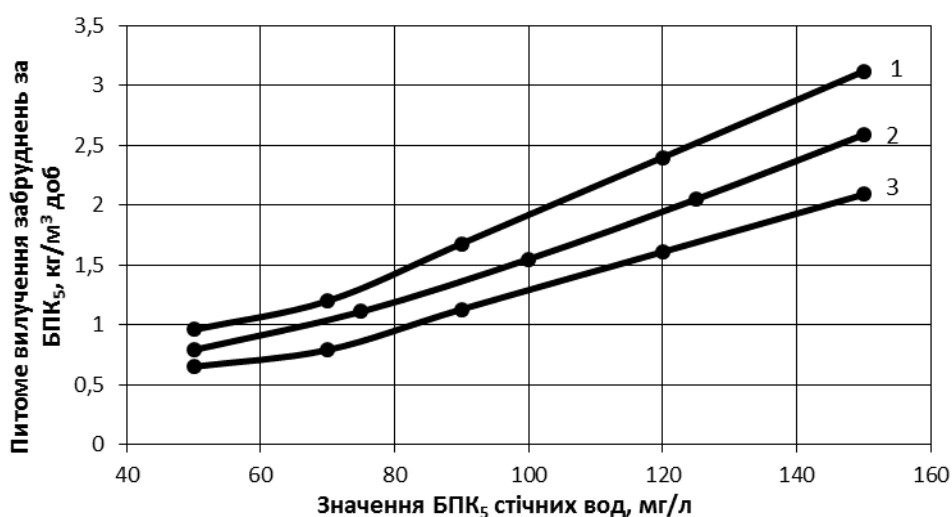


Рис. 2. Залежність питомого вилучення забруднень за БПК<sub>5</sub> на другому ступені реактора від значення БПК<sub>5</sub> стічних вод при гідравлічному навантаженні, м<sup>3</sup>/м<sup>2</sup> на добу: 1 – 19,2; 2 – 24,0; 3 – 28,8

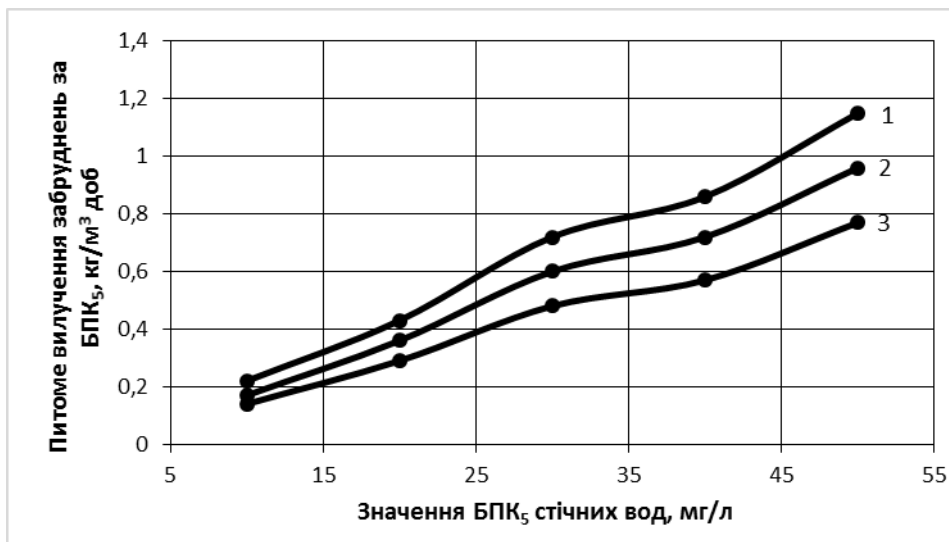


Рис. 3. Залежність питомого вилучення забруднень за БПК<sub>5</sub> на третьому ступені реактора від значення БПК<sub>5</sub> стічних вод при гідравлічному навантаженні, м<sup>3</sup>/м<sup>2</sup> на добу: 1 – 19,2; 2 – 24,0; 3 – 30,0

Залежності побудовані при сталій величині висоти шару завантаження оптимальної крупності зерен: 0,8 м для першого, 1,2 м для другого, 1,0 м для третього ступеня.

Запроектувати триступеневу установку для очищення стічних вод санаторно-курортних об'єктів відповідно до вихідних даних та потрібної ефективності очищення можна шляхом вибору режиму фільтрування за допомогою наведених залежностей.

В умовах санаторно-курортних зон прибережних смуг морів скид очищених вод надто проблематичний, тому потрібно шукати рішення щодо їх утилізації. Можливе спрямування очищених вод у природні ставки, на біоплато, на підґрунтову фільтрацію, у фільтраційні канали тощо. При цьому потрібно враховувати характер та фільтрувальні властивості ґрунтів, рівень ґрунтових потоків, характер і частоту випадання опадів. Природно-кліматичні та гідрологічні умови територій баз відпочинку, розташованих на морському узбережжі, дозволяють вирішити проблему утилізації очищених вод шляхом спорудження підґрунтової зрошувально-інфільтраційної системи для зволоження цими водами декоративних насаджень з наступним відведенням їх у ґрунтовий потік.

Технологія біологічного очищення стічних вод має зазвичай відходи: осади, промивні води, обробка та утилізація яких являє собою неабияку проблему, яка зростає по мірі збільшення кількості таких відходів. Обробка промивних вод, які утворюються на кожному ступені установки, полягає в їх ущільненні та анаеробній стабілізації осаду у муловій частині резервуару промивних вод протягом 30...60 діб. При такій тривалості перебування осаду в осадовій частині резервуару ступінь розкладання його беззольної речовини сягає 25...30%, вологість осаду при ущільненні знижується до 94...95%. Відповідно кількість осадів, які потрібно захоронювати або вивозити, не перевищує 0,2% від витрати стічних вод. Допускається підсушування осаду



на мулових майданчиках з наступним використанням його як добрива.

Для проектування споруд обробки осадів потрібно розрахувати кількість сухої речовини забруднень, які вимиваються з завантаження реакторів під час промивання. Досвід експлуатації технології свідчить про те, що період між промиванням певного ступеня установки має величину від 3...5 діб для першого, 10...14 діб для другого, 30...45 діб для третього ступеня. Величина брудомісткості одиниці об'єму завантаження за масою, накопиченою за період між промиванням ступенів при середній тривалості періоду відповідно 5,10,30 діб для першого, другого та третього ступенів, наведена на рис. 4, 5, 6. Використання цих залежностей дозволяє вибрати оптимальне значення тривалості фільтроциклу та розрахувати кількість промивної води та концентрацію в ній сухої речовини (або вологість). Забрудненість промивних вод першого ступеня найбільша, вона становить 6,5...8,6 г/л, другого – 3,8...6,0 г/л, третього 1,2...2,9 г/л.

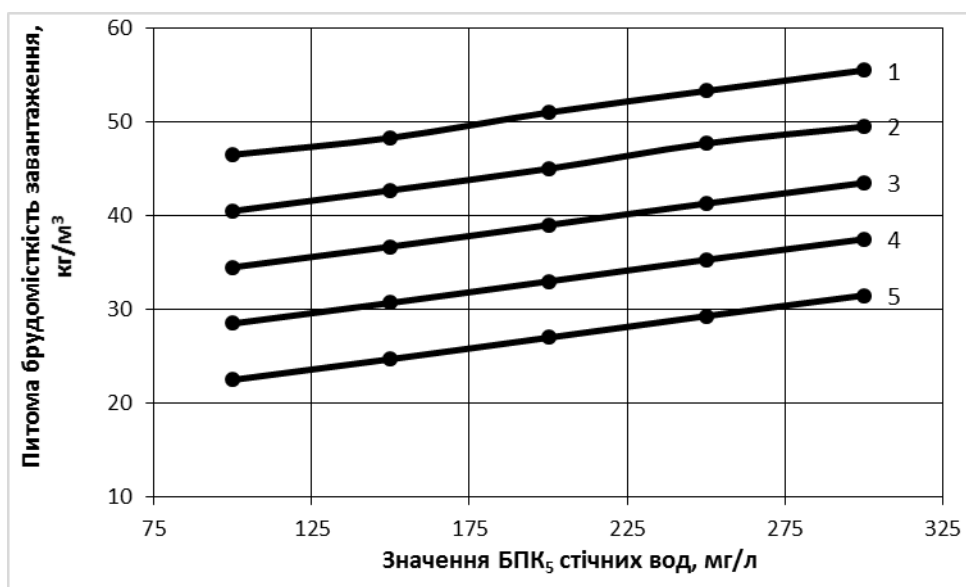


Рис. 4. Залежність питомої брудомісткості завантаження на першому ступені реактора від значення БПК<sub>5</sub> стічних вод при концентрації звислих речовин, мг/л: 1 – 350; 2 – 300; 3 – 250; 4 – 200; 5 – 150

Таким чином, можна стверджувати, що завдяки різним схемам рециркуляції, застосуванню аноксидного та аеробного режимів біологічного очищення стічних вод санаторно-курортних об'єктів технологія, що розглядається, придатна для широкого діапазону забрудненості стічних вод і має ряд суттєвих переваг. Зокрема, сприяють вирішенню проблеми утилізації осадів незначні (до 0,2%) їх об'єми. Технологію успішно застосовують при періодичному та нерівномірному надходженні стічних вод, вона відрізняється стабільністю та високою ефективністю очищення стічних вод. Гідравлічна автоматизація процесів фільтрування і регенерації завантаження дозволяє спростити обслуговування установок, що підвищує надійність їх роботи.

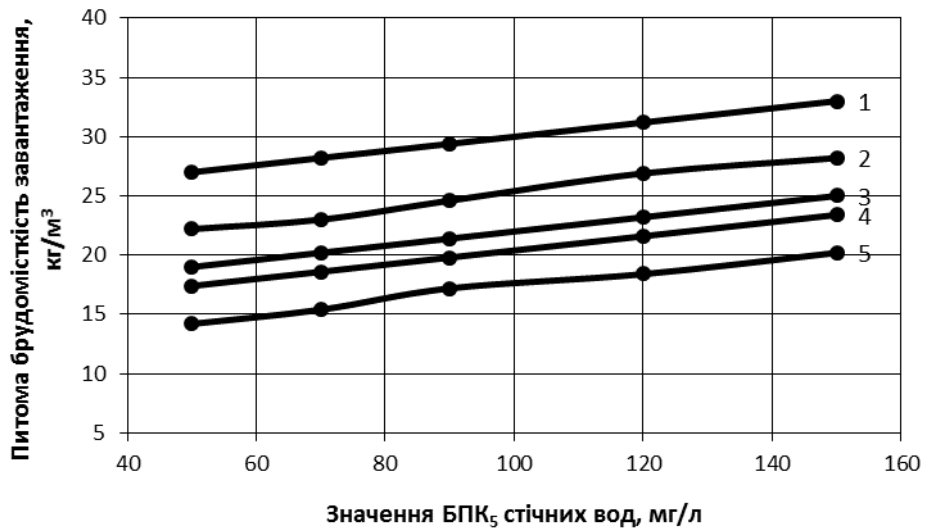


Рис. 5. Залежність питомої брудомісткості завантаження на другому ступені реактора від значення БПК<sub>5</sub> стічних вод при концентрації звислих речовин, мг/л: 1 – 150; 2 – 120; 3 – 100; 4 – 70; 5 – 50

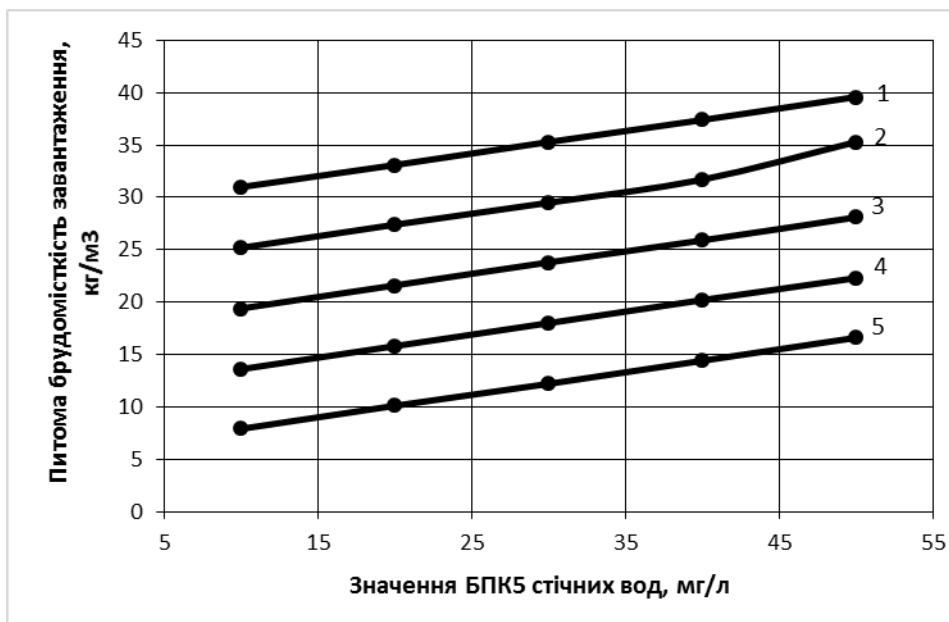


Рис. 6. Залежність питомої брудомісткості завантаження на третьому ступені реактора від значення БПК<sub>5</sub> стічних вод при концентрації звислих речовин, мг/л: 1 – 50; 2 – 40; 3 – 30; 4 – 20; 5 – 10

Отримані на підставі аналізу експлуатаційних показників роботи установок залежності їх технологічних показників від параметрів стічних вод, які очищуються, є підставою для розробки проектних рішень очисних споруд баз відпочинку. Це дозволяє рекомендувати розповсюдити досвід запровадження технології для знешкодження і знезараження стічних вод побутового характеру санаторно-курортних об'єктів.

### Список літератури

1. Артамонов В.В., Вижевська Т.В. Компактні установки глибокого очищення стічних вод. //Проблемы создания новых машин и технологий. Сб. научн. трудов Крем. гос. политехн. ин-та: Вып. 2/1999(7). Кременчуг: КГПИ, 1999. С.502-505.
2. Артамонов В.В., Вижевська Т.В. Технологія БІОСОФ глибокого очищення стічних вод. //Проблемы создания новых машин и технологий. Сб. научн. трудов Крем. гос. политехн. ун-та: Вып. 2/2000(9). Кременчуг: КГПУ, 2000. С.547-550.
3. Вижевська Т.В. Технологія багатоступеневого біологічного очищення стічних вод. // Водопостачання і водовідведення. К., 2012. Вип.1. С.64-67.
4. Вижевська Т.В., Дем'янюк О.Б., Дем'янюк К.О. Досвід впровадження багатоступеневої технології біологічного очищення стічних вод // Вісник НУВГП. Зб. наук.праць. Вип. 1(69). Технічні науки. Рівне, 2015. С. 92-101.

Надійшло до редакції 18.11.2016

УДК 697.34 : 536.24

В.С. ВІТКОВСЬКИЙ

НВО «Нафтохімекологія»

П.М. ГЛАМАЗДІН

К.О. ГАБА, кандидат технічних наук

Київський національний університет будівництва і архітектури

### ПЕРСПЕКТИВИ РОЗВИТКУ НОВИХ МЕТОДІВ ПІДГОТОВКИ ВОДИ ДЛЯ СИСТЕМ ЦЕНТРАЛІЗОВАНОГО ТЕПЛОПОСТАЧАННЯ

*Наведено методи підготовки води для систем централізованого теплопостачання, проаналізовано переваги та недоліки фізичних та хімічних методів. Встановлено доцільність використання нових комбінованих методів водопідготовки на основі використання комплексонатів та поверхнево-активних речовин.*

**Ключові слова:** системи теплопостачання, корозія, відкладення, комплекси, ПАР.

*Приведены методы подготовки воды для систем централизованного теплоснабжения, выделены преимущества и недостатки физических и химических методов. Установлена целесообразность применения новых комбинированных методов*

© Вітковський В.С.,

Гламаздин П.М., Габа К.О., 2016

*водоподготовки на основании использования комплексонатов и поверхностно-активных веществ.*

**Ключевые слова:** системы теплоснабжения, коррозия, отложения, комплексонаты, ПАВ.

*The method of water treatment systems for district heating, analyzes the advantages and disadvantages of physical and chemical method. Established the feasibility of using new combined methods of water treatment through the use complexones and surfactants.*

**Key words:** heating systems, corrosion, deposits, complexones, surfactants.

Вода є робочим тілом – теплоносієм для систем централізованого тепlopостачання (СЦТ) і від її якості у великій мірі залежить енергоефективність систем тепlopостачання.

Вода, що використовується у теплоенергетиці, несе в собі руйнівні складові – солі жорсткості та агресивні гази. І ті, і інші призводять до появи відкладень на функціональних поверхнях, які мають малу теплопровідність, велику шорсткість, та й ще провокують збільшення швидкості корозії, в основному, за виразковим механізмом [1].

Якість води, як теплоносія систем тепlopостачання, регламентується нормативними документами. При певних відмінностях вони вимагають підтримувати, головним чином, концентрацію кисню та двоокису вуглецю, а також солей жорсткості – бікарбонатів кальцію і магнію, бо перші дві речовини ведуть до окислення і руйнування поверхонь нагріву теплогенеруючих пристроїв, теплообмінників, трубопроводів та інших елементів теплових мереж, а другі – до небажаних відкладень на поверхнях теплообмінників та теплогенераторів, які негативно впливають на процеси теплообміну і гідравлічні режими. Традиційно бажану якість підтримують термічною деаерацією (видалення агресивних газів) та пом'якшенням води методом іонного обміну [2].

Традиційні методи підготовки води для СЦТ – вапнування, іонування та термічна деаерація вимагають залучення матеріальних та енергетичних ресурсів при підвищеній екологічній небезпечності цих процесів. Так при вапнуванні утворюються досить небезпечні тверді відходи. Викиди надлишку хлориду натрію, кислот та лугів, необхідних для різних методів іонування – це додаткове навантаження на каналізаційні споруди.

Термічна вакуумна деаерація потребує підігріву води при до 70...80°C, атмосферна – до 102...104°C. Тепло частково втрачається разом з обов'язковим випаром. До цих витрат слід додати електроенергію для живлення насоса-ежектора системи вакуумної деаерації. Окрім цього, усі ці системи водопідготовки мають досить велику матеріаломісткість, тому потребують значних капітальних вкладень. Системи термічної деаерації найбільш вразливі до корозії, оскільки містять усі три необхідні умови для розвитку корозії: воду – як корозійне середовище; залізо у сталі, як об'єкт

корозії та розчинений кисень, як корозійний фактор. Тому установки термічної деаерації потребують або виготовлення з корозійностійких матеріалів, або постійних ремонтів, тобто додаткових витрат.

Пошуку інших методів підтримання складу води для СЦТ на рівні вимог нормативних документів присвячено багато робіт, які можна поділити на два великі напрямки – реагентні (хімічні) та безреагентні (фізичні). Фізичні методи здаються більш простими, їх розробленню присвячено багато робіт. Так, велика кількість робіт присвячена обробленню води магнітним полем, як сталим так і змінним, і є навіть нормативний документ, що регламентує технологію використання магнітів [3]. Є також роботи, присвячені використанню високочастотної обробки води, що викликає магніострикцію, ультразвукового опромінення, електродіалізу, створення захисних плівок, а також баромембранні методи [4-6]. Всі вище наведені методи в кращому випадку дійшли до стадії дослідного використання і не знайшли промислового. Тому є декілька причин: недостатня безпечність технологій, технологічні обмеження, економічна непривабливість, відсутність чітких теоретичних основ.

Корозійні процеси, що відбуваються у воді теплових мереж, мають електрохімічну природу, тобто пов'язані з виникненням корозійних гальванічних елементів. Згідно з літературними даними [7] існують три основних типи елементів, що приймають участь у корозійних процесах: 1 – елементи з різнорідними електродами; 2 – концентраційні елементи – сольовий та диференціальної аерації; 3 – термогальванічний.

Практично процеси корозії маловуглецевої сталі пов'язані з утворенням усіх трьох гальванічних елементів. Виходячи з цього, можна зробити висновок – якщо зруйнувати корозійний гальванічний елемент, то процес корозії припиниться. Зруйнувати гальванічний елемент можна різними шляхами, що й може лягти в основу класифікації протикорозійних процесів (рис. 1).

На практиці найчастіше корозія маловуглецевої сталі трубопроводів теплових мереж обумовлена гальванічним елементом диференціальної аерації [8]. Це підтверджується досвідом роботи КП "Житомиртеплокомуненерго", де, починаючи з 2009 року впроваджуються технології реагентної обробки води з метою зв'язування розчиненого кисню (хімічна деаерація), протинакипна обробка (стабілізація води) та відмивання застарілих відкладень.

За час експлуатації цих технологій технічна собівартість вироблення 1 Гкал тепла на котельнях, де використовується традиційне натрій-катіонування, на 5...6 % вища ніж на котельнях з хімічною деаерацією і протинакипною обробкою (рис.2).

Кількість води, що витрачається на підживлення теплових мереж з 2007 по 2016 рік знизилась у 4,7 рази, солі кухонної – у 7,5 разів (рис. 3).

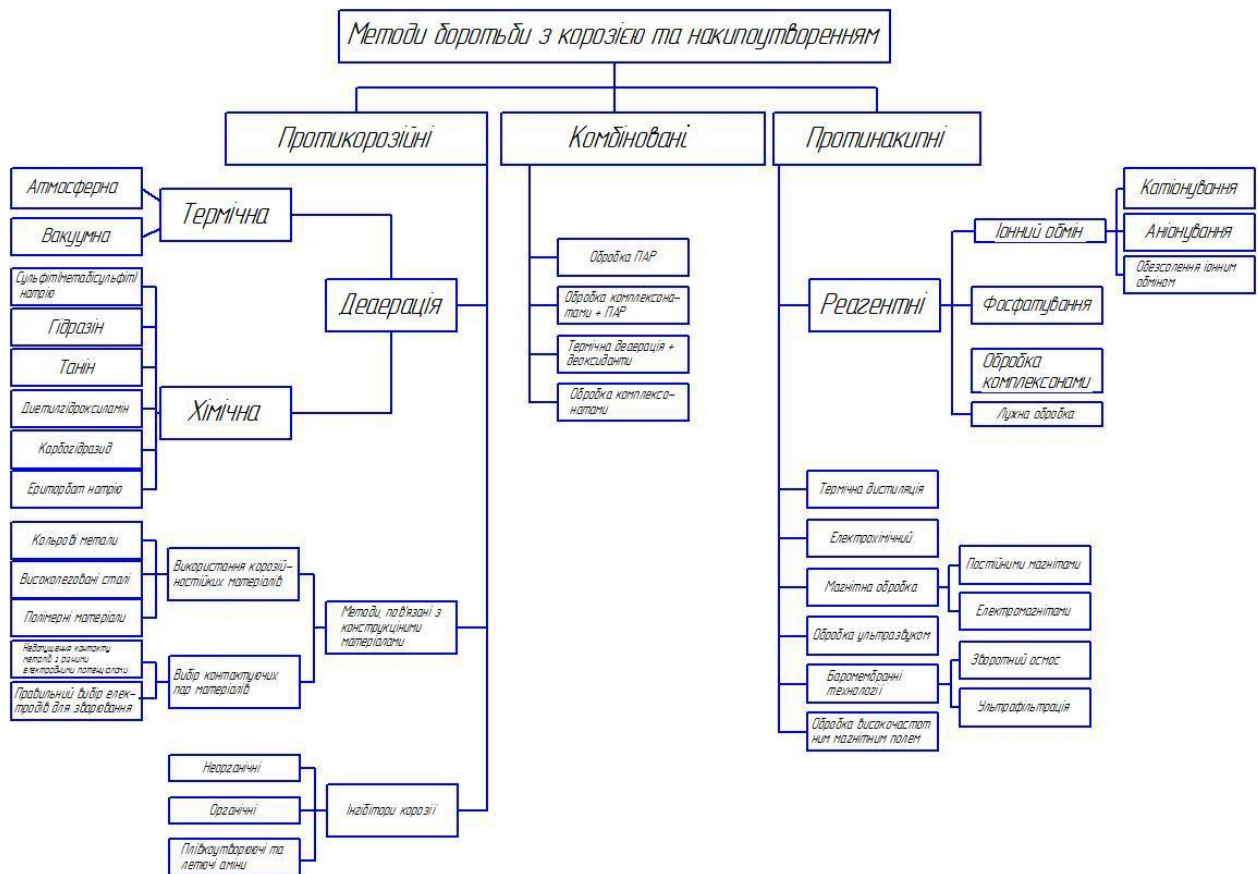


Рис. 1. Класифікація методів боротьби з корозією та накипутворенням у системах централізованого тепlopостачання

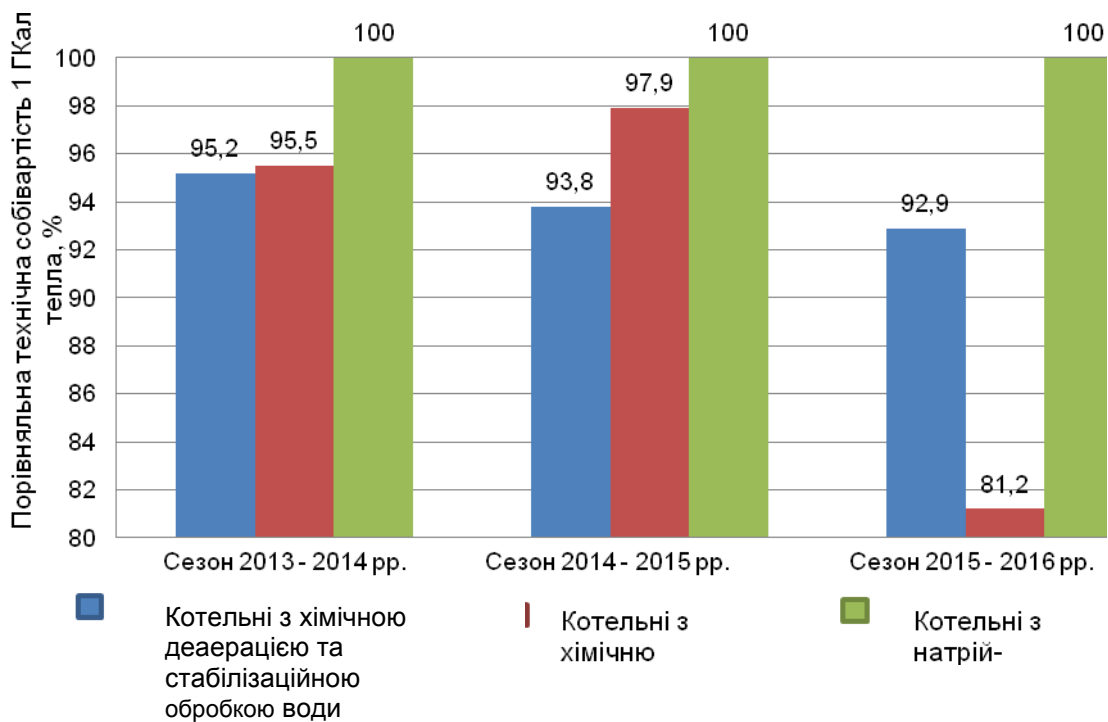


Рис 2. Порівняльна технічна собівартість виробництва та транспортування 1 ГКал тепла КП "Житомиртеплокомуненерго"

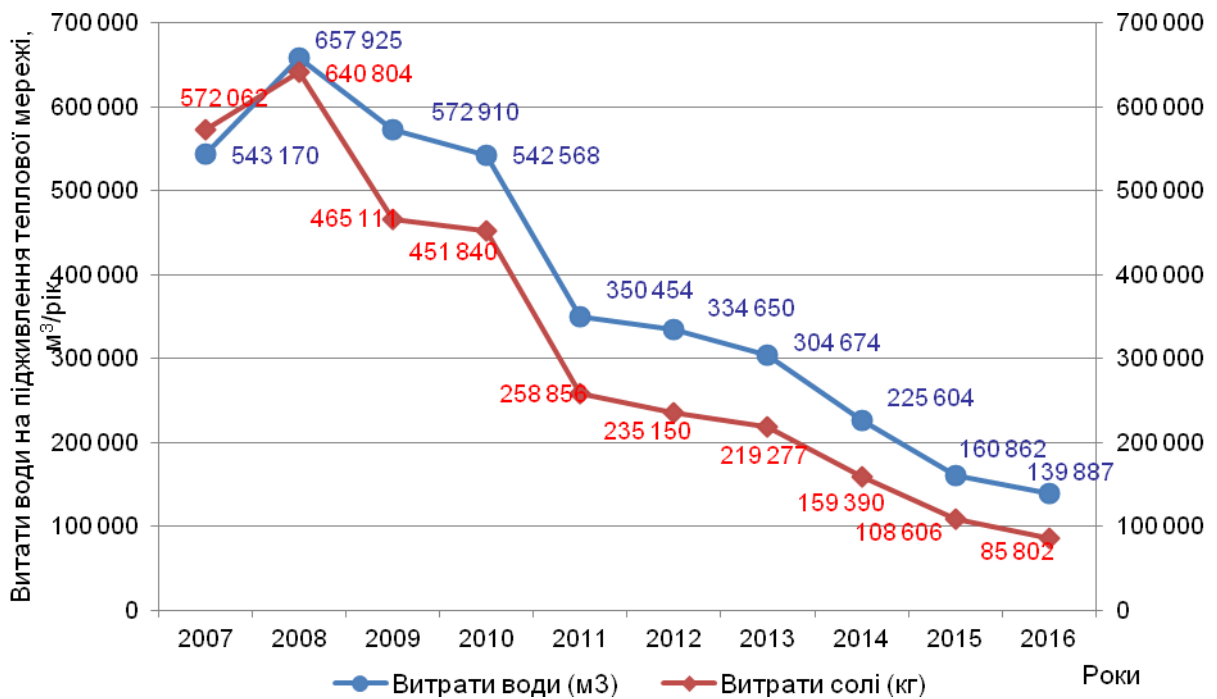


Рис. 3. Витрата води та солі для підживлення теплових мереж КП "Житомиртеплокомуненерго" у 2007 – 2016 рр.

Технології, що використовуються у КП "Житомиртеплокомуненерго" базуються на використанні реагентів комбінованої дії, які поєднують як протинакипні, так і протикорозійні компоненти, а також провадиться періодична обробка води теплових мереж розчинами лугу (каустичної соди) для підвищення рН.

Основними труднощами при експлуатації систем реагентної обробки води є організація процесу дозування, який потребує безперервної роботи та складного аналітичного контролю.

Якщо порівнювати процеси традиційної термічної та хімічної деаерації, то хімічна деаерація істотно відрізняється у сторону зменшенням капітальних витрат на будівництво установок, але має чимало недоліків. Найбільш поширений для хімічної деаерації через невисоку вартість сульфід (бісульфід, метабісульфід) натрію, який реагує з розчиненим киснем з прийнятною швидкістю при температурі вище 70°C. Дозувати розчин сульфід натрію необхідно у підігріту воду, що вимагає встановлення теплообмінного обладнання та зменшує переваги хімічної деаерації. Якщо процес підігріву води не передбачений технологією водопідготовки, то використовується каталіз для прискорення хімічної реакції. Каталіз може бути гомогенним та гетерогенним, лежить в основі роботи Redox-фільтрів [9]. Не зважаючи на успішно розроблені та впроваджені технологічні рішення обробки води сульфідом натрію, метод має обмежене застосування. Витрата сульфід натрію за стехіометрією складає 8 г на 1 г розчиненого кисню. При цьому утворюється сульфат натрію, який підвищує сухий залишок у мережній воді. Сульфат-іони є джерелом енергії для сульфатредуючих бактерій, які

життєздатні при температурах 80°C та вище. Їх життєдіяльність – одна з причин корозії маловуглецевих сталей. Колонії бактерій, які розростаються на стінках трубопроводів, підвищують гідравлічний опір, вода набуває темного кольору та досить неприємного запаху.

Інші методи хімічної деаерації теж мають недоліки: велику токсичність для людини (гідразін), підвищення концентрації вуглекислоти (диетилгідроксиламін), досить велику вартість (еторбат натрію, танін).

Протинакипна стабілізаційна обробка води відома досить давно. Сьогодні для її реалізації використовують нові реагенти під загальною назвою комплексони, які, зазвичай представляють собою органічні похідні фосфорної кислоти – фосфонати. Метод стабілізаційної обробки води приваблює простотою технології використання та малими витратами розчину (25...35 г на м<sup>3</sup> води для підживлення теплової мережі), що дозволяє відмовитись від пом'якшення іонним обміном. Метод має ряд суттєвих обмежень по жорсткості води, рН і температурі.

Протинакипна дія фосфонатів заснована на інгібуванні молекулами фосфонової кислоти зон кристалізації карбонату кальцію [10]. Ріст кристалів припиняється до розмірів, які можуть знаходитись у воді в завислому (колоїдному) стані і, таким чином, не утворювати відкладень на функціональних поверхнях. Така колоїдна система може з часом коагулювати та виводитись з теплової мережі через шламовідокремлювачі. При цьому руйнуються також існуючі відкладення, що призводить до очищення теплообмінних поверхонь. Оскільки відкладення – це складний конгломерат механічних включень, "зцементованих" солями жорсткості, то при руйнуванні карбонатів у мережну воду переходять механічні домішки іншої (не карбонатної) природи. Вони можуть мати досить значні розміри та густину, при цьому великі частинки, зазвичай осідають у шламовідокремлювачах, а частинки малого розміру у вигляді суспензії переходять у мережну воду. Суспензія є нестабільною системою, тому у протинакипні реагенти на основі фосфонатів для стабілізації додають поверхнево-активні речовини (ПАР).

Привертають увагу методи реагентної обробки, які мають комплексну як протикорозійну, так і протинакипну дію. Мова йде про обробку води комплексонатами – солями фосфонових кислот, частіше цинковими [11], які утворюють на поверхні металу захисну плівкуз органофосфатних комплексів. Такий захист, на наш погляд, може бути дієвим для нових трубопроводів теплових мереж і не може використовуватись для трубопроводів зі "старими" відкладеннями, де працюють інші механізми корозії. Окрім цього комплексонати цинку, найбільш поширені для комбінованого захисту теплових мереж, є нестійкими при рН води більше 8,5, оскільки іони  $Zn^{2+}$  випадають в осад у вигляді  $Zn(OH)_2$ .

До складу сучасних реагентів комбінованої дії майже завжди входять ПАР, котрі ефективні, як антискаланти і дисперсанти, стабілізують суспензії, які утворюються внаслідок дії фосфонатних реагентів та самих ПАР.

Стабілізуюча дія ПАР на суспензії полягає в утворенні на поверхні твердих фаз подвійного шару молекул ПАР, за рахунок чого частинки



припиняють безпосередньо взаємодіяти між собою і утворюється стабільна колоїдна система [12]. На поверхні трубопроводів молекули ПАР також утворюють щільно упаковані подвійний шар «частокол Ленгмюра», завдяки чому поверхня з гідрофільної перетворюється на гідрофобну. Така модифікація поверхні трубопроводів ПАР захищає метал трубопроводів від корозії і відкладень, зменшує гідравлічний опір, сприяючи зниженню енерговитрат на транспортування теплоносія [13,14]. З такою метою використовуються ПАР – плівкоутворюючі аміни структурної формули  $C_nH_{2n+1}NH_2$ , молекули яких при особливих умовах адсорбуються на трубних поверхнях.

На кафедрі теплотехніки КНУБА проводяться дослідження нового модифікаційного розчину ПАР, виготовленого на основі складних естерів жирних кислот рослинних олій. Модифікатор показує ефективність при видаленні накипних відкладень з поверхонь нагріву, в тому числі котлів КВГ-8 та ПТВМ-30, до того ж спостерігається утворення захисної плівки на очищених поверхнях. Промисловим впровадженням результатів досліджень було успішне використання даного ПАР для промивання реальних об'єктів – котлів ТВГ-8 у ПАТ «Київенерго» та системи опалення лікарні разом з котельнею впродовж опалювального сезону без зупинки теплопостачання [15,16].

**Висновок.** Підсумовуючи, можна сказати, що фізичні методи запобігання накипоутворення не набули широкого вжитку через невідпрацьованість методик їх використання і недостатній об'єм теоретичного обґрунтування механізмів впливу на таку складну систему, як вода. Сучасні реагентні і безреагентні методи деаерації мають серйозні недоліки, які обмежують їх використання. Реагентні комбіновані методи запобігання корозії та накипоутворення на основі інгібіторів теж працюють досить ненадійно, мають велику залежність від складу води, температури, потребують постійного дозування та аналітичного контролю. Використання ПАР для захисту котельного обладнання та трубопроводів теплових мереж від корозії та накипоутворення представляється найбільш перспективним внаслідок однокомпонентності розчинів, комбінованому захисту, простоти використання, екологічності. Перешкодою широкого вжитку ПАР у СЦТ для захисту від корозії та накипоутворення є недостатня вивченість, що є предметом подальших досліджень.

### Список літератури

1. Балабан-Ирменин Ю. В., Липовских В. М., Рубашов А. М. Защита от внутренней коррозии трубопроводов водяных тепловых сетей М.: Энергоатомиздат, 1999. 248 с.
2. Лифшиц О.В. Справочник по водоподготовке котельных установок. М.: «Энергия», 1976. 288 с.
3. Р 204 України 243-93. Рекомендації з протикорозійної електромагнітної обробки води в системах гарячого водопостачання.

4. *Иванов М.* Ультразвук в водоснабжении и водоподготовке. *Аква-терм*, 2066, №6, С. 36-38.
5. *Беликов С.Е.* Водоподготовка. Справочник. М.: Аква-терм, 2007, 240 с.
6. *Фрог Б.Н., Левченко А.П.* Водоподготовка. М.: Издательство Ассоциации строительных вузов, 2006. 656 с.
7. *Улиг Г. Г., Ревз Р. У.* Коррозия и борьба с ней. Введение в коррозионную науку и технику Л.: Химик, 1989. 456 с.
8. *Д. В. Рогожин, В. В. Бужинський, В. С. Вітковський, Н. А. Карпюк, О. А. Тур.* Про досвід експлуатації теплових мереж з реагентною обробкою води для підживлення. Науково-технічний збірник "Енергоефективність в будівництві та архітектурі", вип. 7. К.: КНУБА, 2015.
9. *Ю. Г. Поржезинський.* Основи проектування водо підготовки ТЕЦ і котельень харчових підприємств.. К.: НУХТ, 2008.
10. *Чаусов Ф.Ф.* Комплексный водно-химический режим теплоэнергетических систем низких параметров: *Практ. руков.* Ижевск: НИЦ «Регулярная и хаотическая динамика», 2002. 236 с
11. *Методические указания по применению комплексных препаратов для ведения водно-химического режима теплоэнергетических сетей.* Удмуртский государственный университет. Региональный технопарк "Удмуртия", 2005.
12. *Абрамзон А.А.* Поверхностно-активные вещества: свойства и применение. Л.: Химия, 1981. 304 с.
13. *В. А. Рыженков, М. В. Лукин, С. И. Погорелов, А. В. Куршаков.* Результаты работ по повышению эффективности систем централизованного теплоснабжения на основе ПАВ-технологии за 2003-2013 гг // *Надежность и безопасность энергетики*, 2014. №25. С. 28–40.
14. *Некоторые аспекты формирования гидрофобной пленки амина на металлической поверхности / И. П. Дубровский, А. В. Куршаков, В. А. Рыженков, А. В. Аникиев.* // *Вестник МЭИ*, 2000. №3. С. 62–64.
15. *П. М. Гламаздин, К. О. Цыкал.* Досвід використання поверхнево-активних речовин для очищення систем теплопостачання від відкладень. // *Науково-технічний збірник "Енергозбереження в будівництві та архітектурі"*. Вип.1, К., КНУБА 2011. С. 79-84.
16. *П. М. Гламаздин, К. А. Цыкал.* Повышение эффективности работы систем теплоснабжения с использованием ПАВ-технологии // *Муніципальна енергетика: проблеми, рішення.* Матеріали IV міжнародної науково-технічної конференції, 2011. С. 82–86.

*Надійшло до редакції 22.11.2016*

В. А. ВОЛОЩУК, кандидат технічних наук

Національний технічний університет України "Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського"

О. О. ГРИЦИНА, кандидат технічних наук

Національний університет водного господарства та природокористування,  
м. Рівне

## СТІЧНІ ВОДИ ЯК ДЖЕРЕЛО ЕНЕРГІЇ У СИСТЕМАХ ТЕПЛОЗАБЕЗПЕЧЕННЯ НОВОГО ПОКОЛІННЯ

*В роботі, на основі ексергетичного підходу, показана доцільність удосконалення методологічної бази з обґрунтування рішень при утилізації енергії стічних вод в системах теплозабезпечення населених пунктів. Це узгоджується із існуючою концепцією створення систем теплозабезпечення нового, 4-го покоління.*

**Ключові слова:** ексергетичний підхід, системи теплозабезпечення, стічні води.

*В работе, на основе эксергетического подхода, показана целесообразность усовершенствования методологической базы для обоснования решений по утилизации энергии сточных вод в системах теплообеспечения населенных пунктов. Это согласуется с существующей концепцией создания систем теплоснабжения нового, 4-го поколения.*

**Ключевые слова:** эксергетический подход, системы теплообеспечения, сточные воды.

*Based on exergic approach the paper provides the necessity of improving methodological framework to assist decision making processes when using wastewater as a heat source in heating systems. This framework complements the existing concept of development of the next 4<sup>th</sup> generation district heating.*

**Key words:** exergy-based approach, heating systems, wastewater.

Серед важливих проблем сьогодення можна виділити проблеми зростання енергоспоживання людства, вичерпання природних, в тому числі і енергетичних, ресурсів, нерівномірний розподіл цих ресурсів, зростання рівня та наслідків негативного антропогенного тиску людини на довкілля.

Необхідно відмітити, що міста є основними споживачами енергоресурсів для життєзабезпечення людини. На сьогоднішній день міське населення за кількістю вже перевищило сільське. Прогнозується, що в перспективі ця різниця буде зростати [1].

Вже сьогодні місто є досить складною системою. Міська інфраструктура не може розглядатися як проста сукупність окремих систем чи елементів, жителі не є пасивними учасниками. Це спричинило появу такого поняття як «розумне» місто. В даному випадку передбачається, зокрема, використання інформаційних та комунікаційних технологій для забезпечення більш відкритих, різносторонніх та збалансованих умов проживання в містах [2]. Вважається, що такий підхід дозволить суттєво підвищити рівень ефективності використання енергетичних, водних та інших ресурсів міста.

Системи теплозабезпечення, водопостачання та водовідведення також є важливим елементами життєзабезпечення населених пунктів, а особливо великих міст. Аналіз літературних джерел показує, що у відповідності до проблем сьогодення існує потреба удосконалення або навіть розробки нової методологічної бази з обґрунтування і розробки нових рішень при створенні, зокрема, систем утилізації енергії стічних вод для тепло забезпечення населених пунктів [3-7].

Мета роботи: аналіз існуючих тенденцій методологічних підходів та техніко-технологічних схем у сфері теплозабезпечення населених пунктів та визначення можливих рішень із використання енергії стічних вод у цих системах.

Отже, на сьогоднішній день методологічною основою енергетичних систем, включаючи теплозабезпечення та водовідведення, є техніко-економічне обґрунтування, яке у свою чергу базується на суто енергетичному підході та принципів класичної економіки. Енергетичний підхід в своїй основі приймає до уваги тільки перший закон термодинаміки. Класична економіка визначає працю людини як основне джерело багатства. Природні багатства все ще не мають належної оцінки в господарській діяльності людини.

У зв'язку з цим в енергетиці з'явився новий, ексергетичний підхід, який дозволяє реалізувати процеси енергоспоживання під кутом зору економіки природних ресурсів. Ексергетичний підхід є новим витком в теорії створення енергетичних систем. Можливості суто енергетичного підходу до удосконалення таких систем майже вичерпані. На відміну від енергетичного аналізу ексергетичний метод оцінки дозволяє визначити місцезнаходження, значення та джерела термодинамічних втрат в системі [8].

Існуючі технології теплозабезпечення будівель базуються на використанні джерел енергій з високим значенням ексергії (якості) – спалювання різних видів палива. Разом з тим, безпосередньо у будівлях для створення теплового комфорту потрібна енергія з відносно низькою ексергією (якістю). В результаті, значна частина високоякісної енергії, яку не можна замінити в інших технологічних процесах (хімічна промисловість, металургія, тощо), втрачається (рис. 1).

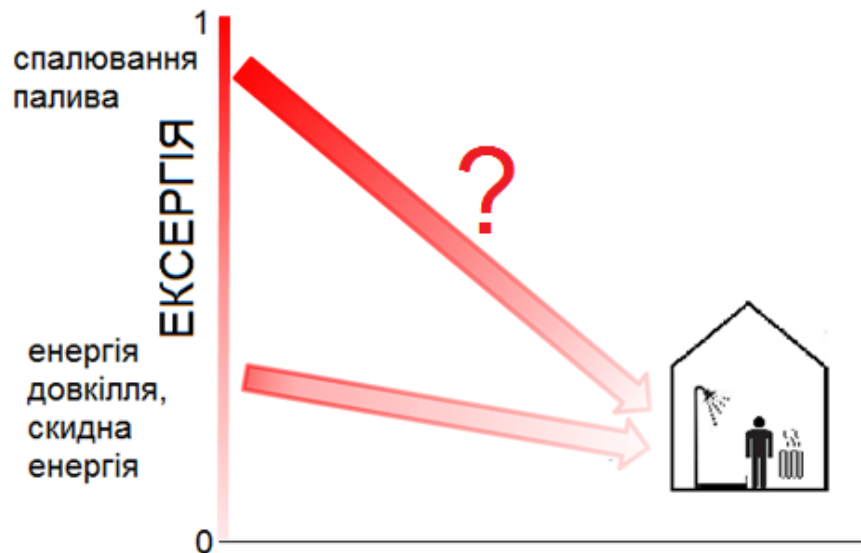


Рис. 1. Рівень втрат ексергії від різних джерел енергії при теплозабезпечення будівлі

Використання енергії стічних вод в якості джерела енергії є одним із можливих рішенням створення низькоексергетичних систем теплозабезпечення населених пунктів [9].

На рис. 2, для прикладу, показана зміна на різних стадіях перетворення енергії системи теплозабезпечення житлового району осереднених у багаторічному перерізі сезонних значень ексергії відповідно на базі стандартної котельні та теплонасосної установки, яка утилізує енергію стічних вод з температурою 15°C. Із наведених графіків видно, що при використанні стандартної котельні найбільші втрати ексергії мають місце на стадії первинного перетворення палива та генерації теплоти. Процес перетворення хімічно зв'язаної енергії палива у енергію води системи теплостачання є один із найбільш термодинамічно недосконалих.

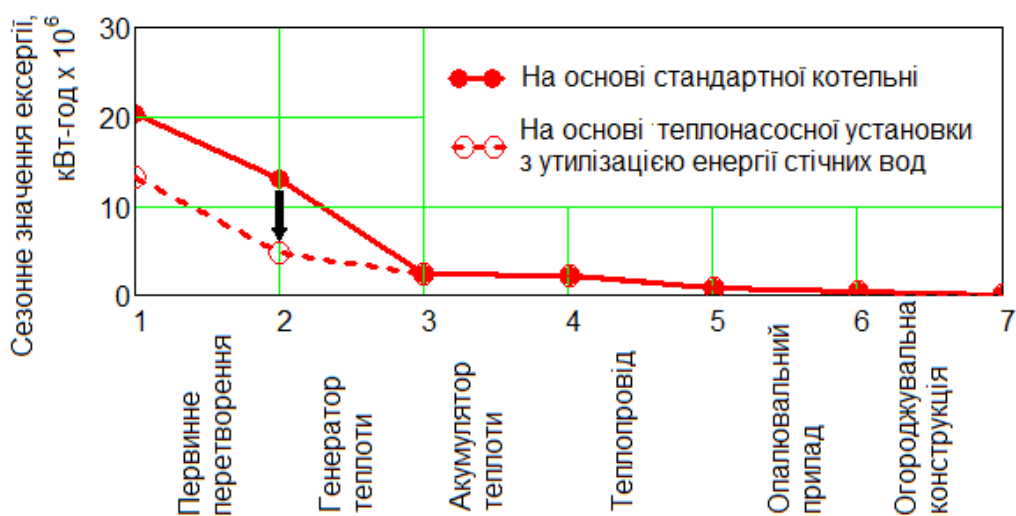


Рис. 2. Осереднені у багаторічному перерізі сезонні значення ексергії для системи теплозабезпечення житлового району

Згідно рис. 2, при застосуванні технології утилізації енергії стічних вод за допомогою теплонасосної установки втрати ексергії на стадії генерації теплоти зменшилися у три рази. На стадії первинного перетворення палива втрати ексергії в обох випадках майже однакові. Це обумовлено тим, що у випадку використання теплонасосної системи в процес первинного перетворення енергії включено виробництво електричної енергії на конденсаційній ТЕС. В результаті, в системі із використанням енергії стічних вод має місце зниження споживання ексергії первинного палива на 35%.

Традиційний ексергетичний аналіз, поглиблений ексергетичний аналіз, ексергоекономічний (термоекономічний), ексергоприродничий та інші методи поєднання ексергії, економіки й екології дозволяють виконати набагато глибший та детальніший аналіз й обґрунтування техніко-технологічних рішень при створенні та експлуатації систем теплозабезпечення населених пунктів [9-11].

Перші спроби визначити вартість продукту системи на основі ексергетичного підходу були зроблені у 1920-30-х роках минулого століття. Подальший розвиток цієї ідеї призвів до появи у 1960-х роках такого напрямку як термоекономіка, а потім і ексергоекономіки. Останній напрям передбачає новий, особливий підхід до поєднання ексергетичного та економічного аналізу і є сьогодні одним з найбільш поширеним [9, 10].

Технологічні та управлінські рішення у сфері теплозабезпечення населених пунктів також зазнали суттєвих змін за остання десятиліття. В літературі вже розглядаються рішення із створення систем теплозабезпечення нового, 4-го, покоління.

Згідно [4] такі системи повинні забезпечувати:

- можливість подачі низькотемпературного теплоносія для опалення та гарячого водопостачання існуючих будинків, після впровадження в них енергоефективних рішень, а також будинків із низьким споживанням енергії за рахунок синергетичного ефекту;
- можливість розподіляти енергію по мережах з низькими втратами;
- можливість використання скидної низькотемпературної енергії, а також енергії відновлювальних джерел в тому числі сонячної й геотермальної енергії;
- можливість бути складовою «розумної» енергетичної системи, що включає в себе «розумні» електричні, теплові, газові та водопровідні мережі;
- можливість реалізації рішень з планування, забезпечення мотивації при реалізації на засадах сталого розвитку стратегічних рішень до створення майбутніх енергосистем.

В роботі [7] наведені характерні особливості існуючих централізованих систем теплозабезпечення та майбутніх на прикладі Фінляндії. Згідно [7] ключовими властивостями існуючих систем є: використання викопних видів палива; централізоване виробництво енергії; монополія муніципальних компаній-виробників енергії; використання традиційних бізнес моделей; висока температура подавальної води; приєднання до мережі будівель з різною енергетичною ефективністю; використання традиційних технологій. На

відміну від існуючих, системи централізованого теплозабезпечення майбутнього будуть характеризуватися: зростанням частки відновлювальних джерел енергії; застосуванням нових бізнес моделей; комбінованим виробництвом електричної енергії, та енергії для тепло- й холодозабезпечення; зростанням частки розподіленого виробництва енергії; можливістю підключення різних виробників до системи; появою просьюмерів (*prosumers*); відносно низькою температурою подавальної води, зростанням частки підключених до системи будинків з нульовим споживанням енергії (*zero-energy buildings*); використанням технологій індивідуального управління (*supportive technologies*).

Отже, в системах централізованого тепlopостачання нового покоління, у якій передбачений температурний графік 40/20°C [4] з'являється більше можливостей утилізації низькотемпературної скидної енергії стічних вод житлового сектору, комерційний та промислових об'єктів.

Майбутні системи централізованого тепlopостачання будуть відігравати особливу роль у функціонуванні «розумних» енергетичних систем, коли і електричні мережі, і газові мережі, і мережі водopостачання й водовідведення координуються для забезпечення синергетичного ефекту [4].

За допомогою теплонасосних систем можна підняти температурний рівень стічної води до значень, можливих для використання як в системах створення теплового комфорту в приміщеннях, підготовки гарячої води, так і в певних промислових процесах.

Однією з класифікацій схем використання енергії стічних вод є їх поділ в залежності від розміщення місця утилізації енергії: безпосередньо в індивідуальному будинку, у колекторах системи каналізації населених пунктів та на очисних станціях [12, 13] (рис. 3).

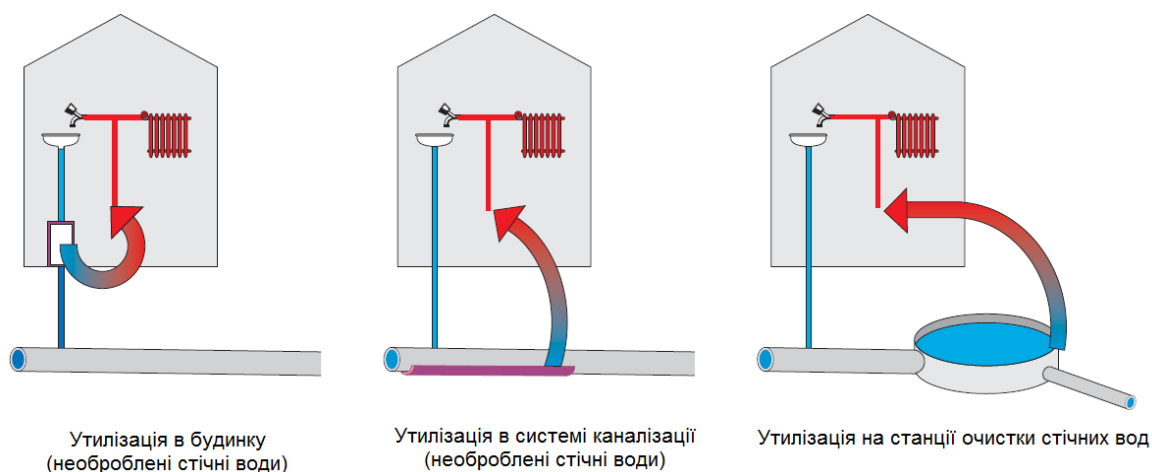


Рис. 3. Типи систем утилізації енергії стічних вод в залежності від місця їх розташування [13]

У першому випадку температура стічних вод є найвищою. Хоча в даній схемі мають місце найбільша нерівномірність витрати. У схемах першого типу найбільш поширеною технологією є попередній нагрів води гарячого

водопостачання (ГВП) при допомозі теплообмінника [12, 13]. Хоча є рішення, де передбачений нагрів до необхідної температури води в системі ГВП за допомогою утилізації енергії стічної води теплонасосною установкою [5]. Але, як це показано в роботі [5], це можливо реалізувати в будинках нового типу (з нульовим споживанням енергії – *zero-energy buildings*). Разом з тим, як показали результати наших досліджень, за рахунок апробованих на практиці технологій з підвищення енергоефективності існуючих будинків можна за допомогою утилізації енергії стічних вод забезпечити до 40% щорічних потреб будинку на його теплозабезпечення. Згідно попереднього аналізу, проведеного нами, основною перевагою використання теплонасосною установкою енергії стічних вод безпосередньо у будинку є їх відносно висока температура. А це можна використати, у першу чергу, для підвищення ефективності та надійності роботи теплового насоса.

При розміщенні системи утилізації енергії стічних вод у колекторах системи каналізації населених пунктів витрата має більш рівномірний характер. Хоча температура джерела є нижчою і її подальше зниження лімітується процесами очистки стічних вод на каналізаційних очисних спорудах [12, 14].

Якщо утилізація енергії стічних вод здійснюється на очисних станціях, то, як і у попередньому випадку, тут необхідно враховувати підтримання відповідної температури цих вод для забезпечення їх ефективною очистки. Крім того, як правило каналізаційні очисні споруди розміщуються на значній відстані від житлових районів. Хоча витрати енергоносія в даному випадку є найбільш рівномірними.

**Перспективи подальших досліджень.** В подальшому передбачається розробка та застосування методології ексергетичного аналізу до створення та реалізації техніко-технологічних рішень в системах відведення, утилізації енергії стічних вод та системах теплозабезпечення населених пунктів як єдиного комплексу життєзабезпечення.

**Подяки.** Стаття підготовлена в рамках виконання проекту “Комплекс ресурсозберігаючих технологій з очищення стічних вод та використання тепла стічних вод цивільних та військових об’єктів” (номер державної реєстрації НДР 0116U007384).

#### **Висновки:**

1. В роботі показано, що існуючі тенденції методологічних підходів, що базуються на понятті ексергії, дозволяють виконати набагато глибший та детальніший аналіз й обґрунтування техніко-технологічних рішень при створенні та експлуатації нового типу систем теплозабезпечення населених пунктів в тому числі на основі утилізації енергії стічних вод.

2. Концепція створення систем централізованого постачання 4-го покоління включає технології із використання енергії стічних вод та розгляд систем водовідведення і теплопостачання як складових єдиного комплексу життєзабезпечення населених пунктів.



## Список літератури

1. *United Nations*, World Urbanization Prospects: The 2014 Revisions.
2. *Rosati U.* What is a smart city project? An urban model or a corporate business plan? / U. Rosati, S. Conti // The 2nd International Symposium " New Metropolitan Perspectives" – Strategic planning, spatial planning, economic programs and decision support tools, through the implementation of Horizon/Europe2020 (ISTH-2020). Program and Proceedings, Reggio Calabria, Italy, May, 18-20, 2016. Reggio Calabria, 2016.
3. *Hepbasli A.* A key review of wastewater source heat pump (WWSHP) systems / A. Hepbasli, E. Biyik, O. Ekren, H. Gunerhan, M. Araz // Energy Conversion and Management, 2014. Vol. 88. P. 700–722.
4. *Lund H.* 4th Generation District Heating (4GDH): Integrating smart thermal grids into future sustainable energy systems/ H. Lund, S. Werner, R. Wiltshire, S. Svendsen, J. E. Thorsen, F. Hvelplund, B. V. Mathiesen // Energy, 2014. Vol. 68. P. 1–11.
5. *Meggers F.* The potential of wastewater heat and exergy: Decentralized high-temperature recovery with a heat pump/ F. Meggers, H. Leibundgut // Energy and Buildings, 2011. Vol. 43. P. 897–886.
6. *Schmidt D.* Low temperature district heating for future energy systems / D. Schmidt, A. Kallert, M. Blesl, S. Svendsen, N. Nord, K. Sipilä // The 14th International Symposium on District Heating and Cooling. Program and Proceedings, Stockholm, Sweden, September, 7-9, 2014. Stockholm, 2014.
7. *Paiho S.* Towards next generation district heating in Finland / S. Paiho, F. Reda // Renewable and Sustainable Energy Reviews. 2016. Vol. 65. P. 915–924.
8. *Тсатсаронис Дж.* Взаимодействие термодинамики и экономики для минимизации стоимости энергопре-образующей системы. Одесса: Негоциант, 2002. 152 с.
9. *Torio H., Schmidt, D.* (2011): Exergy Assessment Guidebook for the Built Environment. Summary report of Annex 49: Low Exergy Systems for High-Performance Building and Communities. Edited by Programme on Energy Conservation in Buildings and Community Systems (ECBCS) of the International Energy Agency. Stuttgart, Germany.
10. *Sciubba E.* A brief Commented History of Exergy From the Beginnings to 2004 / E. Sciubba, G. Wall // Int. J. Exergy, 2007. Vol. 10, No. 1. P. 1–26.
11. *Tsatsaronis G.* Comments on the Paper "A Brief Commented History of Exergy from the Beginnings to 2004" E. Sciubba and G. Wall Int. J. of Thermodynamics, 10 (2007), pp 1-26 and Authors' Response / G. Tsatsaronis // Int. J. Exergy, 2007. Vol. 10, No. 4. P. 187–192.
12. *Meyer L.* Exergoenvironmental analysis for evaluation of the environmental impact of energy conversion systems / L. Meyer, G. Tsatsaronis, J. Buchgeister, L. Schebek // Energy, 2009. No.34. P. 75–89.
13. *Culha O.* Heat exchanger applications in wastewater source heat pumps for buildings: A key review / O. Culha, H. Gunerhan, E. Biyik, O. Ekren, A. Hepbasli // Energy and Buildings, 2015. Vol. 104. P. 215–232.

14. Schmid F. Sewage water: interesting heat source for heat pumps and chillers / F. Schmid // Proceedings of the 9th IEA Heat Pump Conference. Zürich, May, 19-23, 2008. Zürich, 2008. P. 1-12.

15. Кізеєв М.Д. До питання використання теплових насосних установок на каналізаційних очисних спорудах // Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Збірник наукових праць. 2009. Вип. 3(47), Частина 2. С. 192–199.

Надійшло до редакції 22.11.2016

УДК 620.92, 628.3

Н.Б. ГОЛУБ, доктор технічних наук  
Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут ім. Ігоря Сікорського»  
О.А. КОЗЛОВЕЦЬ, інженер-дослідник  
ТОВ «Енвітек»  
М.В. ШИНКАРЧУК, аспірант  
М.В. ПОТАПОВА, аспірант  
Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут ім. Ігоря Сікорського»

### КОМПЛЕКСНА ТЕХНОЛОГІЯ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД ПТАХОФАБРИК ТА ФІЛЬТРАТУ ПІСЛЯ ЇХ АНАЕРОБНОГО ЗБРОДЖУВАННЯ

*Наведено технологічне рішення очищення стічних вод птахофабрик або тваринних комплексів від азотовмісних сполук та ХСК. Обґрунтовано, що раціональним є попереднє анаеробне зброджування стічних вод з подальшим очищенням частини фільтрату в аеробному процесі для проведення стадії нітрифікації. Раціональне співвідношення аеробного та анаеробного потоків на стадії денітрифікації складає 2:1. Очищення стічної води від сполук нітрогену досягає  $77\pm 2\%$  при вихідній концентрації  $289 \text{ мг/дм}^3$ .*

**Ключові слова:** стічні води, азотовмісні сполуки, анаеробне зброджування, нітрифікація, денітрифікація.

*Приведено технологическое решение очистки сточных вод птицефабрик или животноводческих комплексов от азотсодержащих соединений и ХПК. Обосновано, что рациональным является предварительное анаэробное сбраживание сточных вод с последующей очисткой части фильтрата в аэробной процессе, для проведения стадии нитрификации. Рациональное соотношение аэробного и анаэробного потоков на стадии денитрификации составляет 2:1. Очистка сточных*

вод от соединений азота достигает  $77\pm 2\%$  при исходной концентрации  $289 \text{ мг/дм}^3$ .

**Ключевые слова:** сточные воды, азотсодержащие соединения, анаэробное сбраживание, нитрификация, денитрификация.

*This paper shows technological solution of wastewater or filtrate treatment from nitrogen-containing compounds and COD. Rational usage of prior anaerobic wastewater digestion with further aerobic filtrate purification process for nitrification stage conduct is shown. Rational ratio of aerobic to anaerobic fluxes on denitrification stage is 2:1. Rate of wastewater purification from nitrogen-containing compounds reaches  $77\pm 2\%$  under starting contents  $289 \text{ mg/dm}^3$ .*

**Key words:** wastewater, nitrogen-containing compounds, filtrate, stockbreeding waste.

### Вступ

Основними сполуками, які містяться в стічних водах тваринних комплексів та мають негативний вплив на навколишнє середовища, вважаються азотовмісні речовини з амонійною формою нітрогену [1, 333]. Окрім цього, деякі галузі АПК мають відходи з незначним вмістом вологи. Процеси їх анаеробної переробки в енергоносії з високою енергоефективністю потребують вмісту вологи більше  $90\%$  [2, 30; 3, 247], що призводить до використання значних обсягів води. Також, фільтрат, що утворився після процесу метанового зброджування, відноситься до висококонцентрованих стічних вод і має в своєму складі велику кількість азотовмісних сполук та високе ХСК. Такий вміст забруднювачів потребує додаткового очищення [4, 40].

В інших галузях сільського господарства така проблема також наявна. На більшості фермах для утримання великої рогатої худоби (ВРХ) та свиней для видалення гнойової маси використовують водяний змив, що призводить до утворення гноївки з високим містом азотовмісних сполук та ХСК. Склад стічних вод при утриманні тварин та птиці наведено в табл.1.

Таблица 1

Склад стічних вод від утримання тварин та птиці

Джерело утворення стічної води	Показники якості стічних вод, $\text{мг/дм}^3$					Посилання
	$\text{NO}_2^-$	$\text{NO}_3^-$	$\text{NH}_4^+$	ХСК	БСК <sub>5</sub>	
Свині	$738,5\pm 36,9$	$1380\pm 69$	$614\pm 30,7$	$4421\pm 221,1$	$1856,5\pm 92,8$	[5, 335; 6, 244]
Кури	$1,7\pm 0,09$	$2,4\pm 0,12$	$289\pm 14,5$	$2050\pm 102,5$	$672,5\pm 33,7$	[7,1; 8, 1]
ВРХ	$2,3\pm 0,12$	$4,8\pm 0,24$	$554\pm 27,7$	$4997\pm 249,9$	$1003\pm 50,2$	[9, 1; 10,88]

З огляду на склад забруднювачів та високу екологічну небезпеку, що виникає в разі потрапляння такої стічної води до водойм, постає питання їх

раціонального очищення з отриманням позитивного екологічного та економічного ефектів.

Дана стаття присвячена вирішенню питання утилізації забруднювачів стічної води з тваринних комплексів, птахофабрик та фільтрату після метанового зброджування відходів сільського господарства.

### **Постановка задачі**

Метою даної роботи є розробка комплексної технології очищення стічних вод від азотовмісних сполук.

Для досягнення вищенаведеної мети потрібно вирішити наступні задачі:

- провести анаеробну ферментацію відходів птахівництва для отримання модельних стічних вод (фільтрату);
- провести процес очищення стічної води за допомогою аеробних та анаеробних умов;
- визначити раціональні параметри процесу очищення стічної води від азотовмісних сполук;
- порівняти якість очищення стічної води відомими та запропонованими методами.

### **Методи та матеріали**

Як модельну суміш фільтрату використовували рідку фракцію після коферментації пташиного посліду з целюлозовмісною сировиною (целюлозовмісний субстрат використовували для інтенсифікації процесу метанового зброджування [11, 24]). Целюлозовмісний субстрат – очерет звичайний (вологість – 12,47%, суха органічна речовина (СОР) – 53,79% ). В СОР вміст целюлози за літературними даними становить 43,5%, лігніну – 37% [12, 200].

Анаеробну переробку пташиного посліду для отримання фільтрату проводили в лабораторних метантенках загальним об'ємом 1,5 дм<sup>3</sup>, в мезофільному температурному режимі – 37±1°C, протягом 21 доби. Відпрацьований субстрат після метанового зброджування відфільтровували від рідини за допомогою вакуумного насосу.

Концентрацію іонів амонію (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), нітритів (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), нітратів (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), вимірювали за стандартними методиками з використанням іономіра І-160МІ (виробництво РФ) [13, 4; 14, 4, 15, 5]. Хімічне споживання кисню (ХСК) визначали за стандартною методикою [16, 5].

Процес аерації проводили в аеротенках за допомогою аераторів з розмірами пор 0,4 мм, витрати повітря при цьому становили 210 дм<sup>3</sup>/год.

Процес денітрифікації проводили в ферментері, загальним об'ємом 1,5 дм<sup>3</sup> в герметичних умовах. Для інтенсифікації процесу денітрифікації в реактор-денітрифікатор були поміщені синтетичні носії типу «ВІА».

Якісний склад газу, який утворився на стадії денітрифікації проводили за допомогою газового хроматографа ЛХМ-8-Д (виробництво СРСР) за

стандартною методикою [17, 273]. Концентрацію азоту в газовій суміші визначали за формулою:

$$C = KSM, \quad (1)$$

де,  $C$  – відсотковий вміст певного компонента газу в суміші;  $K$  – коефіцієнт газового компонента (для азоту 0,0069);  $S$  – площа трикутника на хроматограмі.

Визначення проводили з метою встановлення концентрації молекулярного азоту ( $N_2$ ), що напряму відображає перебіг процесу денітрифікації.

#### Результати та їх обговорення

Склад фільтрату від косубстратного зброджування очерету та курячого посліду наведено в табл.2.

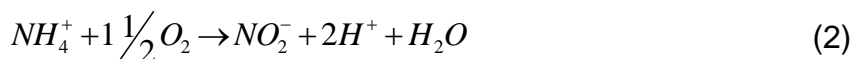
Таблиця 2

#### Склад фільтрату після анаеробного зброджування посліду та очерету

Стічна вода	Показники якості фільтрату, мг/дм <sup>3</sup>			
	$NO_2^-$	$NO_3^-$	$NH_4^+$	ХСК
Фільтрат	1,4±0,03	0,0	138±7	1040±50

Дані, які наведено в табл.2, відрізняються від літературних даних, що наведено в табл.1 для стічної води, що утворюється в процесі утримання курей. Це свідчить про те, що процес метанового зброджування призводить до розкладу частини органічних сполук. Амонійний нітроген окиснюється до молекулярного азоту і вивільняється в біогаз. Про такий процес також свідчить зниження вмісту амонійного нітрогену на 52,2 % у модельному субстраті для метанового зброджування (початковий вміст іонів амонію – 289±14,45 мг/дм<sup>3</sup>).

Динаміка зниження вмісту іонів амонію у фільтраті в процесі нітрифікації наведено на рис.1. В процесі нітрифікації проходить наступна хімічна реакція:



З рис.1. видно, що раціональним періодом знаходження фільтрату в системі аерації (час гідравлічного утримання) є 2,5 години.

Нітрит, який утворився в процесі нітрифікації, є проміжною сполукою. В біохімічному ланцюзі  $NO_2^-$  за допомогою бактерій *p. Nitrobacter* переходить в нітрат ( $NO_3^-$ ) за реакцією:



У процесі нітрифікації не відбувається видалення азоту з фільтрату. Результатом біохімічного перетворення є зміна ступеню окиснення нітрогену, його перехід з  $N^{-3}$  в  $N^{+3}$  та  $N^{+5}$ .

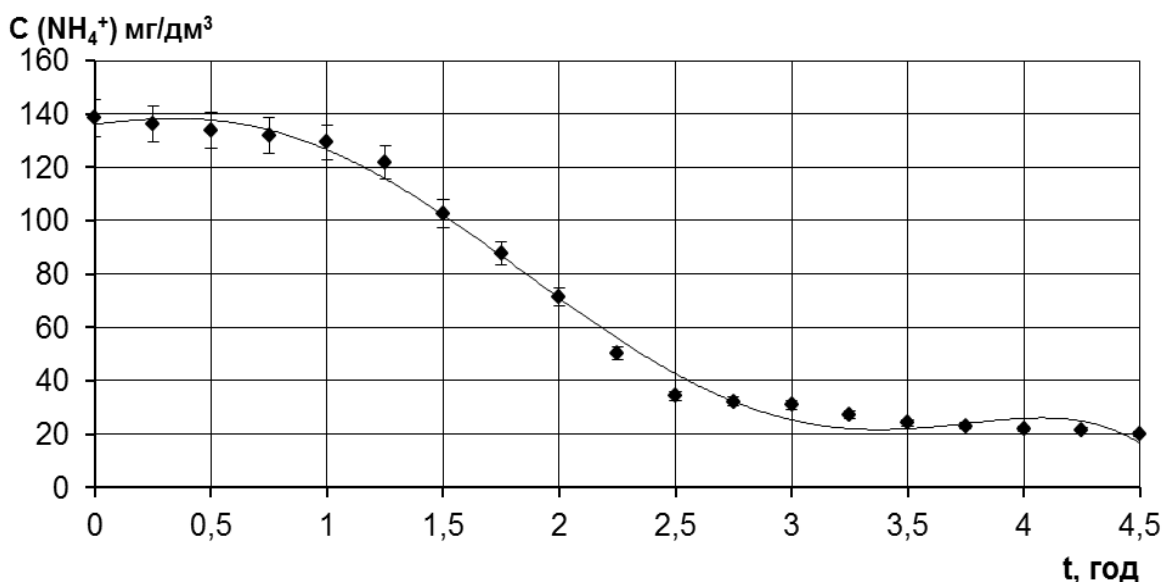


Рис. 1. Динаміка зміни  $C(\text{NH}_4^+)$  мг/дм<sup>3</sup> в залежності від терміну утримання сировини

Для видалення сполук нітрогену зі стічної води проаналізовано можливість утворення молекулярного азоту при розділенні потоку фільтрату на 2 частини. Одну направляли на нітрифікацію, другу без попереднього очищення – в реактор-денітрифікатор. Основна частина нітрогену після нітрифікації знаходиться у формі  $\text{NO}_2^-$ , у фільтраті нітроген знаходиться у формі  $\text{NH}_4^+$ . При їх взаємодії повинно відбуватись утворення молекулярного азоту за реакцією:



і, відповідно, його видалення з стічної води.

Кількість видаленого з стічної води нітрогену в залежності від співвідношення об'ємів аерованих та неаерованих потоків наведено на рис.2. Як видно з діаграми найкращий ефект видалення сполук нітрогену спостерігався при співвідношенні аеробного до анаеробного потоків 2:1. При цьому ступінь очищення складає 77% і амонійний нітроген видалається з стічної води, а не переходить у іншу форму, як при нітрифікації.

На рис. 3 наведено вміст азоту в газовій фазі, що утворилась при ферментації в реакторі – денітрифікаторі. Найвищий вихід азоту спостерігається у співвідношенні об'ємів аерованого до некерованого потоків 2:1, що корелює з даними зниження вмісту іонів амонію в процесі денітрифікації.

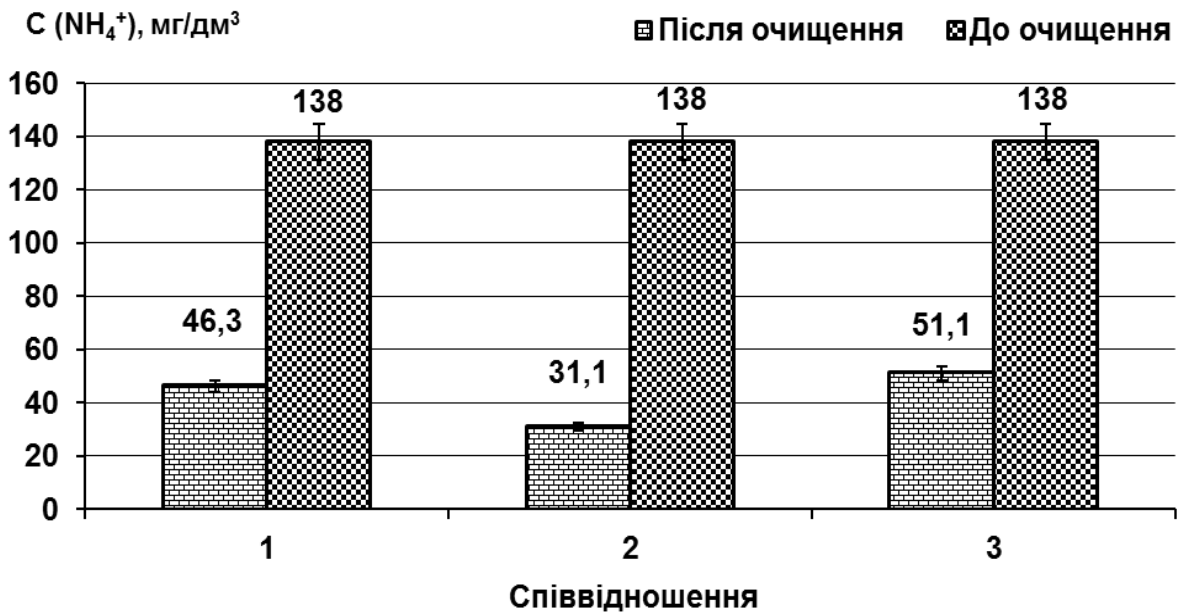


Рис. 2. Ефект очищення фільтрату від нітрогену при різних співвідношеннях аеробного до анаеробного потоків: 1 – 1:1, 2 – 2:1, 3 – 2:1

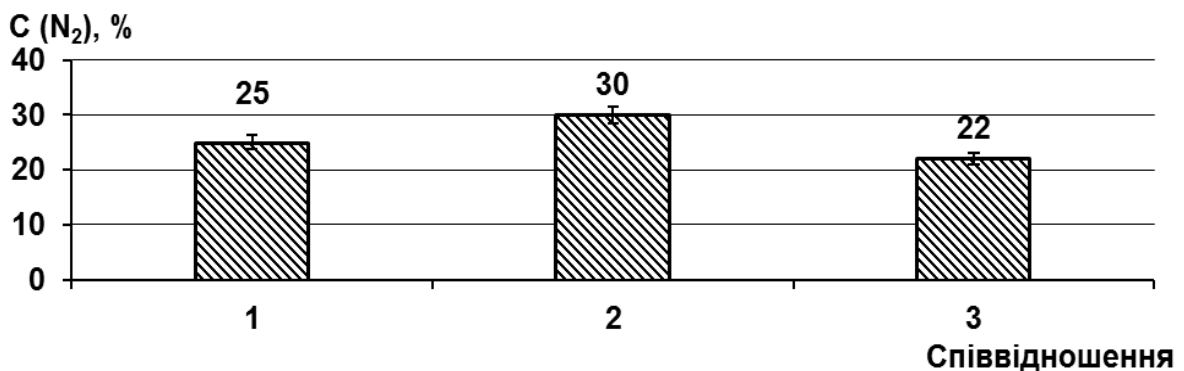


Рис. 3. Діаграма утворення молекулярного азоту в процесі денітрифікації при співвідношення аеробного до анаеробного потоків: 1 – 1:1, 2 – 2:1, 3 – 2:1

При очищенні стічної води з птахофабрики таким способом без попереднього метанового зброджування спостерігали результати, наведені на рис.4. Зниження амонійного нітрогену за раціональних умов при співвідношенні об'ємів потоків 2:1 складало  $42 \pm 1\%$ , що менше, ніж при застосуванні попередньої анаеробної ферментації з одержанням метану. Пояснити це можна тим, що в процесі аерації кисень спочатку йде на розкладання органічних речовин, а потім на окиснення амонійного нітрогену. При збільшенні терміну аерації утворюються як нітрити, так і нітрати. Оскільки в процесі метанового зброджування ХСК зменшується на 50...70% в залежності від параметрів процесу, то процес нітрифікації фільтрату проходить швидше. Також попереднє використання анаеробного процесу дозволяє отримати енергоносій, що знижує вартість процесу очищення стічної води.

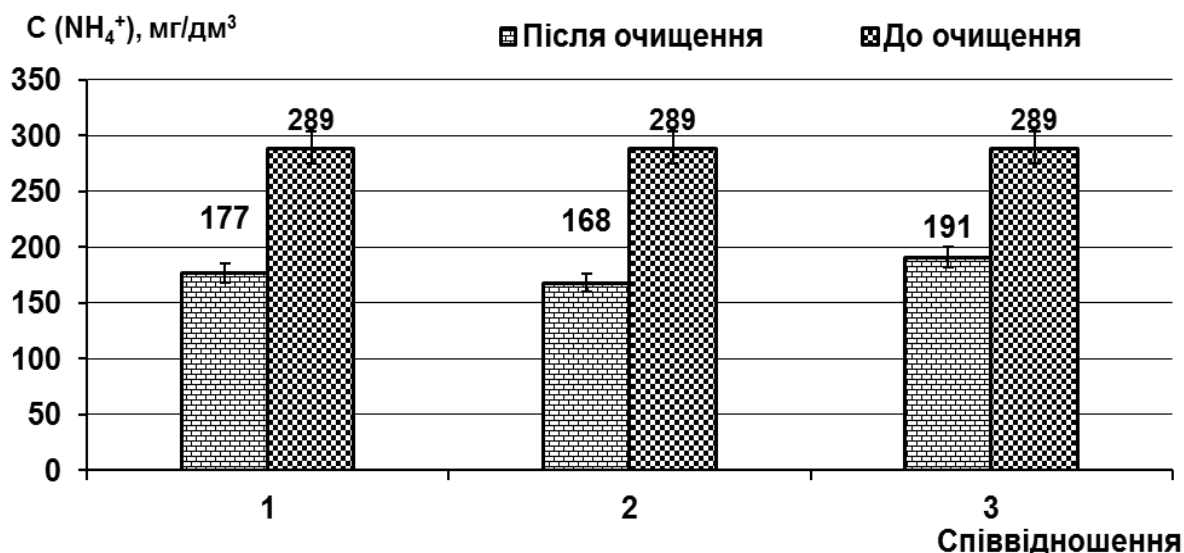


Рис. 4. Ефект очищення стічної води птахофабрики при різних співвідношеннях аеробного до анаеробного потоку: 1 – 1:1, 2 – 2:1, 3 – 2:1

### Висновки

1. Запропоноване технологічне рішення очищення стічної води птахофабрик та тваринних комплексів передбачає попередню анаеробну стадію утворення біогазу для зниження вмісту ХСК. Встановлено, що для очищення стічної води від сполук нітрогену раціональним є співвідношення потоків, що направлені на стадію нітрифікації та денітрифікації 2:1, термін утримання стічної води на стадії нітрифікації – 2,5 години.

2. Запропоноване технологічне рішення включає стадії бродіння нітрифікації та денітрифікації. Такий процес дозволяє знизити концентрацію азотовмісних сполук у стічній воді на  $77 \pm 2\%$ . Без застосування попередньої анаеробної стадії очищення стічної води таким методом можна досягти зниження вмісту сполук нітрогену на  $42 \pm 1\%$ .

### Список літератури

1. *Huang H.* Removal of ammonium from swine wastewater by zeolite combined with chlorination for regeneration. / H. Huang, L. Yang, Q. Xue, J. Liu, L. Hou, L. Ding. // *Journal of Environmental Management*, 2015. V. 160. P. 333–341.
2. *Грицун А.В.* Відходи птахівництва – джерело невикористаної енергії // *Збірник наукових праць Вінницького національного аграрного університету*, 2012. №. 10. Т. 58. С. 27–32.
3. *Lay J.-J.* Influences of pH and moisture content on the methane production in high-solids sludge digestion // *Wat. Res.*, 1997. V.31. N.6. P. 1518–1524.
4. *Golub N.* Technology of anaerobic-aerobic treatment wastewaters from nitrogen compounds after biogas production // *Eastern european journal of enterprise technologies*, 2016. V.10. №.3. P. 35–40.



5. *González F. T.* Treatment of swine wastewater with subsurface-flow constructed wetlands in Yucatán, Mexico: Influence of plant species and contact time. // *Academic Journal*, 2009. V. 35. N. 3 P. 335–342.
6. *Mofokeng D. S.* The analysis of physicochemical characteristics of pigfarm seepage and its possible impact on the receiving natural environment // *African Journal of Environmental Science and Technology*, 2016. V.10. N.8. P. 242–252.
7. *Очистка сточных вод птицефабрики* / НИИ ЭМ МГТУ им. Н.Э. Баумана. URL: <http://voda-proekt.narod.ru/pticefabrika.html>.
8. *Птицефабрика* / НПО «ЭкоВодИнжиниринг» URL: <http://npo-ewi.ru/solutions/poultry/>
9. *Dairy Wastewater Generation and Characteristics / Waialeale Livestock Farm Polluted Runoff Control* URL: <http://www.fpeac.org/dairy/UniversityofHawaiidairywaste.pdf/>
10. *Неверова О.П.* Современные методы утилизации навозосодержащих и сточных вод // *Аграрный вестник Урала*. 2015. №. 131. С. 86–90.
11. *Голуб Н.Б.* Математичне моделювання продукування метану в процесі ферментації // *Наукові вісті НТУУ "КПІ", Проблеми біології та біотехнології*, 2014. №.3. С. 21–95.
12. *Corno L.* New energy crop giant cane can substitute traditional energy crops increasing biogas yield and reducing costs // *Bioresource Technology*, 2015. V. 191. P. 197–204.
13. *МВВ № 081/12–0106–03* «Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації амоній–іонів фотоколориметричним методом з реактивом Неслера». – 6.
14. *КНД 211.1.4.023-95.* «Методика фотометричного визначення нітрит-іонів з реактивом Гріса в поверхневих і очищених стічних водах». – 5.
15. *КНД 211.1.4.027-95* «Методика фотометричного визначення нітратів з саліциловою кислотою у поверхневих та біологічно очищених водах». – 5.
16. *КНД 211.1.4.021–95.* «Методика визначення хімічного споживання кисню (ХСК) в поверхневих і стічних водах». – 5.
17. *Лейбниц Э.* Руководство по газовой хроматографии. Т.1. // *Издательство Мир*, 1988. 480 с.

Надійшло до редакції 19.11.2016

М.Д. ГОМЕЛЯ, доктор технічних наук

В.П. МАЛІН, аспірант

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»

В.М. ГАЛІМОВА, кандидат технічних наук

Національний університет біоресурсів і природокористування України, м. Київ

## КОНЦЕНТРУВАННЯ ІОНІВ МІДІ ТА ВИЗНАЧЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ЇЇ ДЕСОРБЦІЇ З КАТІОНІТІВ В ДИНАМІЧНИХ УМОВАХ

*Приведено результати досліджень по визначенню ефективності катіоніту DOWEX-МАК-3 та КУ-2-8 при вилученні іонів міді з води за їх низьких концентрацій. Суттєвого підвищення ефективності вилучення іонів міді досягнуто при використанні іоніту в кислій та сольовій формі. Показано, що десорбція іонів міді ефективно проходить в кислому середовищі і практично не відбувається при обробці іоніту сольовим розчином.*

**Ключові слова:** катіоніт, важкі метали, сорбція, обмінна ємність іоніту, регенерація, концентрування.

*Приведены результаты исследований по определению эффективности катионита DOWEX-МАК-3 и КУ-2-8 при извлечении ионов меди из воды при их низких концентрациях. Существенного повышения эффективности извлечения ионов меди достигнуто при использовании ионита в кислой и солевой форме. Показано, что десорбция ионов меди эффективно проходит в кислой среде и практически не происходит при обработке ионита соевым раствором.*

**Ключевые слова:** катионит, тяжелые металлы, сорбция, обменная емкость ионита, регенерація, концентрирования.

*Results of researches on determination the effectiveness of DOWEX-МАК-3 and КУ-2-8 cation resin with removing copper ions from water from their low concentration are given. Significant efficiency removal of copper ions is reached using resin in acid and salt form. It is shown that the desorption of copper ions effectively passes in acidic environment and practically doesn't occur when handling resin salt solution.*

**Key words:** cation exchanger, heavy metals, sorption, exchange capacity of the resin regeneration, concentration.

Останні десятиліття по всьому світу посилюються вимоги щодо захисту навколишнього середовища від різного роду забруднювачів, в тому числі і від важких металів, включаючи і іони міді. Забруднення важкими металами

призводить до накопичення їх в осадах і активному мулі станціях водоочистки, що призводить до накопичення твердих відходів, які неможливо утилізувати. Переробка їх на органічні добрива неможлива через наявність токсичних металів.

Висока токсичність при низьких дозах і здатність до накопичення в живих організмах пояснює зростаючу потребу до корекції змісту металів в стоках згідно всесвітнім нормам.

Основними джерелами надходження міді в природні води є стічні води хімічних, металургійних виробництв, стічні води підприємств добувної промисловості (шахтні води), стічні води атомних та теплових електростанцій, машинобудівних підприємств (гальванічні виробництва), сільськогосподарські стоки (мідьмістки добрива) [1, 78].

Основна функція оперативного моніторингу заключається в постійному спостереженні та контролі за станом навколишнього середовища за допомогою чутливих, надійних, простих та недорогих засобів контролю.

Метою роботи було визначення ефективності застосування слабокислотного катіоніту *DOWEX-МАК-3* та сильнокислотного катіоніту *KУ-2-8* для концентрування катіонів важких металів на прикладі іонів міді в процесах пробопідготовки та встановлення ступеню десорбції іонів міді з катіоніту, що знаходиться переважно в кальцій-магнієвій формі.

Гарні результати отримано при використанні для вилучення іонів міді з води катіонітом *DOWEX-МАК-3* в динамічних умовах. В даному випадку проводили сорбцію на катіоніті в кислій та  $\text{Na}^+$ -формі з розчинів міді у водопровідній воді при концентрації  $1...30 \text{ мг/дм}^3$ . При вилученні міді на іоніті в кислій формі відбувається суттєве пом'якшення води та значне зниження її лужності. При цьому, по мірі насичення іоніту іонами жорсткості залишкова концентрація міді зростає з 0 до  $1,6 \text{ мг/дм}^3$  при початковій концентрації  $30 \text{ мг/дм}^3$ . При сорбції на катіоніті в  $\text{Na}^+$ -формі значно зростає ємність іоніту по іонам жорсткості – від  $2771 \text{ г-екв/дм}^3$  для катіоніту в кислій формі до  $4099 \text{ г-екв/дм}^3$  для іоніту в сольовій формі. При цьому ємність по іонах міді дещо знижується – від  $836 \text{ г-екв/дм}^3$  до  $824 \text{ г-екв/дм}^3$ . Лужність води при використанні катіоніту в  $\text{Na}^+$ -формі практично не змінюється. Проте рН середовища при використанні іоніту в кислій формі зростає з  $2,00...3,15$  до  $6,35...6,36$  по мірі сорбції іонів жорсткості та міді.

Для катіоніту в сольовій формі відзначено зростання рН до  $9,97...10,30$  із поступовим зниженням до  $8,05...8,45$ . Очевидно, що при використанні іоніту в кислій формі сорбція міді та іонів твердості відбувається лише за рахунок переходу гідрокарбонатів у вугільну кислоту, що розпадається на діоксид вуглецю та воду. Саме тому рН середовища не знижується нижче  $2,8...3,1$ . В іншому випадку при підкисленні води та зниженні рН нижче 2 слабокислотний катіоніт втрачає свої іонообмінні властивості за рахунок низького ступеню дисоціації карбоксильних груп.

В цілому, зниження рН середовища сприяє переходу іонів міді в воді в  $\text{Cu}^{2+}$ -форму, що сприяє кращому їх вилученню іонним обміном. З іншої сторони при низьких значеннях рН знижується здатність слабокислотного

катионіту до іонного обміну, як це було відзначено вище. Саме тому спостерігається зниження ступеню вилучення іонів жорсткості на катионіті в кислій формі (рис. 1) при високих значеннях ступеню вилучення іонів міді.

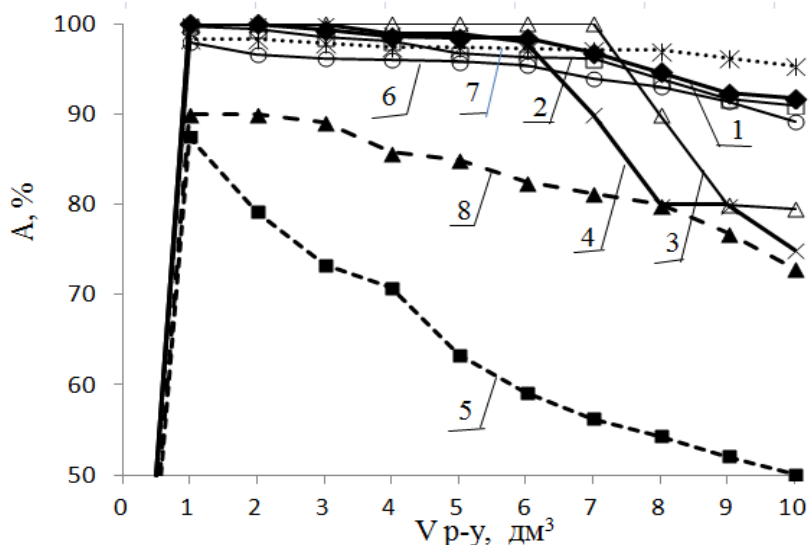


Рис. 1. Залежність ступеню вилучення іонів міді (1;2;3;4) та іонів жорсткості (5;6;7;8) від пропущеного об'єму розчинів міді у водопровідній воді ( $J = 4,8$  мг-екв/дм<sup>3</sup>, рН = 7,81) ( $C_{Cu} = 30$  (1;2;5;6); 2 (3;7); 1 (4;8) мг/дм<sup>3</sup>) через катионіт DOWEX-МАК-3 в кислій (1;4;5;8) та Na<sup>+</sup> (2;3;6;7) формі ( $V_i = 10$  см<sup>3</sup>)

Якщо порівняти еквівалентні співвідношення концентрацій іонів жорсткості у воді та співвідношення обмінних ємностей іоніту по даних іонах при їх вилученні в динамічних умовах при фільтруванні 10 дм<sup>3</sup> розчинів міді у водопровідній воді через 10 см<sup>3</sup> катионіту (табл.1), то можна побачити, що при використанні катионіту в Na<sup>+</sup>-формі ці співвідношення практично однакові як при концентрації міді 2 мг/дм<sup>3</sup> так і при 30 мг/дм<sup>3</sup>. При використанні іоніту в кислій формі ці співвідношення відрізняються на 9 та 34% в сторону підвищення сорбційної ємності по міді. Ця тенденція посилюється при підвищенні концентрації іонів міді. Очевидно селективність іоніту по міді в слабкислому середовищі дещо вища за селективність по іонах жорсткості, (точніше по іонах магнію), в порівнянні із нейтральним або слаболужним середовищем.

Таблиця 1

**Залежність відношення обмінної ємності (ОЄ) катионіту DOWEX-МАК-3 ( $V_i = 10$  см<sup>3</sup>) по іонах жорсткості та міді від співвідношення концентрацій даних іонів в водопровідній воді ( $J = 4,8$  мг-екв/дм<sup>3</sup>, рН = 7,8) при сорбції в динамічних умовах ( $V_p = 10$  дм<sup>3</sup>)**

№ п/п	[Cu], мг/дм <sup>3</sup>	Форма іоніту	Ж/[Cu], мг-екв/мг-екв	ОЄ <sub>ж</sub> /ОЄ <sub>Cu<sup>2+</sup></sub> , мг-екв/мг-екв
1	1,0	H <sup>+</sup>	152,50	139,90
2	2,0	Na <sup>+</sup>	76,20	77,97
3	30,0	H <sup>+</sup>	5,08	3,33
4	30,0	Na <sup>+</sup>	5,08	4,97

В цілому можна сказати, що ступінь вилучення міді в присутності іонів жорсткості на слабокислотному катіоніті *DOWEX-МАК-3* в динамічних умовах досить високий і зростає із зменшенням концентрації міді у воді.

Дуже важливим аспектом при іонообмінному концентруванні іонів крім сорбції є десорбція даних іонів при регенерації катіоніту.

При регенерації іоніту розчинами соляної кислоти (рис.2), було показано, що ефективність десорбції іонів міді зростає при підвищенні кислотності розчину за зростання питомої витрати реагенту ( $\text{см}^3$  розчину на  $\text{см}^3$  іоніту).

Ступінь десорбції іонів міді сягає 95,6-100,0 %. При кислотності розчину 3,6 г-екв/ $\text{дм}^3$  при мінімальній кількості сорбованої міді – 10,5 мг на  $20 \text{ см}^3$  іоніту повної десорбції іонів міді досягнуто при об'ємі регенераційного розчину  $120 \text{ см}^3$ . Концентрація іонів міді в ньому  $87,5 \text{ мг/дм}^3$ . При початковій концентрації міді при сорбції  $1 \text{ мг/дм}^3$  та об'ємі розчину  $10000 \text{ см}^3$  концентрація міді зростає у 87 раз при зменшенні об'єму у 83 рази. В цілому концентрація міді зростає більше як у 7000 разів. Цей ефект можна посилити при випаровуванні та висушуванні регенераційних розчинів, що при їх об'ємах  $100 \dots 200 \text{ см}^3$  не складе значної проблеми. Проте необхідно визначити, чи буде ефективно відбуватися концентрування міді на іоніті при її вихідних концентраціях менших за  $1 \text{ мг/дм}^3$  на 1,2,3 і більше порядків. Лише в цьому випадку метод буде мати практичне значення.

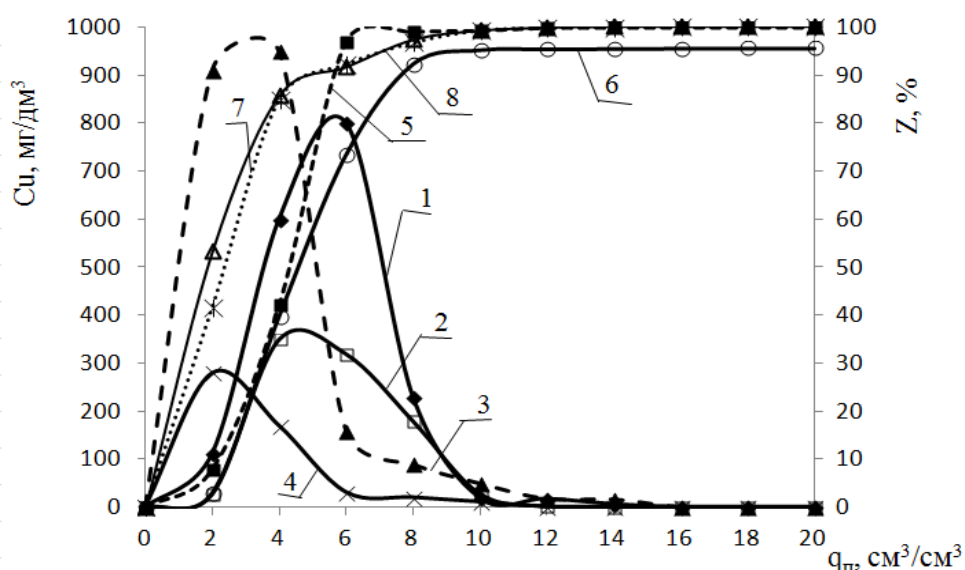


Рис. 2. Залежність вихідної концентрації іонів міді (1;2;3;4), ступеню їх десорбції (5;6;7;8) від пропущеного об'єму розчинів соляної кислоти концентрацією  $1,9 \text{ г-екв/дм}^3$  (1;2;5;6) та  $3,6 \text{ г-екв/дм}^3$  (3;4;7;8) через катіоніт *DOWEX-МАК-3* в  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$  формі ( $V_i = 20 \text{ см}^3$ ) з кількістю сорбованих іонів міді, мг: 29,4 (1;5), 19,0 (2;6), 43,8 (3;7), та 10,5 (4;8)

Крім розчинів соляної кислоти для регенерації іоніту використали 10%-й розчин хлористого натрію (рис.3). Як і слід було сподіватися [2, 54] ефективність десорбції іонів жорсткості була досить низькою. Ступінь

десорбції не перевищувала 28% при питомій витраті розчину  $12 \text{ см}^3/\text{см}^3$ . І це тоді, коли обмінна ємність іоніту по міді сягала  $2459 \text{ г-екв}/\text{дм}^3$ , а по іонах жорсткості всього  $332 \text{ г-екв}/\text{дм}^3$ . Очевидно, що карбоксильні групи катіоніту утворюють більш стійкі сполуки з іонами міді, як з іонами кальцію і магнію і тим більше, як з іонами натрію.

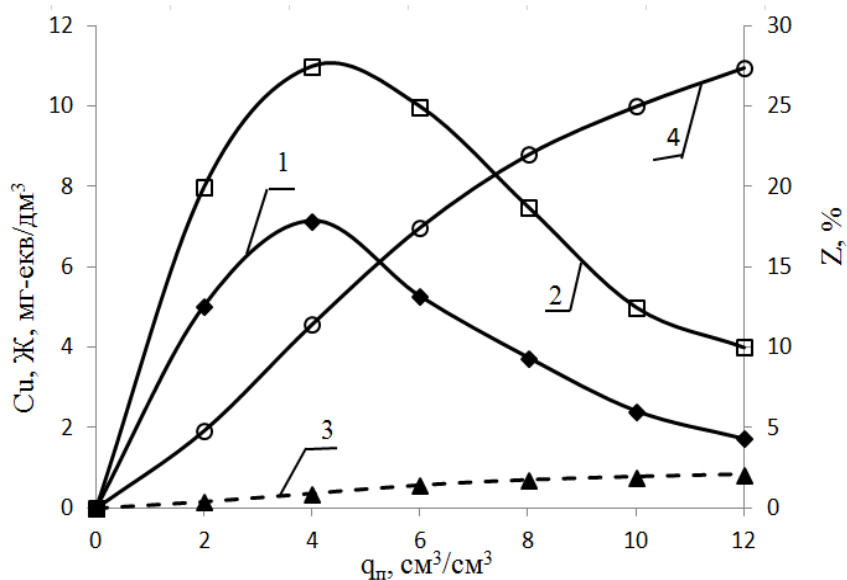


Рис. 3. Залежність вихідної концентрації іонів міді (1), іонів жорсткості (2), ступеню десорбції міді (3) та іонів жорсткості (4) від пропущеного об'єму 10% розчину NaCl через катіоніт DOWEX-МАК-3 ( $V_i = 10 \text{ см}^3$ ) в  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  формі ( $\text{ОДЄ}_{\text{Cu}^{2+}} = 2459 \text{ мг-екв}/\text{дм}^3$ ,  $\text{ОДЄ}_{\text{Mg}^{2+}, \text{Ca}^{2+}} = 332 \text{ мг-екв}/\text{дм}^3$ )

Високу ефективність кислотної регенерації іоніту можна пояснити не селективністю по іонах  $\text{H}^+$ , а переходом карбоксильних груп іоніту в кислому середовищі із дисоційованої в асоційовану форму із низькою здатністю до іонного обміну.

Очевидно, що в даному випадку при сорбції іонів міді можна використовувати слабокислотний катіоніт в  $\text{Na}^+$ -формі незалежно від гідрокарбонатної лужності води та в  $\text{H}^+$ -формі при достатній гідрокарбонатній лужності. Регенерацію іоніту доцільно проводити кислотними розчинами.

При фільтруванні розчинів сульфату міді у водопровідній воді ( $C_{\text{Cu}^{2+}} = 1; 30 \text{ мг}/\text{дм}^3$ ) через катіоніт в кислої формі ( $V_i = 10 \text{ см}^3$ ) спостерігалось як значне пом'якшення води так і її очищення від іонів міді. При цьому мідь вилучалась повністю за початкової концентрації іонів міді  $30 \text{ мг}/\text{дм}^3$  в перших  $3 \text{ дм}^3$  води, за концентрації  $1 \text{ мг}/\text{дм}^3$  – в перших  $4 \text{ дм}^3$  води. При цьому жорсткість води знижувалась до  $0,08 \dots 0,28 \text{ мг-екв}/\text{дм}^3$ . Ступінь очищення від іонів міді в  $6 \text{ дм}^3$  води сягав  $99,6 \dots 100,0\%$  незалежно від початкової концентрації іонів міді (рис. 4).

При подальшому фільтруванні води ступінь вилучення іонів міді знижується до  $75,0$  та до  $62,0\%$  (рис.4). В цілому ступінь вилучення міді в останніх пробах вищий при її вихідній концентрації  $30 \text{ мг}/\text{дм}^3$ , в порівнянні із концентраціями  $2$  та  $1 \text{ мг}/\text{дм}^3$ , і знижується із зменшенням концентрації.

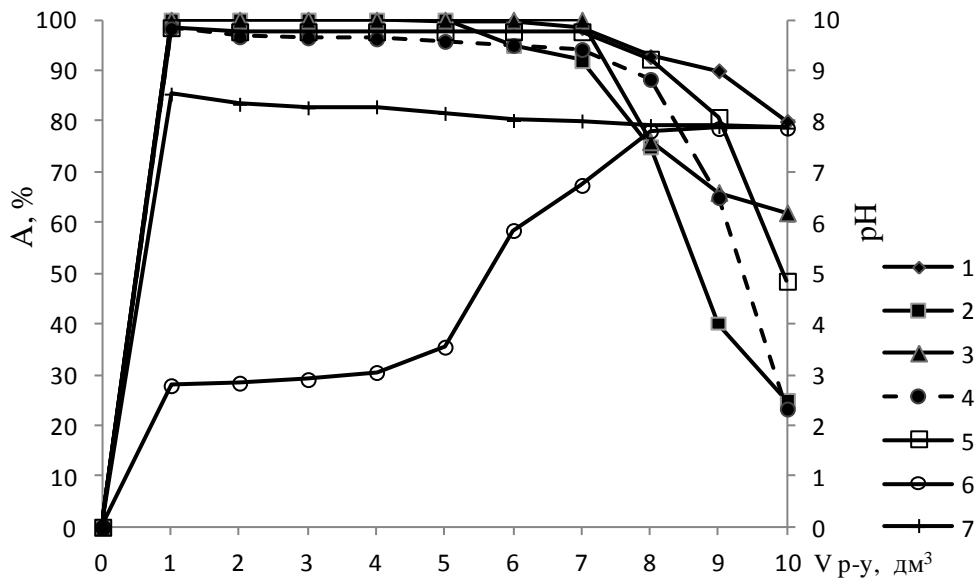


Рис. 4. Залежність ступеню вилучення іонів міді (1; 2; 3), іонів жорсткості (4; 5), та реакції середовища (6; 7) від об'єму пропущеної водопровідної води (Ж = 5,2 мг-екв/дм<sup>3</sup>, рН = 7,86) з концентрацією іонів міді 30 (1; 4; 6), 2 (3; 5; 7) та 1 (2) мг/дм<sup>3</sup> через катіоніт КУ-2-8 (V<sub>i</sub> = 20 см<sup>3</sup>) в Н<sup>+</sup> (1; 2; 4; 6) та Na<sup>+</sup> (2; 7) формі

Це обумовлено тим, що в цілому ємність іоніту по іонах міді зростає із підвищенням їх вмісту у вихідному розчині. В усіх випадках ефективність вилучення іонів міді знижується по мірі переходу іоніту з кислої або Na<sup>+</sup> форми в Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> форму.

Ємність іоніту по іонах міді при вихідній концентрації 30 мг/дм<sup>3</sup> в водопровідній воді складає 520 мг-екв/дм<sup>3</sup>, при концентрації 2 мг/дм<sup>3</sup> – 28,3 мг-екв/дм<sup>3</sup>, при 1 мг/дм<sup>3</sup> – 16,3 мг-екв/дм<sup>3</sup>.

Тобто, перехід від кислої до сольової форми іоніту мало впливає на його ємність по іонах міді.

При проведенні сорбції на катіоніті в кислої формі рН розчину, по мірі його переходу з Н<sup>+</sup> в Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup> – форму, зростає з 2,79 до 7,87. При використанні іоніту в Na<sup>+</sup> формі рН в перших пробах піднімається до 8,54 і поступово знижується до 7,87.

Таким чином в динамічних умовах на катіоніті в Na<sup>+</sup> формі можна повністю вилучити мідь з водопровідної води при співвідношенні об'єму води до об'єму іоніту 700.

Проте важливим у даному випадку є і ефективність десорбції іонів міді з іоніту.

Так як при контролі концентрації іонів важких металів в присутності іонів жорсткості доцільно використовувати метод полярографії, де проби готують в розчинах соляної кислоти, то для десорбції міді з іоніту були використані розчини НСІ з концентрацією 1,9 та 3,6 г-екв/дм<sup>3</sup>. Результати приведені на рис. 5.

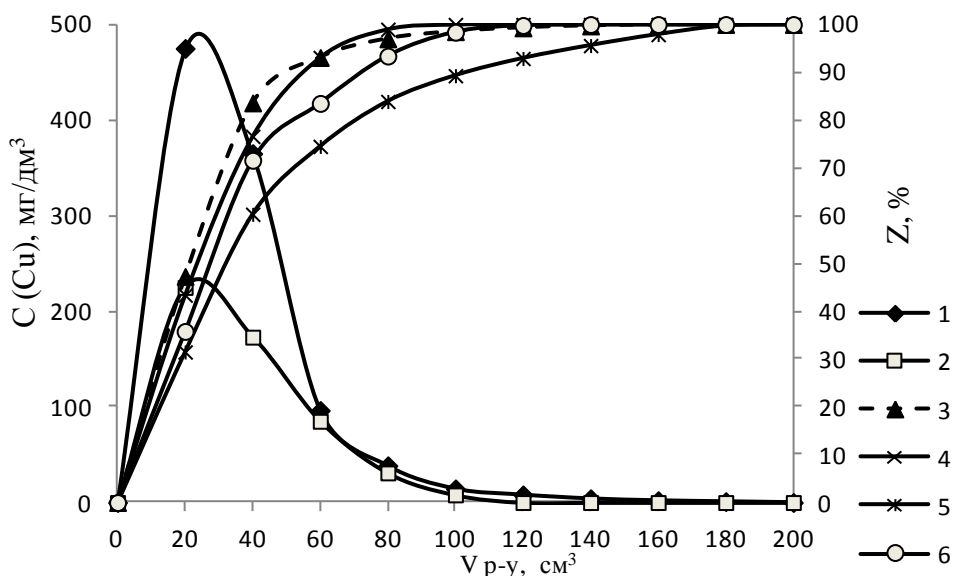


Рис. 5. Залежність вихідної концентрації іонів міді (1; 2), ступеню десорбції іонів міді (3; 4) та іонів жорсткості (5; 6) від витрати розчину соляної кислоти з кислотністю 1,9 (1; 3; 5) та 3,6 (2; 4; 5) г-екв/дм<sup>3</sup> при регенерації катіоніту КУ-2-8 в Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup> формі (V<sub>i</sub> = 20 см<sup>3</sup>) (маса сорбованої міді 20,10 мг (1; 3; 5) та 10,38 мг (2; 4; 6))

При застосуванні даних розчинів кислоти досягнуто повної десорбції іонів міді та іонів жорсткості. Повної десорбції іонів міді при кислотності розчину 1,9 н досягнуто при пропусканні 160 см<sup>3</sup> розчину через 20 см<sup>3</sup> іоніту.

Питома витрата розчину 8 см<sup>3</sup>/см<sup>3</sup>.

В разі 3,6 н розчину кислоти повної десорбції міді досягнуто при питомій витраті розчину 5 см<sup>3</sup>/см<sup>3</sup> (об'єм розчину – 100 см<sup>3</sup>). Концентрація міді після змішування всіх проб досягла 103,77 мг/дм<sup>3</sup>. Якщо врахувати, що в розчині, з якого виділяли мідь, її концентрація була 1 мг/дм<sup>3</sup>, то можна сказати, що в даному випадку досягнуто підвищення її концентрації більше як у 100 разів.

Таким чином, метод іонного обміну може бути перспективним для концентрування іонів міді в процесах пробопідготовки при контролі іонів міді в природних та стічних водах, що містять іони жорсткості.

### Список літератури

1. Мороз Н.А. Гидрохимический мониторинг поверхностных вод региона расположения Запорожской АЭС [Текст] // Пром. Теплотехника, 2005. Т.27, №2. С. 78-87.
2. Макаренко І.М. Оцінка впливу іонів твердості на ефективність очищення води від іонів міді // Вісник НТУУ "КНУ". Серія "Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження". 2014. №1(12). С. 54-59.

Надійшло до редакції 18.11.2016



М.Д. ГОМЕЛЯ, доктор технічних наук  
О.М. ТЕРЕЩЕНКО, кандидат технічних наук  
Є.В. МЕЛЬНИЧЕНКО, аспірант  
Національний технічний університет України «Київський політехнічний  
інститут імені Ігоря Сікорського»

## ОЧИСТКА СТИЧНИХ ВОД ВІД ІОНІВ МІДІ МЕТОДОМ КОМПЛЕКСООТВОРЕННЯ ТА ФЛОКУЛЯЦІЇ

*Приведено результати досліджень по визначенню оптимальних умов застосування методів осадження для очистки стічних вод від важкого металу міді з використанням фероціаніда калію та водорозчинного поліелектроліту. Показано, що флокуляція забезпечує підвищення ступеню вилучення йонів міді для очистки стічних вод.*

**Ключові слова:** важкі метали, гексаціаноферат калія, флокуляція, мідь, комплексоутворення.

*Приведены результаты исследований по определению оптимальных условий применения методов осаждения для очистки сточных вод от тяжелого металла меди с использованием фероцианида калия и водорастворимого полиэлектролита. Показано, что флокуляция обеспечивает увеличения степени извлечения ионов меди при очистки сточных вод.*

**Ключевые слова:** тяжелые металлы, гексацианоферрат калия, флокуляция, медь, комплексообразование.

*The results of research on determination the optimal conditions application of the deposition methods for wastewater treatment from copper heavy metal using potassium ferrocyanides and water-soluble polyelectrolyte. It is shown that the flocculation provides an increase in the degree of extraction of copper ions from wastewater treatment.*

**Key words:** heavy metals, potassium ferrocyanide, flocculation, copper, complexation.

**Постановка задачі.** Проблема забруднення водних ресурсів є сьогодні досить актуальною у зв'язку з тривалим зростанням антропогенного навантаження на природне середовище. Висока забрудненість водних об'єктів токсичними речовинами вимагає прийняття негайних заходів по зниженню екологічного ризику, інакше водні ресурси планети можуть опинитися в катастрофічному стані.

Важкі метали відносяться до однієї з найбільш небезпечних груп речовин, що забруднюють біосферу. При попаданні йонів важких металів

найбільший збиток наноситься гідросфері, при цьому максимальне скидання у водойми (до 80%) забезпечують стічні води гальванічних виробництв [1,91]. Останні щорічно скидають неочищені або недостатньо очищені гальваностоки, які потрапляють у річки, озера та інші поверхневі водойми, завдаючи істотної шкоди гідробіонтам.

Аналіз літературних даних по методах очистки стічних вод (СВ) від іонів важких металів, зокрема міді, показав, що незважаючи на появу нових методів, технологій та матеріалів, реагентні технології залишаються затребуваними на ринку [2,120]. Вони більш дешеві і прості у виконанні, тому розвиток цього напрямку очистки залишається досить перспективним.

Традиційний реагентний метод очистки СВ від іонів важких металів передбачає використання сульфідів натрію. Проте, не вдається повністю подавити гідроліз сульфідів і попередити виділення сірководню навіть при підлогуванні розчинів. Крім того, відстоювання сульфідів міді не дає досить повного і надійного осадження сульфідів цього металу, оскільки утворюються колоїдні розчини.

Відомо, що фероціаніди важких металів мають дуже низьку розчинність [3,14], тому було запропоновано використати фероціанід калію як осаджувач для видалення йонів міді із досліджуваних розчинів.

Метою даної роботи є вивчення особливостей очистки СВ від важких металів методами осадження з використанням фероціаніду калію і водорозчинного поліелектроліту.

Суть експерименту полягала в наступному. Робочі розчини готували на водопровідній воді м. Києва при концентрації основних катіонів, мг/дм<sup>3</sup>: Na<sup>+</sup> – 19,8; K<sup>+</sup> – 4,4; Ca<sup>2+</sup> – 68,1; Mg<sup>2+</sup> – 11,2, а також на дистильованій воді. Концентрація доданого сульфату купруму (II) складала 5 мг/дм<sup>3</sup>, концентрації розчину фероціаніду калію знаходились у діапазоні від 1 до 15 мг/дм<sup>3</sup>. Проби перемішували, відстоювали протягом двох годин, фільтрували на фільтрі «синя стрічка» та вимірювали залишкові концентрації купруму (II). Результати представлені на рис. 1 і 2.

Як видно із рис. 1 залишкові концентрації міді значно перевищують рівні ГДК.

У той же час ступінь очистки модельних розчинів, приготованих на дистильованій воді (рис. 2, крива 1), зменшувалась зі збільшенням концентрації фероціаніду калію. Відомо, що надлишок [Fe(CN)<sub>6</sub>]<sup>4-</sup> сприяє утворенню стійких золів фероціанідів [4, 38]. Цей процес пояснюється адсорбцією високозарядних йонів [Fe(CN)<sub>6</sub>]<sup>4-</sup> на поверхні частинок золю, в результаті чого останні отримують негативний заряд, який перешкоджає коагуляції. При проведенні осадження міді із модельних розчинів, приготованих на водопровідній воді (рис.2, крива 2), було виявлено, що ступінь очистки практично не залежить від концентрації доданого реагенту, тобто збільшення солемісту розчинів сприяло коагуляції колоїдних частинок фероціаніду міді, тим самим підвищувало ступінь очищення розчинів.

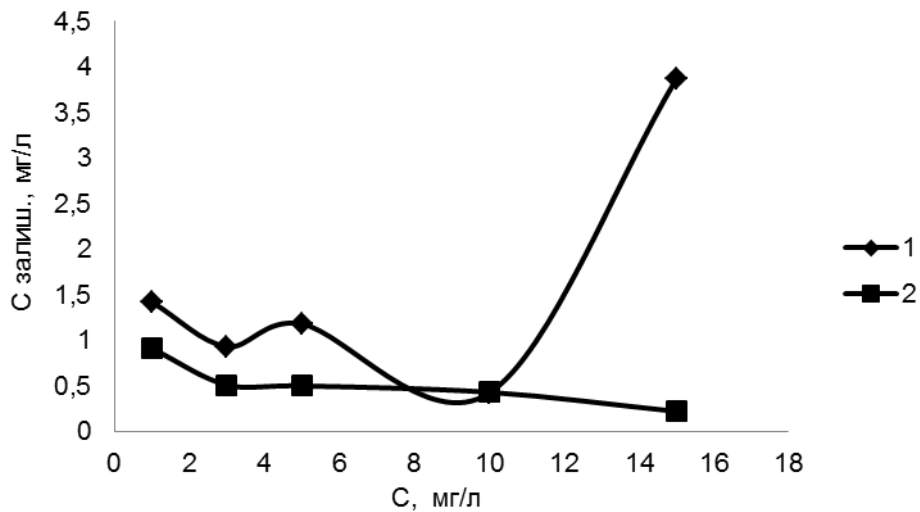


Рис.1. Залежність залишкової концентрації іонів  $\text{Cu}^{2+}$  від концентрації фероціаніду калію: модельні розчини, приготовані на дистильованій воді (1); модельні розчини, приготовані на водопровідній воді (2)

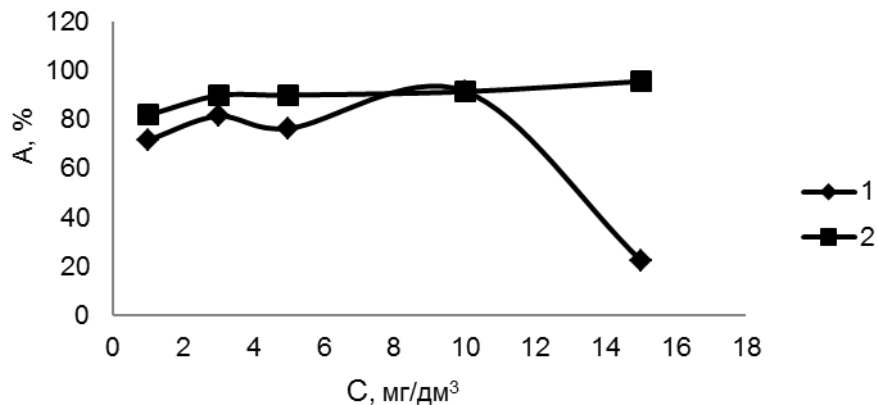


Рис.2. Залежність ступеню очищення розчинів від іонів  $\text{Cu}^{2+}$  фероціанідом калію: модельні розчини, приготовані на дистильованій воді (1); модельні розчини, приготовані на водопровідній воді (2)

Для покращення седиментаційних властивостей отриманої твердої фази використовували розчин катіонного флокулянту *Zetag-7547*. До  $150 \text{ см}^3$  розчину сульфату міді з концентрацією  $5 \text{ мг/дм}^3$  додавали розчин фероціаніду калію з концентраціями  $1\text{-}5 \text{ мг/дм}^3$ , залишали зразки проби на дві години з періодичним перемішуванням; після чого вводили флокулянт з концентраціями  $1; 3; 5; 10 \text{ мг/дм}^3$ , витримували розчини ще 30 хв. Для видалення малорозчинного комплексу проби фільтрували через паперовий фільтр «синя стрічка» і визначали залишкову концентрацію іонів міді фотоколориметрично з диетилдитіокарбаматом натрію.

Результати досліджень представлені на рис. 3 і 4.

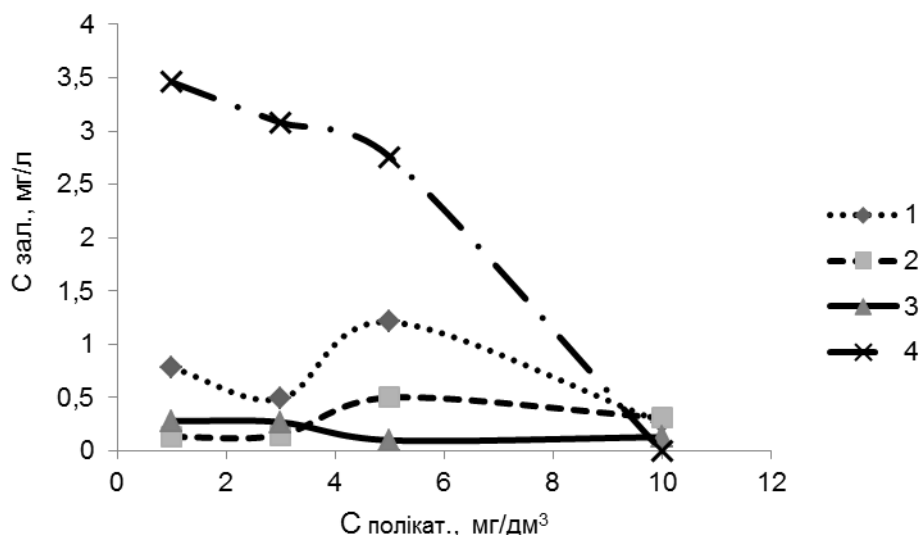


Рис. 3. Залежність залишкової концентрації йонів  $\text{Cu}^{2+}$  від концентрації фероціаніду калію і поліелектроліту *Zetag-7547*: **1** – концентрація  $\text{K}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]$  – 5 мг/дм<sup>3</sup>; **2** – концентрація  $\text{K}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]$  – 7 мг/дм<sup>3</sup>; **3** – концентрація  $\text{K}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]$  – 10 мг/дм<sup>3</sup>; **4** – концентрація  $\text{K}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]$  – 15 мг/дм<sup>3</sup>

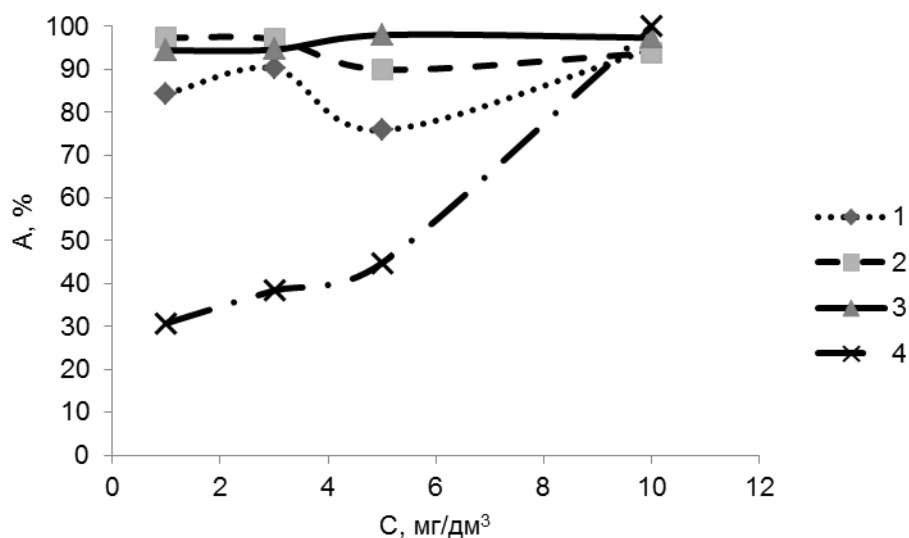


Рис. 4. Ефективність вилучення йонів міді фільтруванням при використанні фероціаніду калію і поліелектроліту *Zetag-7547*: **1** – концентрація  $\text{K}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]$  – 5 мг/дм<sup>3</sup>; **2** – концентрація  $\text{K}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]$  – 7 мг/дм<sup>3</sup>; **3** – концентрація  $\text{K}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]$  – 10 мг/дм<sup>3</sup>; **4** – концентрація  $\text{K}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]$  – 15 мг/дм<sup>3</sup>

Як видно із рис. 3 і 4, при збільшенні дози  $\text{K}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]$  ступінь очистки води знижується. При концентрації фероціаніду калію 15 мг/дм<sup>3</sup> відбувається утворення золів фероціанідів і  $\text{Cu}^{2+}$  переходить у розчин. На основі лабораторних досліджень були знайдені оптимальні співвідношення реагентів фероціанід калію: поліелектроліт. Ефективність вилучення йонів міді зростає при співвідношенні фероціанід: поліелектроліт 5:3; 5:5; 7:5.

Максимальний ступінь очистки склав 98 %. В цілому флокуляція забезпечує підвищення ступеню вилучення іонів купруму на 10...30 %.

Таким чином, на основі лабораторних досліджень хімічних взаємодій в системі «іон міді–фероціанід–флокулянт» встановлена можливість використання методу комплексоутворення/флокуляції для очистки вод, забруднених іонами міді. Для цього були визначені оптимальні умови застосування методу комплексоутворення/флокуляції для очищення СВ від іонів Cu (II). Встановлено, що при дотриманні оптимальних умов проведення процесу ступінь очистки сягає 98 %

### Список літератури

1. *Гальванические покрытия в машиностроении. Справочник в 2-х томах / Под ред. М.А. Шлугера, Л.Д. Тока. М.: Машиностроение, 1985. Т 2. 1985. 248 с.*
2. *Коган Б.И. Современные методы очистки сточных вод от ионов тяжелых металлов. М: Цветметинформация, 1975. 38 с.*
3. *Лурье Ю.Ю. Справочник по аналитической химии. М.: Химия, 1979. 480 с.*
4. *Химия ферроцианидов / Тананаев И.В., Сейфер Г.Б., Харитонов Ю.А. и др. М.: Наука, 1961. 320 с.*

*Надійшло до редакції 20.11.2016*

УДК 504.062.2

М.Д. ГОМЕЛЯ, доктор технічних наук  
Т.О. ШАБЛІЙ, доктор технічних наук  
О.І. ІВАНЕНКО, кандидат технічних наук  
Т.В. КРИСЕНКО, кандидат технічних наук  
Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут ім. І. Сікорського»

### ВИЛУЧЕННЯ РОЗЧИНЕНИХ У ВОДІ ОКИСНИКІВ ЗА ДОПОМОГОЮ ІОНІТІВ, МОДИФІКОВАНИХ СУЛЬФІТАМИ

*Досліджено залежність відновлювальної здатності аніоніту в сульфатній формі від характеру оброблюваної води. Вивчено вплив хлоридів, карбонатів та сульфатів різної концентрації на десорбцію сульфат-аніонів з аніоніту. Показано, що аніоніт АВ–17–8 в сульфатній формі не можна використовувати для знекиснення високомінералізованих вод. Вивчено залежність сорбційної здатності аніоніту АВ–17–8 відносно сульфат-аніонів від форми аніоніту, концентрації і складу розчинів. Показано, що сорбція мало залежить від селективності іоніту та складу*

розчину, а визначається концентраційним фактором. При використанні концентрованих розчинів відбувається надэквівалентна сорбція.

**Ключові слова:** редоксит, АВ-17-8, знекиснення води, сорбція, регенерація.

*Исследована зависимость восстановительной способности анионита в сульфитной форме от характера обрабатываемой воды. Изучено влияние хлоридов, карбонатов и сульфатов различной концентрации на десорбцию сульфит-анионов с анионита. Показано, что анионит АВ-17-8 в сульфитной форме нельзя использовать для обескислороживания высокоминерализованных вод. Изучена зависимость сорбционной способности анионита АВ-17-8 относительно сульфит-анионов от формы анионита, концентрации и состава растворов. Показано, что сорбция мало зависит от селективности ионита и состава раствора, а определяется концентрационным фактором. При использовании концентрированных растворов происходит надэквивалентна сорбция.*

**Ключевые слова:** редоксит, АВ-17-8, обескислороживание воды, сорбция, регенерація.

*We study how properties of treated water affect regenerative ability of anionites in the sulfite form. Specifically, we examine how concentration of chlorides, carbonates and sulphates influences desorption of sulfite anions from an anionite. It is shown that anionite AV-17-8 in the sulfite form cannot be used for the deoxygenation highly mineralized water. We investigate the strength of sorption capacity of anionite AV-17-8 relative to sulfite anions as a function of the anionite's form as well as concentration and composition of solutions. We show that sorption little depends on the selectivity of the ionite and the composition of the solution, while concentration is an important factor. When we use concentrated solutions, we observe overequivalent sorption.*

**Key words:** redoksyt, АВ-17-8, deoxygenation water, sorption, regeneration.

Ефективне використання енергії є ключовим поняттям для екологічного виробництва. Ефективне використання теплової енергії, при виробництві електроенергії, залежить від якості енергетичної води [1,18]. Вона повинна відповідати жорстким вимогам, ефективно пом'якшуватися та знесолюватися, підлягати обробці, яка знижує її корозійну агресивність. Адже корозія, яка призводить до руйнування елементів теплообмінного обладнання та трубопроводів, викликає значні енергетичні та матеріальні затрати.

Одночасно, склад та характеристика води сильно впливають на роботу теплообмінних водоциркуляційних систем. У результаті корозії мідного та латунного обладнання відбувається його зношування, яке необхідно в подальшому замінювати. Це тягне за собою економічні, експлуатаційні та технічні затрати. При цьому відбувається забруднення води міддю та цинком.

Для сповільнення процесів корозії використовують інгібітори. Але їх застосування обмежує токсичність, термо- та хімічна стійкість [2, 29]. Тому зменшення концентрації кисню або його повне вилучення є кращим варіантом зниження корозійної агресивності води. Для цього можна використовувати редоксити – іоніти, що модифіковані відновниками [3, 183]. Їх отримання, та використання пов'язане з процесами модифікування іонітів, оцінкою якості, відновлюваної здатності, надійності та тривалістю експлуатації. Тому їх отримання пов'язано із значним об'ємом досліджень.

Метою даної роботи була розробка методів вилучення кисню з води за допомогою редокситів на основі іонообмінних матеріалів, оброблених сполуками, що мають відновні властивості. Визначення їх ефективності при знекисненні технічної води.

Процеси знекиснення води та водних розчинів досліджували з використанням високоосновного аніоніту АВ-17-8.

Для дослідження використовували водопровідну та дистильовану воду.

Через аніоніт АВ-17-8 у  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  і  $\text{OH}^-$ -формах, об'ємом  $50 \text{ см}^3$ , розміщений у колонці діаметром  $19 \dots 30 \text{ мм}$ , пропускали по  $150 \dots 250 \text{ см}^3$  розчинів  $\text{Na}_2\text{SO}_3$ , концентрацією 5%, 10%, 15%, або  $\text{NaHSO}_3$ , концентрацією  $1,2 \text{ г-екв/дм}^3$ . Витрата при фільтруванні  $1 \dots 2 \text{ см}^3/\text{хв}$ . Відбираючи проби фільтрату об'ємом  $50 \text{ см}^3$ , визначали залишковий вміст сульфит-аніонів.

Повна динамічна обмінна ємність (мг-екв/дм<sup>3</sup>):

$$\text{ПДОЕ} = \frac{\sum (C_{\text{поч}} - C_i) \cdot V_n}{V_i},$$

де  $C_{\text{поч}}$  – початкова концентрація іонів у розчину, мг-екв/дм<sup>3</sup>;  $C_i$  – концентрація іонів в  $i$ -й пробі після сорбції, мг-екв/дм<sup>3</sup>;  $V_n$  – об'єм проби, дм<sup>3</sup>;  $V_i$  – об'єм іонообмінного матеріалу, дм<sup>3</sup>.

Знекиснення води та водних розчинів на модифікованих іонітах проводили наступним чином. Через модифікований іоніт ( $V_i = 20 \text{ см}^3$  або  $50 \text{ см}^3$ ), розміщений у колонці, пропускали воду або водні розчини.

Оброблену воду пропускали через колбу Вінклера 5, аналізуючи на вміст кисню кожен дм<sup>3</sup> пропущеної води. Витрату фіксували по рівню води в ємності з водою 1. Крім того в окремих випадках визначали вміст сульфит-іонів у фільтраті та реакцію середовища.

Відновлювальна здатність по кисню (мг-екв/дм<sup>3</sup> іоніту):

$$\text{ВЗ}_{\text{O}_2} = \frac{\sum (C_{\text{поч O}_2} - C_{i\text{O}_2}) \cdot V_n}{V_i},$$

де  $C_{\text{поч O}_2}$  – початкова концентрація  $\text{O}_2$  у воді, мг-екв/дм<sup>3</sup>;  $C_{i\text{O}_2}$  – концентрація  $\text{O}_2$  в  $i$ -й пробі, мг-екв/дм<sup>3</sup>;  $V_n$  – об'єм проби, дм<sup>3</sup>;  $V_i$  – об'єм іоніту, дм<sup>3</sup>.

Перевагами редокситів, які отримані в результаті переведення аніонітів в  $\text{SO}_3^{2-}$ -форму, є простота їх отримання та проведення їх регенерації. Модифікуючий реагент, що сорбується аніонітом, після взаємодії з киснем,

переходить у сульфатну форму, яка залишається на іоніті. У результаті такого процесу, забруднення сторонніми домішками не відбувається [4, 31].

Криві сорбції сульфит-іонів на аніоніті АВ-17-8 представлені на рис. 1.

Для АВ-17-8 сорбція з розчину бісульфіту натрію концентрацією 1,2 г-екв/дм<sup>3</sup> майже однакова, як і при використанні 10% розчину Na<sub>2</sub>SO<sub>3</sub>. ПДОЄ склала 2360 мг-екв/дм<sup>3</sup> та 2450 мг-екв/дм<sup>3</sup> для об'єму іоніту – 50 см<sup>3</sup>.

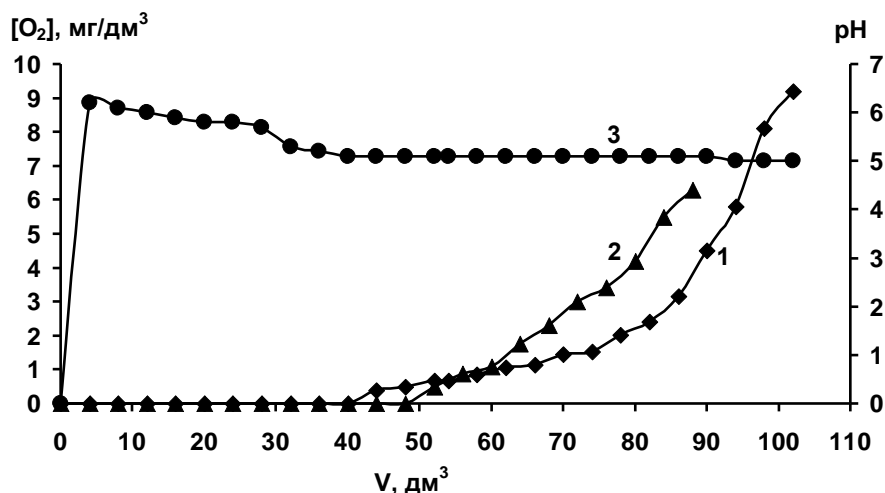


Рис. 1. Вихідні криві сорбції сульфит-аніонів на аніоніті АВ-17-8 ( $V_i = 50 \text{ см}^3$ ) у  $\text{Cl}^-$  (1) та  $\text{OH}^-$  (2) формі, з 10 % розчину Na<sub>2</sub>SO<sub>3</sub> (1) та розчину NaHSO<sub>3</sub> (2) концентрацією 1,2 г-екв/дм<sup>3</sup> (ПДОЄ<sub>1</sub> = 2360 мг-екв/дм<sup>3</sup>; ПДОЄ<sub>2</sub> = 2450 мг-екв/дм<sup>3</sup>)

При пропусканні дистильованої та водопровідної води (рис. 2) через 50 см<sup>3</sup> аніоніту АВ-17-8 в сульфитній формі, відновлювана здатність (ВЗ) по кисню достатньо велика і становить відповідно 2265,5 мг-екв/дм<sup>3</sup> та 2128,7 мг-екв/дм<sup>3</sup>.

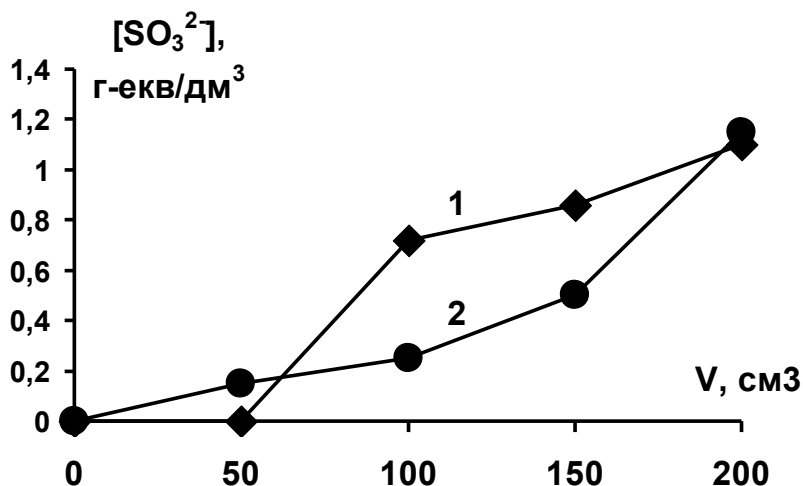


Рис. 2. Залежність концентрації кисню (1; 2) та рН (3) від об'єму пропущеної через аніоніт АВ-17-8 ( $V_i = 50 \text{ см}^3$ ) у  $\text{SO}_3^{2-}$ -формі дистильованої (1; 3) та водопровідної (2) води ( $\text{ВЗ}_1 = 2265,5 \text{ мг-екв/дм}^3$ ;  $\text{ВЗ}_2 = 2128,7 \text{ мг-екв/дм}^3$ )



З приведенного графіку (2) можна зробити висновок, що даний редоксит має високу сорбційну здатність, і довгий період утримує кисень. Проскок кисню настав при пропусканні 42 дм<sup>3</sup> дистильованої та 51 дм<sup>3</sup> водопровідної води. Відновлювальна здатність по кисню відповідає обмінній ємності по сульфат-іонам.

При пропусканні дистильованої води через аніоніт АВ-17-8 у сульфатній формі спостерігається коливання рН у межах 5...7 одиниць.

Часто для підживлення прямиоточних парових котлів використовують пом'якшену Na<sup>+</sup>-катіоновану воду. При цьому у воді концентрація аніонів може бути значною, що можливо суттєво вплинути на умови використання редокситів на основі аніонітів. За певних концентрацій аніонів у воді вони можуть витіснити з аніоніту сульфат-аніони, спричиняючи зниження його відновлювальної здатності і забруднення води сульфатами. Тому було проведено певний цикл досліджень по визначенню впливу основних аніонів, присутніх у воді, а саме: хлоридів, сульфатів та карбонатів, на процес десорбції сульфат-аніонів з аніоніту АВ-17-8. Для цього через даний аніоніт в SO<sub>3</sub><sup>2-</sup>-формі пропускали розчин хлориду натрію різної концентрації. Після кожного циклу обробки аніоніту проводили його регенерацію 10 % розчином хлориду натрію та повторну сорбцію сульфат-іонів.

При пропусканні через редоксит розчину NaCl з концентрацією 54,95 мг/дм<sup>3</sup> сульфат-іони у пробах відсутні. Але одночасно відмічено коливання концентрації хлоридів (рис. 3). Аналогічно процес проходить при пропусканні розчину концентрацією 166,6 мг/дм<sup>3</sup> та водопровідної води з вмістом хлорид-іонів 69,5 мг/дм<sup>3</sup>. При фільтруванні розчинів з концентрацією 407,7 мг/дм<sup>3</sup> та 666,6 мг/дм<sup>3</sup> відбувається значне вимивання сульфат-іонів з поверхні редокситу, і у деяких пробах їх концентрація досягає 17 мг-екв/дм<sup>3</sup>.

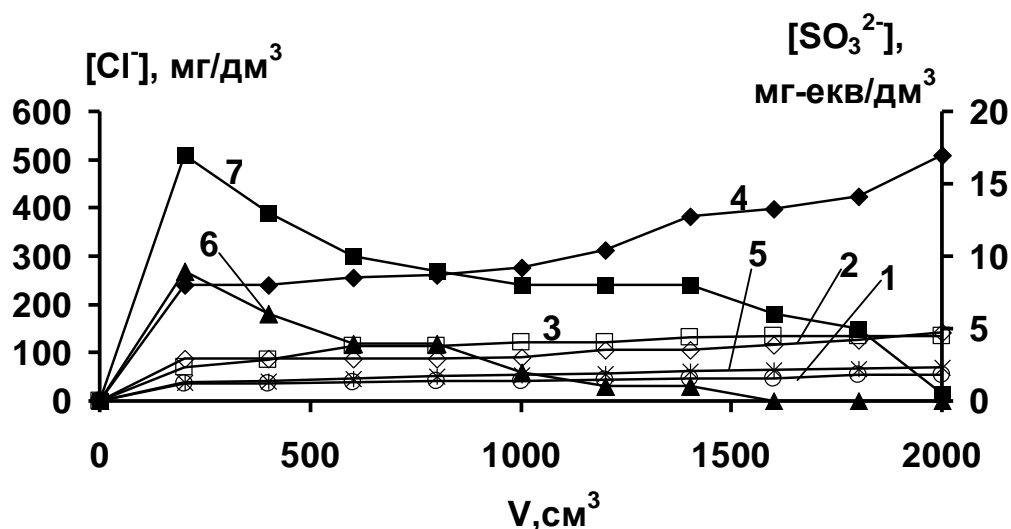


Рис. 3. Залежність концентрації хлоридів (1; 2; 3; 4; 5) та сульфатів (6; 7) від пропущеного об'єму розчинів хлориду натрію (1; 2; 3; 4; 6; 7) та водопровідної води (5) при початковій концентрації хлоридів, мг/дм<sup>3</sup>: 54,95 (1); 69,5 (5); 166,6 (2); 407,7 (3; 6); 666,5 (4; 7), через аніоніт АВ-17-8 у SO<sub>3</sub><sup>2-</sup>-формі (V<sub>i</sub> = 20 см<sup>3</sup>)

Таке проходження процесу можна пояснити тим, що хлориди заміщають сульфат-іони на поверхні аніоніту АВ-17-8. При тому, чим більша концентрація розчину, тим більший просок сульфат-іонів у пробі. Відсутність сульфатів у пробах, при пропусканні водопровідної води з хлоридами ( $69,5 \text{ мг/дм}^3$ ) та розчину хлориду натрію з концентрацією  $54,95 \text{ мг/дм}^3$ ,  $166,6 \text{ мг/дм}^3$ , можна пояснити тим, що вони вимиваються у невеликій кількості та окислюються розчиненим киснем до сульфатів. При збільшенні концентрації розчину хлориду сульфати вимиваються у більшій кількості і частина залишається у розчині навіть у присутності кисню, тому що його концентрація у воді обмежена.

Коливання рН розчину відбувається в межах  $7,2 \dots 9,3$  одиниць. Спостерігається така залежність: чим вища концентрація хлоридів у розчині, тим більше значення рН. Таку зміну можна пояснити вилученням хлоридів з розчину за рахунок обміну на гідроксид-аніони. Це можливо, коли при переведенні іоніту в  $\text{SO}_3^{2-}$ -форму він частково переходить в  $\text{OH}^-$ -форму. Підлучення розчину можливе за рахунок гідролізу розчину  $\text{Na}_2\text{SO}_3$ .

Досліджуючи вплив карбонатів на процес десорбції сульфатів через  $20 \text{ см}^3$  аніоніту АВ-17-8 у  $\text{SO}_3^{2-}$ -формі, пропустили розчин  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  концентрацією  $100 \text{ мг/дм}^3$ . Провели регенерацію 10% розчином хлориду натрію та повторили дослід з карбонатами –  $200$  та  $300 \text{ мг/дм}^3$ . Аніоніт із  $\text{Cl}^-$ -форми переводили в сульфатну – 10% розчином  $\text{Na}_2\text{SO}_3$ . Карбонати у пробі контролювали за зміною лужності.

Процес проходить аналогічно, як і у випадку з хлоридами: при пропусканні розчинів з лужністю  $1,62 \text{ ммоль-екв/дм}^3$  та  $3,4 \text{ ммоль-екв/дм}^3$  сульфати у розчині відсутні, при лужності  $4,5 \text{ ммоль-екв/дм}^3$  в деяких пробах концентрація сульфатів досягає  $6 \text{ мг-екв/дм}^3$  (рис.4).

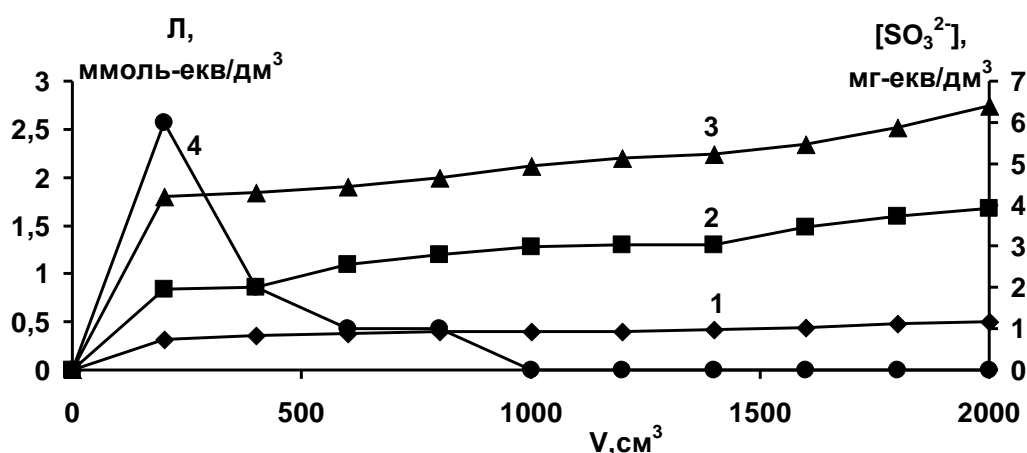


Рис. 4. Залежність лужності (1; 2; 3) та концентрації сульфат-аніонів (4) від пропущеного об'єму розчинів карбонату натрію при початковій лужності, ммоль-екв/дм<sup>3</sup>: 1,6 (1); 3,4 (2); 4,5 (3; 4), через аніоніт АВ-17-8 у  $\text{SO}_3^{2-}$ -формі ( $V_1 = 20 \text{ см}^3$ )

Одночасно відбувається сорбція карбонатів на іоніті, що доводить зменшення лужності у пробах в порівнянні з вихідним розчином та рН. У даному випадку при обробці аніоніту розчинами карбонату натрію зміна рН їх середовища при фільтруванні через іоніт практично не відбувається і тримається на рівні 7...8.

З наведених вище даних можна зробити висновок, що при пропусканні розчинів карбонатів невеликої концентрації вимивання сульфат-іонів відбувається у незначних концентраціях з подальшим його окисленням до сульфатів розчиненим киснем. Тому у пробах сульфати відсутні. При збільшенні вмісту карбонатів відбувається значне вимивання сульфат-іонів із поверхні аніоніту та збільшення їх концентрації у пробах до 6 мг-екв/дм<sup>3</sup>.

Вплив сульфат-іонів досліджували з використанням розчину Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, з концентраціями 36,7; 56,1; 149,4; 171,1 та 278,8 мг/дм<sup>3</sup>, пропускаючи через аніоніт АВ-17-8 в SO<sub>3</sub><sup>2-</sup>-формі. Після кожного циклу аніоніт використовували повторно, регенеруючи 10 % розчином NaCl та переводячи його після у сульфатну форму.

При пропусканні розчину сульфату натрію концентрацією 36,7 та 56,1 мг/дм<sup>3</sup>, сульфат-іони у пробах, об'ємом 200 см<sup>3</sup>, відсутні. При збільшенні концентрації сульфатів, відбувається десорбція сульфат-іонів із поверхні аніоніту (рис. 5).

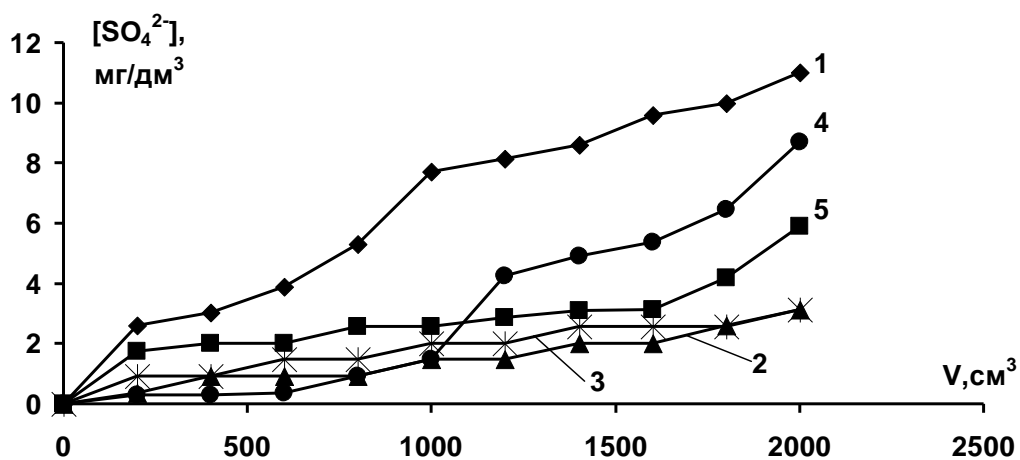


Рис. 5. Залежність концентрації сульфат-іонів від пропущеного об'єму розчину сульфату натрію при початковій концентрації, мг/дм<sup>3</sup>: 149,4 (1); 171,1 (2); 278,8 (3), через аніоніт АВ-17-8 у SO<sub>3</sub><sup>2-</sup>-формі (V<sub>i</sub> = 20 см<sup>3</sup>)

Спостерігається така залежність: при збільшенні концентрації сульфат-іонів у вихідному розчині, відбувається збільшення концентрації сульфатів та підвищення рН середовища. Це доводить проходження процесу заміщення сульфатів на поверхні аніоніту сульфат-іонами. рН розчину знаходиться в діапазоні 6,5...8. Очевидно, в даному випадку зміну рН можна пояснити тими ж процесами, що і у випадку використання розчинів хлоридів.

Одночасно відбувається процес сорбції сульфат-іонів із розчину, які заміщують сульфат-іони на поверхні аніоніту (рис. 6).

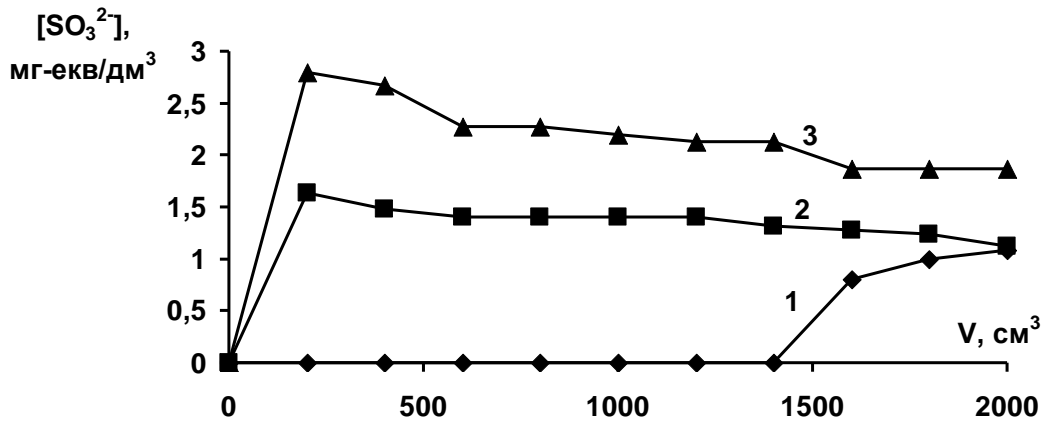


Рис. 6. Залежність концентрації сульфатів від пропущеного об'єму розчинів сульфату натрію при початковій концентрації, мг/дм<sup>3</sup>: 36,7 (1); 56,1(2); 149,4 (3); 171,1 (4); 278,8 (5), через аніоніт АВ-17-8 в SO<sub>3</sub><sup>2-</sup>-формі (V<sub>i</sub> = 20 см<sup>3</sup>)

З проведених досліджень можна зробити висновок, що використовувати редоксит на основі аніоніту АВ-17-8 у сульфатній формі для знекиснення високомінералізованих вод не можна без попередньої підготовки. Це може призвести до вторинного забруднення сульфат-іонами. Особливо впливають на процес десорбції сульфати, так як при концентрації 149,4 мг/дм<sup>3</sup> відбувається значне вимивання сульфатів. Тому перед процесом знекиснення вода повинна проходити додаткову обробку для вилучення хлоридів, сульфатів та карбонатів.

Згідно з існуючими уявленнями, двохзарядні аніони мають вищу селективність у порівнянні з однозарядними. Тому вищої ємності аніонів по сульфат-іонам можна досягти при використанні іонітів у хлоридній формі. З іншого боку, при окисненні сульфати переходять у сульфати, які власне заміняють перші в сорбційному об'ємі. Тобто, при вилученні кисню аніоніт за низької мінералізації води фактично переходить з SO<sub>3</sub><sup>2-</sup>- у SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>-форму. Але можна допустити, що при обробці аніоніту в сульфатній формі розчином Na<sub>2</sub>SO<sub>3</sub>, внаслідок вищої селективності іоніту по SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, сорбція сульфат-аніонів може виявитися нижчою, ніж при використанні аніоніту в Cl<sup>-</sup>-формі. Для цих обставин було вивчено процеси переведення аніоніту АВ-17-8 у сульфатну форму при застосуванні останнього в хлоридній та сульфатній формах.

Для дослідження сорбції сульфат-іонів на аніоніті АВ-17-8 в SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>-формі використовували 5, 10 та 15%-ві розчини Na<sub>2</sub>SO<sub>3</sub>. Як видно з рисунку 7, ємність аніоніту по сульфат-аніонам залежить від концентрації розчину і мало залежить від початкової форми аніоніту.

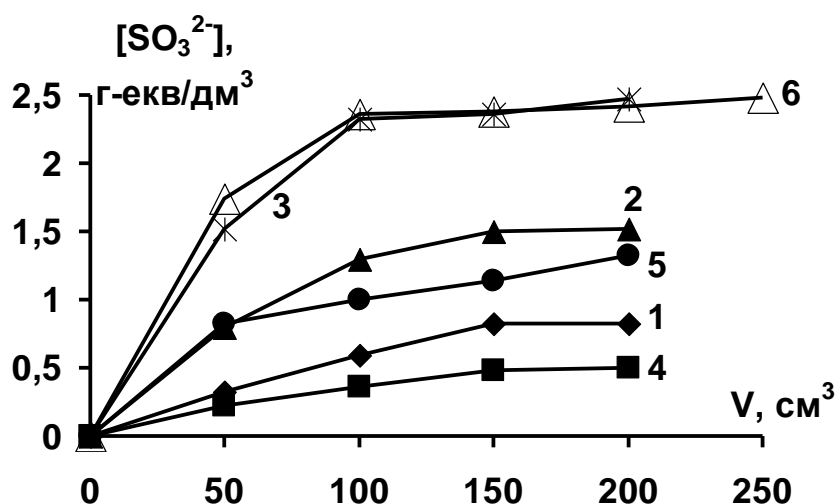


Рис. 7. Вихідні криві сорбції сульфатів на аніоніті АВ-17-8 у  $\text{Cl}^-$  (1;2;3) та  $\text{SO}_4^{2-}$  (4;5;6) формі при пропусканні 5 (1;4); 10 (2;5) та 15 (3;6)%-вих розчинів  $\text{Na}_2\text{SO}_3$  (ПДОЄ<sub>1</sub> = 1825 мг-екв/дм<sup>3</sup>; ПДОЄ<sub>2</sub> = 2800 мг-екв/дм<sup>3</sup>; ПДОЄ<sub>3</sub> = 3125 мг-екв/дм<sup>3</sup>; ПДОЄ<sub>4</sub> = 1100 мг-екв/дм<sup>3</sup>; ПДОЄ<sub>5</sub> = 2500 мг-екв/дм<sup>3</sup>; ПДОЄ<sub>6</sub> = 2550 мг-екв/дм<sup>3</sup>)

Можна зробити висновок, що при використанні розчину невеликої концентрації, сорбція сульфатів відбувається в межах обмінної ємності іоніту, і ПДОЄ = 1825 мг-екв/дм<sup>3</sup> для аніоніту в  $\text{Cl}^-$ -формі та 1100 мг-екв/дм<sup>3</sup> для аніоніту в  $\text{SO}_4^{2-}$ -формі. Аномально високу ємність аніоніту при збільшенні концентрації розчину можна пояснити надеквівалентною сорбцією, так як у концентрованих розчинах завжди більша концентрація недисоційованих молекул, і це сприяє проникненню коіонів в іоніт. При цьому ємність аніоніту збільшується до 2800 мг-екв/дм<sup>3</sup> для аніоніту в  $\text{Cl}^-$ -формі та 2500 мг-екв/дм<sup>3</sup> для аніоніту в  $\text{SO}_4^{2-}$ -формі при пропусканні 10% розчину. Збільшуючи концентрацію до 15%, обмінна ємність становить 3125 мг-екв/дм<sup>3</sup> для  $\text{Cl}^-$ -форми та 2550 мг-екв/дм<sup>3</sup> для  $\text{SO}_4^{2-}$ -форми.

Очевидно, що процес регенерації в основному визначається концентраційним фактором, а не селективністю іоніту. Тому в даному випадку ефективність сорбції не залежить від початкової форми іоніту.

В цілому, виходячи з приведених результатів досліджень, можна рекомендувати проводити регенерацію аніоніту АВ-17-8 в одну стадію, без переведення в  $\text{Cl}^-$ -форму, так як і в  $\text{SO}_4^{2-}$ -формі ємність іоніту по сульфатам є досить високою. Це дасть можливість повторно використовувати іоніт та уникнути додаткових витрат реагентів, що зменшить експлуатаційні витрати.

У результаті проведених досліджень ефективності редокситу АВ-17-8 було досягнуто таких результатів.

1. Оцінено залежність сорбційної здатності аніоніту АВ-17-8 в  $\text{SO}_3^{2-}$ -формі, від форми аніоніту, концентрації та складу розчинів сульфату та бісульфату натрію. Аніоніт АВ-17-8 має достатньо велику обмінну ємність по сульфатам. Для АВ-17-8 сорбція сульфатів не залежить від складу та концентрації розчину.

2. Визначено залежність відновлюваної здатності аніоніту АВ-17-8 у сульфатній формі від характеристик води. Відновлювальна здатність даного аніоніту не залежить від характеристик води, так як при знекисненні дистильованої та водопровідної води відновлювальна ємність редокситу однакова і дорівнює повній динамічній обмінній ємності по сульфат-аніонам.

3. Оцінено вплив концентрації хлоридів, карбонатів та сульфатів у воді на десорбцію сульфатів з аніоніту АВ-17-8. При фільтруванні розчинів хлоридів, карбонатів та сульфатів різної концентрації через даний аніоніт в  $\text{SO}_3^{2-}$ -формі, відбувається вимивання сульфатів. Чим більша концентрація розчину, тим більший проскок сульфатів у пробі. Сульфати, що вимиваються у невеликій кількості, окислюються розчиненим киснем до сульфатів. При збільшенні концентрації вихідних розчинів сульфати вимиваються у більшій кількості, і частина залишається у пробі навіть в присутності кисню, тому що концентрація останнього у воді обмежена.

4. Вивчено залежність процесу регенерації АВ-17-8 від форми аніоніту та концентрації розчину. Процес регенерації визначається концентраційним фактором, а не селективністю іоніту. При використанні розчину невеликої концентрації сорбція сульфатів відбувається у межах обмінної ємності. При збільшенні концентрації відбувається надеквівалентна сорбція. Ефективність сорбції не залежить від початкової форми аніоніту АВ-17-8.

#### Список літератури

1. Михайлов И.Д. Дегазация воды в системах тепло- и водоснабжения // *Аква-Мад*, 2008. №5. С.18–19.
2. Тамазашвілі А.Т. Порівняння ефективності фосфатних інгібіторів корозії сталі у водопровідній воді // *Східно-європейський журнал передових технологій*, 2012. Т. 2, №13 (56). С. 28–31.
3. Кравченко Т.А. Обескислороживание воды редокситами // *Ионообменные методы очистки воды*. Воронеж: ВГУ, 1984. С. 167-183.
4. Гомеля М.Д. Оцінка відновлюваної здатності аніоніту АВ-17-8 в сульфатній формі // *Східно-європейський журнал передових технологій*, 2012. Т. 3, №6 (57). С. 27–31.

Надійшло до редакції 12.11.2016

П.А. ГРАБОВСКИЙ, доктор технических наук

Г.М. ЛАРКИНА, кандидат технических наук

В.И. ПРОГУЛЬНЫЙ, доктор технических наук

И. П. КАРПОВ, кандидат технических наук

Одесская государственная академия строительства и архитектуры

## СНИЖЕНИЕ СЕБЕСТОИМОСТИ ВОДОПРОВОДНОЙ ВОДЫ

*Розглянуто найбільш вагомі витрати в структурі собівартості води – зарплата і електроенергія. Показано, що значної економії зарплати можна домогтися шляхом поліпшення організації ремонтних робіт, а також автоматизації основних технологічних процесів. Проаналізовано найбільш перспективні способи управління роботою насосів – частотне регулювання і використання гідрогенераторів.*

**Ключові слова:** собівартість, зарплата, надмірний натиск, частотне регулювання, гідротурбіна.

*Рассмотрены наиболее весомые затраты в структуре себестоимости воды – зарплата и электроэнергия. Показано, что значительной экономии зарплати можно добиться путем улучшения организации ремонтных работ, а также автоматизации основных технологических процессов. Проанализированы наиболее перспективные способы управления работой насосов – частотное регулирование и использование гидрогенераторов.*

**Ключевые слова:** себестоимость, зарплата, избыточный напор, частотное регулирование, гидротурбина.

*It is considered the most significant costs in the structure of water cost - wages and electricity. It is shown that significant savings can be achieved by improving salaries organization of repair work, as well as automation of key processes. Analyzed the most promising ways to manage work pumps – frequency regulation and the use of hydro-generators.*

**Key words:** costs, salaries, excess pressure, frequency regulation, turbine.

Анализ структуры тарифов на водоснабжение и водоотведение, по данным национальной комиссии, устанавливающей эти тарифы в Украине, показал, что наибольшие составляющие себестоимости – это зарплата и электроэнергия (рис. 1). Аналогичная картина наблюдается и в других странах СНГ.



Рис.1. Составляющие себестоимости воды в Украине (данные НКРЕКП)

Из многочисленных способов снижения численности работников Водоканалов и, следовательно, зарплаты, рассмотрим лишь те, которые на наш взгляд, наиболее сильно влияют на себестоимость.

К ним следует отнести, во-первых, организацию труда. Яркий пример. Когда устраняется авария на сети, в месте аварии обычно находится несколько автомашин: одна, которая привезла ремонтную бригаду, вторая со сварочным агрегатом, третья с насосом, четвертая с начальством и, кроме того, бульдозер. Численность людей вокруг места аварии – 10-15 человек. При этом водители, как правило, в ремонтных работах не участвуют. В Европе или в США на место аварии приезжает один автомобиль, в кузове которого находится вся необходимая техника, а число ремонтников – 2-3 человека.

Второй эффективный способ сокращения численности обслуживающего персонала – это автоматизация оборудования. Например, если насосные станции оборудованы необходимыми датчиками и средствами управления, то постоянно присутствующий персонал в насосной станции не нужен. Контроль и управление насосами осуществляется автоматически, либо диспетчером, который может руководить работой нескольких насосных станций. Этот способ, помимо сокращения суммарных затрат на зарплату (при одновременном увеличении окладов обслуживающему персоналу), повышает технический уровень Водоканалов.



Разумеется, для реализации этих способов снижения затрат на зарплату потребуются капиталовложения (переоборудование или приобретение новой ремонтной техники, приобретение и монтаж средств автоматизации и т.п.). Кроме того возникает проблема трудоустройства высвободившегося персонала. Однако, судя по опыту западных стран, эта задача вполне решаема.

Предприятия водопроводно-канализационного хозяйства (ВКХ) являются одним из самых крупных потребителей электроэнергии в городах (например, одесский Водоканал – второй в городе). И здесь имеются серьезные резервы для ее экономии. Наибольшее количество энергии потребляется насосными станциями. И наибольший перерасход тоже здесь. Причинами перерасхода являются сложные условия эксплуатации систем ВКХ. Эта сложность обусловлена в первую очередь изменением подачи воды в город, как в течение года, так и в пределах суток. Диапазон колебаний суточных расходов (отношение максимального расхода к минимальному) – около 2,0, а в пределах суток доходит до 4,0 (при численности населения около 100 тыс. чел.). Наиболее распространенным в СНГ способом регулирования работой насосов является дросселирование задвижкой на напорном патрубке насоса (рис.2).

Этот, наиболее простой метод, одновременно является и наиболее затратным, хотя некоторую экономию он дает. Экономия связана со снижением напора в городской сети, а по данным [1,52] снижение напора на 10 м обеспечивает уменьшение водопотребления на 5...8%.

Рассмотрим работу насоса на водопроводную сеть (рис.2).

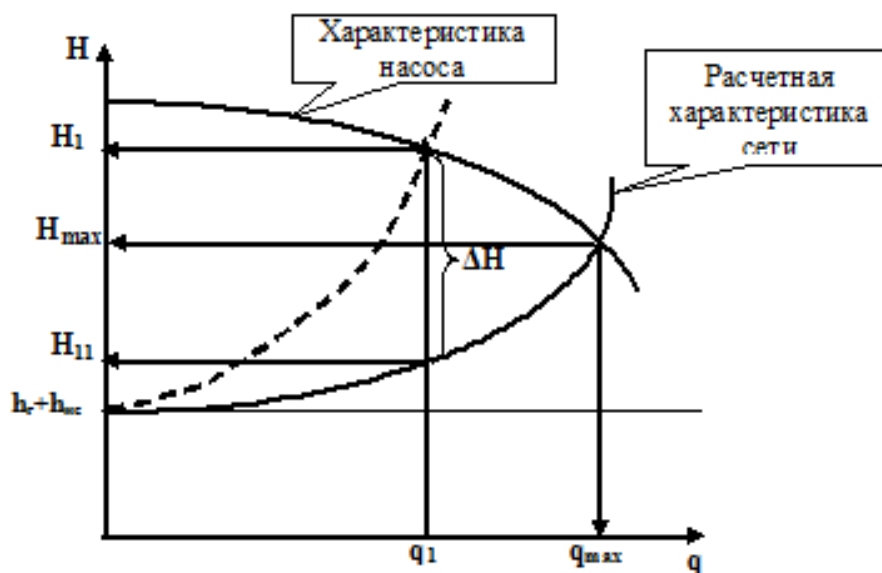


Рис.2. Совместная характеристика насоса и сети

Предположим, насос подобран на режим максимального водопотребления. При этом подбор идеален – точка пересечения характеристик насоса и сети точно соответствует потребным параметрам ( $q = q_{\max}$ ,  $H = H_{\max}$ )<sup>1</sup>.

Проанализируем работу системы «насос – сеть» при расходе  $q_1 < q_{\max}$ . Снижение подачи произойдет за счет увеличения сопротивления сети (потребитель прикроет часть кранов), характеристика сети станет более крутой (пунктир на рис. 1).

Напор насоса при этом станет равным  $H_1$ . Однако, как видно из рисунка 1, сеть может пропустить нужный расход при напоре  $H_{11}$ . Таким образом, насос будет создавать избыточный напор

$$\Delta H = H_1 - H_{11},$$

а избыточная потребляемая мощность –

$$\Delta N = q_1 \Delta H / 102 \eta_a,$$

где  $\eta_a$  – коэффициент полезного действия агрегата (насос и электродвигатель), равный произведению КПД насоса и двигателя

$$\eta_a = \eta_n \cdot \eta_d.$$

Одновременно, в этом случае на величину  $\Delta H$  возрастает напор в сети, что приводит к увеличению расхода (это и утечки, и нерациональное использование воды потребителем). Отсюда следует целесообразность регулирования насосов. Известно много способов регулирования. Ниже рассмотрена лишь часть из них, представляющаяся наиболее перспективной. К ним, в первую очередь, относятся системы с частотным регулированием [2,15]. Вопрос об оптимальном регулировании группы насосов рассматривался еще в 30-е годы. В работе [3, 358] показано, что минимальный расход энергии будет при регулировании одного из группы параллельно работающих центробежных насосов. Одним из наиболее простых и распространенных способов управления насосной станцией является автоматизация работы насосов путем поддержания заданного давления на выходе из насосной станции. Этот способ часто используют для сравнительно небольших подкачивающих насосных станций с использованием импортного оборудования (например, фирм *Wilo* или *Grundfos*). Для управления многонасосными установками фирма *Wilo* использует следующую технологию. Контроль и управление работой установки осуществляется с помощью датчиков давления на выходе из насосной станции: в зависимости от этого давления в пределах заданного диапазона включаются или выключаются один за другим насосы установки (рис. 3). Последний же из группы насос снабжен системой частотного регулирования.

---

<sup>1</sup>По сложившимся в практике проектирования традициям, подбор насосов всегда производится с некоторым запасом, т.е. создаваемый напор больше необходимого –  $H > H_{\max}$ .

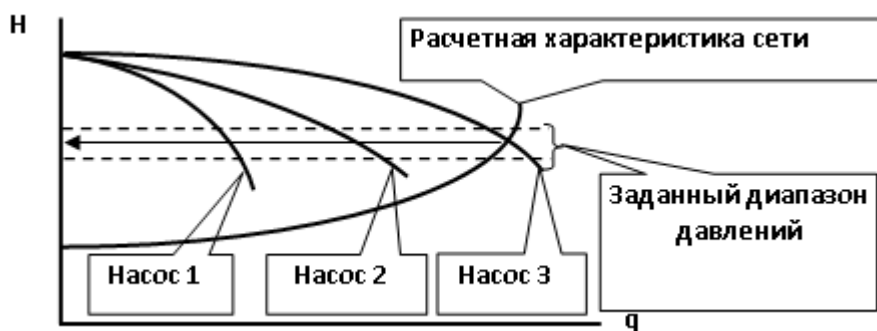


Рис.3. Работа насосной установки с управлением по заданному давлению с частотным преобразователем

Такая схема управления, безусловно, намного эффективнее, чем регулирование дросселированием – здесь значительно могут быть снижены и избыточные напоры насосов и давления в сети. Однако и в этой схеме будет перерасход энергии. Диапазон напоров, поддерживаемых на выходе из НС, выше, чем потребные давления, определяемые характеристикой сети (эта характеристика проходит ниже, чем полоса заданных давлений – см. рис.3).

Наилучшие результаты с точки зрения энергосбережения дает управление по давлениям в контрольных точках сети. Этот метод управления рекомендован и в нормах проектирования [4,20]. Капитальные затраты здесь несколько увеличиваются за счет затрат на установку датчиков давления на сети и передачу сигналов от датчиков в пункт управления.

При размещении датчиков следует иметь в виду, что положение диктующей точки на сети может измениться при изменении подачи. Поэтому ограничиться одной контрольной точкой не всегда удастся. Вместе с тем, при достаточном числе точек контроля давления в сети диспетчер имеет возможность оперативно устанавливать предполагаемые места аварий.

Серьезным недостатком систем частотного регулирования является их сравнительно высокая стоимость. Ориентировочная цена преобразователей мощностью от 160 до 450 кВт – 84...95 долларов США за 1 кВт мощности.

Возможно использование одного преобразователя частоты для нескольких насосов. В этом случае нужна дополнительная станция группового управления стоимостью от 400 до 900 долларов США. Относительно высокие затраты на приобретение насосов с электронным управлением, как утверждают фирмы производители, как правило, окупаются очень быстро. Существует еще один способ экономии электроэнергии в насосных станциях. Суть его в использовании избыточных напоров перед резервуарами и после насосных станций. Избыточные напоры перед резервуарами появляются при снижении водопотребления. Эта тенденция характерна в первую очередь в больших городах [5]. Для этого необходимы гидротурбины с генераторами, преобразующие избыточные напоры в электроэнергию (рис.4).

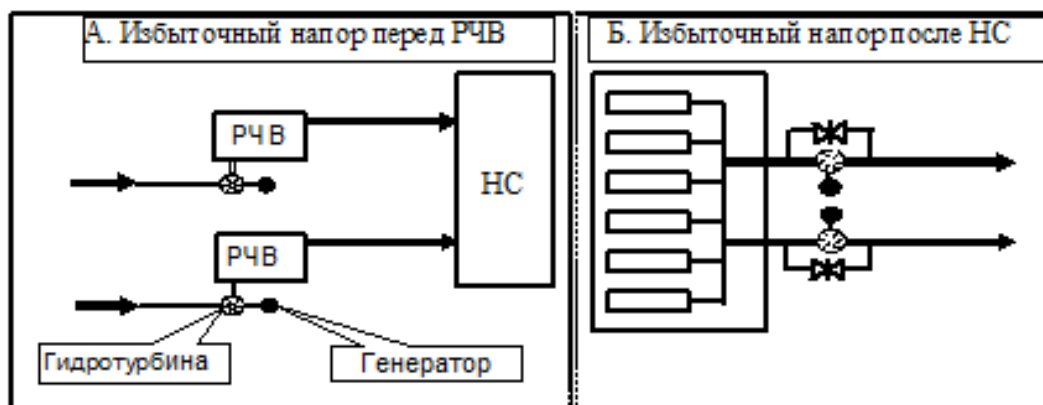


Рис.4. Схемы насосных станций с гидрогенераторами

Избыточный напор после насосов почти всегда появляется большую часть суток на всех насосных станциях. Электроэнергия, вырабатываемая генераторами, может быть использована как автономно, т.е. независимо от централизованной системы электроснабжения (например, для питания электролизеров для получения гипохлорита натрия), так и вместе с централизованной системой. В последнем случае потребуются надежная автоматика, синхронизирующая оба источника.

Установка байпасов на напорных водоводах после насосной станции (рис.4 Б) дает возможность плавно регулировать подачу насосной станции.

Гидротурбины могут быть применены и в системах канализации, например, в перепадных колодцах.

Вопрос о выборе оптимального варианта энергосбережения должен решаться на основе технико-экономического сравнения вариантов.

### Список литературы

1. *Кожин И.В. и др.* Наладка и интенсификация работы городских систем подачи и распределения воды. М.: Стройиздат, 1978. 112 с.
2. *Лезнов Б.С.* Экономия электроэнергии в насосных установках. М.: Энергоатомиздат, 1991. 144 с.
3. *Толстолес Ф.П.* Гидравлика и насосы. Ч.3. Насосы. М.Л.: Госэнергоиздат, 1938. 400 с.
4. *ДБН В.2.5-74:2013.* Водопостачання. Основні положення проектування.
5. *Грабовский П.А., Ларкина Г.М., Прогульный В.И.* Пути решения проблем обеззараживания и энергосбережения из-за снижения водопотребления городов. Сборник докладов Международной конференции «Водоснабжение и водоотведение населенных мест. [электронный ресурс]. М. ЗАО «Компания Экватэк», 2014.

Надійшло до редакції 3.11.2016

О. О. ГРИЦИНА, кандидат технічних наук  
М. В. БЛЯШИНА, кандидат технічних наук  
Національний університет водного господарства та природокористування,  
м.Рівне  
В. С. ЖУКОВА, кандидат технічних наук  
В. А. ВОЛОЩУК, кандидат технічних наук  
Національний технічний університет України “Київський політехнічний інститут  
імені Ігоря Сікорського”

### **КОНЦЕПЦІЯ КОМПЛЕКСУ ТЕХНОЛОГІЙ З ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ТА ВИКОРИСТАННЯ ТЕПЛА СТІЧНИХ ВОД ЦИВІЛЬНИХ ОБ’ЄКТІВ ТА ОЦІНКА СИСТЕМ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД**

*В роботі на основі теоретичних вишукувань розроблена концепція комплексу технологій з очищення стічних вод та використання тепла стічних вод цивільних об’єктів. Оцінено системи очищення стічних вод автономних та місцевих систем водовідведення.*

**Ключові слова:** очищення стічних вод, комплекс технологій, тепло стічних вод.

*В работе на основе теоретических изысканий разработана концепция комплекса технологий по очистке сточных вод и использования тепла сточных вод гражданских объектов. Оценено системы очистки сточных вод автономных и местных систем водоотведения.*

**Ключевые слова:** очистка сточных вод, комплекс технологий, тепло сточных вод.

*The paper based on theoretical research developed the concept of complex technologies for wastewater treatment and use of sewage heat from civilian objects Estimation of small wastewater treatment.*

**Key words:** wastewater treatment, complex technology, heat waste water.

**Вступ та актуальність дослідження.** Ефективне та раціональне використання води з природних джерел, мінімізація кількості забруднюючих речовин у воді, ефективно та енергозберігаюче очищення стічної води – одні з найважливіших проблем України як на державному рівні, так і на рівні міських та сільських громад. Значний дисбаланс між кількістю забраної води з природних джерел та скинутої води в поверхневі об’єкти України ще раз підкреслює актуальність досліджень. Крім того, використана вода містить забруднюючі речовини та теплоенергію. Дослідження даної проблеми потребує комплексного підходу в координатах: кількість води, кількість енергії, кількість забруднень, ресурсозбереження, ефективність.

**Аналіз останніх досліджень.** Розроблення концепції комплексу технологій з очищення стічних вод та використання тепла стічних вод є актуальне і знайшло своє відображення зокрема в програмах Департаменту Енергетики (США) так і, наприклад, в програмі Республіки Чехії “Утилізація тепла із стічних вод в комбінованих каналізаційних системах” [1]. Каліфорнійський комітет з контролю над водними ресурсами (США) провів огляд технологій з очищення стічних вод автономних та місцевих систем водовідведення [2]. Національний дослідницький інститут «Наука і технології в дослідженні навколишнього середовища та сільського господарства» (Франція) оцінив біологічні фільтри різних фірм-виробників та різні матеріали їх завантаження [3]. Результати цих авторів [1-3] будуть доповнені й адаптовані для комплексу технологій з очищення стічних вод та використання тепла стічних вод цивільних об'єктів України.

**Постановка завдання.** У населених пунктах, де відсутнє централізоване водовідведення (94,4 % від загальної кількості населених пунктів України), для скидання стічних вод населення в основному користується септиками або вигрібними ямами, використання яких спричиняє тенденцію погіршення екологічного стану джерел водопостачання, що призводить до їх забруднення патогенними бактеріями та вірусами [4]. Централізованими системами водовідведення забезпечено 1682 населених пунктів України, або 5,6% загальної їх чисельності (29815), з яких забезпечені: 443 міста або 96,5%, 512 селищ міського типу або 57,9% загальної кількості (885), 727 сільських населених пунктів або 2,6% загальної кількості (28471) [4].

Згідно з інформацією щодо використання води в Україні за даними державної статистичної звітності за формою 2-ТП [4] забезпечення валових потреб у воді у відсотках відбувається за рахунок: забору прісних вод з поверхневих джерел – 80,9; забору вод з підземних джерел – 13,3; забору морської води – 5,7. Використано води, млн. куб. м [4]: на господарсько-питні потреби – 1848; на виробничі потреби – 5681; на зрошення – 1759; на сільськогосподарське водопостачання – 160,9. Втрати при транспортуванні склали 2 286 млн. куб. м води (16 % від забраної).

За результатами узагальнення даних державного обліку водокористування у 2012 році у поверхневі водні об'єкти скинуто 7 788 млн. куб. м стічних вод, у тому числі: підприємствами промисловості – 4 751 млн. куб. м, житлово-комунальної галузі – 2 043 млн. куб. м та підприємствами сільського господарства – 952,9 млн. куб. м [4].

Разом із стічними водами до поверхневих водних об'єктів у 2012 році скинуто 44,9 тис. т завислих речовин; 0,4 тис. т нафтопродуктів; 837,6 тис. т сульфатів; 675,3 тис. т хлоридів; 9,5 тис. т азоту амонійного; 58,7 тис. т нітратів; 2,2 тис. т нітритів; 0,255 тис. т СПАР; 7,0 тис. т фосфатів тощо [4].

Фактичні витрати палива на виробництво окремих видів продукції і робіт за 2015 рік, тис. т. у.п. [5]: теплоенергія, вироблена і відпущена котельними – 9239,3; теплоенергія, вироблена і відпущена окремими котлами, не об'єднаними в котельню – 386. Теплоносієм в системах гарячого

водопостачання житлових будівель є вода. За відсутності даних приймають, що температура водопровідної води з поверхневих водних джерел в опалювальний та літній період становить відповідно +5 та +15°C. Для приготування гарячої води використовується теплоенергія, вироблена і відпущена котельними та окремими котлами, як результат – температуру води підвищують до +40...+60°C. Використана “гаряча” вода та “холодна” вода і внесені забруднення (господарські відходи) утворюють господарсько-побутові стічні води.

Аналіз принципової схеми кругообігу води з природних джерел (рис. 1) та фактичних витрат палива на виробництво теплоенергії для потреб гарячого водопостачання цивільних об'єктів показує, що стічна вода має значний потенціал низькопотенційної теплоти. В свою чергу населені пункти без централізованих систем водовідведення, житлові будинки, що розміщені в неканалізованих районах міст і селищ, потребують впровадження сучасних станцій очищення стічних вод, робота яких була б заснована на принципах комплексності, ресурсозбереження та енергоефективності.

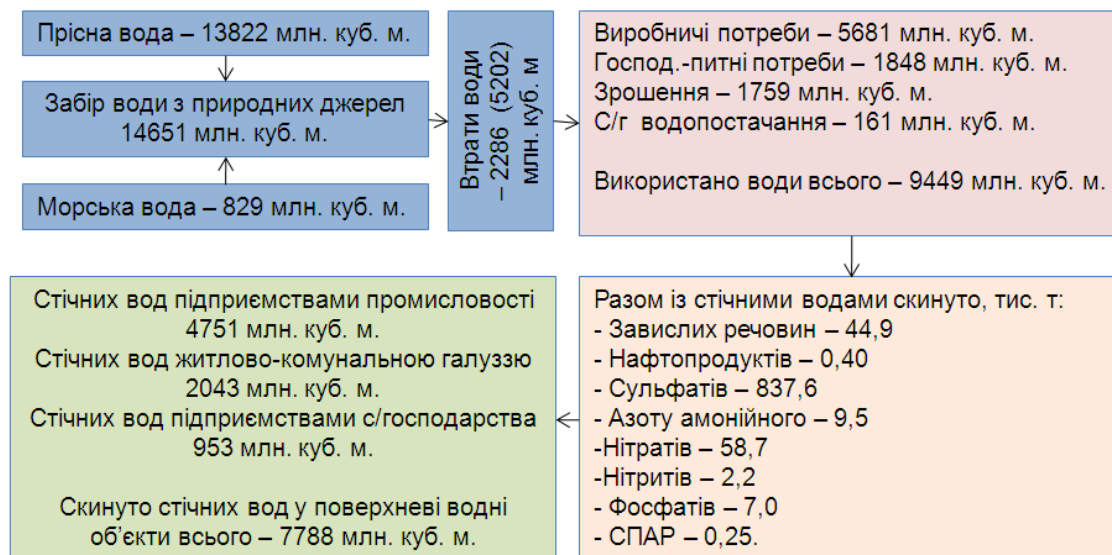


Рис. 1. Принципова схема кругообігу води з природних джерел України

Завданням досліджень є розроблення концепції комплексу технологій з очищення стічних вод та використання тепла стічних вод цивільних об'єктів та пошук і порівняння систем очищення стічних вод житлових будинків.

**Результати досліджень.** В основу комплексу ресурсозберігаючих технологій з очищення стічних вод та використання тепла стічних вод цивільних об'єктів покладена концепція, основою якої є очищення стічних вод, утилізація продуктів очищення та утилізація тепла стічних вод (рис.2).

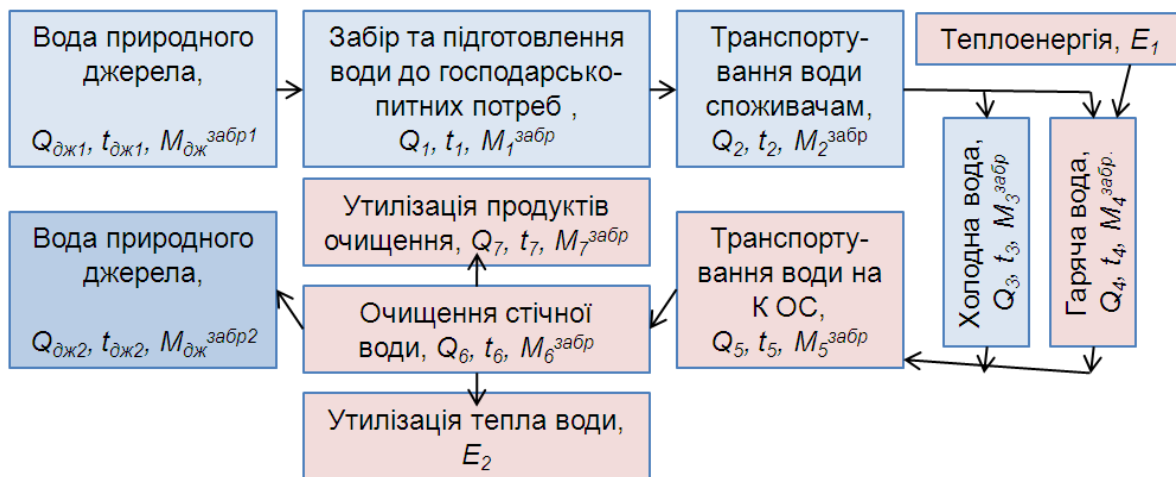


Рис. 2. Принципова схема концепції комплексу ресурсозберігаючих технологій з очищення стічних вод та використання тепла стічних вод цивільних об'єктів:  
 $Q_i$  – витрата  $i$ -ї води,  $t_i$  – температура  $i$ -ї води,  $M_i^{\text{забр.}i}$  – маса  $i$ -х забруднень.

Тривалість такого циклу води з природного джерела може коливатися від одного дня до декількох тижнів. Проте основою концепції є принцип: маса забруднень та температура води з природного джерела і маса забруднень і температура скинутої стічної води повинні бути максимально близькими. За оцінкою фахівців така різниця температур ( $t_6 - t_1$ ) може складати  $+3...+5^\circ\text{C}$ , що і буде становити потенціал стічної води, як джерела тепла для різних потреб споживача.

Оцінюючи дану концепцію з точки зору індивідуальних житлових будинків та автономних і місцевих систем водовідведення, кінцевими продуктами такого комплексу технологій повинні бути технічна вода та теплова енергія і, можливо, мінеральні добрива. Отримана і знезаражена технічна вода може використовуватися, наприклад, для поливу газонів, що дозволить споживачу зекономити кошти, не використовуючи воду, підготовлену для питних потреб. Теплова енергія, отримана з стічної води, може бути використана для потреб гарячого водопостачання чи опалювання будівлі, що також дозволить зекономити кошти. Утилізація продуктів очищення і їх подальше оброблення може дати мінеральні добрива.

Для очищення стічних вод використовують методи механічного, біологічного і фізико-хімічного очищення, а також знезаражування. Предметом досліджень були споруди для очищення господарсько-побутових стічних вод автономних і місцевих систем водовідведення. Особливість роботи таких споруд [6, 7]: висока нерівномірність надходження стічних вод як по витраті, так і по концентрації забруднень; можливі перерви в роботі; високі вимоги до очищеної води; зведення до мінімуму об'єму осадів і наступна їх мінералізація.

Проведений аналіз показує, що у світовій практиці очищення стічних вод автономних і місцевих систем водовідведення найбільшого поширення мають системи:



- аноксидні системи очищення стічних вод (для видалення сполук азоту в комбінації з іншими системами (біофільтри, аеробні системи);
- анаеробні системи очищення стічних вод;
- системи з краплинними біофільтрами (неорганічне завантаження);
- системи з краплинними біофільтрами (органічне завантаження);
- системи з краплинними біофільтрами (синтетичне завантаження);
- аеробні системи очищення континуального типу з вільноплаваючими мікроорганізмами;
- аеробні системи очищення дисконтинуального типу з вільноплаваючими мікроорганізмами;
- системи очищення з мембранними біореакторами;
- аеробні системи очищення континуального типу з іммобілізованими мікроорганізмами;
- аеробні системи очищення континуального типу із зваженим шаром;
- системи з дисковими біофільтрами;
- аеробні системи очищення дисконтинуального типу з іммобілізованими мікроорганізмами;
- системи природного очищення.

Споруди очищення стічних вод автономних і місцевих систем водовідведення складно привести до однієї системи оцінювання. Багато фірм-виробників не наводять достатньої кількості технологічних параметрів процесів очищення стічних вод, що не дозволяє в повній мірі оцінити їх переваги та недоліки. Тому аналіз систем для еквівалентної кількості жителів 5-10 здійснювали за показниками, [2,3,8-14]:

1. залежності співвідношення площі споруди до еквівалентної кількості жителів від типу реалізованої системи (рис. 3);
2. залежності кількості органічних забруднень по БСК<sub>5</sub>, що видаляється на 1 м<sup>2</sup> площі споруди за добу від типу реалізованої системи (рис. 4);
3. залежності кількості забруднень по N-NH<sub>4</sub>, що видаляється на 1 м<sup>2</sup> площі споруди за добу від типу реалізованої системи (рис. 4).

Еквівалентна кількість жителів визначалася за виразом:

$$EH = L_{en,5} \frac{Q}{60}, \quad (1)$$

де  $L_{en,5}$  – усереднене максимально добове сумарне забруднення за БСК<sub>5</sub>, г O<sub>2</sub>/м<sup>3</sup>;  $Q$  – витрата стічних вод, м<sup>3</sup>/добу; 60 – умовна норма БСК<sub>5</sub> на одного еквівалентного жителя, прийнятою в Директиві ради Європи № 91/271/ЄЕС.

Проаналізовані системи декларують високий ступінь очищення: БСК<sub>5</sub> – менше 10...20 мг/дм<sup>3</sup>; загальний азот – менше 20...30 мг/дм<sup>3</sup>; завислих речовин – менше 10...20 мг/дм<sup>3</sup>; загального фосфору – менше 2...5 мг/дм<sup>3</sup>. Компактність реалізованих процесів за рахунок конструктивних і технологічних особливостей систем очищення наведена на рис. 4. Окисна потужність системи на 1 м<sup>2</sup> площі наведена на рис. 5.

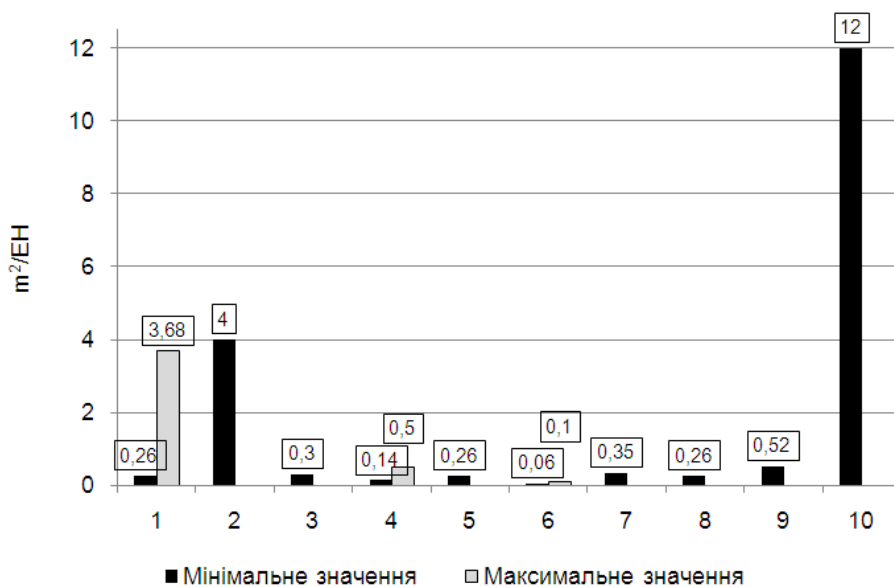


Рис. 3. Залежність співвідношення площі споруди до еквівалентної кількості жителів від типу реалізованої системи: **1** – системи з краплинними біофільтрами (неорганічне завантаження); **2** – системи з краплинними біофільтрами (органічне завантаження); **3** – системи з краплинними біофільтрами (синтетичне завантаження); **4** – аеробні системи очищення континуального типу з вільно плаваючими мікроорганізмами; **5** – аеробні системи очищення дисконтинуального типу з вільно плаваючими мікроорганізмами; **6** – системи очищення з мембранними біореакторами; **7** – аеробні системи очищення континуального типу з іммобілізованими мікроорганізмами; **8** – аеробні системи очищення континуального типу з зваженим шаром; **9** – системи з дисковими біофільтрами; **10** – системи природного очищення

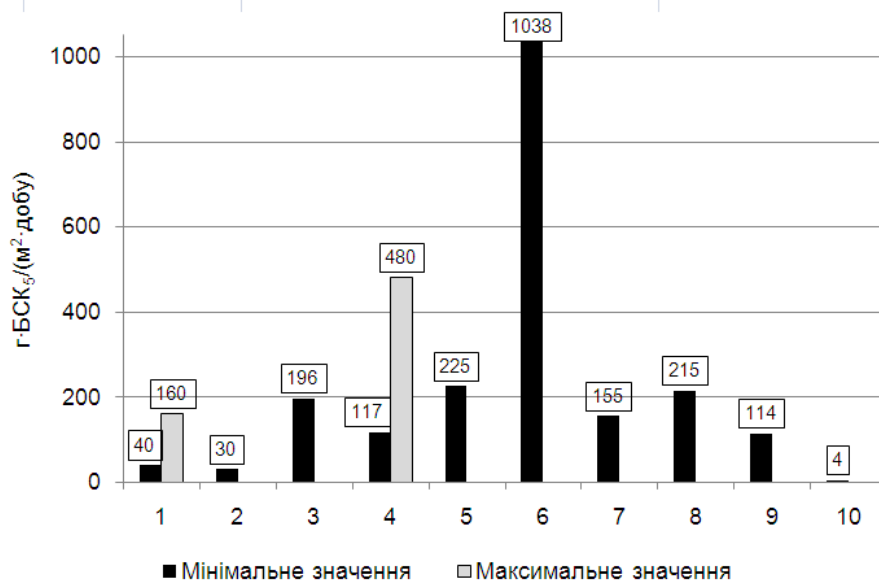


Рис. 4. Залежність кількості органічних забруднень за БСК<sub>5</sub>, що видаляється на 1 м<sup>2</sup> площі споруди за добу від типу реалізованої системи (позначення **1-10** див. рис. 3)

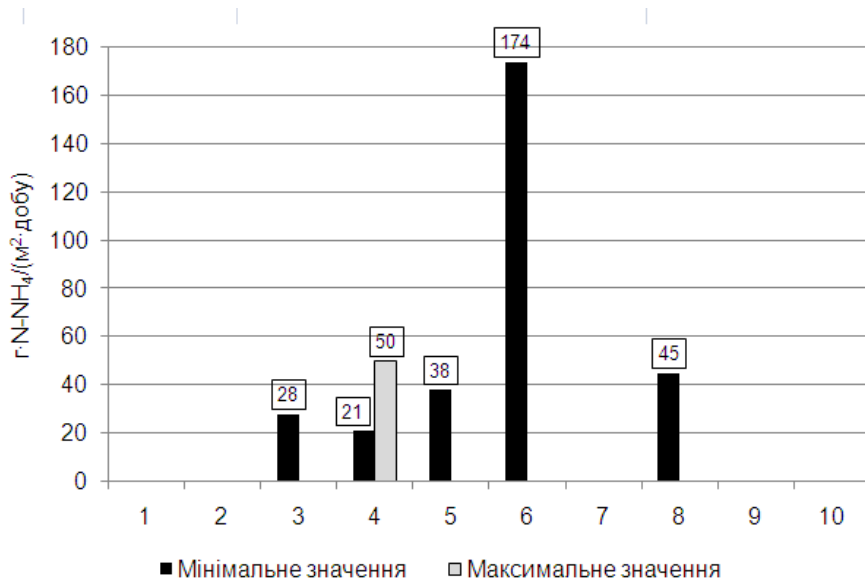


Рис. 5. Залежність кількості забруднень за  $N-NH_4$ , що видаляється на 1 м<sup>2</sup> площі споруди за добу від типу реалізованої системи (позначення 1-10 див. рис. 3)

Залежність співвідношення площі споруди до еквівалентної кількості жителів від різного фільтрувального матеріалу біофільтра та фірми-виробника наведена на рис. 6 та залежність кількості органічних забруднень за БСК<sub>5</sub>, що видаляється на 1 м<sup>2</sup> площі споруди за добу від різного фільтрувального матеріалу біофільтра та фірми-виробника наведена на рис. 7, [3].

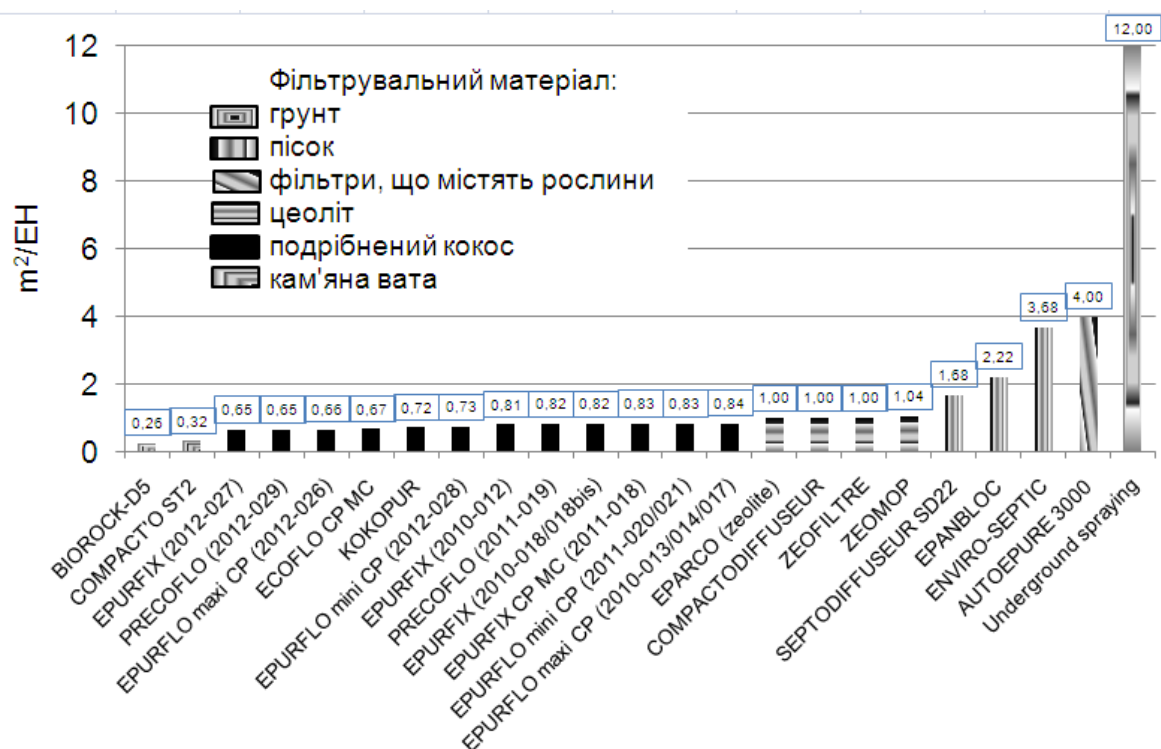


Рис. 6. Залежність співвідношення площі споруди до еквівалентної кількості жителів від фірми-виробника біофільтра

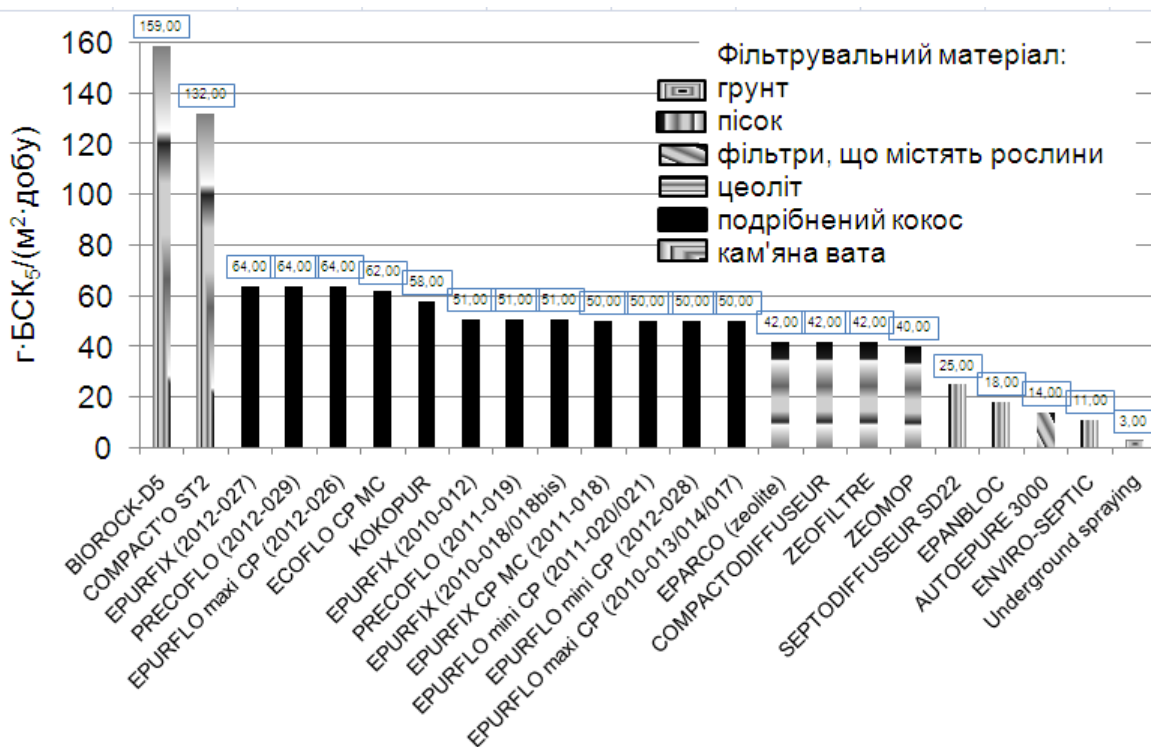


Рис. 7. Залежність кількості органічних забруднень за БСК<sub>5</sub>, що видаляється на 1 м<sup>2</sup> площі споруди за добу від фірми-виробника біофільтра

**Подяки.** Стаття підготовлена в рамках виконання проекту “Комплекс ресурсозберігаючих технологій з очищення стічних вод та використання тепла стічних вод цивільних та військових об’єктів” (номер державної реєстрації НДР 0116U007384).

**Висновки.** 1. Розроблена концепція комплексу технологій з очищення стічних вод та використання тепла стічних вод цивільних об’єктів. 2. Оцінено системи очищення стічних вод автономних та місцевих систем водовідведення. Раціональними системами для комплексу технологій можуть бути системи з: мембранними біореакторами; іммобілізованими мікроорганізмами; біофільтри.

### Список літератури

16. *Stransky David*. Suitability of combined sewers for the installation of heat exchangers / David Stransky, Ivana Kabelkova, Vojtech Bare, Gabriela Stastna, Zbigniew Suchorab // *ECOL CHEM ENG S*. 2016;23(1):87-98 DOI: 10.1515/eces-2016.

17. *Harold Leverenz*. Review of technologies for the onsite treatment of wastewater in California / Harold Leverenz, George Tchobanoglous, Jeannie L. Darby // California State Water Resources Control Board. 2002. 250 P.

18. *Catherine Boutin*. Comparaison théorique de dispositifs d'ANC / Catherine Boutin, Vivien Dubois, Colin Lassabliere // Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture. 2013. 104 p.

19. *Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні в 2012 році*. К., 2013. С.23-24, 447.

20. *Результати* використання палива, теплоенергії та електроенергії за 2015 рік. Державна служба статистики. 2016. С. 45.

21. *Проектування* систем водовідведення, очищення та утилізації стічних вод в малих населених пунктах та сільській місцевості /За заг. Ред.. д.т.н., проф..завідувача кафедри ВТГВ Гіроля М.М. і к.т.н. Проценка С.Б.// Монографія. Рівне: НУВГП, 2013. 65с.

22. *Тетеря А. И.* Моделирование процессов удаления азота из сточных вод на малогабаритных установках биологической очистки воды / А. И. Тетеря, А. Я. Олейник // Прикладна гідромеханіка. 2001. Т.3 (75), №3, С.59-65.

23. *Установки* глибокої біологічної очистки стічних вод BIOTAL [Електронний ресурс]: [Веб-сайт]. URL: <http://www.biotal.ua/ua/node/263>

24. *JET Wastewater Treatment Solutions* [Електронний ресурс]: [Веб-сайт]. URL: <http://jetincorp.com/catalog.php>

25. *Orenco Wastewater Solution* [Електронний ресурс]: [Веб-сайт]. URL: <http://www.orengo.com/>

26. *Consolidated Treatment Systems* [Електронний ресурс]: [Веб-сайт]. URL: <http://www.consolidatedtreatment.com/>

27. *Wastewater Treatment Systems* [Електронний ресурс]: [Веб-сайт]. URL: <http://aqua-o2.com/>

28. *Kubota Submerged Membrane Unit* [Електронний ресурс]: [Веб-сайт]. URL: <http://env.kubota.co.jp/>

29. *KingSpan Environmental* [Електронний ресурс]: [Веб-сайт]. URL: [www.kingspanenviro.com](http://www.kingspanenviro.com)

*Надійшло до редакції 3.11.2016*

Д.В. ДЗЕЦІНА

Національний авіаційний університет  
О.М. КОЦАР, кандидат технічних наук  
ТОВ «Юнілос-Україна»

## ЕФЕКТИВНІСТЬ ОЧИЩЕННЯ ГОСПОДАРСЬКО-ПОБУТОВИХ СТІЧНИХ ВОД ЗА ДОПОМОГОЮ ПРИРОДНИХ МІНЕРАЛЬНИХ СОРБЕНТІВ

*Розглянуто природні мінеральні сорбенти, які ефективно використовуються для очищення стічних вод, в тому числі господарсько-побутових. Виконані експериментальні дослідження ефективності очищення господарсько-побутових стічних вод цеолітом та шунгітом. Встановлено, що при комплексному використанні цих мінеральних сорбентів спостерігається синергетичний ефект їх водоочисної дії.*

**Ключові слова:** природні мінеральні сорбенти, природні фуллерени, шунгіт, цеоліт, господарсько-побутові стічні води, очищення стічних вод

*Рассмотрены природные минеральные сорбенты, которые эффективно используются для очистки сточных вод, в том числе хозяйственно-бытовых. Выполнены экспериментальные исследования эффективности очистки хозяйственно-бытовых сточных вод цеолитом и шунгитом. Установлено, что при комплексном использовании этих минеральных сорбентов наблюдается синергетический эффект их водоочистного действия.*

**Ключевые слова:** природные минеральные сорбенты, природные фуллерены, шунгит, цеолит, хозяйственно-бытовые сточные воды, очистка сточных вод

*Considered natural mineral sorbents that are effectively used in sewage treatment, including household. Experimental study of the effectiveness of previous treatment of domestic sewage zeolite and shungite. Found that the integrated use of mineral sorbents observed synergistic effect of the water treatment steps.*

**Key words:** natural mineral sorbents, natural fullerenes, shungit, zeolite, household and domestic waste water, sewage treatment.

**Постановка та актуальність проблеми.** Більше мільярда людей використовують не придатну для пиття воду. Через це щорічно вмирають три з половиною мільйони дітей. Більшість українців споживають воду з поверхневих джерел – озер, ставків, рік. Зокрема, з Дніпра п'ють воду близько 30 млн. людей [1, 124].

Велика кількість небезпечних забруднюючих речовин потрапляє в природні водойми з господарсько-побутовими стічними водами. Такі води забруднені великою кількістю органічних та неорганічних домішок, бактеріальними компонентами, у них постійно присутні патогенні бактерії. За складом господарсько-побутові стічні води порівняно однорідні. Вони містять органічні та мінеральні домішки, велику кількість мікроорганізмів, забруднені яйцями гельмінтів.

Найбільше у господарсько-побутових стоках містяться сполук азоту (амоній, нітриту і нітрати), фосфору та калію. Потрапляючи у поверхневі водойми, вони спричиняють бурхливий розвиток сапрофітних мікроорганізмів, водяних рослин та зоопланктону. Як наслідок, відбувається евтрофікація водойми, різко знижується кількість кисню та прозорість води, що погіршує її екологічний стан та придатність як джерела господарсько-побутового та питного водопостачання.

В загальному господарсько-побутові стічні води характеризуються таким хімічним складом: вміст сухої речовини – 550 мг/л, загальний азот – 35 мг/л,  $P_2O_5$  – 6 мг/л,  $K_2O$  – 20 мг/л [2, 16]. Проведений авторами [4, 104] аналіз хімічного складу стічних вод готельно-ресторанних комплексів свідчить про те, що в їх складі присутні токсичні для гідробіонтів аніонні поверхнево-активні речовини (АПАР) – їх додають до синтетичних миючих засобів (СМЗ) для видалення жирів, розчинні форми азоту та фосфору (зокрема, поліфосфати), які додають до СМЗ для зв'язування іонів, що обумовлюють жорсткість води, органічні речовини.

Синтетичні миючі засоби є надзвичайно активними і дезоксигенаторами, які активно руйнують розчинений у воді кисень. Вони небезпечні для всього живого у водоймах, навіть у дуже малих концентраціях. Забруднення вод миючими засобами ускладнюється ще й тим, що навіть їх біологічне руйнування не є вирішенням проблеми, оскільки самі продукти такого руйнування в деяких випадках є токсичними. Утворена миючими засобами піна погіршує освітлення нижніх шарів води, порушуючи умови фотосинтезу. Потрапляючи у воду, АПАР знижують силу поверхневого натягу, роблячи неможливими нормальне пересування, видобуток їжі, комунікацію і розмноження нейстонних організмів. Компоненти СМЗ впливають на всі форми гідробіонтів, особливо чутливі до забруднення детергентами мікроорганізми – початкова ланка харчових ланцюгів [4, 105].

Вода – активний розчинник. В природі абсолютно чистої води не існує. Та й організм людини «звик» до певної концентрації різних речовин, розчинених в ній. Протікаючи через гірські породи, вона розчиняє їх і насичується відповідними компонентами – іонами кальцію, магнію, калію, заліза, молібдену, алюмінію, берилію, марганцю, міді, миш'яку, цинку. Останні шість елементів особливо шкідливі для людини, якщо їх концентрації перевищують гранично допустимі. Тому нормативні документи багатьох країн, у тому числі України, Всесвітньої організації охорони здоров'я (ВООЗ), вимагають обов'язкового контролю їх вмісту в питній воді [1, 124].

До мінералів, які ефективно використовуються для корегування властивостей води, відносяться: шунгіт, цеоліт, кремій, граніт, кварц.

Вони використовуються в процесах фізико-хімічного очищення природних та стічних вод фільтруючий матеріал, сорбент або інертний субстрат для іммобілізації прикріплених форм мікроорганізмів-біодеструкторів забруднюючих домішок води. Основною задачею природних мінеральних сорбентів в процесах підготовки питної води є її наближення до природно сформованої якості, завдяки процесам впливу мінералів на структуру водних розбавлених розчинів, завдяки процесів сорбції, іонного обміну і фільтрації [1, 124].

Для очищення води адсорбцією все більше застосування знаходять невуглецеві сорбенти природного і штучного походження. Використання цих сорбентів зумовлено достатньо високою їх адсорбційною ємністю, селективністю, катіонообмінними властивостями деяких з них, порівняно низькою вартістю і доступністю [3, 230].

Одними з найважливіших представників природних сорбентів є шунгіти та цеоліти, які проявляють себе як високоефективні очисники стічних вод.

Залежно від особливостей будови природні цеоліти поділяються на сім груп. Теоретична ємність обміну природних цеолітів коливається в межах 2,6...5,8 мг-екв/г. Природні цеоліти добре зарекомендували себе як іонообмінники та сорбенти для очищення природних та стічних вод. З природних цеолітів найбільше практичне значення мають клиноптилоліт та морденіт [3, 231].

Природні цеоліти – це кристали (рис. 1, а), структура яких утворена тетраедрами  $[\text{SiO}_4]^{4-}$  та  $[\text{AlO}_4]^{5-}$ , що з'єднані спільними кутами в тривимірний каркас, який пронизаний порожнинами і каналами [2, 40].

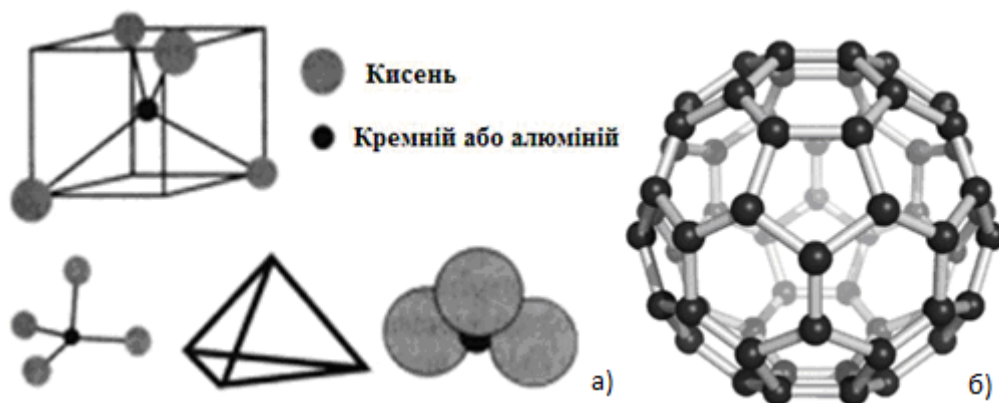


Рис. 1. Структура природних сорбентів:  
а) кристал клиноптилоліту; б) молекула фулерену

**Матеріали і методи дослідження.** Для дослідження ефективності очищення господарсько-побутових стічних вод використовувалися природний цеоліт (клиноптилоліт) Сокирницького родовища (Хустський район, Закарпатської області), та природний фулерен (шунгіт) Зажогінського родовища, Карелія, РФ.



Мінеральний склад цеолітової породи представлений клиноптилолітом 60...90%, кварцом та польовим шпатом 6...7%, глинистими мінералами – 2...6%, плагіоклазом – до 2%.

Хімічний склад відповідає формулі для цеоліту клиноптилоліту:  $0,2\text{Na}_2\text{O} \times 0,26\text{K}_2\text{O} \times 0,43\text{CaO} \times 0,2\text{MgO} \times 9,57\text{SiO}_2 \times \text{Al}_2\text{O}_3 \times 0,09\text{Fe}_2\text{O}$  [2, 411].

З 1991 р. для очищення води стали виготовляти фільтри на основі природного мінералу шунгіту. Це щільні, міцні породи, шаруваті або монолітні, відрізняються високою хімічною стійкістю, досить високим опором стиранню і морозостійкістю, колір в залежності від хімічного складу може бути чорний, матово-сірий, попелястий, а також інших відтінків, з вкрапленнями піриту (золотистий колір), кварцу (білий колір). Твердість близько 4, щільність 1,9...2,4 г/см<sup>3</sup>. Злам раковистий або дрібнозернистий. У звичайних умовах не горить. Існує блискучий різновид. Матово-сірий шунгіт утворює пласти до 2 м потужністю [5, 202].

Склад породи Зажогінського родовища (масова частка): вуглець – 28...32%, кварц – 45...30%, складні силікати (слюди, хлорити) – 17...20%, сульфіді – 1,8...2,2%. Хімічний склад: вуглець – 28%, кремній – 58%, алюміній – 4%, залізо – 2,5% і далі по спаданню – К, Mg, Ca, Na, Ti – від 1,5 до 0,2%. Зажогінські шунгітні породи є складними наноструктурними природними композитами.

Фулерени – порожнисті симетричні кулясті молекули, що представляють собою замкнуті опуклі багатогранники, складені з парного числа трьохкоординуваних атомів вуглецю. Самий вивчений із сімейства фулеренів – фулерен C<sub>60</sub>, в якому 60 вуглецевих атомів утворюють багатогранник, який складається з 20 шестикутників і 12 п'ятикутників. Молекула фулерену C<sub>60</sub> характеризується високою симетрією і стабільністю (рис. 1, б) [1, 126].

**Методика проведення дослідження.** Дослідження проводилося на основі експерименту – господарсько-побутових стічних вод з трьох проб сорбентів: проба №1 – шунгіт; проба №2 – цеоліт; проба №3 – шунгіт + цеоліт (1:1). Для проведення експерименту були взяті природні мінерали з однаковим розміром фракцій – 3...5 мм. Перед початком експерименту природні мінерали добре промили проточною водою й дали відстоятися 1 добу.

При проведенні експерименту були визначені такі показники забруднення стічних вод: ХСК, вміст амонію, нітратів, нітритів, ортофосфатів та загальний вміст заліза.

Для дослідження процесу очищення господарсько-побутових стічних вод, відібраних з контрольного колодязя на випуску з ресторанно-готельного комплексу, мінеральними природними сорбентами, була змонтована лабораторна експериментальна установка. Вона складалася з конічних реакційних ємкостей об'ємом 1,5 л, куди вносили по 100 г природного мінералу (для проби №3 – 50 г шунгіту та 50 г цеоліту) та 1 л стічної води з накопичувача. Суміш стічних вод і сорбенту періодично – 1 раз в 12 годин – збовтували на протязі 1 хвилини та залишали відстоюватись. Перед

експериментом та після закінчення всього циклу експерименту (через 48 год) було зроблено повний хімічний аналіз даних проб.

**Результати дослідження та їх обговорення.** Ефективність очищення стічних вод ресторанного комплексу на лабораторній моделі за допомогою природних мінералів: фізико-хімічні показники стічних вод після контакту з природними мінералами наведено в табл. 1.

Таблиця 1

**Фізико-хімічні показники стічних вод та природних сорбентів**

Показники	Шунгіт	Цеоліт	Шунгіт + цеоліт	Контрольний зразок стічної води на початку експерименту	Контрольний зразок стічної води в кінці експерименту (48 год)
Амоній $\text{NH}_4^+$ , мг/дм <sup>3</sup>	4,1	4,6	3,7	6,8	6,1
Нітрати $\text{NO}_3^-$ , мг/дм <sup>3</sup>	11,2	12,9	10,8	18,4	19,1
Нітрити $\text{NO}_2^-$ , мг/дм <sup>3</sup>	<0,01	<0,01	<0,01	0,1	0,04
Ортофосфати $\text{PO}_4^{3-}$ , мг/дм <sup>3</sup>	4,7	4,8	4,5	5,1	5,0
Залізо заг., мг/дм <sup>3</sup>	0,7	0,8	0,6	1,3	1,1
ХСК, $\text{mgO}_2/\text{дм}^3$	80,0	70,0	60,0	115,0	110,0

Повний хімічний аналіз стічних вод ресторанного комплексу після їх очистки природними мінералами дав змогу отримати такі результати:

1) вміст амонію в досліджуваному зразку стічної води при спільній взаємодії шунгіту з цеолітом зменшився найбільше – у 1,8 разів (до 3,7 мг/дм<sup>3</sup>), при взаємодії з шунгітом – у 1,7 рази (до 4,1 мг/дм<sup>3</sup>), з цеолітом – у 1,5 разів (до 4,6 мг/дм<sup>3</sup>) (рис. 2);

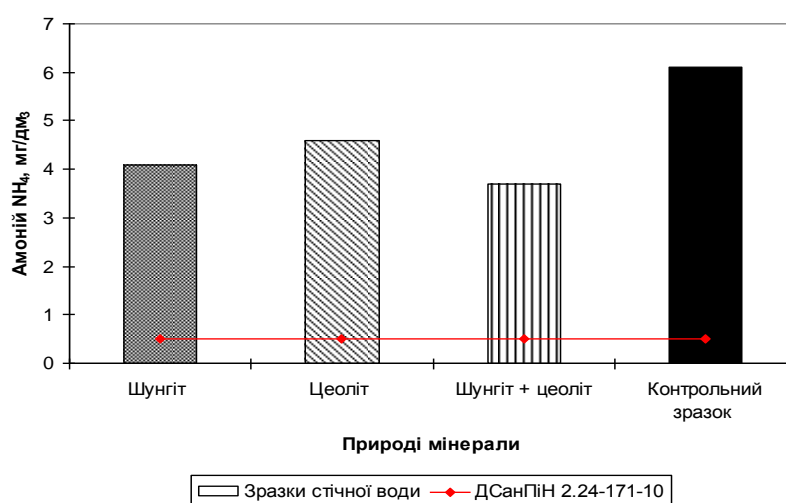


Рис. 2. Вміст амонію в зразках стічної води після контакту з різними природними мінералами

2) вміст нітратів при спільній взаємодії шунгіту з цеолітом зменшився у 1,7 разів (до 10,8 мг/дм<sup>3</sup>), при взаємодії з шунгітом – у 1,6 рази (до 11,2 мг/дм<sup>3</sup>), з цеолітом – у 1,4 разів (до 12,9 мг/дм<sup>3</sup>);

3) вміст нітритів зменшився при взаємодії з усіма мінералами однаково: в 10 разів (до 0,01 мг/дм<sup>3</sup>) (рис. 3);

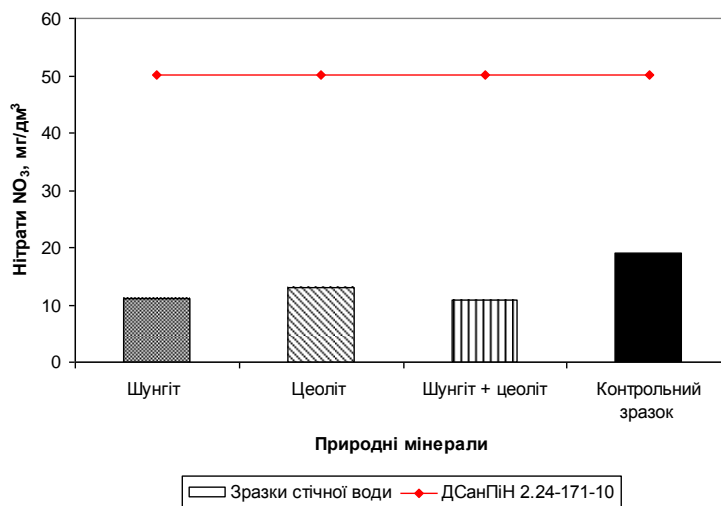


Рис. 3. Вміст нітратів в зразках стічної води після контакту з різними природними мінералами

4) вміст ортофосфатів зменшився при взаємодії з усіма мінералами майже однаково: у 1,1 рази (при спільній взаємодії шунгіту з цеолітом – до 4,5 мг/дм<sup>3</sup>, при взаємодії з шунгітом – до 4,7 мг/дм<sup>3</sup>, з цеолітом – до 4,8 мг/дм<sup>3</sup>);

5) загальний вміст заліза при спільній взаємодії шунгіту з цеолітом зменшився у 2,1 рази (до 0,6 мг/дм<sup>3</sup>), при взаємодії з шунгітом – у 1,9 разів (до 0,7 мг/дм<sup>3</sup>), з цеолітом – у 1,6 разів (до 0,8 мг/дм<sup>3</sup>) (рис. 4);

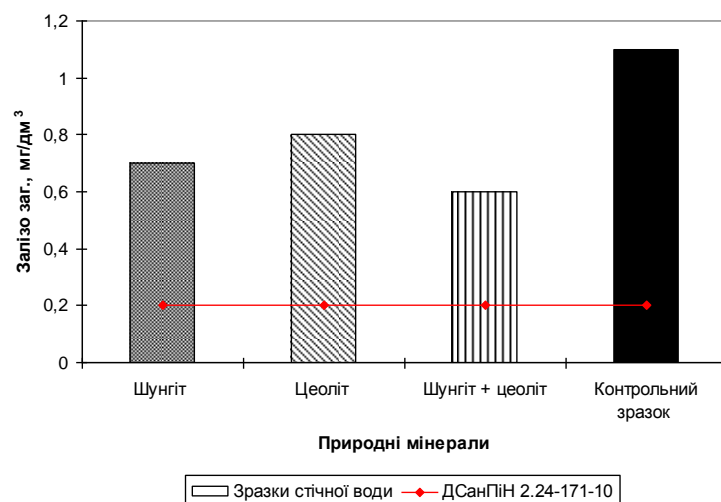


Рис. 4. Загальний вміст заліза в зразках стічної води після контакту з різними природними мінералами

б) показник ХСК змінився таким чином: після взаємодії з шунгіт + цеоліт зменшився у 1,9 рази (до  $60,0 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ ), з цеолітом – у 1,6 разів (до  $70,0 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ ), з шунгітом – у 1,4 рази (до  $80,0 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ ) (рис. 5).

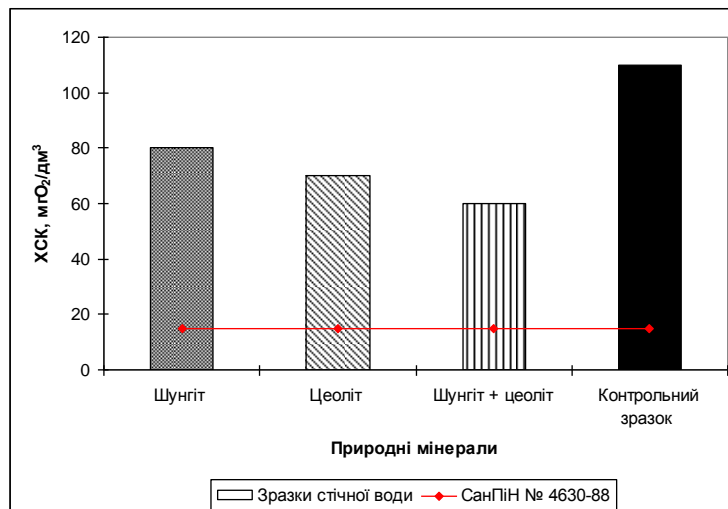


Рис. 5. ХСК в зразках стічної води після контакту з різними природними мінералами

Експерименти підтвердили, що цеоліт – один із природних мінералів, що використовується для очищення стічних вод, володіє молекулярно-ситовими та іонообмінними властивостями, що робить його здатним вбирати різні шкідливі речовини і виділяти при цьому корисні елементи, ефективно очищає господарсько-побутові стічні води від органічних забруднень, що контролюються ХСК. Проте в ході експерименту було визначено, що сам цеоліт не може впоратися з усіма забрудненнями, адже порожнечі в структурі цеоліту різні і відповідають абсолютно різним речовинам. Тому цеоліти досить доречно застосовувати для очищення стічних вод з комплексним використанням інших природних мінералів, при цьому мінерали будуть підсилювати дію один одного. В нашому випадку такими мінералами виступають шунгітові породи, які за своїми фізико-хімічними властивостями є потужнішими сорбентами, ніж цеоліти. Цеолітові породи, при сумісній дії з молекулою фулерену (а саме - шунгіту), на порядок підсилюють її дію, що підтверджено експериментально в результаті даного дослідження.

## Висновки

1. Шунгіт та цеоліт є вискоелефективними природними мінералами, які використовуються для очищення стічних вод, в тому числі господарсько-побутових.

2. Найбільш ефективно очищення стічних вод відбувається за допомогою спільної взаємодії шунгіту з цеолітом (вміст амонію, нітратів в стічних водах ресторанного комплексу зменшився майже в 2 рази, загальний вміст заліза – в 2,1 рази, показник ХСК – в 1,9 разів), окремо шунгіт й цеоліт в дослідженнях проявили себе менш ефективно.

## Список літератури

1. Заграй Я. М. Використання природних мінералів (шунгіту) як етапів комплексної технології корегування складу водних розбавлених розчинів до природно сформованої якості // Екологічна безпека та природокористування, 2014 № 15. С. 124-129.

2. Шандрович В. Т. Підвищення рівня екологічної безпеки шляхом удосконалення роботи міських очисних споруд: дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук: 21.06.01 – екологічна безпека // Національний університет «Львівська політехніка». Львів, 2015. 178 с.

3. Петрушка І. М. Очищення стічних вод від барвників природними сорбентами // Вісник Національного університету «Львівська політехніка», 2003. № 488: Хімія, технологія речовин та їх застосування. С. 230-233.

4. Шевцова Л. В. Стічні води підприємств готельно-ресторанного комплексу як потенційна загроза біорізноманіттю водних екосистем // Вісник Дніпропетровського державного аграрного університету, 2014. № 1. С. 102-105.

5. Ткач Г. М. Використання шунгітів у сучасних технологіях // Матеріали ХІХ наукової конференції ТНТУ ім. Ів. Пулюя, 18-19 травня 2016 року — Т.: ТНТУ, 2016. С. 202-204.

*Надійшло до редакції 22.11.2016*

УДК 628.16

С.М. ЭПОЯН, доктор технических наук  
А.С. КАРАГЯУР, доктор технических наук  
Харьковский национальный университет строительства и архитектуры  
В.Н. ВОЛКОВ  
Коммунальное предприятие «Харьководоканал»

## О ВОЗМОЖНОСТИ ПРИМЕНЕНИЯ ДРЕНАЖНЫХ СИСТЕМ СКОРЫХ ФИЛЬТРОВ ДЛЯ ДООЧИСТКИ

*Представлені результати теоретичних досліджень процесу послідовного фільтрування малоконцентрованої суспензії через шар фільтруючого зернистого завантаження та пористу перегородку з волокнистих полімерних матеріалів. Розглянуто фільтрування з поступовим закупорюванням пор пористої перегородки.*

**Ключові слова:** зернисте фільтруюче завантаження, завислі речовини, дренажна система, волокнисті полімерні матеріали, математична модель.

© Епоян С.М., Карагяур А.С.,  
Волков В.М., 2016

*Представлены результаты теоретических исследований процесса последовательного фильтрования малоконцентрированной суспензии через слой фильтрующей зернистой загрузки и пористую перегородку из волокнистых полимерных материалов. Рассмотрено фильтрование с постепенным закупориванием пор пористой перегородки.*

**Ключевые слова:** зернистая фильтрующая загрузка, взвешенные вещества, дренажная система, волокнистые полимерные материалы, математическая модель.

*The results of theoretical studies of the process of consistent filtration of low-concentration suspension through a layer of granular filtering media and a porous membrane of fibrous polymeric materials are presented. Filtration with a gradual pore plugging of the porous membrane is considered.*

**Keywords:** granular filtering media, suspended solids, drainage system, fibrous polymeric materials, mathematical model

Эксплуатация фильтровальных сооружений является самой затратной частью в технологии водоподготовки [1, 3]. Это связано с необходимостью периодической регенерации фильтрующей загрузки, которая осуществляется путем водяной или водо-воздушной промывки.

Одним из путей снижения данных эксплуатационных затрат является увеличение времени работы сооружения в режиме фильтрования. На станциях водоподготовки широкое распространение получили фильтры с зернистой загрузкой. Для этих сооружений самым простым решением повышения грязеемкости является применение зернистых материалов с высокой пористостью и более устойчивых к истиранию (цеолит, шунгизит и т.д.) [2, 57]. В результате истирания повышается полидисперсность загрузки и снижается пористость: более мелкие частицы располагаются между крупными.

Критерием отключения фильтра на промывку может быть или снижение качества фильтрата ниже допустимого уровня («проскок» загрязнений), или достижение потерь напора предельных значений в результате роста закольматированности загрузки. Параметры фильтрующей загрузки считаются подобранными рационально, если продолжительности работы фильтра по этим двум критериям приблизительно одинаковы  $T_{\text{ф}} \approx T_{\text{н}}$ .

При применении однослойных фильтров обычно кольматируются слои первые по направлению фильтрования, и потери напора быстро достигают предельных значений. Фильтр отключается на промывку, причем промываются и нижние незагрязненные слои. Для более равномерного распределения загрязнений по высоте фильтрующей загрузки применяются двухслойные фильтры [3, 80]. В этом случае материал загрузки первого слоя должен иметь плотность меньшую, чем материал второго слоя. Это необходимо для предотвращения перемешивания слоев при промывке. С учетом этого условия широкое распространение получили антрацитокварцевые фильтры [4, 242]. Это условие, а также требования по

устойчивости к истиранию, и то, что существующие материалы, применяемые в качестве зернистой загрузки, имеют конкретные параметры, которые не всегда соответствуют рациональным значениям при совместном применении, ограничивают эффективность данного решения.

Более перспективными устройствами, которые можно применить для доочистки, являются аппараты микрофльтрации, а именно фильтры, выполненные из пористых волокнистых полимерных материалов. В [5, 8] показано, что фильтры из волокнисто-пористого полиэтилена по качеству осветления малоцентрированной тонкодисперсной суспензии не уступают фильтрам с песчаной загрузкой или загрузкой из пенополистирола.

Для упрощения конструкции фильтровального сооружения и уменьшения количества основных элементов предлагается в качестве устройств доочистки использовать дренажные системы, выполненные из пористых волокнистых полимерных материалов [6, 152].

Такие дренажные системы позволяют не только равномерно распределять промывную воду и отсекают частицы зернистой загрузки, но и задерживать частицы взвеси, поступающие вместе с фильтратом. В отличие от зернистой загрузки пористые волокнистые полимерные материалы при небольших размерах ячеек имеют значительную пористость. Возможно их изготовление в широком диапазоне размеров пор, в том числе с переменным значением по толщине полимерной оболочки. Значительная пористость обуславливает невысокие значения потерь напора, позволяет накапливать часть загрязнений. При промывке исключается вынос полимерных волокнистых частиц из материала дренажной системы и их перемешивание с частицами зернистой загрузки. Для зернистой загрузки при такой схеме возможно применение материалов с бóльшим размером зерен, что способствует более равномерному распределению загрязнений по высоте зернистой загрузки и повышению эффективности работы сооружения.

В [7, 102] представлены результаты теоретических исследований по последовательному фильтрованию воды через слой зернистой загрузки и пористую перегородку с образованием над перегородкой слоя осадка, которые подтвердили эффективность применения пористых дренажных систем для доочистки.

Дальнейшее обоснование эффективности данного решения проведем с помощью математического моделирования. Рассмотрим случай, когда сопротивление пористой оболочки дренажной системы изменяется в результате постепенного закупоривания пор.

Для упрощения математической модели примем следующие допущения и предположения.

1. Дренажная система представляет собой плоскую горизонтальную пористую перегородку, через которую равномерно фильтруется очищаемая вода. Такой подход позволяет моделировать процесс с помощью одномерных уравнений, записанных в прямоугольной системе координат.

2. В течение времени фильтрующая способность дренажной системы изменяется только в результате постепенного закупоривания ее пор частицами взвеси.

3. Течение очищаемой жидкости через слой фильтрующей загрузки и пористую перегородку происходит в ламинарном режиме.

4. Вклад диффузии в перенос взвешенных веществ при фильтрации в неподвижном слое зернистой загрузки и пористой оболочке дренажной системы мал в сравнении с другими составляющими.

5. Кинетика изменения концентрации взвешенных веществ в фильтрующей загрузке и пористой перегородке описывается линейной зависимостью.

6. При прохождении слоя зернистой загрузки равновероятно задерживаются все частицы взвеси независимо от размера, поэтому можно принять распределение частиц взвеси по размерам в воде, поступающей на пористую перегородку, таким же, как и в исходной.

Основу математической модели составляет уравнение фильтрации, записанное в виде [8, 27]:

$$\frac{1}{F} \frac{dW(t)}{dt} = \frac{\Delta p(t)}{\mu(R_{3.3.}(t) + R_{п.п.}(t))}, \quad (1)$$

где  $W(t)$  – объем очищенной воды,  $m^3$ ;  $F$  – площадь поверхности фильтрации,  $m^2$ ;  $\Delta p(t)$  – разность давлений (напора), Па;  $\mu$  – динамическая вязкость, Па·с;  $R_{3.3.}(t)$  – сопротивление слоя зернистой загрузки  $m^{-1}$ ;  $R_{п.п.}(t)$  – сопротивление пористой перегородки,  $m^{-1}$ ;  $t$  – время, с.

Сопротивление слоя зернистой загрузки  $R_{3.3.}$ , которое изменяется в результате кольматации, равно

$$R_{3.3.}(t) = h_{3.3.} \bar{r}_{3.3.}(t), \quad (2)$$

где  $\bar{r}_{3.3.}(t) = \frac{1}{h_{3.3.}} \int_0^{h_{3.3.}} r(z,t) dz$  – среднее удельное сопротивление слоя зернистой загрузки,  $m^{-2}$ ;  $z$  – координата, м, которая изменяется в диапазоне от 0 до  $h_{3.3.}$

Удельное сопротивление слоя зернистой загрузки можно оценить с помощью уравнения Козени-Кармана [8, 144]:

$$r(z,t) = k_1 \cdot F_{уд}^2 \cdot \frac{(1 - n_{3.3.}(z,t))^2}{n_{3.3.}^3(z,t)}, \quad (3)$$

где  $n_{3.3.}(z, t)$  – пористость зернистой загрузки;  $F_{уд} = \frac{6(1-\varepsilon)}{\Phi d_{3.3.}}$  – удельная поверхность зерен,  $m^{-1}$ ;  $\varepsilon$  – порозность слоя;  $\Phi$  – коэффициент формы, для шарообразных частиц  $\Phi = 1$ ;  $k_1$  – отношение длины пор к размерам зерна;  $d_{3.3.}$  – эквивалентный диаметр зерен загрузки, м.

Изменение пористости зернистой загрузки в результате кольматации определим с помощью зависимости

$$n_{3.3.}(z,t) = n_{03.3.} - \frac{S(z,t)}{\gamma}, \quad (4)$$



где  $n_{0з.з.}$  – пористость незакольтмированной зернистой загрузки;  $\gamma$  – концентрация твердых частиц взвеси в осадке,  $\text{кг/м}^3$ ;  $S(z, t)$  – концентрация частиц взвеси, задержанных на зернах фильтрующей загрузки,  $\text{кг/м}^3$ ;

а также следующей системы уравнений:

– уравнения переноса взвешенных частиц взвеси потоком фильтрующейся жидкости:

$$n_{з.з.}(z, t) \frac{\partial C(z, t)}{\partial t} + V(t) \frac{\partial C(z, t)}{\partial z} + \frac{\partial S(z, t)}{\partial t} = 0; \quad (5)$$

– уравнения массопередачи частиц взвеси из воды в твердую фазу зернистой загрузки

$$\frac{\partial S(z, t)}{\partial t} = b(t)C(z, t) - a(t)S(z, t), \quad (6)$$

где  $C(z, t)$  – концентрация частиц взвеси в фильтрующейся жидкости,  $\text{кг/м}^3$ ;

$V(t) = \frac{1}{F} \frac{dW(t)}{dt}$  – скорость фильтрования,  $\text{м/с}$ ;  $a(t)$  и  $b(t)$  – коэффициенты,

соответственно, отрыва и прилипания частиц взвеси к зернам загрузки,  $\text{с}^{-1}$ .

Коэффициенты  $a(t)$  и  $b(t)$  определяются по зависимостям:

$$a(t) = \frac{V(t)}{d_{з.з.}} \alpha; \dots b(t) = \frac{\beta}{(V(t))^{0,7} d_{з.з.}^{1,7}} V(t), \quad (7)$$

где  $\alpha$  и  $\beta$  – коэффициенты, учитывающие физико-химические свойства зерен загрузки и фильтрующейся через нее суспензии.

Для описания изменения сопротивления пористой перегородки в результате постепенного закупоривания пор  $R_{п.п.}$  можно воспользоваться системой уравнений (2)-(7), в которую следует подставлять размеры пор  $d_p$ , начальную пористость  $n_{0п.п.}$  и толщину  $h_{п.п.}$  пористой перегородки. Также другими будут коэффициенты  $\alpha$  и  $\beta$ . Для пористой перегородки исходной концентрацией взвешенных веществ будет их содержание в воде, прошедшей очистку в слое зернистой загрузки.

Система уравнений и зависимостей (1)–(7) решается численно методом конечных разностей.

При численной реализации разработанной математической модели принимаются следующие начальные и граничные условия:

– *начальные условия*:

при  $t = 0$   $C(z) = C_{ф}$  (мутность фильтрата);  $S(z) = 0$ ; если поддерживается

постоянный напор  $\Delta H = \frac{\Delta p}{\rho g} = const$ , начальная производительность фильтра

$$\text{равна } Q_0 = \frac{\Delta p}{\frac{\mu}{F} (R_{0з.з.} + R_{0п.п.})},$$

где  $R_{0з.з.}$  – сопротивление слоя незакольтмированной загрузки;  $R_{0п.п.}$  – сопротивление незакольтмированной пористой перегородки;

в случае, когда поддерживается режим  $Q(t) = \frac{dW(t)}{dt} = const$ , потери напора в начале фильтроцикла равны  $\Delta H_0 = \frac{\Delta p_0}{\rho g} = \frac{Q}{\rho g} \frac{\mu}{F} (R_{03.3.} + R_{0пн.п.})$ ;

– *граничные условия:*

при  $z = 0$   $C = C_0$ ,  $S$  определяется из уравнения (6):

$$S(0,t) = \frac{b(t)C_0}{a(t)} (1 - e^{-at}).$$

В этом случае конечно-разностные аналоги основных уравнений и зависимостей математической модели для зернистой загрузки имеют вид

$$Q_k = a_1 \frac{\Delta p}{(R_{3.3.})_k + (R_{п.п.})_k} \text{ или } \Delta p_k = \frac{Q}{a_1} ((R_{3.3.})_k + (R_{п.п.})_k);$$

$$V_k = \frac{Q_k}{F}; \quad W_k = W_{k-1} + Q_k \Delta t;$$

$$a_k = V_k \frac{\alpha}{d_{3.3.}}; \quad b_k = V_k^{0,3} \frac{\beta}{d_{3.3.}^{1,7}}; \quad S_{i,k} = \frac{b_k \cdot C_{i,k} \Delta t + S_{i,k-1}}{1 + a_k \Delta t};$$

$$C_{i,k} = \frac{-\frac{S_{i,k} - S_{i-1,k-1}}{\Delta t} + C_{i-1,k} \frac{V_k}{\Delta z} + (n_{3.3.})_{i,k} \frac{C_{i-1,k-1}}{\Delta t}}{\frac{V_k}{\Delta z} + \frac{(n_{3.3.})_{i,k}}{\Delta t}};$$

$$(n_{3.3.})_{i,k} = n_{033.3} - \frac{S_{i,k}}{\gamma}; \quad (r_{3.3.})_{i,k} = a_2 \frac{(1 - (n_{3.3.})_{i,k})^2}{(n_{3.3.})_{i,k}^3};$$

$$(\bar{r}_{3.3.})_k = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m (r_{3.3.})_{i,k}; \quad (R_{3.3.})_k = h_{3.3.} (\bar{r}_{3.3.})_k;$$

где  $a_1 = \frac{F}{\mu}$ ;  $a_2 = k_1 F_{уд}^2$ ;  $i, k$  – номер шага, соответственно, по координате  $z$  и времени,  $\Delta z, \Delta t$  – величина шага соответственно, по координате  $z$  и времени;  $m$  – количество узлов по вертикальной координате  $z$ .

Для пористой перегородки конечно-разностные уравнения и порядок их расчета будут аналогичными.

На каждом шаге по времени  $k$  данная система уравнений решается в представленной последовательности методом итераций, пока  $\left| \frac{W'' - W'}{W'} \right| \geq 0,05$ , где  $W'$  и  $W''$  – значения параметра  $W$ , соответственно, на предыдущем и последующем шагах итерации. На первом шаге итерации в момент времени  $k$  значения параметров  $R_{3.3.}$ ,  $R_{п.п.}$ ,  $n$  и  $C$  принимаются равными значениям на предыдущем шаге по времени  $k - 1$ .

С помощью разработанной математической модели последовательного фильтрования воды через слой зернистой загрузки и

пористую перегородку изучена эффективность применения дренажных систем для доочистки.

Рассмотрим случай, когда поддерживается режим постоянной производительности  $Q(t) = \frac{dW(t)}{dt} = const$ . В качестве критерия эффективности выбрана величина, представляющая собой отношение продолжительности работы без промывки фильтра с дренажной системой, используемой для доочистки,  $T_2$  к такому же параметру для фильтра традиционной конструкции  $T_1$ . Для повышения объективности сравнения параметры зернистой загрузки фильтра традиционной конструкции подобраны таким образом, что  $T_{\phi} \approx T_{н}$ .

На рис. 1 представлены примеры расчета влияния на эффективность доочистки дренажной системой эквивалентного диаметра зерен загрузки и толщины пористой перегородки  $h_{п.п.}$ . Принималось соотношение эквивалентных диаметров зерен загрузки в фильтре с дренажной системой и обычной конструкции  $d_{23.3.}/d_{13.3.}$ .

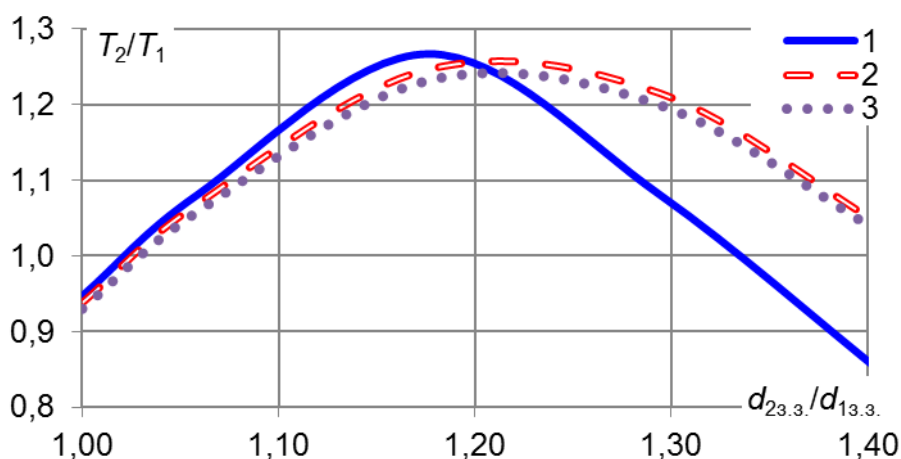


Рис. 1. Зависимость параметра  $T_2/T_1$  от эквивалентного диаметра зерен загрузки и рейтинга фильтрации: 1 –  $1h_{п.п.}$ ; 2 –  $1,25h_{п.п.}$ ; 3 –  $1,5h_{п.п.}$ .

На рис. 2 представлены примеры расчета влияния на эффективность доочистки дренажной системой эквивалентного диаметра зерен загрузки и размеров пор пористой перегородки.

Для примеров расчетов, представленных на рис. 1 и 2, принималось, что промывка осуществляется, если или происходит «проскок» загрязнений – концентрация взвешенных частиц в фильтрате превышает 10% от исходной

$$\frac{C_{\phi}}{C_0} > 0,1 \text{ или потери напора } \frac{\Delta p}{\rho g} > 3 \text{ м.}$$

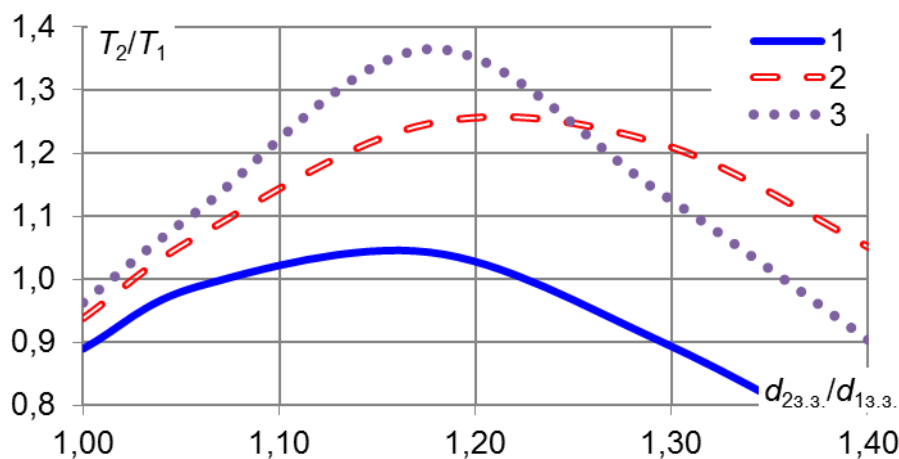


Рис. 2. Зависимость параметра  $T_2/T_1$  от эквивалентного диаметра зерен загрузки и рейтинга фильтрации: 1 –  $1d_p$ ; 2 –  $1,25d_p$ ; 3 –  $1,5d_p$

Данные, представленные на рис. 1 и 2, показывают, что доочистка суспензии на дренажной системе с пористой оболочкой является целесообразной при применении зернистой загрузки с большим эквивалентным диаметром зерен и при правильном подборе параметров самой перегородки. Уменьшение толщины перегородки или увеличение ее рейтинга фильтрации приводит к уменьшению времени работы фильтра в режиме фильтрования в результате ухудшения качества фильтрата (график 1 рис. 1, график 3 рис. 2). Увеличение диаметра зерен зернистой загрузки повышает нагрузку на пористую перегородку, что обуславливает ее быструю колюматацию и уменьшение продолжительности фильтрования.

**Выводы.** Усовершенствована математическая модель последовательного фильтрования мало-концентрированной суспензии через слой зернистой загрузки и пористую перегородку из волокнистых полимерных материалов с постепенным закупориванием ее пор. Данная модель позволяет рассчитать рациональные параметры скорого фильтра с дренажной системой, используемой для доочистки, а также подтверждает эффективность данного решения.

### Список литературы

1. *Грабовский П.А.* Промывка водоочистных фильтров. Одесса: Оптимум, 2012. 240 с.
2. *Корінько І.В.* Інноваційні технології водопідготовки: [монографія]. Х.: ХНАМГ, 2012. 208 с.
3. *Водопостачання та очистка природних вод:* [навч. посібник]. – Харків: Фактор, 2010. 192 с.
4. *Журба М.Г.* Водоснабжение. Проектирование систем и сооружений: в 3 т. [учеб. пособие]. Т. 2. Очистка и кондиционирование природных вод. М.: Издательство Ассоциации строительных вузов, 2010. 552 с.
5. *Бугай Н.Г.* Контактная реагентная очистка воды фильтрами из волокнисто-пористого полиэтилена. // Прикладна гідромеханіка. К., 2007. Т. 9, №1. С. 8–22.

6. Волков В.Н. Способы повышения эффективности работы фильтровальных сооружений. // Науковий вісник будівництва. Харків: ХНУБА, ХОТВ АБУ, 2015. №4(82). С. 150-154.

7. Эпоян С.М. Повышение эффективности работы фильтровальных сооружений при применении дренажных систем из пористых полимерных материалов // MOTROL. Commission of motorization and energetics in agriculture. Lublin-Rzeszow, 2016. Vol. 18, № 6. P. 102-109.

8. Жужиков В.А. Фильтрация. [4-е изд., перераб. и доп.]. М.: Химия, 1980. 400 с.

*Надійшло до редакції 18.11.2016*

УДК 628.17

С.М. ЭПОЯН, доктор технических наук  
Харьковский национальный университет строительства и архитектуры  
С.И. МОВЧАН, кандидат технических наук  
Таврический государственный агротехнологический университет,  
г. Мелитополь,

### **МЕХАНИЗМ ФОРМИРОВАНИЯ ФЛОТОШЛАМА В ВЕРТИКАЛЬНОЙ ФЛОТОКАМЕРЕ**

*Наведені результати дослідження розробленої конструкції конусного ущільнювача флотошлему дозволяють підвищити інтенсивність роботи як окремих складових водоочисного обладнання, так і всієї системи оборотного водопостачання у цілому. У відповідності із запропонованим технічним рішенням накопичення і механічне відведення флотошлему відбувається у верхній частині вертикальної флотокамери.*

**Ключові слова:** флотошлам, вертикальна флотокамера, камера реакції, камера флотації, діафрагма, вертикальні перегородки камери флотації, системи оборотного водопостачання.

*Представленные результаты исследования разработанной конструкции конусного уплотнителя флотошлема позволяют повысить интенсивность работы, как отдельных составляющих водоочистного оборудования, так и систем оборотного водоснабжения в целом. В соответствии с предлагаемым техническим решением накопление и механическое отведение флотошлема происходит в верхней части вертикальной флотокамеры.*

**Ключевые слова:** флотошлам, вертикальная флотокамера, камера реакции, камера флотации, диафрагма, вертикальные перегородки камеры флотации, системы оборотного водоснабжения.

*The given results of the investigation where we developed the construction of cone-shaped sealant of the flotsam, allow to increase working power as separate components of the water purification equipment and all the system of the circulating water supply on the whole as well. According to the given technical solution, accumulation and mechanical off-pointing of the flotsam take place in the upper part of the vertical flotcamera.*

**Key words:** flotsam, vertical flotcamera, the reaction camera, flotation camera, diaphragm, vertical partitions of the flotation camera, systems of the circulating water supply.

**Введение.** Очистка сточных вод в промышленном производстве, оценка качества её обработки и утилизация жидких отходов и последующее использование обработанной воды в оборотных циклах выходит на первый план в промышленном производстве [1, 118; 2, 14; 3, 618; 4, 17; 5, 333].

Загрязнения, входящие в состав сточных вод предприятий машиностроительного комплекса, обработки металлов резанием в химической отрасли и других производствах образуют значительные объёмы флотошлама. Данный вид отходов промышленного производства, кроме серьёзной экологической угрозы, представляет важную технологическую проблему для систем оборотного водоснабжения. Поэтому накопления флотошлама, их отведение и дальнейшая утилизация представляет одну из основных проблем водохозяйственного комплекса страны.

Одним из путей решения данной проблемы является комплексный подход в работе систем оборотного водоснабжения. Необходимо отметить, что на большинстве промышленных предприятий отсутствует комплексный подход, состоящий не только в обработке сточных вод, но и в утилизации образующихся при этом жидких отходов систем оборотного водоснабжения.

**Постановка проблемы и её актуальность.** Работа систем оборотного водоснабжения определяется эффективностью и надёжностью всех составных этих систем. Сточные воды большинства промышленных предприятий представляют собой многокомпонентные агрессивные системы. Обработка сточных вод, извлечение ценных компонентов, нейтрализация и обезвреживание загрязняющих компонентов определяет актуальность работы систем промышленного водоснабжения. Это обуславливает первостепенность использования водных ресурсов в системах оборотного водоснабжения для водохозяйственного комплекса страны [6, 286].

Повышение эффективности работы систем оборотного водоснабжения является существенным и действенным резервом обеспечения экологической безопасности водных объектов страны. Таким образом, решаются не только чисто технические задачи, но и технико-экономические.

**Анализ работы существующих конструктивных решений.** В работе систем обработки сточных вод, в которых образуются значительные объёмы флотошлама и взвешенных веществ, используются различные устройства и конструкторские решения.

Известно устройство флотационного уплотнителя ила, состоящее из цилиндрического корпуса, трубопроводов подачи активного ила и рабочей циркуляции жидкости, лотка для отведения воды с повышенным содержанием ила, выполненным в виде трубы, установленной в верхней части аппарата конфузуром, шнеком, расположенным в середине трубы, и узла отведения уплотнённого мула скребковым механизмом. Недостатком флотационного уплотнителя является сложность изготовления и установления конфузур, невысокая эффективность удаления ила и неполнота отведения данных накоплений [7, 2].

Известная конструкция электрофлотокоагулятора, состоящая из ёмкости, в нижней части которой расположены анод и катод, входных, выходных патрубков и сборника пены. Недостаточная эффективность выделения флотошлама, накапливающегося в верхней части, ограничивает использование данной конструкции электрокоагулятора [8, 3].

Наиболее подробно рассмотрены методы уплотнения флотошлама в исследованиях [4, 107, 108], в которых рассмотрены известные технические решения с использованием вертикальных флотокамер с одним и двумя конусными устройствами. Предлагаемые способы уплотнения взвешенных веществ позволяют повысить интенсивность уплотнения флотошлама за счёт использования инжекторного устройства, комбинации горизонтальной перфорированной перегородки и вертикальных перегородок [9, 107].

Рассмотренные конструкции и методы уплотнения флотошлама создают условия для непрерывного отведения всплывших лёгких примесей в пенный слой с последующим уплотнением. Для уменьшения влияния конвективных потоков на процесс формирования флотошлама рекомендуется установка вертикальных перегородок или плоской перфорированной диафрагмы [9, 107].

Однако, предлагаемые технические решения, рассмотренные аналогичные способы и методы уплотнения флотошлама в аппаратах обработки сточных вод не в полной мере способствуют повышению эффективности удаления этого вида отходов, образующихся в системах оборотного водоснабжения.

**Цель исследований.** Целью исследований является повышение интенсивности отведения флотошлама в вертикальной флотокамере аппаратов обработки сточных вод промышленных предприятий.

**Основная часть.** Преобладающая часть разработанных конструкций уплотнения флотошлама предполагает его обработку и отведение в пассивной форме. Лёгкие примеси, взвешенные вещества и т.п., накапливаясь в верхней части различных конструкций флотошлам убираются различными механическими устройствами. Использование механических конструкций удаления всплывших примесей ограничивает производительность водоочистного оборудования. Кроме того, не в полной мере обеспечивает эффективность работы систем оборотного водоснабжения

Для повышения интенсивности отведения флотошлама разработана конструкция конусного уплотнителя. В верхней части, в которой предусмотрено механическое отведение лёгких примесей за счёт принудительного их отведения в верхней части флотокамеры (рис. 1). [10, 3].

В рассмотренных ранее технических решениях уплотнения флотошлама имеют место три зоны движения пузырьков газовой фазы и образования флотошлама независимо от изменения расхода жидкости (рис. 1):

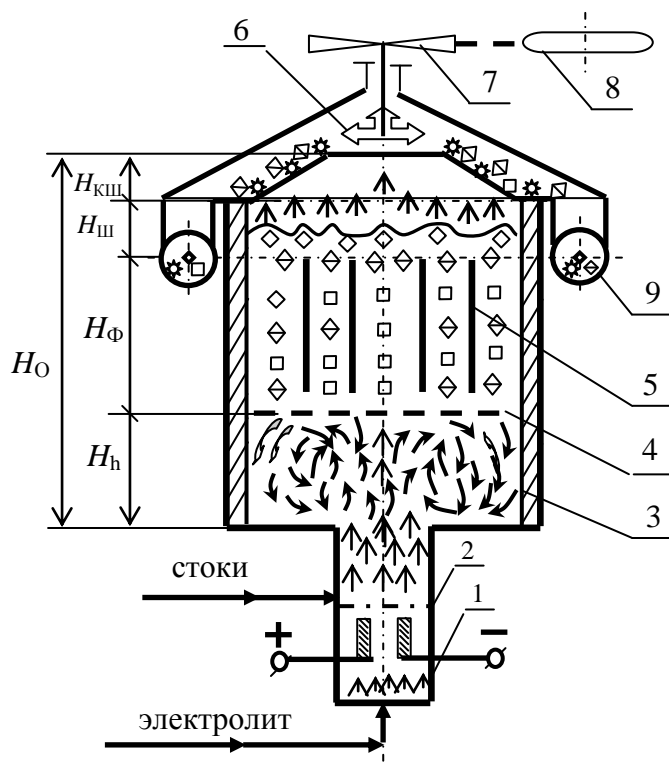


Рис. 1. Структура движения пузырьков газовой фазы в вертикальной флотокамере с конусным уплотнителем флотошлама в верхней части аппарата при электрохимической обработке стоков промышленного производства: 1 – камера электродная; 2 – камера реакции; 3 – камера флотации; 4 – диафрагма; 5 – вертикальная перегородка; 6 – мешалка; 7 – привод мешалки; 8 – электрический двигатель; 9 – труба лотковая

а) переходной участок с высотой  $H_h$ , в которой газожидкий поток начинает захватывать окружающую жидкость и увлекать её за собой;

б) флотационный участок с высотой  $H_Ф$ , на которой происходит отделение пузырьков газа и флотокомплексов, прилегающие слои жидкости вследствие вязкости получают достаточную скорость движения, образуются нисходящие микроскопические потоки;

с) участок формирования флотошлама  $H_Ш$ , где происходит всплытие флотокомплексов в неподвижной жидкости и образование слоя шлама [9, 107].

Визуальные наблюдения показали, что при электрогенерировании газовой фазы и коагулянта во флотокамере (рис.1) имеет место следующая



структура движения пузырьков газа в вертикальной флотокамере при электрохимической очистке стоков.

Установление в верхней части механизма принудительного отведения позволяет не только интенсифицировать процесс накопления и отведения данного вида отходов систем очистки, но и создать четвёртый участок  $H_k$  формирования флотошлама – конусное уплотнение флотошлама.

Проведенные исследования позволили создать и апробировать конструктивное решение, позволяющее интенсифицировать процесс отведения флотошлама в аппаратах вертикального типа.

Анализ условий реализации процессов в вертикальной флотокамере свидетельствует о том, что имеют место условия идеального перемешивания при импульсной подаче трассера [11, 48].

Движущей силой водоочистного оборудования является реакторная камера, которая входит в нижнюю часть флотокамеры и создаёт условия для сосредоточенного впуска газонасыщенной жидкости, что предопределяет диффузную модель, наиболее часто встречающуюся в практике очистки стоков.

Диффузная модель выходит из условий приближенной аналогии между перемешиванием и диффузией путем введения фиктивного коэффициента диффузии  $E$ , которая имеет также название «коэффициента продольного перемешивания». Единым параметром диффузной модели есть критерий Пекле:

$$P_e = \frac{\omega \cdot l}{E}, \quad (1)$$

а функция отклика имеет вид:

$$C = \sqrt{\frac{P_e}{4 \cdot \pi \cdot \theta}} \cdot e^{\frac{P_e \cdot (\theta - 1)^2}{4 \cdot \theta}}. \quad (2)$$

Выбор типа модели (ячейковая или диффузная) зависит от исследователя, поскольку они во многом равноценные.

Кривые отклики на импульсный ввод трассер (рис. 2) строились в безразмерных координатах согласно известным экспериментальным данным [11, 56] по формулам, учитывающим:

– безразмерное время

$$\theta = \frac{\tau}{\tau}; \quad (3)$$

– безразмерную концентрацию

$$C(\theta) = \frac{C \cdot \tau}{\sum C_i \cdot \Delta \tau}, \quad (4)$$

где  $\tau$  – время измерения концентрации трассера, мин.;  $\tau = \frac{\sum \tau_i \cdot C_i}{\sum C_i}$  –

среднее время пребывания во флотационной камере, мин.;  $C = \frac{pH_0 - pH_\tau}{pH_0}$  –

концентрация трассера на выходе из флотокамеры;  $\Delta\tau$  – интервал времени отбора проб [6, 64].

Критерий Пекле определяется по уравнению:

$$P_e = \frac{U \cdot L}{D_L} = \frac{2 \cdot \tau^2}{S_t \cdot \tau^2}. \quad (5)$$

Исследования показали, что в диапазоне изменения гидравлической нагрузки –  $2 \dots 3 \text{ м}^3/\text{м}^2 \text{ час}$ ,  $P_e$  изменяется незначительно и коэффициент  $D_L$  составляет  $0,67 \dots 0,75$ . Этот диапазон гидравлической нагрузки и критерии Пекле соответствует промежуточной модели между идеальным вытеснением и идеальным смешиванием.

На рис.2 представлены кривые распределения при импульсном вводе трассера с гидравлической нагрузкой  $\text{м}^3/\text{м}^2 \text{ час}$ : 1 – 3,0; 2 – 2,0.

Приведенные на рис.2 графические зависимости наглядно показывают, что для определённых зависимостей, при различной гидравлической нагрузке, вторая их часть (после максимума) соответствует кривым отклика аппарата идеального смешивания при импульсной подаче трассера, которые рассмотрены в работе [11, 64].

В лабораторных условиях апробировано и на действующем оборудовании доведена эффективность удаления флотошлама для камер флотации с тремя и четырьмя зонами (рис. 3).

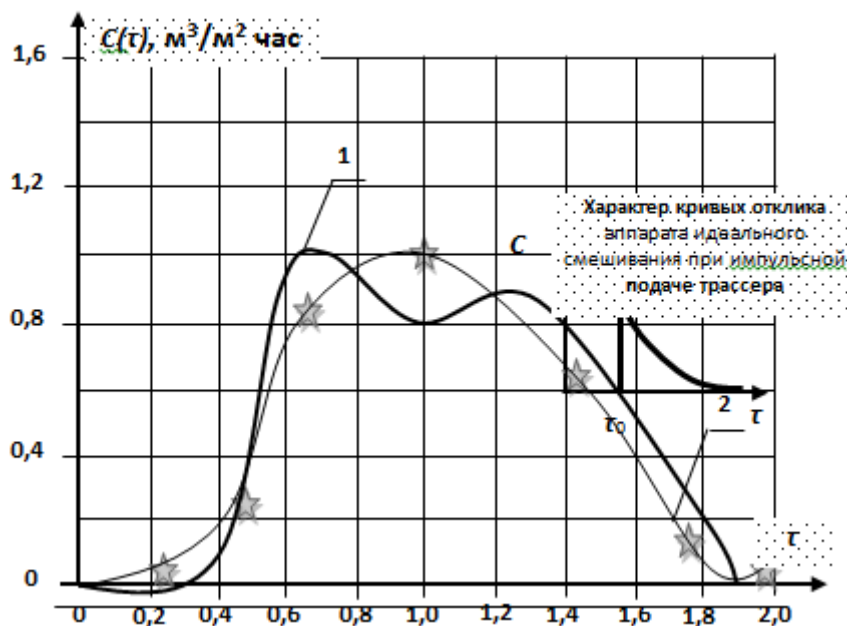


Рис. 2. Кривые распределения при импульсном вводе трассера с гидравлической нагрузкой  $\text{м}^3/\text{м}^2 \text{ час}$ : 1 – 3,0; 2 – 2,0

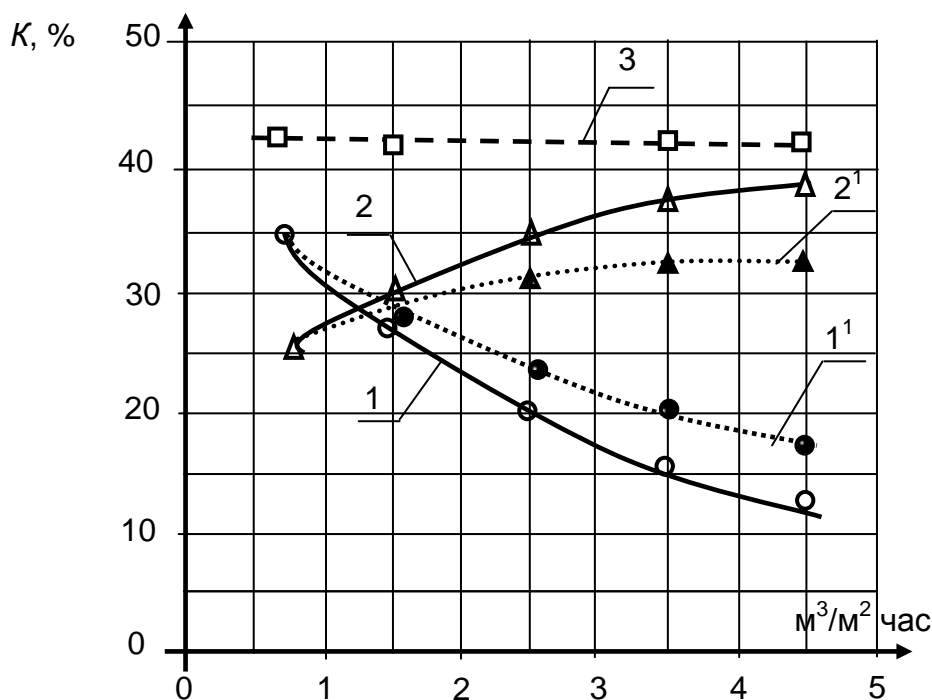


Рис. 3. Изменение относительного объема зон распределения и флотации при сосредоточенном впуске газожидкой фазы: коэффициенты 1 и 2 для камеры с тремя зонами; 1<sup>1</sup> и 2<sup>1</sup> – с четырьмя зонами.

Для камеры флотации с тремя зонами:

**1** – коэффициент переходной зоны; **2** – коэффициент накопления флотошлама.

Для камеры флотации с четырьмя зонами:

**1<sup>1</sup>** – коэффициент переходной зоны; **2<sup>1</sup>** – коэффициент накопления флотошлама.

Графические зависимости (рис. 3) показывают, что с увеличением гидравлической нагрузки для камер с четырьмя зонами сокращается время прохождения флотошлама от переходной зоны до зоны накопления и отведения его в верхней части аппарата. Это объясняется тем, что гидравлические сопротивления в верхней части значительно уменьшаются, объём накоплений отходов верхней части аппарата отводится, что способствует эффективности и надёжности работы водоочистного оборудования.

Технические параметры систем обработки сточных вод, наличие в них частиц загрязнений и показатели состава стоков на входе и выходе, после использования уплотнителя флотошлама с четырьмя зонами, приведены в табл. 1.

Таблица 1

**Технические параметры оборудования, характеристика сточных вод (вход/выход) и эффективность работы систем очистки**

Тип оборудования	Наличие загрязнений в сточных водах	Характеристика сточных вод, мг/дм <sup>3</sup>		Эффективность очистки, %
		на входе	на выходе	
Колонный реактор-флотатор, производительностью 1 м <sup>3</sup> /ч	Cr <sup>3+</sup>	до 300	0,001	99,0...99,5
	Fe <sup>3+</sup>	до 150	0,05	99,0...99,5
	нефтепродукты	85...90	0,05	98,0...99,0
Реактор обезвреживания отработанных растворов «Редоксцем», производительностью 2 м <sup>3</sup> /ч	Cr <sup>6+</sup>	до 300	0,001	99,0...99,5
	Cu <sup>2+</sup>	до 150		99,0...99,5
	Fe (общий)	до 150	0,05	99,0...99,5
	Zn <sup>2+</sup>	до 100		98,0...99,0
Локальная схема электрохимической регенерации отработанных растворов, производительностью 2...4 м <sup>3</sup> /ч	нефтепродукты	85...90	0,05	99,0...99,5
	масла	85...90	4	
	ионы хрома Cr <sup>6+</sup>	200...250	6	99,0...99,5

Таким образом, разработанное конструкторское решение, связанное с использованием механического сбора, уплотнением и отведением флотошлама в верхней части аппарата, позволяет повысить эффективность работы систем оборотного водоснабжения в части обработки, накопления и отведения флотошлама.

### **Выводы**

1. Установлено, что использование механического (принудительного) отведения флотошлама в верхней части вертикальной флотокамеры повышает эффективность отведения взвешенных взвесей, накапливающихся в верхней части аппарата.

2. В результате лабораторных исследований установлено, что при одинаковых габаритных размерах камеры формирования флотошлама, использование конуса для накопления и отведения взвешенных веществ способствует выбору оптимальных коэффициентов переходной зоны и зоны накопления.

3. Использование конструкторских разработок данного типа способствует повышению интенсификации работы водоочистного оборудования, снижению расход электрического тока на обработку сточных вод и упорядочению ведению водного хозяйства отдельных производств.

### Список літератури

1. *Айрапетян Т.С.* Водне господарство промислових підприємств: Навчальний посібник. Харків: ХНАМГ, 2010. 280 с.
2. *Водоотводящие* системы промышленных предприятий: Учебник для вузов. М.: Стройиздат, 1990. 511 с.
3. *Запольський А.К.* Водопостачання. водовідведення та якість води: Підручник. К.: Вища шк., 2005. 671 с.
4. *Інтенсифікація* технологічних процесів комплексного очищення стічних вод промислово-урбаністичних центрів: Монографія. Харків: ІКХХВ ім. А. В. Думанського НАН України, ТОВ «ТО Ексклюзив», 2013. 240 с.
5. *Таварткіладзе І.М.* Водовідвідні системи промислових підприємств. Процеси і апарати: Навчальний посібник. К.: КНУБА, 2002. 96 с.
6. *Епоян С.М.* Використання відходів гальванічного виробництва в якості добавок до будівельних матеріалів // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідраліки: Наук.-техн. зб. К.: КНУБА, 2014. Вип. 24. С. 285-293.
7. А. с. № 823300 СССР, МКИ<sup>3</sup> С02 F1/24. Флотационный илоуплотнитель. А.И. Терещук, П.И. Ушомирский, В.Н. Анопольский, Е.В. Двинских. Украинский институт инженеров водного хозяйства. Заявка № 2717151 / 29-26; заявл. 26.01.79; опубл. 23.04.81. Бюл. № 15.
8. А. с. № 667243 СССР, МКИ<sup>3</sup> С02 С5/12. Электрофлотатор Г.С. Кучеренко, А.И. Давыденко, Н.И. Матвиенко. Научно-исследовательский и конструкторско-технологический институт городского хозяйства. Заявка № 2415334 / 22-26; заявл. 29.10.76; опубл. 30.05.79. Бюл. № 22.
9. *Бунин Н.И.* Очистка сточных вод ремонтно-механических заводов ГОСАГРОПРОМА: Дис. канд. техн. наук: 05.23.04 – водоснабжение, канализация. М., 1988. 172 с.
10. *Позитивне* рішення від 21.09.2016 р., МПК<sup>7</sup> (2006.01) С02 F1/46. Ущільнювач флотошлему № 10153/ЗУ/16 / С.І. Мовчан. Заявка № у 2016 05339; заявл. 17.05.2016.
11. *Артамонов В.В.* Процеси і апарати технології водоочистки: Навч. Посібник. Рівне: РДТУ, 1999. 127 с.

Надійшло до редакції 9.11.2016

С.М. ЭПОЯН, доктор технических наук  
Харьковский национальный университет строительства и архитектуры,  
Н.В. СОРОКИНА, кандидат технических наук  
Л.А. ФЕСИК, кандидат технических наук  
Одесская государственная академия строительства и архитектуры

## ПРЕДВАРИТЕЛЬНАЯ АНАЭРОБНАЯ ОБРАБОТКА БЫТОВЫХ СТОЧНЫХ ВОД В УСТАНОВКЕ МАЛОЙ ПРОИЗВОДИТЕЛЬНОСТИ

*Розглянуті і вивчені процеси анаеробної обробки побутових стічних вод у септику, їх вплив на подальше біологічне очищення.*

**Ключові слова:** септик, анаеробна обробка, анаеробні мікроорганізми, йоржева насадка, окиснювально-відновлювальний потенціал, леткі жирні кислоти.

*Рассмотрены и изучены процессы анаэробной обработки бытовых сточных вод в септике, и их влияние на последующую биологическую очистку.*

**Ключевые слова:** септик, анаэробная обработка, анаэробные микроорганизмы, ершовая насадка, окислительно-восстановительный потенциал, летучие жирные кислоты.

*The processes of anaerobic treatment of domestic sewage are considered and studied in the anaerobic bioreactor, and their influence on a subsequent bioscrubbing.*

**Key words:** septic tank, anaerobic treatment, anaerobic microorganisms, brushing checker, redox potential, volatile fatty acids.

Применение анаэробно-аэробных процессов в технологии очистки малых количеств сточных вод в многоступенчатой очистной установке выдвигает вопрос изучения влияния каждого этапа очистки сточных вод на работу последующих этапов, прежде всего это относится к предварительной анаэробной ступени очистки.

Целью работы является уточнение роли септика в технологической схеме анаэробно-аэробной очистки сточных вод в УМП.

Исходя из поставленной цели задачами исследований следует считать определение закономерностей:

- изменения компонентов состава жидкости во времени при залповых сбросах загрязняющих веществ со сточной жидкостью в септик;
- изменения обобщающих показателей анаэробных процессов – величин окислительно-восстановительного потенциала (Eh) и летучих жирных кислот (ЛЖК) при различных соотношениях количества

поступающих за сутки сточных вод к объему осадка, накопленного в септике.

В принятой технологической схеме очистки бытовых сточных вод в УМП анаэробная обработка в септике предшествует аэробной нитриденитрифицирующей очистке сточных вод [5].

За время пребывания стоков в септике происходят процессы отстаивания, анаэробного разложения органических и минеральных примесей, перемешивание газами брожения, а также тепловыми и плотностными токами различных порций сточных вод, накопление на поверхности жидкости в септике жировой плёнки, исключающей поступление кислорода воздуха в объём находящейся в септике сточной жидкости. В септике происходит восстановление среды со значительным снижением окислительно-восстановительного потенциала до величины  $-200\dots-300$  мВ. Жизнедеятельность анаэробных микроорганизмов обеспечивает деструкцию сложных органических веществ, например, СПАВ, жиров, белков, углеводов до более простых соединений, легко усваиваемых аэробными микроорганизмами, протекают реакции аммонификации. Метановые бактерии трансформируют органические вещества в метан и углекислоту, поэтому буферность анаэробно обработанного стока существенно выше, чем исходной сточной жидкости. Залповые сбросы прокисших продуктов, щелочей очень мало влияют на pH выходящей из септика сточной жидкости [6].

При проведении исследований была использована лабораторная модель септика (объем –  $2,5$  дм<sup>3</sup>, высота –  $1,2$  м, диаметр –  $0,05$  м), снабженная ершовой насадкой для прикрепления анаэробных микроорганизмов.

Предварительно в лабораторную модель в течение полугода производилась загрузка искусственной смеси сточных вод кухни и стиральной машины из расчёта трёхсуточного времени пребывания сточной жидкости в биореакторе [4]. В период загрузки и выпуска порции сточной жидкости обеспечивали меры, исключающие попадание кислорода воздуха внутрь модели.

На рис. 1 показано изменение концентрации СПАВ в лабораторной модели септика после загрузки в неё порции сточной жидкости, содержащей смесь воды от кухни и стиральной машины в разных пропорциях и с различной концентрацией анион-активных СПАВ в загружаемой жидкости. Объем загружаемой жидкости принимался из расчета трети объема жидкости в септике.

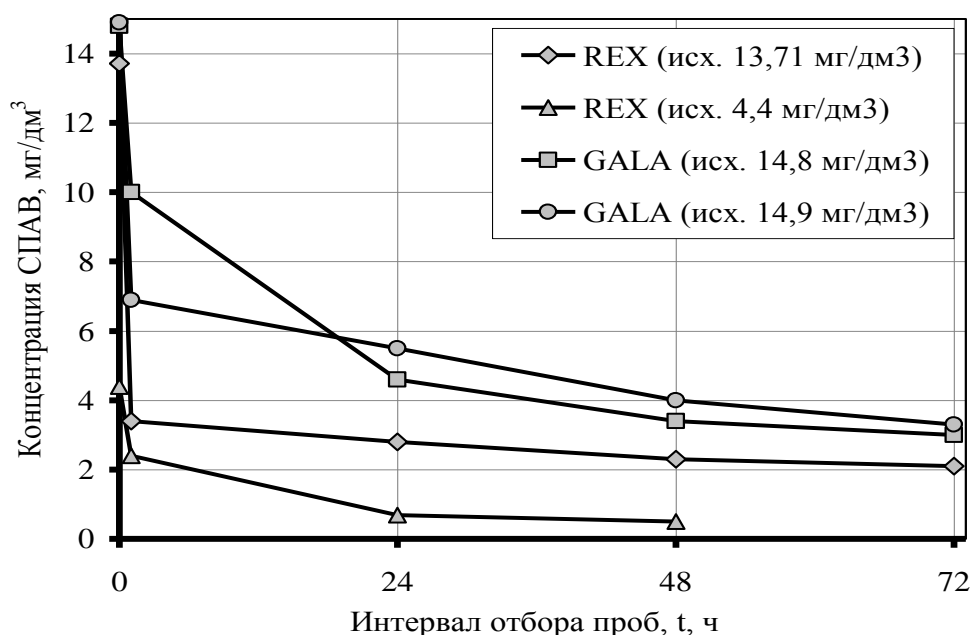


Рис. 1. Зависимость концентрации СПАВ от продолжительности обработки сточных вод в септике

Наблюдающееся на рис. 1 быстрое снижение концентрации СПАВ в первые часы после загрузки в анаэробный биореактор порции сточной жидкости безусловно соответствует процессам разбавления внесённой порции в объём биореактора, а также сорбции СПАВ взвешенными веществами, имеющимися в анаэробном биореакторе. Однако, отсутствие накопления СПАВ в анаэробном биореакторе при ежедневной добавке СПАВ в загружаемую сточную жидкость, свидетельствует о протекании процессов анаэробной деструкции СПАВ биоценозом микроорганизмов, накопленных в осадке и на ершовой насадке внутри биореактора.

Как следует из рис. 1, уже через сутки концентрация различных видов СПАВ в сточной жидкости после септика снижается до концентраций, когда вспенивание не влияет на процесс последующей аэробной биологической очистки сточных вод.

Интегральные показатели состава сточной жидкости в выходящем из септика потоке могут характеризовать эффективность его работы, так как в септике распадаются взвешенные вещества и трудноокисляемые растворённые в воде органические соединения, в том числе и СПАВ, трансформируемые в такие вещества, как летучие жирные кислоты (ЛЖК). Поэтому показателем эффективности работы септика может служить величина ЛЖК в анаэробно-восстановленном стоке и окислительно-восстановительный потенциал. На рис. 2 приведены изменения величин ЛЖК и Eh сточной жидкости в ходе анаэробной обработки в септике.



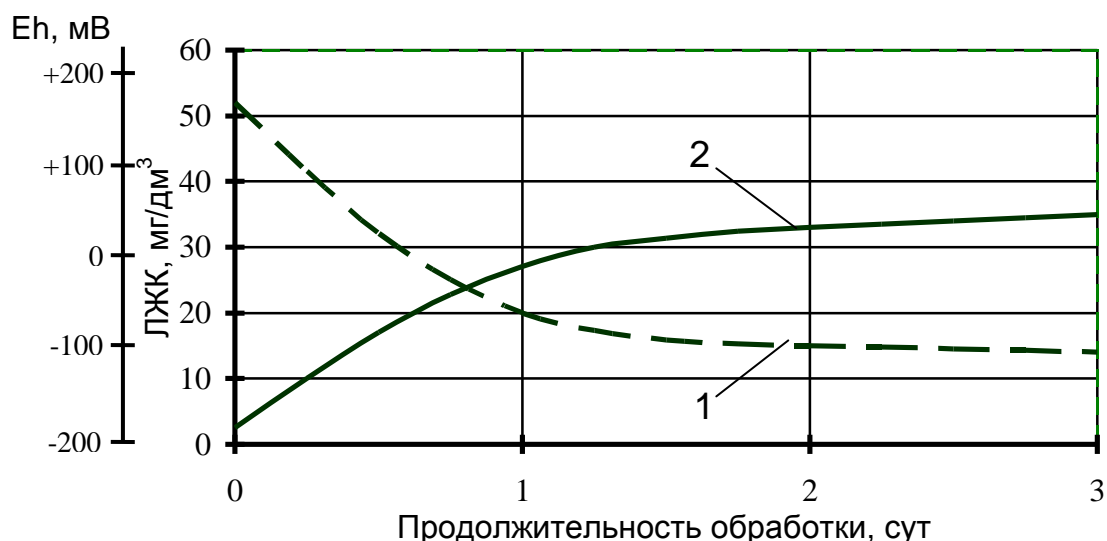


Рис. 2. Зависимость окислительно-восстановительного потенциала Eh и концентрации ЛЖК от продолжительности обработки сточных вод в септике: 1 – изменение Eh; 2 – изменение ЛЖК

Анализируя графические зависимости (рис. 2) приходим к выводу, что в результате анаэробной обработки сточных вод в септике в течение 3 суток происходит снижение окислительно-восстановительного потенциала с +180 мВ (на входе в септик) до –100 мВ и ниже. Значение  $Eh \leq -100$  мВ указывает на рабочее состояние септика по анаэробной обработке сточных вод и осадка, а также на наращивание биомассы анаэробных микроорганизмов [3]. Графическая зависимость концентрации ЛЖК от продолжительности обработки характеризует процесс анаэробной гидролизно-ферментативной переработки загрязнений. При психрофильном режиме обработки сточной жидкости гидравлическое удерживание стока в септике не должно превышать 3 суток, т. к. может произойти ингибирование процесса (накопление сероводорода и его реакция с ЛЖК и другими органическими веществами) [6].

Глубоко восстановленная среда анаэробно обработанной сточной жидкости и имеющиеся в ней восстановленные соединения способствуют протеканию процессов денитрификации на последующей стадии аэробной биологической очистки сточных вод в УМП [1, 2, 5].

На рис. 3 приведено влияние соотношения суточного объема стоков и объема осадка в септике на величину ЛЖК и Eh выходящей из септика сточной жидкости.

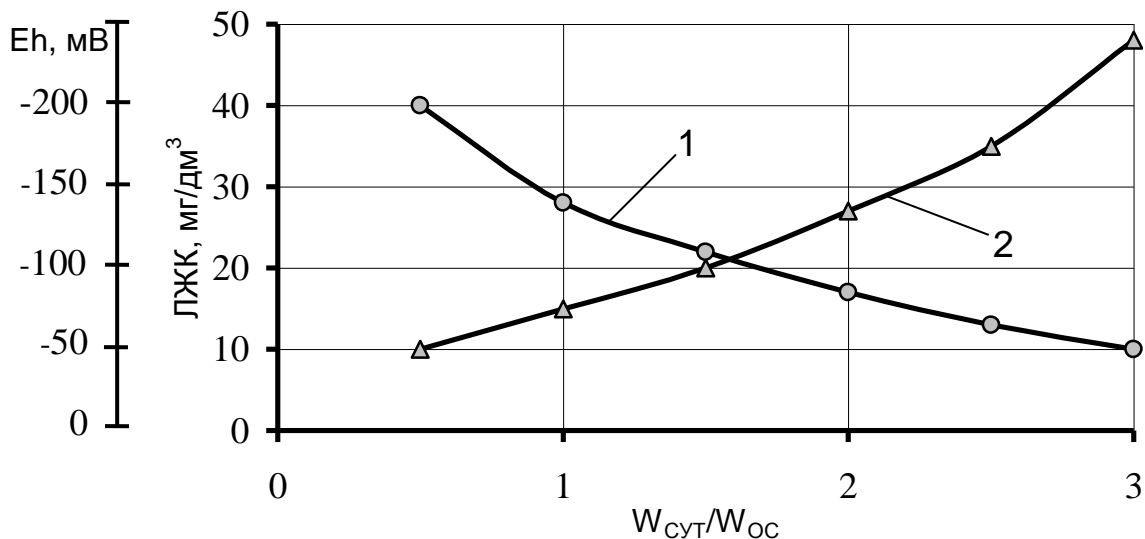


Рис. 3. Влияние соотношения суточного объема сточных вод и объема осадка в септике на величину Eh и ЛЖК анаэробно обработанной сточной жидкости: 1 – изменение Eh; 2 – изменение ЛЖК

Из рис. 3 следует, что при опорожнении в септике необходимо сохранять объем зрелого сброженного осадка, соответствующий суточному объему поступающих на очистку сточных вод, т. е. соотношение  $\frac{W_{СУТ}}{W_{ОС}} \leq 1$ .

### Выводы

1. Предварительная анаэробная обработка сточных вод в септике способствует протеканию процессов денитрификации на последующих этапах аэробной биологической очистки, является необходимой ступенью, нейтрализующей негативное влияние залповых сбросов СПАВ, органических и токсических веществ, а также регулирует равномерное поступление сточных вод на аэробную очистку УМП.

2. Для эффективной работы анаэробной ступени биологической очистки объем зрелого сброженного осадка в септике должен быть не менее суточного объема поступающих на очистку сточных вод.

### Список литературы

1. Калюжный С. В., Данилович Д. А., Ножевников А. Н. Анаэробная биологическая очистка сточных вод // Итоги науки и техники. Серия «Биотехнология». т. 29, М., 1991. 155 с.

2. Куликов Н. И., Шишло Г. В., Эпоян С. М., Сорокина Н. В. Высокоэффективная очистка сточных вод в установках малой производительности // Матеріали науково-практичних конференцій II Міжнародного Водного Форуму «АКВА Україна-2004». 21-23 вересня 2004 р. К.: СПД Коляда О.П., 2004. С. 204-206.

3. Мейнелл Дж., Мейнелл Э. Экспериментальная микробиология: Пер.с англ. М.: Мир, 1967. 347 с.

4. Каналізація. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення

проекування. ДБН В.2.5-75:2013. К.: Мінрегіонбуд, 2013. 210 с.

5. Сорокина Н. В. Нитри-денитрификация сточной жидкости в аэробном трехступенчатом биореакторе // Вісник ОДАБА. Одеса: ОДАБА, 2005. Вип. 19. С. 155-160.

6. Хенце М. Очистка сточных вод: Пер. с англ. М.: Мир, 2004. 480 с.

*Надійшло до редакції 18.11.2016*

УДК 628.16

С.М. ЕПОЯН, доктор технічних наук

Г.І. СУХОРУКОВ, кандидат технічних наук

Харківський національний університет будівництва та архітектури

В.Д. КОЛОТИЛО, кандидат технічних наук

В.А. ЯРКІН

Комунальне підприємство "Харківводоканал"

### **МЕТОДИКА РОЗРАХУНКУ ПЕРЕГОРОДЧАСТОГО ЗМІШУВАЧА КОРИДОРНОГО ТИПУ УДОСКОНАЛЕНОЇ КОНСТРУКЦІЇ**

*Наведена методика розрахунку перегородчастого змішувача коридорного типу удосконаленої конструкції. Показана доцільність збільшення інтенсивності змішення реагентів з водою за рахунок улаштування додаткових щілинних перегородок. Наведена схема перегородчастого змішувача коридорного типу удосконаленої конструкції.*

**Ключові слова:** перегородчастий змішувач, удосконалена конструкція, методика розрахунку, щілинні перегородки, інтенсивність змішування.

*Приведена методика расчета перегородчатого смесителя коридорного типа усовершенствованной конструкции. Показана целесообразность увеличения интенсивности смешения реагентов с водой за счет устройства дополнительных щелевых перегородок. Приведена схема перегородчатого смесителя коридорного типа усовершенствованной конструкции.*

**Ключевые слова:** перегородчатый смеситель, усовершенствованная конструкция, методика расчета, щелевые перегородки, интенсивность смешивания.

*The method of calculation of corridor type cloisonné mixer of improved design is given. The expediency of increasing the intensity of mixing of reagents with water due to the additional of slotted partitions is shown. The scheme of corridor type cloisonné mixer of improved design is given.*

**Key words:** cloisonné mixer, improved design, method of calculation, slotted partitions, the intensity of mixing.

На станціях водопідготовки для води господарсько-питного призначення з використанням реагентів вихідна вода, як правило, спочатку потрапляє в змішувачі, в яких відбувається швидке та інтенсивне змішування реагентів з водою. Від ефективності роботи цих споруд залежить і ефективність роботи камер утворення пластівців, відстійників, прояснювачів і фільтрів.

Дуже важливою умовою підвищення ефективності та глибини протікання процесів коагуляції і прояснення води є забезпечення швидкого та інтенсивного змішування реагентів з водою в змішувачі, а також подальше рівномірне повільне перемішування в камері утворення пластівців для формування великої кількості великих, цільних і швидко осідаючих пластівців. Особливо це важливо при низьких температурах води. Отже, необхідно утворити оптимальний режим роботи змішувачів, при якому коагулянт увійшов би у зіткнення з максимальною кількістю часток домішок води до того, як закінчиться реакція гідролізу і полімеризації [1, 44; 2, 272; 3, 43; 4, 113; 5, 324].

Для характеристики інтенсивності змішування реагентів з водою Кемпом були запропоновані величина  $GT$  (критерій Кемпа) і поняття градієнта швидкості  $G$ , який визначають за формулою [2, 272; 3, 51; 4, 113; 6, 37]:

$$G = \left[ \frac{E}{t \cdot V \cdot \eta} \right]^{0.5},$$

де  $E$  – енергія, яка витрачається на змішування, Дж;  $t$  – тривалість змішування, с;  $V$  – об'єм води у змішувачі, м<sup>3</sup>;  $\eta$  – динамічна в'язкість води, Па·с.

Дослідження Є.А. Рождественської та А. Мірзаєва [4, 113] показали, що ефективність дії коагулянтів і флокулянтів підвищується при збільшенні інтенсивності змішування у порівнянні зі звичайно прийнятою ( $G = 250 \dots 300 \text{ с}^{-1}$ ). При цьому доза реагентів і час, який необхідний для їх повного розповсюдження у воді, зменшується з підвищенням градієнта швидкості.

Градієнт швидкості для перегородчастого змішувача коридорного типу можна визначити за формулою [3, 51; 4, 113]:

$$G = \left\{ \frac{[n \cdot V_1^2 + (n-1)V_2^2] Q \cdot \rho}{2W\eta} \right\}, \quad (1)$$

де  $n$  – кількість перегородок;  $V_1, V_2$  – відповідно швидкості руху води в коридорі та на звороті, м/с;  $Q$  – витрати води, м<sup>3</sup>/с;  $\rho$  – густина води, кг/м<sup>3</sup>;  $W$  – об'єм камери, м<sup>3</sup>;  $\eta$  – динамічна в'язкість води, Па·с.

Якщо прийняти температуру води ( $t^\circ\text{C}$ )  $10^\circ\text{C}$ , а час перебування води у змішувачі 2 хв при витратах води  $500 \dots 1000 \text{ м}^3/\text{год}$ , то градієнт швидкості за формулою (1) буде знаходитись в межах  $138 \dots 142 \text{ с}^{-1}$ , що практично в два рази менше ніж прийнята.

У роботі [4, 114] вказано, що в змішувачах гідравлічного типу турбулізація потоку відбувається за рахунок місцевих опорів шляхом збільшення у них швидкості руху води.

На кафедрі водопостачання, каналізації і гідравліки Харківського національного університету будівництва та архітектури була запропонована удосконалена конструкція перегородчастого змішувача коридорного типу, що дозволяє значно підвищити градієнт швидкості і за рахунок чого вводити різні реагенти у різні місця такого змішувача [7, 2; 8, 18].

Відомі конструкції гідравлічних змішувачів реагентів з водою [9, 254; 10, 2]. Недоліками цих конструкцій є неможливість регулювання інтенсивності змішування, тому що перегородки або пристрої для змішування улаштовані стаціонарно. Крім того, змішувачі [9, 254; 10, 2] практично використовуються для змішування тільки одного реагенту з водою. Змішувачі [10, 2] доцільно використовувати для змішування хлору, аміаку (хлорної води, аміачної води), а при змішуванні коагулянту (флокулянту) відбувається швидке зашламування малих отворів, що подають реагент. Крім того, такі змішувачі повинні мати достатньо великі по довжині прямолінійні ділянки для змішування, а "мертві зони", які не беруть участі у процесі змішування навколо отворів з соплами, займають досить великий об'єм.

Запропонована конструкція удосконаленого перегородчастого змішувача коридорного типу наведена на рис. 1- 3.

Перегородчастий змішувач працює наступним чином. Вихідна вода по трубопроводу 1 потрапляє у розподільну камеру 2 і далі у корпус перегородчастого змішувача 3 у його перший канал 4, проходить крізь розосереджену трубчасту щілинну або дірчасту систему подачі першого реагенту 7, в яку по трубопроводу (шлангу) 6 подається перший реагент і щілинну перегородку 5, завдяки якій інтенсивно змішується з реагентом. Далі відбувається час контакту реагенту з вихідною водою в каналах перегородчастого змішувача 4. Потім вихідна вода, яка проходить крізь розосереджену трубчасту щілинну або дірчасту систему подачі другого реагенту 10, в яку по трубопроводу (шлангу) 9 подається другий реагент, і щілинну перегородку 8, завдяки якій інтенсивно змішується з другим реагентом. Далі відбувається час контакту другого реагенту з водою в каналах перегородчастого змішувача 4. Потім вода, яка змішана з двома реагентами, потрапляє у наступний канал перегородчастого змішувача 4, проходить крізь розосереджену трубчасту щілинну або дірчасту систему подачі третього реагенту 13, в яку по трубопроводу (шлангу) 12 подається третій реагент, і щілинну перегородку 11, завдяки якій інтенсивно змішується з третім реагентом. Далі вода, змішана з реагентами, потрапляє в останні канали перегородчастого змішувача 4, надходить в збірну камеру 14 і по трубопроводу 15 відводиться зі змішувача.

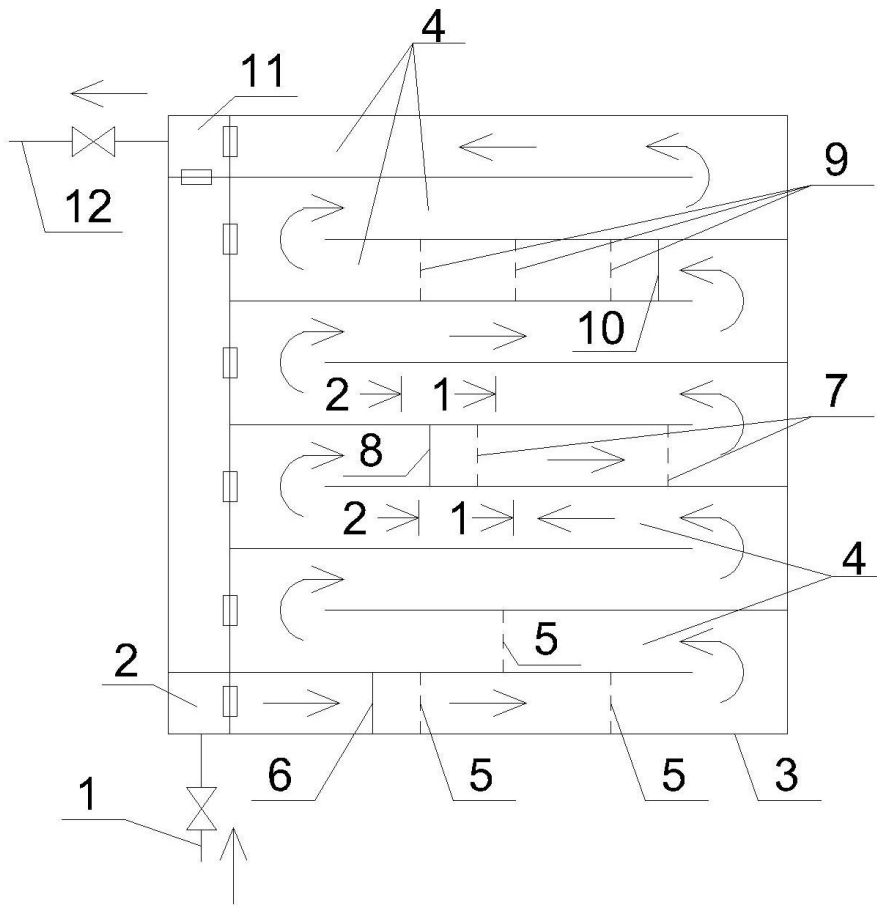


Рис. 1. План удосконаленого перегородчастого змішувача коридорного типу

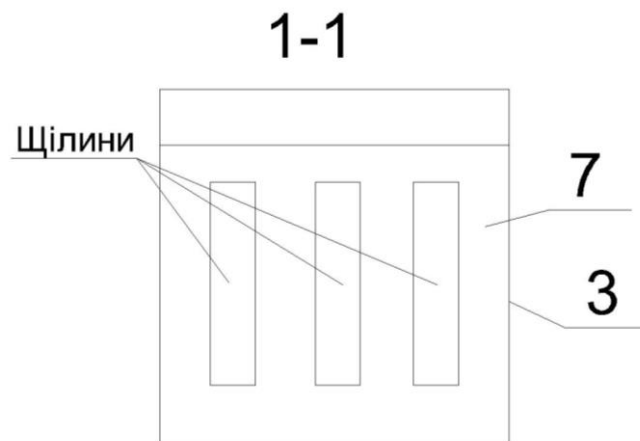


Рис. 2. Переріз 1-1 удосконаленого перегородчастого змішувача коридорного типу

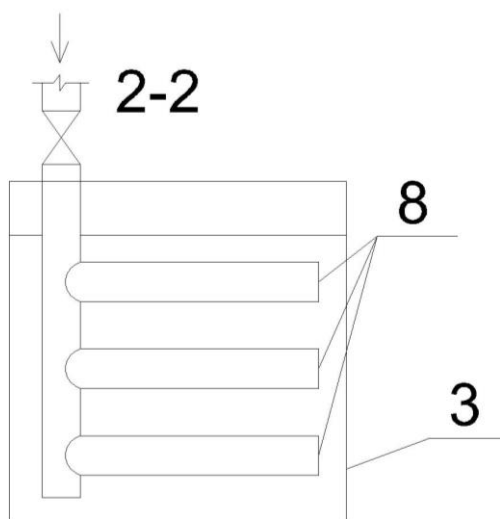


Рис. 3. Переріз 2-2 удосконаленого перегородчастого змішувача коридорного типу

Перегородчасті змішувачі проектують у вигляді каналів з перегородками, що забезпечують горизонтальний або вертикальний рух води з поворотом на  $180^\circ$ . Кількість перегородок приймають 8-10. Втрати напору на одному повороті визначають за формулою:

$$h = \xi \cdot V^2 / 2g, (\text{м}), \quad (2)$$

де  $\xi$  – коефіцієнт опору, який приймають 2,9;  $V$  – швидкість руху води в коридорі змішувача, яка становить від 0,7 до 0,5 м/с.

Швидкість руху води в кожному коридорі змішувача можна знайти за формулою:

$$V_i = V_{i-1} - (V_{\text{поч}} - V_{\text{кінц}}) / n, (\text{м/с}), \quad (3)$$

де  $V_{i-1}$  – швидкість руху води у попередньому коридорі змішувача, м/с;  $V_{\text{поч}}$  – швидкість руху води у першому коридорі змішувача, яку приймають 0,7 м/с;  $V_{\text{кінц}}$  – швидкість руху води в останньому коридорі змішувача, яку приймають 0,5 м/с;  $n$  – кількість перегородок.

Глибину води в кожному коридорі можна знайти за формулою:

$$H_i = H_{i-1} - h - h_n, (\text{м}), \quad (4)$$

де  $H_{i-1}$  – глибина води у попередньому коридорі змішувача, м;  $h$  – втрати напору на повороті потоку, які визначені за формулою (2);  $h_n$  – втрати напору в щілинній перегородці.

Ширину кожного коридору визначають за формулою:

$$B_i = q_{\text{зм}} / V_i H_i, (\text{м}), \quad (5)$$

де  $q_{\text{зм}}$  – продуктивність змішувача,  $\text{м}^3/\text{с}$ .

Будівельна довжина змішувача становить:

$$L = \sum B_i + 2\delta_{\text{см}} + n\delta_{\text{пер}}, (\text{м}), \quad (6)$$

де  $\sum B_i$  – сумарна ширина всіх коридорів, м;  $\delta_{\text{см}}$  і  $\delta_{\text{пер}}$  – відповідно, товщина стінки змішувача і перегородки між коридорами, м.

Загальний об'єм змішувача:

$$W_{\text{зм}} = 60q_{\text{зм}} t, (\text{м}^3), \quad (7)$$

де  $t$  – час перебування води у змішувачі, який приймають не більше 2 хв.

Площа поперечного перерізу змішувача, виходячи з глибини першого коридору буде:

$$\omega = W_{\text{зм}} / H_1, (\text{м}^2). \quad (8)$$

Виходячи з об'єму змішувача і сумарної ширини коридорів, знаходимо ширину змішувача

$$A = \omega / \sum B_i, (\text{м}). \quad (9)$$

Втрати напору в кожній щілинній перегородці визначають за формулою:

$$h_n = \zeta \frac{V_c^2}{2g}, (\text{м}), \quad (10)$$

де  $V_c$  – швидкість руху води в щілинах перегородки,  $V_c = 1$  м/с;  $\zeta$  – коефіцієнт опору, приймаємо 2,9.

Загальні втрати напору рівні:

$$\sum h = n \cdot h_c, (\text{м}), \quad (11)$$

де  $n$  – кількість перегородок.

Розміри щілин в перегородці визначають за формулою:

$$f_{\text{щ}} = \frac{1}{n_{\text{щ}}} \cdot \frac{q}{V_c}, (\text{м}^2), \quad (12)$$

де  $n_{\text{щ}}$  – кількість щілин в перегородці.

Висота в світлі кожної щілини складає:

$$h_{\text{щ}} = H_i - h_1, (\text{м}), \quad (13)$$

де  $h_1$  – глибина затоплення щілин від рівня води до їх вершини, м, приймаємо не менше 0,1...0,15м.

Ширина кожної звуженої щілини визначається за формулою:

$$h_n = f_{\text{щ}} / h_{\text{щ}}, (\text{м}). \quad (14)$$

Для розподілення розчинів реагентів перед щілинними перегородками можна використовувати перфоровані розподільники.

Таким чином, наведена методика розрахунку удосконаленої конструкції перегородчастого змішувача коридорного типу, який дозволяє регулювати інтенсивність змішування, підвищити ефект змішування, зменшити "мертві зони", які не беруть участі у процесі змішування та подавати різні реагенти у різні місця змішувача, що дає можливість своєчасно змінювати технологічні процеси змішування реагентів з вихідною водою залежно від фізико-хімічних показників води, типів і видів реагентів, які можуть використовуватися на станції очистки.

### Список літератури

1. ДБН В.2.5 -74: 2013. Водопостачання. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування. К.: Мінрегіон України, 2013. 172 с.
2. Запольський А.К. Водопостачання, водовідведення та якість води: Підручник. К.: Вища шк., 2005. 671с.
3. Епоян С.М., Колотило В.Д., Друшляк О.Г., Сухоруков Г.І., Айрапетян Т.С. Водопостачання та очистка природних вод. Навчальний



посібник. Харків: Фактор, 2010. 192 с.

4. *Николадзе Г.И.* Технология очистки природных вод. М.: Высш. шк., 1987. 479 с.

5. *Тугай А.М., Орлов В.О.* Водопостачання: Підручник. К.: Знання, 2009. 735 с.

6. *Реконструкція і інтенсифікація споруд водопостачання та водовідведення.* Навчальний посібник. К.: ІВНВКП "Укрґеліотех", 2010. 272 с.

7. *Патент України* на винахід № 112131 МПК ВО1F 5/02 (2006.01) Перегородчастий змішувач / Епоян С.М., Яркін В.А., Сухоруков Д.Г., Айрапетян Т.С./ Україна № 201502578. Заявл. 23.03.2015.Опубл. 25.07.2016. Бюл. № 14. 4 с.

8. *Эпоян С.М., Яркин В.А.* Усовершенствование работы смесителей водопроводных очистных сооружений // Меліорація та водовикористання-складові сталого розвитку водогосподарського комплексу країни. Присвячено 85 річчю ВСП "Мелітопольський коледж ТДАТУ": наук.-практ. конф., 30 вересня 2016р., м. Мелітополь: тези матер. конф. Мелітополь: НВЦ "Запоріжгідропроєкт, 2016. С. 17-19"

9. *Абрамов Н.Н.* Водоснабжение. Учебник для вузов.3-е издание. М.: Стройиздат, 1982. 440 с.

10. *Деклараційний патент* на винахід № 53935 А Україна МПК 7 С02 F 1/100 Спосіб змішування реагентів у змішувачах і камерах утворення пластівців водоочисних споруд./ Токар Й.Я./ Україна. № 2002032222, Заявл. 20.03.2002. Опубл. 17.02. 2003. Бюл. № 2. 4 с.

*Надійшло до редакції 18.11.2016*

УДК 628.3

А.П. КАЛЮЖНИЙ, кандидат технічних наук

Л.Л. ЗУБРИЧЕВА

Полтавський національний технічний університет імені Юрія Кондратюка

## **ОЦІНЮВАННЯ ВІДПОВІДНОСТІ ТАБЛИЦЬ ГІДРАВЛІЧНОГО РОЗРАХУНКУ ВОДОВІДВІДНИХ ТРУБ СУЧАСНИМ МАТЕРІАЛАМ ТРУБ**

*Розглянуті особливості розрахунку каналізаційних мереж за допомогою різних формул і таблиць [2, 3, 4]. Проаналізовано діаметри труб і їх наповнення при певних витратах стічної води. Для співставлення таблиць гідравлічного розрахунку водовідвідних мереж проведені практичні розрахунки мережі водовідведення малого міста, яке розташоване на території України та зроблено висновок щодо удосконалення таблиць гідравлічного розрахунку каналізаційних мереж в залежності від матеріалу трубопроводу.*

**Ключові слова:** водовідвідна мережа, стічна вода, гідравлічний розрахунок, таблиці гідравлічного розрахунку, діаметри, труби.

*Рассмотрены особенности расчета канализационных сетей с помощью различных формул и таблиц [2, 3, 4]. Проанализированы диаметр труб и их наполнения при определенных вытратах сточной воды. Для сопоставления таблиц гидравлического расчета водоотводящих сетей проведены практические расчеты сети водоотведения малого города, расположенного на территории Украины и сделан вывод относительно усовершенствования таблиц гидравлического расчета канализационных сетей в зависимости от материала трубопровода.*

**Ключевые слова:** водоотводящая сеть, сточная вода, гидравлический расход, таблицы гидравлического расчета, диаметры, трубы.

*The article describes the features of the calculation of sewer networks using a variety of formulas and tables [2, 3, 4]. Pipe diameters and analyzed their filling under certain vytratah wastewater. For comparison tables hydraulic calculation of drainage networks conducted practical drainage network calculations of a small city, located on the territory of Ukraine and the conclusion regarding the improvement of tables hydraulic calculation of sewer networks, depending on the pipeline material.*

**Key words:** sewerage networks, wastewater, hydraulic calculation, tables of hydraulic calculation, diameter and pipes.

**Постановка проблеми.** При проектуванні водовідвідних мереж, після трасування, відповідальним етапом є гідравлічний розрахунок. Від того, наскільки досконало виконаний гідравлічний розрахунок та підібрані матеріали труб, залежить упорядкована робота всієї каналізаційної системи.

**Аналіз останніх досліджень та публікацій.** Кошторисна вартість мережі водовідведення залежить від вибору таблиць гідравлічного розрахунку водовідвідної мережі [7,196]. Поява сучасних матеріалів труб потребує змін у таблицях гідравлічного розрахунку водовідвідних мереж [8,35]. Експериментальні та аналітичні підтвердження ефективності застосування найбільш поширених таблиць гідравлічного розрахунку подано в джерелі [9,44].

**Виділення не розв'язаних раніше частин проблем.** Сучасний стан систем водовідведення та поява труб із нових матеріалів потребує удосконалення методів гідравлічного розрахунку та внесення деяких змін в таблиці гідравлічного розрахунку та до нормативної літератури. Це питання розглядається і вирішується у світлі зниження вартості будівництва й експлуатації систем водовідведення.

**Мета статті.** Завданням цього аналізу є розгляд можливих технічних рішень для забезпечення обґрунтованого проектування або реконструкції мережі водовідведення.

**Виклад основного матеріалу.** Гідравлічний розрахунок водовідвідної мережі виконують для визначення діаметрів труб для транспортування стічної рідини, ухилів, швидкості течії та ступеню наповнення трубопроводів.

Для гідравлічного розрахунку каналізаційних мереж використовуються формули для рівномірного руху рідини. В результаті розрахунку повинні бути визначені наступні невідомі:

- діаметр трубопроводу каналізації,  $d$ ;
- середня швидкість потоку  $v$  в каналізаційній трубі;
- гідравлічний ухил  $i$ ;
- ступінь наповнення  $h/d$ , де  $h$  – висота стічної води в трубі.

Для розрахунків залежно від поставленого завдання використовуються дві невідомі величини. Найчастіше це ступінь наповнення і гідравлічний ухил.

Для ефективної роботи самопливної каналізації мають бути дотримані деякі умови. Найголовнішою з них є неповне заповнення каналізаційної системи. Тобто труби не повинні бути наповнені вщерть. Деяка частина простору повинна залишатися вільною. Така вимога передбачена технікою безпеки. Наявність деякого порожнього простору в трубопроводах каналізації потрібна для можливого накопичення отруйних, вибухонебезпечних та інших газів. Також вільний простір в трубопроводі каналізаційної системи дозволяє безперешкодно проходити твердим і габаритним предметам, які потрапили туди. Тобто вільний простір в трубопроводі – це створення додаткової пропускної здатності на випадок підвищення рівня рідини або ж іншого вмісту каналізації.

Відповідність ступеня наповнення діаметрам труб вказана в таблиці 6 джерела [1,41]. Чим більше діаметр, тим більше величина максимального наповнення труби.

Для гарантії нормальної роботи самопливної водовідвідної мережі необхідно так підбирати гідравлічний ухил труби, щоб забезпечити рух рідини з самоочисною швидкістю [1,41].

Гідравлічний ухил каналізаційних труб дозволяє здійснювати якісний прохід вмісту каналізаційної системи. Якщо дана величина розрахована грамотно, то ймовірність засмічення трубопроводу мінімальна. Даний фактор важливий для безперебійної роботи всієї системи.

При гідравлічному розрахунку каналізаційної системи важливо дотримуватися деяких правил. Вся ділянка трубопроводу повинна бути по можливості максимально рівномірною, без будь-яких перепадів висот. Швидкість потоку на наступній ділянці повинна бути рівною або дещо більшою ніж на попередній ділянці, що дозволяє забезпечувати самоочисну здатність колектору.

Всі ці розрахунки не тільки складні і вимагають витрат значної кількості часу і трудових ресурсів. а ще і евристичного підходу проєктанта до рішення задач.

Для вирішення даної проблеми й оптимізації продуктивності розумової праці, були складені спеціальні таблиці для гідравлічного розрахунку водовідвідних мереж, якими і користуються проєктанти.

Всі розрахункові роботи ведуться згідно з вимогами, які пред'являються проєктантам. Ці вимоги спрямовані на розробку працездатною надійної водовідвідної мережі.

Для порівняльного аналізу обрано таблиці трьох різних авторів [2,156;3,53;4,44].

По-перше, таблиці відрізняються тим, що при однакових діаметрах рекомендується дещо різний ступінь наповнення (табл.1).

Таблиця1

**Порівняльні дані табличних значень наповнень**

Значення рекомендованих наповнень в трубах для побутової каналізації згідно джерела [ 2]					
<b>d, мм</b>	125	150-300	350-450	500-900	1000-2500
<b>h/d</b>	0,5	0,6	0,7	0,75	0,8
Значення рекомендованих наповнень в трубах для побутової каналізації згідно джерела [ 3]					
<b>d, мм</b>	110	125-250	280-400	450-900	1000-1200
<b>h/d</b>	0,5	0,6	0,7	0,75	0,8
Значення рекомендованих наповнень в трубах для побутової каналізації згідно джерела [ 4]					
<b>d, мм</b>	125	160-315	400	500-800	1000-1200
<b>h/d</b>	0,5	0,6	0,7	0,75	0,8

Далі розглядаємо відмінності у методиці розрахунку.

Таблиці [2,156] складені за формулою академіка Павловського для значень коефіцієнта шорсткості самопливних колекторів, які виконані з кераміки, бетону і залізобетону  $n = 0,014$  [2,3].

Дані таблиці [2,156] розраховані за формулами наступними формулами при значенні загального поправочного коефіцієнта  $k'=1$ , що призводить до завищених значень витрати і швидкості або занижених діаметрів труб, за яких можуть виникати аварійні ситуації [5,121].

Відносна швидкісна характеристика, що залежить від ступеня наповнення труби

$$B = k' \left( \frac{R'}{R'_n} \right)^{0,67} .$$

Швидкість рідини у трубі

$$v = BW_n \sqrt{i},$$

де  $W_n$  – швидкісна характеристика труби при наповненні вщерть.

Таблиці [3,53] складені саме для самопливних трубопроводів, виконаних із пластмасових труб.

При складанні таблиць використані формули:

$$q = \omega \cdot v;$$

$$i = [\lambda_n / (4R)] \cdot [v^2 / (2g)],$$

де  $i$  – гідравлічний ухил;  $g$  – прискорення вільного падіння,  $m/c^2$ ;  $\lambda_{\pi}$  – коефіцієнт гідравлічного тертя труб:

$$\lambda_{\pi} = K \cdot \lambda_r,$$

де  $\lambda_r$  – коефіцієнт гідравлічного тертя гладких труб.

$\lambda_r$  при  $Re \leq 100\,000$  слід визначати за формулою Блазіуса.

$$\lambda_r = 0,3164/Re^{0,25}.$$

При  $Re \leq 100\,000$  - за формулою Прандтля-Никурадзе.

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda_r}} = 2 \lg(Re \sqrt{\lambda_{\pi}}) - 0,8.$$

Для складання таблиць [4,44] за основу взяті ті ж формули, що і для складання таблиць [3,53]. Проте удосконалені у визначенні коефіцієнта гідравлічного тертя пластмасових труб при невеликих наповненнях. За основу взяті характеристики руху рідини саме у трубах «Корсіс».

$$q = \omega \cdot v;$$

$$i = \frac{\lambda_{\pi}}{4R} \cdot \frac{v^2}{2g};$$

$$\lambda_{\pi} = K \cdot \lambda_r;$$

$$Re = v \cdot 4R/\nu,$$

де  $\nu$  – значення кінетичної в'язкості рідини. Це значення залежить від температури стічних вод. Наприклад, при температурі  $20^{\circ}$   $\nu = 1,03 \cdot 10^{-6} m^2/c$ . Коефіцієнт гідравлічного тертя для зони гідравлічно гладких труб при турбулентному русі рідини визначається за формулою Блазіуса.

Для співставлення таблиць гідравлічного розрахунку водовідвідних мереж проведені практичні розрахунки мережі водовідведення малого міста, яке розташоване на території України [7,195]. Населений пункт складається з 2-ох районів, які відрізняються кількістю жителів та ступенем благоустрою. Система каналізації роздільна. Побутові і промислові стічні води скидаються в одну каналізаційну мережу. Головний колектор подає стічну воду на головну каналізаційну насосну станцію, далі на каналізаційні очисні споруди. Виконано трасування водовідвідних мереж. Гідравлічний розрахунок водовідвідної мережі виконаний за допомогою комп'ютерної програми Microsoft Excel. Вся мережа обраховувалася три рази за різними таблицями [2,156;3,53;4,44]. У таблиці 2 показано зіставлення діаметрів труб ( $d$ ), ухилів водовідвідної мережі ( $i$ ) та глибини закладання ( $h$ ) на прикладі головного колектору 0–9 відносно витрати стічної води [8,33].

**Порівняльні дані табличних значень  
діаметрів, ухилів та глибини закладання труб**

№ з/п	Витрата, л/с	[4]			[2]			[3]		
		d,мм	i	h,м	d,мм	i	h,м	d,мм	i	h,м
0-1	17,33	250	4	1.922	250	5	1.922	200	5	2.128
1-2	41,76	315	3,2	3.718	350	3	4.016	315	3.2	4.177
2-3	82,55	400	2,5	5.070	400	3	5.253	450	2.2	5.524
3-4	111,90	500	2	5.593	500	2	5.756	500	2	5.940
4-5	127,26	500	2	3.173	500	2	3.415	560	1.8	3.547
5-6	193,31	500	2	3.903	600	2	4.302	630	1.6	4.260
6-7	216,27	630	1,6	3.394	700	1.5	3.689	630	1.6	3.672
7-8	399,62	800	1,3	5.727	800	1.3	5.828	800	1.2	6.264
8-9	399,62	800	1,3	4.910	900	1.1	5.089	900	1.1	5.524

Більш детальні результати дослідження викладені в [8,33].

**Висновки:**

Всі таблиці розраховані за формулами рівномірного руху рідини. Проте в таблицях [2,156] для розрахунку для самопливних колекторів прийнятий коефіцієнт шорсткості  $n = 0,014$ . Тобто дані таблиці доцільно використовувати при застосуванні керамічних, бетонних чи залізобетонних труб для водовідвідної мережі.

Таблиці [3,53] розраховані за формулами при використанні коефіцієнта шорсткості для пластмасових труб. Отже, користуватися цими таблицями потрібно при побудові мережі з пластмасових труб.

Таблиці [4,44] удосконалені у визначенні коефіцієнта гідравлічного тертя пластмасових труб при невеликих витратах. За основу взяті характеристики руху рідини саме у трубах «Корсіс». Тобто дані таблиць доцільно обирати при розрахунку системи водовідведення яку планують будувати із гофрованих каналізаційних труб фірми «Корсіс».

Запропоновано в новій редакції джерела [1,210] внести уточнення і врахувати, що сучасні матеріали водовідвідних труб потребують внесення змін до класичного гідравлічного розрахунку.

Наведені рекомендації бажано враховувати при проектуванні та реконструкції мереж водовідведення.

**Список літератури**

1. ДБН В. 2.5. – 75 : 2013. Каналізація. Зовнішні мережі та споруди. К.: МРРБ та ЖКГ України, 2013. 210 с.

2. *Лукиних А.А., Лукиних Н.А.* Таблицы для гидравлического расчета канализационных сетей и дюкеров по формуле акад. Н.Н. Павловского / 4-е изд, доп. М.: Стройиздат, 1974. 156 с.

3. *Карелин Я. А.* Таблицы для гидравлического расчета канализационных сетей из пластмассовых труб круглого сечения: справочное пособие. М.: Стройиздат, 1986. 53 с.

4. *Корсис.* Безнапорная и ливневая канализация: техническое руководство. К.: Группа поли пластик, 2011. 44 с.

5. *Константинов Ю.М., Гіжа О.О.* Інженерна гідравліка. Підручник для студентів вищих навчальних закладів. К.: Видавничий Дім «Слово», 2006. 439 с.

6. *Константинов Ю.М., Гіжа О.О.* Технічна механіка рідини і газу: Підручник. К.: Вища шк., 2002. 277 с.: іл..

7. *Калюжний А.П.* Економічне порівняння варіантів гідравлічного розрахунку мережі водовідведення // Науковий вісник будівництва: Зб. наук. пр. Вип.№1 (83). Харків: ХНУБА, ХОТВАБУ, 2016. С. 193-196.

8. *Kalyuzhniy A.P.* Comparison of the hydraulic calculations tables networks sewerage // Сборник научных трудов «Energy, energy saving and rational nature use», 2015. Вып №2 (5) С.32-35.

9. *Аверкеев И.* Сравнительный анализ альтернативных методик гидравлического расчета канализационных трубопроводов из полимерных материалов // Журнал: «Полимерні труби – Україна» Вип.№4 (37). К: / Група поліпластик, 2015. С. 42-45.

*Надійшло до редакції 21.11.2016*

УДК 628.15

О.М. КВАРТЕНКО, кандидат технічних наук  
Національний університет водного господарства та природокористування,  
м.Рівне

### **ІНТЕНСИФІКАЦІЯ РОБОТИ СТАНЦІЙ ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ ВОДИ, ЯКІ ПРАЦЮЮТЬ В ГРАВІТАЦІЙНОМУ РЕЖИМІ**

*Проведено аналіз сучасного стану станцій знезалізнення води. Розроблена класифікація методів інтенсифікації їх роботи, а також визначені оптимальні параметри рН-Еh середовища, крупності фільтруючого завантаження, швидкостей фільтрування. За результатами досліджень наведені технологічні схеми та обладнання станцій на яких були впроваджені запропоновані методи інтенсифікації їх роботи.*

**Ключові слова:** інтенсифікація роботи станцій знезалізнення, залізобактерії, біореактор, гідроавтоматична промивка фільтрів, сифон.

*Выполнен анализ современного состояния станций обезжелезивания воды. Разработана классификация методов интенсификации их работы, а также определены оптимальные параметры pH-Eh среды, крупности фильтрующей загрузки, скоростей фильтрования. По результатам исследований приведены технологические схемы и оборудование станций на которых были внедрены предложены методы интенсификации их работы.*

**Ключевые слова:** интенсификация работы станций обезжелезивания, железобактерии, биореактор, гидроавтоматическая промывка фильтров, сифон.

*The analysis of the current state of water iron removal plants. The classification methods intensify their work, and the optimum parameters Eh-pH environment, the size of the filter loading, filtering speeds. According to research presented technological schemes and equipment stations which were introduced proposed methods of intensification of their work.*

**Key words:** intensification of iron removal plants, iron bacteria, bioreactor, hydro-flushing filters trap, siphon.

Від надійної роботи водоочисних станцій в системах водопостачання населених пунктів значної мірою залежить їх соціальний розвиток та здоров'я населення. За даними [1; 50] переважна більшість споруд була побудована 30...40 років тому і на сьогодні є морально застарілими. Для очищення підземних вод використовуються тільки станції знезалізнення води, більшість з яких потребує реконструкції [1;51]. В малих населених пунктах є необхідність будівництва нових водоочисних станцій. Більшість із діючих станцій знезалізнення працюють за методом спрощеної аерації – фільтрування на гравітаційних або напірних фільтрах. За цим методом збагачена киснем повітря вода відразу ж направляється на фільтри, де із часом в результаті адсорбції іонів закисного заліза та молекулярного кисню на поверхні зерен фільтруючого завантаження утворюється каталітична плівка, на якій в подальшому відбувається сорбція та окиснення заліза [2,24; 3,27; 4, 30]. Метод має відповідні обмеження як за якістю вихідної води ( $Fe^{2+} < 10 \text{ мг/дм}^3$ ;  $H_2S < 0,5 \text{ мг/дм}^3$ ;  $pH \geq 6,7$ ; перманганатної окисності не більш ніж  $5 \text{ мгО/дм}^3$ ), так і за швидким приростом втрат напору шляхом утворення у міжпоровому просторі завантаження структур у вигляді пухких пластівців гідроокису заліза, які мають у своїй структурі велику кількість молекул води. Промивка фільтрів відбувається за допомогою промивних насосів або промивних ємностей баштового типу з насосами підкачки. Всі операції на таких станціях виконуються в ручному режимі за допомогою електрифікованих засувок із загальною кількістю не менше чотирьох на кожен фільтр.

Проаналізувавши відомі безреагентні методи знезалізнення води, можливо зробити висновки щодо їх екстенсивності, енергоємності, значних капітальних та експлуатаційних витратах, складності в експлуатації.



Актуальним завданням інтенсифікації роботи станцій знезалізнення є переведення їх від екстенсивних технологій до технологій, які забезпечують високу швидкість окиснення сполук заліза, зменшення об'ємів промивних вод, збільшення тривалості фільтроциклу, покращення умов експлуатації, зменшення капітальних та експлуатаційних витрат. На основі проведеного літературного огляду [2-7, 14-15], а також за результатами наших досліджень [8-13], проведених при реконструкції діючих та впровадженні нових станцій знезалізнення, стала можливою розробка класифікатора методів інтенсифікації їх роботи (рис.1). До яких слід віднести: впровадження біохімічного методу знезалізнення, гідроавтоматизацію роботи фільтрів, вдосконалення систем аерації, активацію біофлокуляційних процесів в постійному магнітному полі.

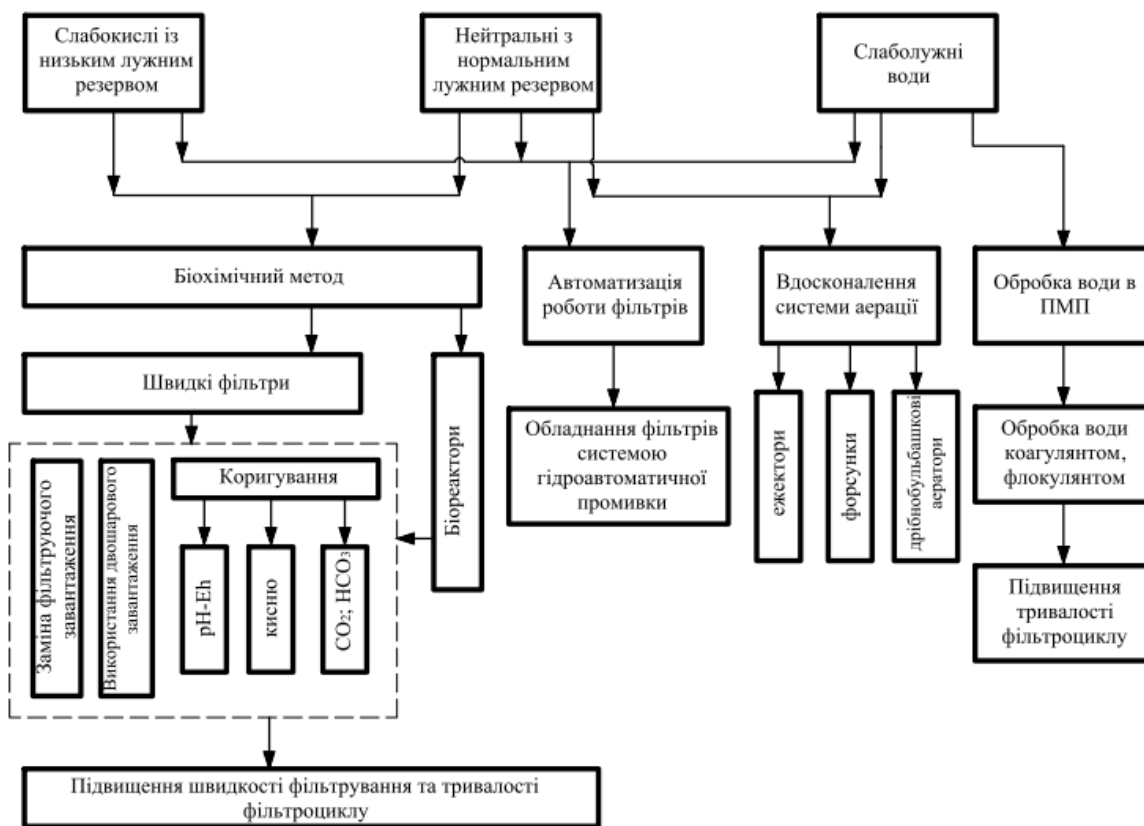


Рис. 1. Класифікація методів інтенсифікації роботи станцій знезалізнення в залежності від активної реакції рН та лужності

Слід відмітити, що використання біохімічного методу є доцільним лише у слабокислих та нейтральних водах із низьким або нормальним лужним середовищем. В роботах [7,158; 8; 9,36; 10,161] визначені оптимальні параметри рН-Eh середовища необхідні для розвитку консорціумів залізобактерій. В цих випадках можливе переобладнання існуючих традиційних схем до схем за методом біологічного знезалізнення шляхом впровадження наступних заходів:

- заміни фракційного складу фільтруючого завантаження із дрібнозернистих фракцій ( $\delta = 0,6...1,8$  мм) на: гравійне  $\delta = 10...30$  мм

[6,163; 9,49]; кварцового піску середньої зернисті ( $\delta = 2$ , мм) [7,160]; гранітного щебню  $\delta = 5,0...10$  мм, або пінополістиролу  $\delta = 3,0...10$  мм [9,45; 50];

- проведення коригування величин рН – Eh середовища [7,158; 9; 11,116; 13,20];
- використання попереднього підлучення вихідної води розчином кальцинованої соди при знезалізненні слабокислих вод із низьким лужним резервом [12,34-38];
- проведення коригування концентрацію кисню перед біореактором [7,162].

Зазначені кроки дозволять інтенсифікувати роботу станцій знезалізнення шляхом збільшення до 10...20 м/год швидкостей фільтрування, тривалості фільтроциклів, зменшити витрати реагентів та об'ємів промивних вод. За даними досліджень Pierre Mouchet брудомісткість за цикл  $\text{кгFe}/\text{м}^2$  при концентрації заліза у вихідній воді  $5,0 \text{ мг}/\text{дм}^3$  для гравітаційних та напірних фільтрів, які працюють за традиційними фізико-хімічними методами знезалізнення, відповідно становить  $0,5...0,6 \text{ кгFe}/\text{м}^2$  та  $0,8 \text{ кгFe}/\text{м}^2$ , а для фільтрів із використанням методу біохімічного окиснення – до  $3,5 \text{ кгFe}/\text{м}^2$  [7,162]. Підвищення питомої брудомісткості фільтруючого завантаження, при біологічному знезалізненні у порівнянні із традиційними безреагентними методами, пояснюється структурою чохлів залізобактерій (рис.2). Чохли представляють собою біо-мінерали, які містять мінімум гідроксиду заліза  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  і в основному складається із лепідокрокіту  $\gamma$  –  $\text{FeOON}$ , іноді з гетиту  $\alpha$  –  $\text{FeOON}$ . Ці кристалічні форми більш компактні, ніж аморфний осад із гідроксиду заліза  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ .

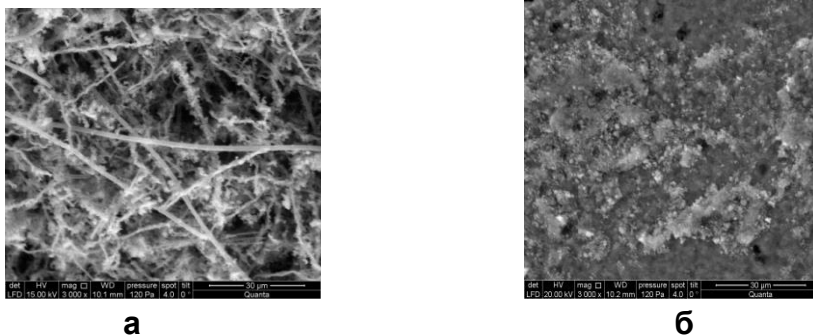


Рис. 2. Структура осаду промивних вод (а) та біоплівки з гранули пінополістирольного завантаження (б) біореактору станції знезалізнення води в м. Березне: **а** – залізобактерії *Gallionella*, *Leptothrix* в промивних водах біореактору, РСМ 3000 х; **б** – структура поверхні каталітичної біоплівки РСМ 6000 х

Біо-мінерали, які формуються в чохлах навколо бактеріальних клітин, є більш щільними, менш кальматують міжпоровий простір, легше піддається промивці, що призводить до збільшення у 3-4 рази швидкостей фільтрування та тривалості фільтроциклів. Для зменшення навантаження на фільтри в якості першого ступеня на станціях знезалізнення нами рекомендовано

впровадження біореакторів спеціальних конструкцій [13,44]. В період з 2002 по 2006 роки в системі водопостачання м. Березне вперше в Україні та на теренах СНД за рекомендаціями М.Г. Журби та О.М. Квартенко була запроєктована та введена в експлуатацію станція біологічного знезалізнення продуктивністю до 2000 м<sup>3</sup>/добу з біореактором, який знаходиться на відкритому повітрі за межами фільтрувального залу, що дало змогу значно скоротити капітальні вкладення при її будівництві. До складу станції входили: колона біореактора, діаметром 2,60 м та висотою 7,5 м, три відкритих пінополістирольних фільтри розмірами 2,0x2,0x4,3 м, блок знезараження води. У 2012 році автором були зроблені рекомендації щодо модернізації блоку аерації біореактора [16], системи промивки фільтрів та впровадження блоку стабілізаційної обробки води (рис.3).

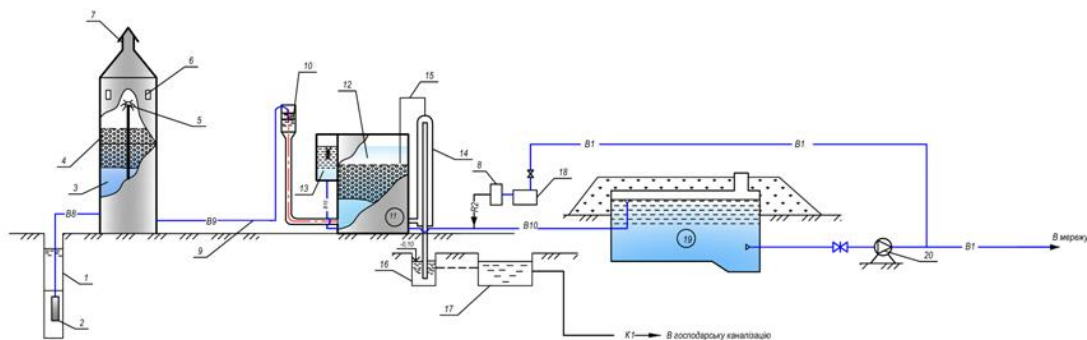


Рис. 3. Технологічна схема очистки підземних вод: **1** – свердловина; **2** – занурений електронасос; **3** – біореактор; **4** – контактне завантаження; **5** – ГДК; **6-7** – вентиляційні вікна та короб; **8, 18** – блок дозування гіпохлориту натрію; **9** – трубопровід подачі води; **10** – повітровідділювач; **11** – освітлювальний пінополістирольний фільтр; **12** – промивний бак; **13** – карман збору та відведення фільтрату; **14** – гідроробот; **15** – трубка зриву вакууму; **16** – гідрозатор; **17** – канал для збору та відведення відпрацьованих промивних вод; **19** – РЧВ; **20** – НС –II

Біореактор завантажено крупногранульним пінополістиролом (6...12 мм) товщиною шару 0,8 м. Завантаження знаходиться в напівзатопленому стані. Швидкість фільтрування через завантаження складає 15...20 м/год. Після першого ступеня очистки вода поступає на три паралельно працюючі фільтри з плаваючим пінополістирольним завантаженням крупністю фракцій  $\delta = 0,63...2$  мм. Перед кожним фільтром на підвідному трубопроводі передбачено повітровідділювач. У шарі завантаження при висхідному напрямку фільтрування відбувається доочистка води від залишків пластівців гідроксиду заліза та часток біоплівки, що виносяться з біореактора. Швидкість фільтрування при нормальному режимі фільтрування складає до 6,5 м/год, при форсованому режимі (при промивці) – 10 м/год. Тривалість та інтенсивність промивки фільтрів складає відповідно 4 хвилини та 15 л/с·м<sup>2</sup>.

Фільтри обладнані системою гідроавтоматичної промивки, яка дозволяє відмовитися від застосування промивних насосів, ємкостей, та трьох засувок на кожний фільтр. Крім того, це значно спрощує процес експлуатації станції знезалізнення. Тривалість утворення біологічної плівки на гранулах пінополістиролу складала декілька місяців. Результати одного із характерних фільтроциклів, від 18.02-21.02.12, після промивки біореактору та фільтру наведені на рис. 4. Продуктивність станції за зазначений період змінювалась в межах 36...44 м<sup>3</sup>/год. Відповідно швидкості фільтрування змінювались від 3,8 м/год, в період від початку фільтроциклу до 21 години, до 4,6 м/год в період від 21 до 55 години. Така нерівномірність в подачі води характеризується незначним збільшенням концентрації заліза у фільтраті в інтервалі 21 години. Час контакту із фільтруючим завантаженням становив 20...25 хвилин, загальний час перебування у фільтрах 50...60 хвилин. Залізо надходило на фільтри в основному (до 85%) в окисленій формі. Промивка фільтру проводилась після 42 годин від початку фільтроциклу. Основні окисні процеси відбуваються в біореакторі, який працював на відкритому повітрі. В подальшому тривалість фільтроциклів була збільшена до 48...72 годин.

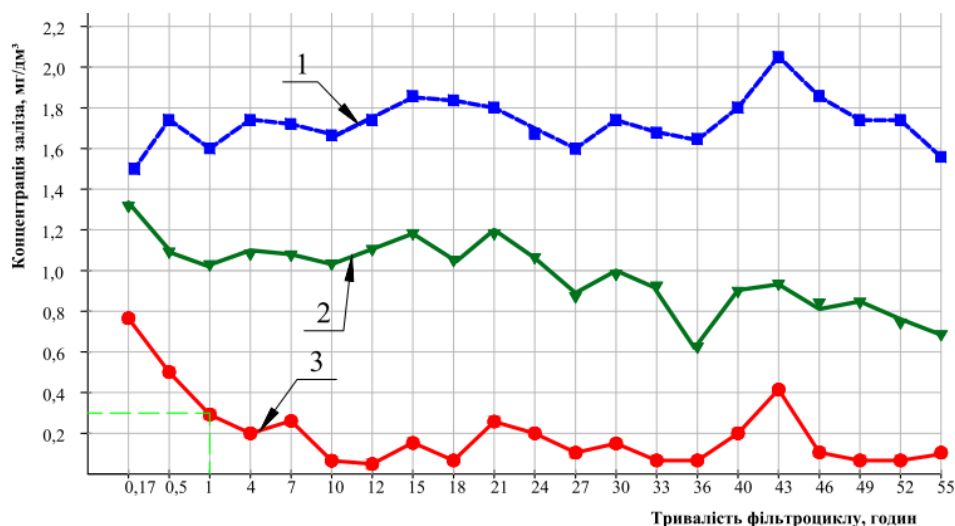


Рис. 4. Динаміка зміни вмісту Fe<sub>загальне</sub> у вихідній воді, після біореактору та фільтру: 1 – вихідна вода; 2 – після біореактору; 3 - після фільтру

Для інтенсифікації роботи станцій знезалізнення необхідно використовувати сучасні системи аерації, які дозволяють збільшити масообмін в системі кисень – вода, зменшити витрати електроенергії, спростити експлуатацію.

На рис. 5 наведені фото процесу гідроавтоматичної промивки фільтрів за рахунок системи сифонів конструкції «труба в трубі».



**а**

**б**

**в**

Рис. 5. Система гідроавтоматичної промивки – сифон «труба в трубі»:  
**а** – в нормальному режимі фільтрування; **б** – на початку промивки; **в** – в кінці промивки

**Висновки.** В результаті проведеного аналітичного літературного огляду, а також базуючись на результатах власних досліджень, стало можливим рекомендувати біологічний метод в якості одного із можливих методів інтенсифікації роботи станцій знезалізнення. Застосування цього методу дає змогу підвищити до 10...20 м/год швидкості фільтрування на біореакторах, підвищити в 5-6 разів брудомісткість фільтрів, в 2-3 рази тривалість фільтроциклів. Для спрощення експлуатації діючих та нових станцій рекомендовано обладнувати фільтри системами гідроавтоматичної промивки. Для слаболужних вод рекомендовано застосовувати сучасні системи аерації, а також використовувати дію постійного магнітного поля на воду яка обробляється.

#### Список літератури

1. *Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2003 році.* Рівне: НУВГП, 2005. 142 с.
2. *Николадзе Г.И.* Обезжелезивание природных и оборотных вод. М.: Стройиздат, 1978. 160 с.
3. *Золотова Е.Ф.* Очистка воды от железа, марганца, фтора и сероводорода. М.: Стройиздат. 1975. 176 с.
4. *Знезалізнення підземних вод для питних цілей: Монографія.* Під загальною редакцією В.О.Орлова. Рівне: Видавничий центр УДУВГП, 2004. 153 с.
5. *Орлов В.О.* Знезалізнення підземних вод спрощеною аерацією та фільтруванням: Монографія. Рівне: Видавничий центр НУВГП, 2008. 158 с.
6. *Сафонов Н. А.* Самопромывающаяся установка для биологического обезжелезивания подземных вод. //Подготовка воды для хозяйственно-питьевых целей, ЛИСИ. 1984. С. 162-167.

7. *Mouchet, P.* From Conventional to Biological Removal of Iron and Manganese in France // Journal of the American Water Works Association, 1992. Vol. 84, no 4. P. 158-167.

8. *Квартенко А. Н.* Использование закрепленной микрофлоры для очистки подземных вод с высокой концентрацией железа: дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук : спец. 05.23.04. Ровно, 1997. 180 с.

9. *Самопромывающиеся* водоочистные установки (технология, конструкции и расчет). Монография под общей редакцией Н.А. Сафонова. Ровно, Издательство РДГУ, 2000. 156 с.

10. *Квартенко А.Н.* Основы биохимического метода очистки подземных железосодержащих вод. Вісник РДТУ. Збірник наукових праць, 2000. Випуск 5(7). С. 158-165.

11. *Квартенко А.Н.* Роль закрепленной микрофлоры при очистке подземных вод сложного физико-химического состава. Коммунальное хозяйство городов. Научно-технический сборник. Выпуск 93. Серия Технические науки и архитектура. К.: Техника, 2010. С. 115-120.

12. *Квартенко А.Н.* Характеристика подземных вод Северо-Западных областей Украины и технологические схемы их кондиционирования // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. Науково-технічний збірник. К.: КНУБА, 2011. Випуск 16. С.32-40.

13. *Журба М.Г., Говорова Ж.М., Квартенко А.Н., Говоров О.Б.* Биохимическое обезжелезивание и деманганация подземных вод // Водоснабжение и санитарная техника, 2006. № 9 (часть 2). С. 17-23.

14. *Хоружий П.Д., Хомутецька Т.П., Хоружий В.П.* Исследование процессов и разработка технологии обезжелезивания подземных вод с помощью железобактерий. Химия и технология воды, 2003. Т.25. №5 С.465-475.

15. *Хомутецька Т.П.* Знезалізнення підземних вод біологічним методом на установках з волокнисто-пінополістирольними фільтрами // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. Науково-технічний збірник. К.: КНУБА, 2010. Випуск 14. С.22-33.

16. *Пат. України № 107844, МКП (51).* Спосіб очистки підземних вод від стійких форм органічних та залізоорганічних сполук. Квартенко О.М. № заявки: а2013 02538; опубл. 25.02.15. Бюл. № 4.

*Надійшло до редакції 8.11.2016*

В. А. КОВАЛЬЧУК, доктор технічних наук, професор  
Л. М. ОДУД, аспірант  
Національний університет водного господарства та природокористування,  
м. Рівне

### **ЗАСТОСУВАННЯ МЕТОДУ ВАПНУВАННЯ НА ПІНОПОЛІСТИРОЛЬНИХ ФІЛЬТРАХ ІЗ ЗРОСТАЮЧИМ ШАРОМ ЗАВИСЛОГО ОСАДУ В СХЕМАХ ВОДОПІДГОТОВКИ ПРОМИСЛОВИХ ПІДПРИЄМСТВ**

*Проаналізовано використання води на технічні потреби у промисловості. Вказано на недоліки найбільш поширеного методу підготовки води вапнуванням з коагуляцією. Запропоновано використання для пом'якшення води методу вапнування на пінополістирольних фільтрах із зростаючим шаром завислого осаду. Експериментально доведено ефективність даного методу.*

**Ключові слова:** пом'якшення води, метод вапнування, пінополістирольні фільтри, зростаючий шар завислого осаду.

*Проанализировано использование воды на технические нужды в промышленности. Указано на недостатки наиболее распространенного метода подготовки воды известкованием с коагуляцией. Предложено использование для умягчения воды метода известкования на пенополистирольных фильтрах из растущим слоем взвешенного осадка. Экспериментально доказана эффективность использования данного метода.*

**Ключевые слова:** умягчение воды, метод известкования, пенополистирольные фильтры, растущий слой взвешенного осадка

*Analyzed using of water for technical needs in industry. Specified disadvantages of the most common water treatment method – liming combined with coagulation. Offered to use for water softening liming method on expanded polystyrene filters with increasing layer of suspended sediment. Experimentally proved the effectiveness of this method.*

**Key words:** water softening, lime method, expanded polystyrene filters, increasing layer of suspended sediment.

Технічні потреби промислових підприємств включають використання води для охолодження, отримання пари, приготування розчинів, включення у виробу і їх промивання (рис. 1). Тому нормальна робота промислових підприємств багато у чому залежить від безперебійного забезпечення їх водою.

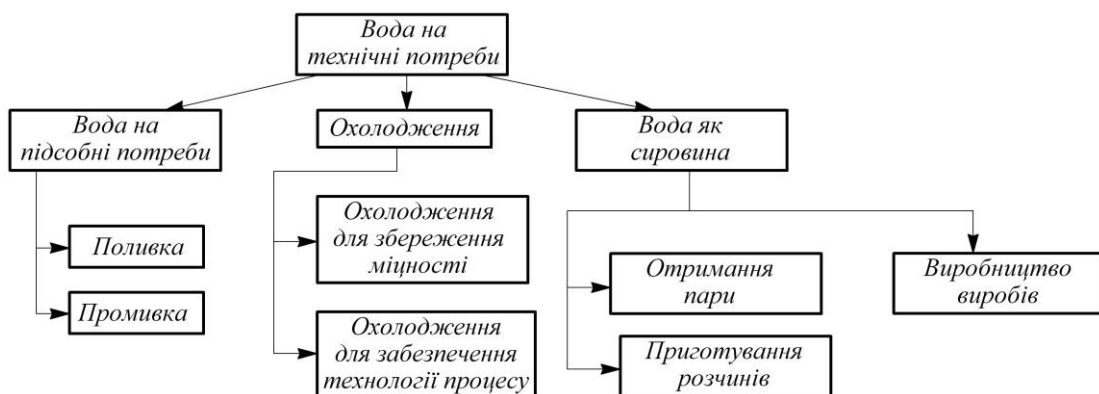


Рис. 1. Схема споживання води промисловістю для технічних потреб [1, 5]

Вимоги до кількості і якості води, яка подається на промислові підприємства, визначаються характером здійснюваних технологічних процесів. Деякі вимоги до якості води у промисловості наведено в табл. 1 [1, 7]. Дотримання цих вимог на спорудах водопідготовки забезпечує стійку роботу підприємств і належну якість продукції, яка випускається. Відхилення від встановлених вимог може призвести не тільки до погіршення якості продукції і зростання вартості виробництва, але, у ряді випадків, до псування продукції, обладнання і навіть до небезпечних аварій. В умовах скорочення виробництва за останні роки (індекс промислової продукції у 2010-2015 рр. понизився з 112,2% до 87,0% [2]) все більш актуальними постають проблеми раціоналізації систем водопостачання промислових підприємств, які багато у чому визначають конкурентоспроможність їх продукції.

Таблиця 1

**Вміст домішок у воді для промислових підприємств**

Домішки	Одиниці виміру	Для водного охолодження	Для виробництва продукції
Механічні	мг/дм <sup>3</sup>	50...100	Повна відсутність
Хімічні:			
– солі тимчасової жорсткості	мг-екв/ дм <sup>3</sup>	2...3	залежить від виду продукції
– солі постійної жорсткості	мг-екв/ дм <sup>3</sup>	40	те ж саме
– залізо	мг/дм <sup>3</sup>	1	0,1

В якості вихідної води для промисловості часто використовуються поверхневі води [3, 195]. Вони вляють собою складну багатокomпонентну змінювану систему, до складу якої входять: солі (переважно у вигляді іонів, молекул і комплексів), органічні речовини (в молекулярних сполуках і в колоїдному стані), гази (у вигляді молекул і гідратованих сполук), дисперговані домішки, гідробіонти (планктон, бентос, нейстон, пагон); бактерії і віруси [4, 10]. Наявність у поверхневих водах великої кількості різноманітних



домішок зумовлює необхідність їх попередньої обробки. Зазвичай для цього використовують освітлювачі з завислим осадом та механічні фільтри [3, 195].

Найбільш поширена технологічна схема водопідготовки із освітленням та частковим пом'якшенням води наведена на рис. 2.

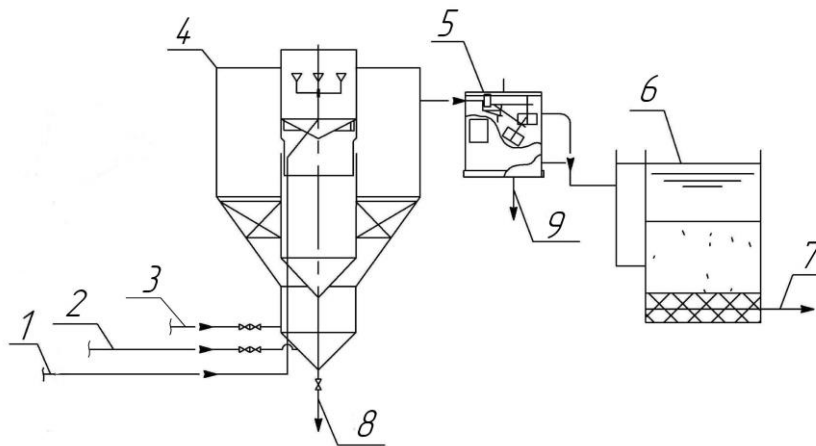
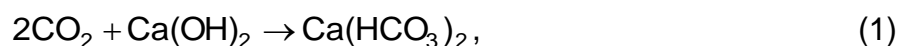


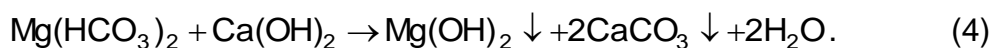
Рис. 2. Принципова схема водопідготовки методом вапнування поєднаним з коагуляцією: 1 – подача підігрітої вихідної води; 2 – подача розчину вапна; 3 – подача коагулянту; 4 – прояснювач; 5 – бак розриву струменя; 6 – механічний фільтр; 7 – трубопровід пом'якшеної води; 8 – скид шламу; 9 – трубоповід повного спорожнення

Недоліками такої технологічної схеми є громіздкість споруд та великі розміри будівель, в яких вони розміщуються, велика кількість трубопроводів та арматури, застосування додаткового насосного обладнання, що призводить до значних витрат ресурсів, складність конструкції освітлювачів та їх експлуатації. Однак, головною причиною незадовільної роботи освітлювачів є те, що вони розраховані на значно більші витрати води, і здійснення процесу пом'якшення при нижчих від мінімальних витратах води, призводить до неможливості дотримання вимог технологічного режиму за якісними характеристиками, а інколи і до порушень у роботі самих освітлювачів. Тому для інтенсифікації, спрощення та здешевлення технологічної схеми водопідготовки нами запропоновано використовувати метод вапнування на пінополістирольних фільтрах із зростаючим шаром завислого осаду.

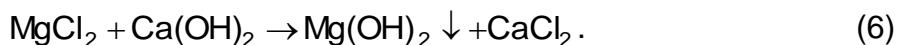
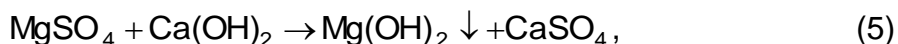
При застосуванні нового методу як реагент використовують вапно, яке вводять у вигляді розчину чи суспензії (молока) у воду, що обробляється. Введення вапна, у першу чергу, підвищує водневий показник вище 9 одиниць. При цьому одночасно утворюється карбонат-іон у складі важкорозчинного  $\text{CaCO}_3$ , який випадає в осад та зменшує карбонатну жорсткість [5, 72]:



Одночасно магній осаджується у вигляді гідроксиду:



Вапно осаджує магній некарбонатних солей, але замінює магнієву жорсткість на кальцієву:



Метою виконаних експериментальних досліджень було підтвердження можливості застосування запропонованого методу пом'якшення води. Дослідження процесу пом'якшення проводились в лабораторії кафедри водопостачання, водовідведення і бурової справи НУВГП на експериментальній установці для пом'якшення води (рис. 3).

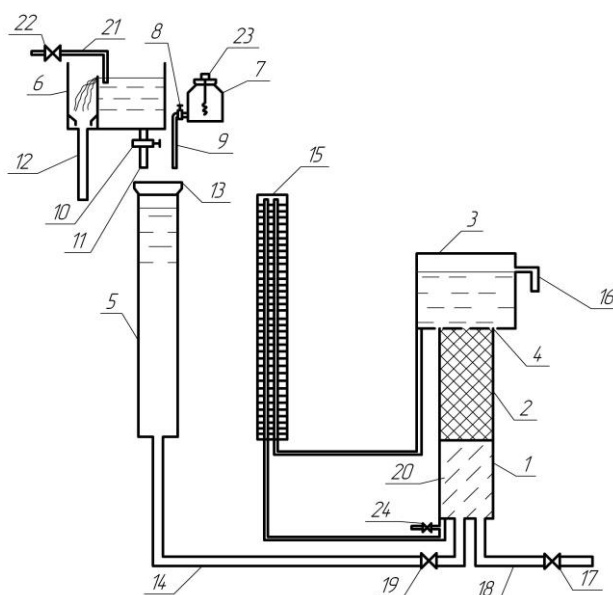


Рис. 3. Схема експериментальної установки для пом'якшення води: **1** – фільтрувальна колона; **2** – фільтрувальна засипка; **3** – промивний бак; **4** – утримуюча решітка; **5** – контактна камера; **6** – переливний бак; **7** – посудина для приготування розчину вапна; **8** – гвинтові зажими; **9** – трубка для подачі розчину вапна; **10** – шаровий кран; **11** – трубопровід подачі води у контактну камеру; **12** – злив в каналізацію; **13** – лійка, в якій відбувається змішування з вапном; **14** – трубопровід подачі аерованої води до фільтра; **15** – щит п'езометрів; **16** – трубопровід для відведення фільтрату; **17** – вентиль для відводу промивної води; **18** – трубопровід відведення промивної води; **19** – вентиль на трубопроводі подачі води до фільтра; **20** – шар завислого осаду; **21** – трубопровід подачі водопровідної води; **22** – вентиль на трубопроводі подачі водопровідної води; **23** – пристрій для постійного перемішування розчину вапна; **24** – вентиль для періодичної продувки

У процесі досліджень щогодини контролювались швидкість фільтрування, втрати напору в колоні, а також показники якості води у вихідній воді та фільтраті: рН; загальна та кальцієва жорсткість; лужність. Фільтрування проводилось з постійною швидкістю фільтрування та періодичним відведенням осаду. Обов'язковим було підтримання рН в контактній камері на рівні  $\geq 9,0$ .

На очищення подавалася вода із водопровідної мережі міста Рівне. Як фільтрувальний матеріал використовувався спінений полістирол типу ПСВ-С (підтип ПСВ-С<sup>N</sup>-А) з такими параметрами: мінімальний діаметр гранул – 0,8 мм, максимальний – 1,5 мм, еквівалентний діаметр – 1,17 мм, коефіцієнт неоднорідності – 1,29.

Робота експериментальної установки здійснювалася наступним чином. Водопровідна вода по трубопроводу подавалася в переливний бак, який забезпечував постійний напір і, відповідно, постійну подачу води на установку. Змішування водопровідної води з розчином вапна відбувалося у лійці контактної камери. З контактної камери вода з реагентом надходила у нижню частину фільтрувальної колони, де спочатку проходила шар завислого осаду, а потім фільтрувальну засипку. Очищена вода збиралася у промивному баку.

Утворюваний у підфільтровому просторі завислий осад являє собою полідисперсну систему, в якій швидкість осадження часток залежить від власне об'ємної концентрації осаду [6, 44]. Формування шару завислого осаду та отримання необхідного ефекту відбувається протягом деякого часу. Згідно [6, 44], для створення необхідних умов роботи осаду слід спочатку забезпечувати менші швидкості потоку і збільшувати дозу реагенту.

За хімічним складом осад складається зі сполук карбонату кальцію та гідроксиду магнію. Формування осаду являє собою складний процес, при якому відбувається кристалізація карбонату кальцію, сорбція гідроксиду магнію на кристалах карбонату кальцію, адгезія кристалів, вкритих оболонкою гідроксиду магнію, структуроутворення [7, 36].

Карбонат кальцію виділяється із води в результаті процесу кристалізації та має властивості характерні для конденсаційно-кристалізаційних структур. Гідроксид магнію утворюється у вигляді безладно зчеплених між собою в сітчасту структуру найменших за розміром частинок. Дана структура відноситься до коагуляційного типу. Гідроксид магнію має аморфну будову і сорбується на поверхні кристалів карбонату кальцію, перешкоджаючи їх безпосередньому з'єднанню і росту [7, 58].

У процесі фільтрування засипка кольматується. Фільтроцикл закінчується досягненням часу захисної дії фільтра або часу досягнення граничних втрат напору, після чого фільтр переводиться в режим промивки. Для цього перекидається подача вихідної води та відкривається вентиль на трубі відведення промивної води. Очищена вода з промивного баку проходить через утримуючу решітку та засипку фільтру, вимиває забруднення із засипки та утворений надлишок завислого осаду і відводиться у каналізацію. При промиванні у підфільтровому просторі слід обов'язково залишати шар завислого осаду висотою приблизно 0,2 м, що прискорюватиме вихід установки на робочий режим фільтрування.

У процесі досліджень швидкість фільтрування змінювали в межах 2,5...4,5 м/год. При цьому спостерігалось зменшення загальної жорсткості від 5,9 до 1,0 ммоль/дм<sup>3</sup>, лужності від 6,1 до 1,6 ммоль/дм<sup>3</sup>, що відповідає вимогам до якості пом'якшеної води.

На рис. 4 і 5 наведено залежності загальної жорсткості води від рН процесу при швидкостях фільтрування 2,5 та 3,5 м/год, а також зміна при цьому висоти шару завислого осаду. Можна зробити висновок, що при стабільному підтриманні рівня рН більше 9,0 буде забезпечуватися пониження загальної жорсткості води до 2,0 ммоль/дм<sup>3</sup>.

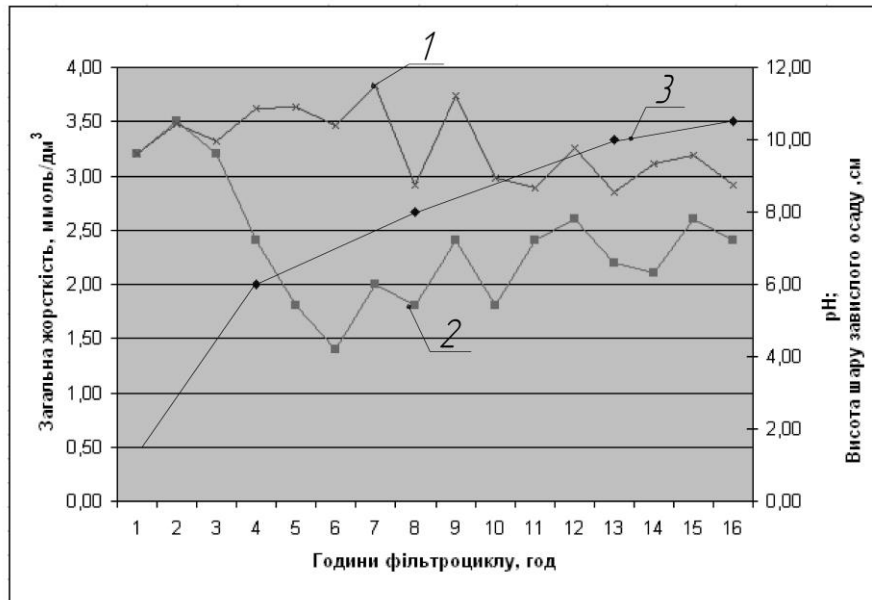


Рис. 4. Залежність загальної жорсткості від рН процесу під час фільтроциклу зі швидкістю фільтрування 2,5 м/год: **1** – рН процесу; **2** – загальна жорсткість; **3** – висота шару завислого осаду

Таким чином, використання методу вапнування на пінополістирольних фільтрах із зростаючим шаром завислого осаду в умовах скорочення виробництва і зменшення необхідних витрат води дозволяє:

- забезпечити отримання пом'якшеної води необхідної якості при застосуванні лише одного реагенту – вапна;
- спростити технологічну схему пом'якшення води, виключити з неї освітлювачі із завислим шаром осаду;
- спростити експлуатацію і зменшити експлуатаційні витрати споруд для пом'якшення води.

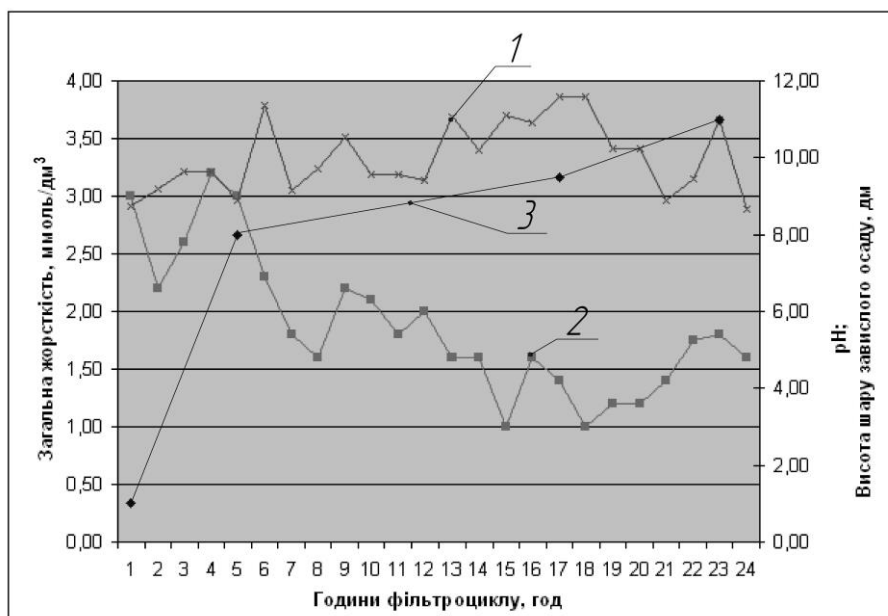


Рис. 5. Залежність загальної жорсткості від рН процесу під час фільтроциклу зі швидкістю фільтрування 3,5 м/год: **1** – рН процесу; **2** – загальна жорсткість; **3** – висота шару завислого осаду

### Список літератури

1. Андоньев С.М. Особенности промышленного водоснабжения. К.: Будівельник, 1967. 251 с.
2. Індекси промислової продукції в Україні у 2010-2016 рр. URL: <http://www.ukrstat.gov.ua/>
3. Аксенов В.И. Водное хозяйство промышленных предприятий: справочное издание. В 6 кн. Кн. 3. М.: Теплотехник, 2007. 368 с.
4. Фрог Б.Н. Водоподготовка: учеб. для вузов. М.: Издательство Ассоциации строительных вузов, 2014. 512 с.
5. Орлова А.М. Водопідготовка: інтерактивний комплекс навчально-методичного забезпечення. Рівне: НУВГП, 2009. 182 с.
6. Орлов В.О. Пінополістирольні фільтри в технологічних схемах водопідготовки. Рівне: РДТУ, 1999. 143 с.
7. Кургаев Е.Ф. Осветлители воды. М.: Госстройиздат, 1977. 163 с.

Надійшло до редакції 10.11.2016

С.В. КОНОНЦЕВ, кандидат технічних наук

Л.А. САБЛІЙ, доктор технічних наук

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені І. Сікорського»

Ю.Р. ГРОХОВСЬКА, кандидат сільськогосподарських наук

Національний університет водного господарства та природокористування,  
м. Рівне

## **ОЧИЩЕННЯ ВОДИ РИБНИЦЬКИХ ГОСПОДАРСТВ ІЗ ЗАМКНУТИМ ЦИКЛОМ ВОДОЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ВІД СПЛУК АМОНІЙНОГО НІТРОГЕНУ**

*Метою роботи є визначення елімінаційної потужності вищих водних рослин за сполуками нітрогену при очищенні води рибницьких господарств із замкнутим циклом водозабезпечення (УЗВ) та дослідження впливу окремих факторів на ефективність роботи фітореактору. У результаті досліджень було визначено динаміку росту ряскових в умовах фітореактору та елімінаційну потужність за нітрогеном *Wolffia arrhiza* (L.) та *Lemna minor* L.*

**Ключові слова:** біологічне очищення, фітореактор з рясковими, асиміляція нітрогену.

*Целью работы является определение элиминационной мощности высших водных растений с соединениями азота при очистке воды рыбоводческих хозяйств с замкнутым циклом водоснабжения (УЗИ) и исследование влияния отдельных факторов на эффективность работы фитореактора. В результате исследований была определена динамика роста рясковых в условиях фитореактора и элиминационная мощность по азоту *Wolffia arrhiza* (L.) и *Lemna minor* L.*

**Ключевые слова:** биологическая очистка, фитореактор с рясковыми, ассимиляция азота.

*The aim is to evaluate the elimination capacity of nitrogen compounds by higher aquatic plants for water purification in recirculation aquaculture systems (RAS) and study the influence of individual factors on the phytoreactor effectiveness. As a result of research was studied the dynamics of plants growth in the phytoreactor conditions, was determined the nitrogen elimination capacity *Wolffia arrhiza* (L.) Horkel ex Wimm and *Lemna minor* L.*

**Key words:** biological treatment, duckweed phytoreactor, nitrogen assimilation.

**Вступ** Індустріальні методи ведення господарства є одним із пріоритетних напрямків розвитку рибництва в Україні, саме вони мають

замістити архаїчні та неефективні технології, характерні для нашої держави сьогодні. Зокрема, передовий досвід більшості розвинутих країн підтверджує перспективність вирощування гідробіонтів в установках із замкнутим циклом водозабезпечення (УЗВ). Одною із ключових умов високої рентабельності таких господарств є забезпечення ефективного та енергоощадливого очищення забрудненої у басейнах води для можливості її повторного використання. Більшість біотехнологій відновлення якості циркуляційної води УЗВ базуються на використанні багатоступеневого очищення у біофільтрах, де завдяки мікрофлорі поетапно відбуваються процеси нітрифікації та денітрифікації. Основні проблемні аспекти реалізації такої технології при очищенні води УЗВ, викладені у працях закордонних науковців [1,367; 2,76; 3,84-85], суттєво відображаються на собівартості продукції та потребують комплексного вирішення. Розробка нових, більш ефективних технологій, пристосованих до умов УЗВ, дасть додатковий стимул для розвитку даної галузі рибництва в Україні.

**Постановка завдання** Оскільки видалення із забрудненої води УЗВ розчинених сполук нітрогену шляхом нітрифікації із подальшою денітрифікацією відбувається неефективно та характеризується значними поточними витратами (необхідність коректування рН після кожної стадії очищення, подачі метанолу чи іншого джерела Карбону), актуальним є пошук альтернативних біотехнологій. В результаті аналізу процесів самоочищення водойм та особливостей метаболізму окремих гідробіонтів було виявлено, що вилучення основних біогенних елементів із води УЗВ з використанням вищих водних рослин є перспективним методом очищення, який розглядається як один з пріоритетних напрямків у інтегрованих рибницьких системах [3,86]. Обґрунтованість таких висновків підтверджує практика експлуатації ветландів для очищення води рибницьких господарств [4,845]. В умовах закритого приміщення, де температурний режим басейнів підтримується у заданому діапазоні незалежно від пори року, для відновлення якості води доцільно використовувати не повітряно-водні, а водні не укорінені рослини. Вибір саме ряскових для залучення у процеси очищення циркуляційної води УЗВ пов'язаний із швидкими темпами метаболізму рослин, тобто високою потенційною очисною здатністю; зручністю їх культивування у проточній споруді (відсутня проблема затримання та повернення у реактор, що характерна при культивуванні мікроводоростей) та можливістю ефективного використання приросту біомаси в якості кормів для риб [5,90].

**Результати досліджень** У мету досліджень входило підтвердження можливості культивування ряскових у спорудах біологічного очищення циркуляційної води УЗВ, пошук найбільш придатних для вирощування видів, визначення потенційної елімінаційної потужності рослин в умовах штучної екосистеми – фітореактору. Асиміляційну потужність за Нітрогеном будь-якої рослини можна визначити, виходячи з її біохімічного складу та динаміки приросту фітомаси. При цьому важливою умовою для максимального темпу росту рослин є забезпечення оптимальних умов культивування: належного освітлення та температури в межах оптимуму для даного виду. Тому, з точки

зору технології водоочищення в очисних спорудах доцільним є культивувати рослини, що характеризуються швидкими темпами росту та здатні пристосовуватись до штучних умов вирощування. Основними пріоритетами при виборі видів рослин для вирощування в умовах УЗВ були наступні: рівномірні темпи росту протягом року, стійкість до характерних забруднень, високі темпи росту та можливість ефективної утилізації приросту біомаси рослин.

Після детального аналізу різних факторів найбільш перспективними для вирощування в УЗВ виявились ряска мала (*Lemna minor* L.) та вольфія (*Wolffia arrhiza* (L.) Horkel ex Wimm). Дані види показали найкращу пристосованість до умов вирощування на забрудненій воді із рибницьких басейнів, що відобразилось на темпах розмноження рослин порівняно із іншими досліджуваними видами: ряскою триборозенчастою (*Lemna trisulca* L.), спіроделою (*Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid.) (рис. 1).

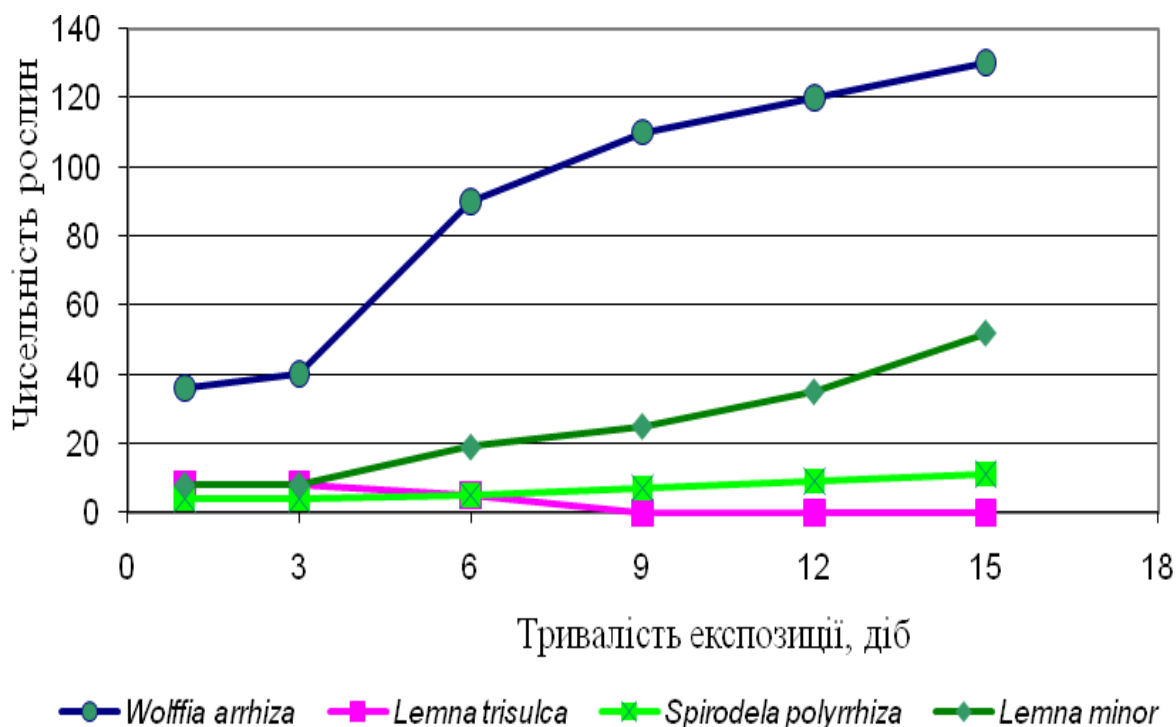


Рис. 1. Динаміка росту досліджених представників ряскових у непероточних умовах

Значна перевага у чисельності вольфії зумовлена порівняно малими лінійними розмірами даної рослини (0,5...1,5 мм). Водночас, швидкості подвоєння біомаси ряски малої та фольфії були приблизно рівними, що підтверджено також в умовах проточної установки на моделі фітореактору (рис.2). Оскільки інші види характеризувались гіршою пристосованістю до параметрів досліджуваної води та проявили менш інтенсивні темпи росту, у подальших дослідженнях їх не культивували.



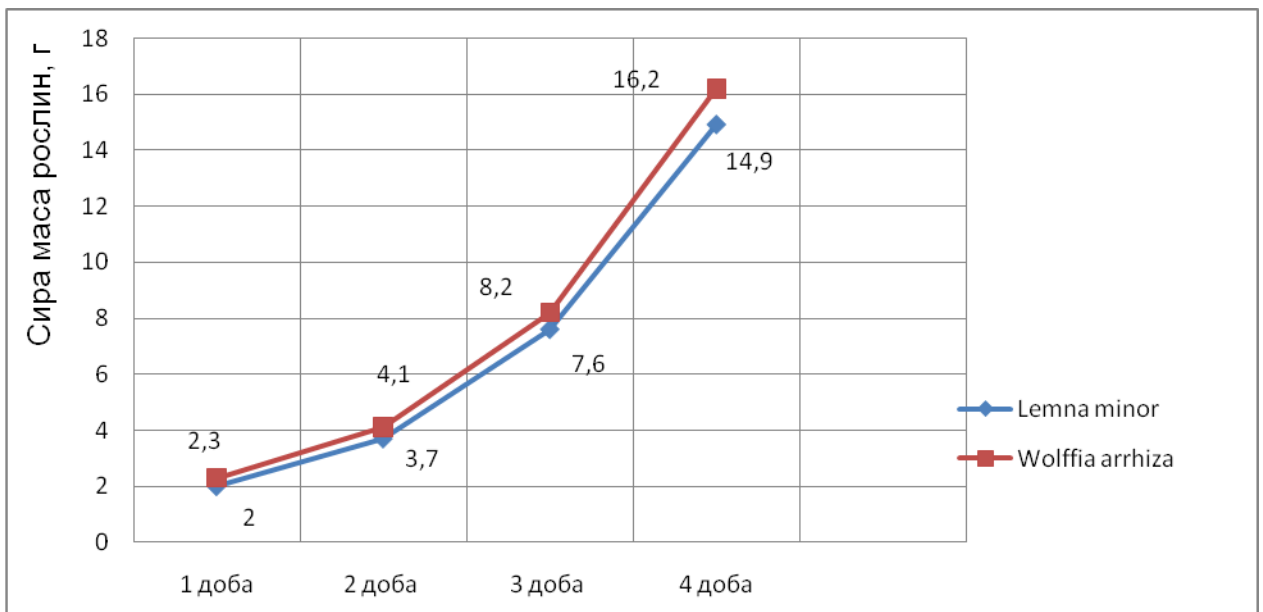
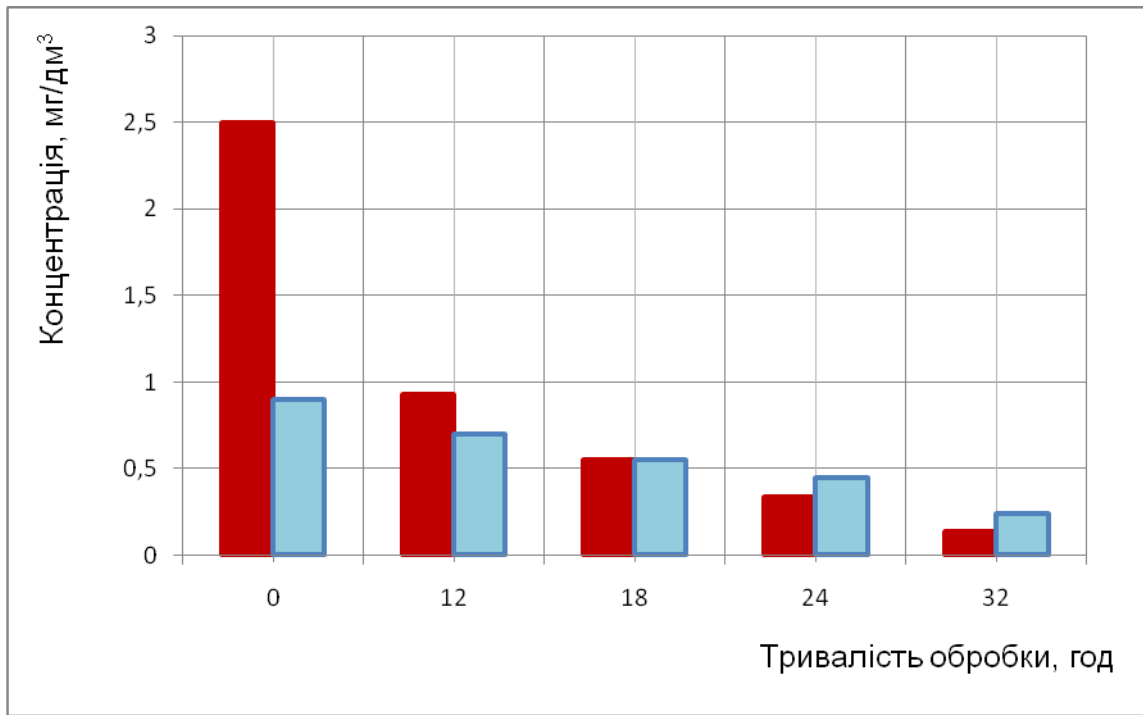


Рис.2. Динаміка росту ряски та вольфії в умовах проточного фітореактору

Очисна потужність фітореактору, що може бути приведена до одиниці площі споруди, залежатиме від щільності посадки біомаси рослин. У процесі досліджень встановлено, що на 1 м<sup>2</sup> поверхні може знаходитись 4...10 кг живої ваги рослин, адже максимальна щільність посадки потребує інтенсивного освітлення та забезпечення повільного перемішування верхніх шарів води. Для визначення потенційної асиміляційної здатності за Нітрогеном, приведеної до одиниці сирової маси рослин, було проведено дослідження на реальних стічних водах рибницького господарства в умовах проточного фітореактору.

В умовах фітореактору було досліджено процес асиміляції ряскою малою основної розчиненої забруднюючої речовини у воді УЗВ – амонійного Нітрогену; при цьому контролювали концентрацію у воді нітратів (рис. 3). Така методика дозволила стверджувати, що амонійний Нітроген був асимільований рослинами, а не трансформувався у нітрати завдяки наявній у воді мікрофлорі. Експериментально підтверджено також, що рослини активно асимілюють Нітроген і у формі нітрат-іону.

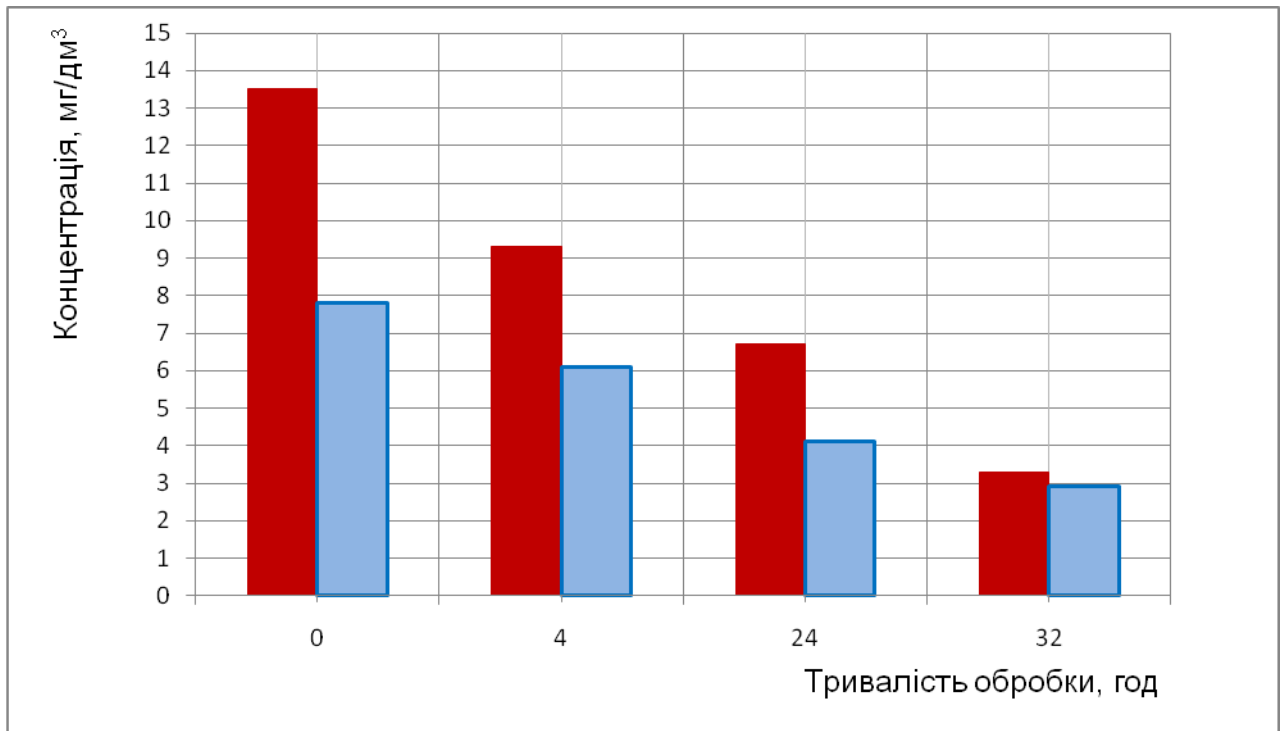
У процесі попередніх досліджень пристосування ряскових до органічного забруднення було виявлено, що вольфія проявляє вищі темпи росту при порівняно високих концентраціях органічних сполук, фосфатів та амонійного Нітрогену. Відповідно, для дослідження асиміляційної потужності вольфії (рис. 4) використали найбільш забруднені проби води, характерні для басейнів із надвисокими щільностями посадки риб та інтенсивною годівлею. Незначні концентрації у даних пробах нітрат-іонів пов'язані із тим, що внаслідок неефективної роботи біофільтра значна частина забрудненої води скидалась, а циркуляційний контур поповнювався чистою водою з підземного джерела водопостачання. Водночас, накопичення амоній-іонів відбувалось відразу ж у басейнах внаслідок метаболізму риб.



 -  $\text{NH}_4^+$

 -  $\text{NO}_3^-$

Рис. 3. Асиміляція розчинених форм Нітрогену ряскою малою



 -  $\text{NH}_4^+$

 -  $\text{NO}_3^-$

Рис. 4. Асиміляція розчинених форм Нітрогену вольфією

Основні параметри, що впливатимуть на ефективність роботи споруди визначають відповідно до особливостей роботи УЗВ, спектру забруднень води рибницьких басейнів і вимог до якості води, що використовують повторно. Найбільш вагомими серед них є наступні: тривалість та інтенсивність освітлення; фізико-хімічні показники забрудненої води; коливання концентрацій основних забруднень; необхідний ступінь очищення; гідравлічний режим господарства та споруд біологічного очищення.

Очисну здатність фітореактору за розчиненими сполуками амонійного Нітрогену та Фосфору можна оцінити безпосередньо за приростом біомаси очисних агентів, адже нарощування білкової маси рослини прямолінійно залежить від швидкості асиміляції основних мікроелементів, до яких належать Нітроген і Фосфор. Необхідно зазначити, що максимальні темпи росту (найвищу очисну потужність) можна досягти лише при забезпеченні всіх необхідних параметрів культивування. Більшість факторів, що впливають на темпи зростання ряскових, безпосередньо пов'язані із фізико-хімічними показниками забрудненої у басейні води. Оскільки при вирощуванні риб у штучно створених системах із замкнутим колом водозабезпечення лімітуючими забрудненнями є сполуки Нітрогену (йони амонію та нітриту), саме на зниження їх концентрацій до допустимих меж і розраховується потужність фітореактору. Експериментальні дослідження у виробничих умовах підтвердили задовільне пристосування ряски та вольфії до концентрацій фосфатів та сполук Нітрогену, що значно перевищують допустимі межі для риб. Темпи росту рослин практично не змінювались у достатньо широкому діапазоні коливань амонійного Нітрогену ( $2 \dots 35 \text{ мг/дм}^3$ ), тоді як для більшості культивованих видів риб концентрації амонію у  $0,5 \dots 2,5 \text{ мг/дм}^3$  є гранично допустимими. Оскільки у процесі метаболізму ряскової асимілюють із води фосфати, нітриту та нітрати, у процесі експлуатації фітореактору концентрації цих сполук на вході були суттєво нижчими, ніж допустимі для риб значення.

У ході досліджень виявлено незначний вплив коливання температури в межах тепловодного рибницького комплексу на швидкості метаболізму ряскових. При культивуванні останніх за температури води в межах  $24 \dots 28^\circ\text{C}$  темпи росту досягали максимальних значень (подвоєння власної сирової біомаси за 4 доби). Доцільність визначення залежності темпів росту рослин від вмісту у воді розчинених кисню та вуглекислоти сумнівна, адже процеси фотосинтезу та дихання забезпечуються також плаваючим на поверхні листям, адже верхня частина листової пластини безпосередньо контактує із повітрям. Отже, найбільш вагомими параметрами, що можуть впливати на ефективність роботи фітореактора в умовах УЗВ і які необхідно контролювати, є тривалість та інтенсивність освітлення споруди, тривалість контакту рослин із забрудненою водою.

Забезпечення близьких максимальних темпів росту рослин за умови підтримки інших параметрів в оптимальних діапазонах досягалось при інтенсивності освітлення в межах  $0,2 \dots 0,3 \text{ Вт на } 1 \text{ м}^2$  при використанні люмінесцентних ламп із спеціалізованим спектром для рослин. При

використанні світлодіодних ламп розрахункова потужність освітлення може становити 0,05...0,1 Вт/м<sup>2</sup> залежно від їх світловіддачі та спектру. Якщо фітореактор розташовують під прозорим дахом, штучне освітлення необхідно вмикати лише у періоди, коли з'являється дефіцит природного сонячного освітлення. При розташуванні споруди у приміщенні без належної інсоляції необхідно забезпечити 12...14 годинне штучне освітлення. Подовження тривалості освітлення до 16 годин і більше не призводило до прискорення темпів росту ряскових. Водночас, зниження тривалості світлового дня пропорційно уповільнює темпи росту рослин, що необхідно враховувати при експлуатації споруди. Так, у періоди із мінімальним органічним навантаженням на очисні споруди доцільним з точки зору енергозбереження виявляється пропорційне скорочення тривалості штучного освітлення. Окрім того, при дефіциті поживних речовин навіть у умовах інтенсивного освітлення рослини все одно уповільнюють темпи зростання.

**Висновки.** Експериментальним шляхом підтверджено, що при незмінних параметрах середовища процес асиміляції сполук Нітрогену та Фосфору відбувається рівномірно, в оптимальних умовах 1 кг сирової маси ряски малої за годину здатний вилучати із води близько 14 г розчиненого амонію, або 0,6 г NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Таким чином, можна очікувати, що за умови перебування води у фітореакторі в межах 30 хв., кожен кілограм рослин у фітореакторі зможе асимілювати 0,3 г амонійного Нітрогену. Очисну потужність фітореактору за розчиненими сполуками Нітрогену можна розраховувати, приймаючи щільність посадки ряскових в межах 4...10 кг/м<sup>2</sup>. Також по мірі росту та розмноження рослин їх надлишкову масу необхідно видаляти і відразу ж згодовувати риbam. Одним із перспективних шляхів інтенсифікації роботи фітореактору є розміщення у його придонній частині інертного субстрату для культивування ракоподібних, молюсків та інших гідробіонтів, яких доцільно залучити до процесів очищення циркуляційної води. У такому випадку ефективність використання наявних площ у господарстві суттєво підвищиться, а з води додатково вилучатимуться або укрупнюватимуться нерозчинені дрібнодисперсні домішки.

### Список літератури

1. *Denitrification* in recirculating systems: Theory and applications // Aquacultural Engineering, 2006. 34. P. 364–376.
2. *Biodegradable* polymers as solid substrate and biofilm carrier for denitrification in recirculated aquaculture systems / A. Boley, W.-R. Müller, G. Haider // Aquacultural Engineering, 2000. 22. P. 75–85.
3. *New developments* in recirculating aquaculture systems in Europe: A perspective on environmental sustainability / C.I.M. Martins et al. // Aquacultural Engineering, 2010. Volume 43. Issue 3. P. 83-93.
4. *Sustainable Treatment of Aquaculture Effluents—What Can We Learn from the Past for the* / Ariel E. Turcios, Jutta Papenbrock // Sustainability, 2014. Volume 6. P. 836-856;

5. *Использование* макрофитов для очистки воды УЗВ от соединений азота / Кононцев С.В., Саблий Л.А., Гроховская Ю.Р. // Вопросы рыбного хозяйства Беларуси: сб. науч. тр., 2015. Вып. 31. С. 85-91.

*Надійшло до редакції 18.11.2016*

УДК 628.35

Ю.Д. КОПАНИЦЯ, кандидат технічних наук  
Київський національний університет будівництва і архітектури

### **РОЗРАХУНОК ГІДРОСТАТИЧНОГО ТИСКУ НА НЕСИМЕТРИЧНУ ПЛОСКУ ПОВЕРХНЮ. УНІВЕРСАЛЬНИЙ АЛГОРИТМ ТРЬОХ КОМАНД – K123**

*Приведено приклад організації розрахунку в комп'ютерних програмах сили тиску для задач гідростатики.*

**Ключові слова:** сила тиску, центр ваги.

*Приведен пример организации расчёта в компьютерных программах силы давления для задач гидростатики.*

**Ключевые слова:** сила давления, центр тяжести.

*The example of organisation of counting a pressure force for hydraulic task with computer programs is produced.*

**Key words:** pressure force, center of pressure.

Представлено розрахунок сили гідростатичного тиску на плоску несиметричну поверхню довільної форми на прикладі трикутної поверхні. Кожна грань плоскої поверхні утворено відповідно прямою, параболою й колом, які задані аналітично рівняннями в Декартові системи координат. Величина сили й координати центра тиску визначено за авторським алгоритмом метода трьох команд K123 – для плоскої поверхні - відносно двох ортогональних напрямків [1-4].

Проблема використання загальноприйнятих алгоритмів розрахунку сили гідростатичного тиску на плоскі поверхні полягає в суттєвому обмеженні умовних учбових прикладів, які представлено симетричними відносно вертикальної осі трикутними й прямокутними поверхнями, колом та півколом. Стандартні алгоритми, які широко представлено в підручниках, дозволяють визначати тільки одну – вертикальну координату та відповідну глибину занурення центру тиску відносно вільної поверхні рідини.

Будь-яка несиметрична плоска поверхня, наприклад трикутної форми, вимагає визначати координати центру дії вектора сили гідростатичного тиску за двома ортогональними напрямками, що не представлено в літературі

стандартними учбовими формулами та алгоритмами. Алгоритм універсального авторського методу трьох команд K123 дозволяє рахувати координати центру тиску за будь-яким ортогональним або довільним напрямом. Остання особливість запропонованого алгоритму [4] дозволяє поширювати можливості методу K123 на широке коло аналогічних задач визначення гідростатичного тиску на довільні несиметричні плоскі поверхні [2].

Розроблено авторський метод трьох команд K123, який дозволяє визначати аналітично або чисельними методами за єдиним стандартним алгоритмом силу тиску на поверхні довільної форми [3]. Алгоритм розроблено із урахуванням широкого розповсюдження мобільних технологій та портації систем комп'ютерної алгебри на персональні мікропроцесорні мобільні пристрої. У такий спосіб знімаються всі обмеження на складність представлення в диференціалах рівняння визначення сили гідростатичного тиску на горизонтальний прошарок поверхні із послідуочим інтегруванням в межах висоти площини вертикальної проекції змоченої поверхні для остаточного визначення величини й координат точки прикладання – горизонтальної проекції рівнодіючої сили гідростатичного тиску.

Для вертикальної поверхні – горизонтальна проекція сили тиску співпадає із вектором сили. У випадках відхилення плоскої поверхні від вертикальної осі – із аналітично заданого рівняння поверхні визначаємо координати центру тиску на поверхні, а горизонтальна проекція сили дозволяє визначити величину самої сили тиску. Особливість методу трьох команд K123 полягає саме в тому, що ми маємо справу із розрахунками **горизонтальної проекції сили тиску на горизонтальний прошарок вертикальної проекції змоченої поверхні** із послідуочим інтегруванням по висоті означеної проекції.

Сучасні інженерні розрахунки із використанням мобільних та он-лайн технологій в учбовому процесі ставлять задачу розробки та впровадження нових алгоритмів й методів із урахуванням особливостей реалізації комп'ютерних алгоритмів і методів аналітичних та чисельних розрахунків.

Системи комп'ютерної алгебри на мобільних платформах дозволяють суттєво розширити види учбових завдань та індивідуальних розрахунків. Звичайні смартфони із системою комп'ютерної алгебри MAXIMA, яка належить до вільного програмного забезпечення, дозволяють розгортати мобільні комп'ютерні класи в звичайних учбових аудиторіях. Авторський метод трьох команд K123 для визначення гідростатичного тиску на поверхні довільної форми дозволяє без обмежень проводити широкий спектр розрахунків в учбовому процесі без обмежень складності аналітичних викладок.

В світовій практиці існують приклади впровадження в учбовий процес систем комп'ютерної алгебри [5], які суттєво зменшують витрати часу на механічні розрахунки за стандартними формулами обмеженого класу умовних учбових завдань. За рахунок вивільнення часу збільшується й

розширюється об'єм й якість учбових курсів, додаються елементи моделювання, обчислювального експерименту й дослідження.

Представлено варіант розрахунку сили гідростатичного тиску на плоску несиметричну поверхню методом K123. Звичайні алгоритми й правила розрахунку, які представлено в учбових підручниках та прикладах задач, **не дозволяють розглядати** даний клас задач. Універсальний інтегральний алгоритм метода трьох команд K123, який розроблено із урахуванням можливостей сучасних систем комп'ютерної математики (на прикладі системи MAXIMA) розраховано на використання в учбовому процесі. На прикладі вирішення запропонованого класу задач студенти можуть засвоювати можливості використання системи комп'ютерної алгебри, вивчати оператори, команди й стандартні алгоритмічні блоки (цикл, умова...), елементи вводу, зберігання, графічного виводу, які складають вбудовану мову програмування системи комп'ютерної алгебри. Означені елементи є стандартними для широкого класу задач. Вони дозволяють: проводити моделювання й чисельне дослідження поставлених задач; будувати в загальному вигляді графічне відображення результатів розрахунків для загальних випадків.

Саме розповсюдження систем комп'ютерної алгебри в мобільних персональних розрахунках дозволяє повернути в процес навчання елементи «обчислення нескінченно малих» – будувати рівняння в диференціалах із послідовним інтегруванням для отримання результатів – основа методу трьох команд K123. Історичний екскурс в розвиток і якісні зміни наповнення збірників задач по розділу гідростатика за останні сто років автор приводить в своїй роботі [1] – приклади інженерного розрахунку із елементами «обчислення нескінченно малих» практично виключено із сучасних підручників.

**Прикладним аспектам** використання потужного методу «обчислення нескінченно малих» в учбових завданнях – на прикладі **метода трьох команд K123** – присвячена головна ідея даної статті. Представлена задача аналітичного й чисельного розрахунку сили гідростатичного тиску на несиметричну плоску трикутну поверхню із визначенням координат центра тиску по двом ортогональним напрямкам, що однозначно визначає вектор сили для будь якої плоскої поверхні заданої аналітично (рис.1).

Для ілюстрації обчислювального методу K123 обрано два типових тестових об'єкта у вигляді трикутної несиметричної поверхні. Грані поверхні задано аналітичними рівняннями прямих ліній в першому варіанті. Для другого варіанту грані трикутної плоскої несиметричної поверхні задано рівняннями лінії, кола й параболи.

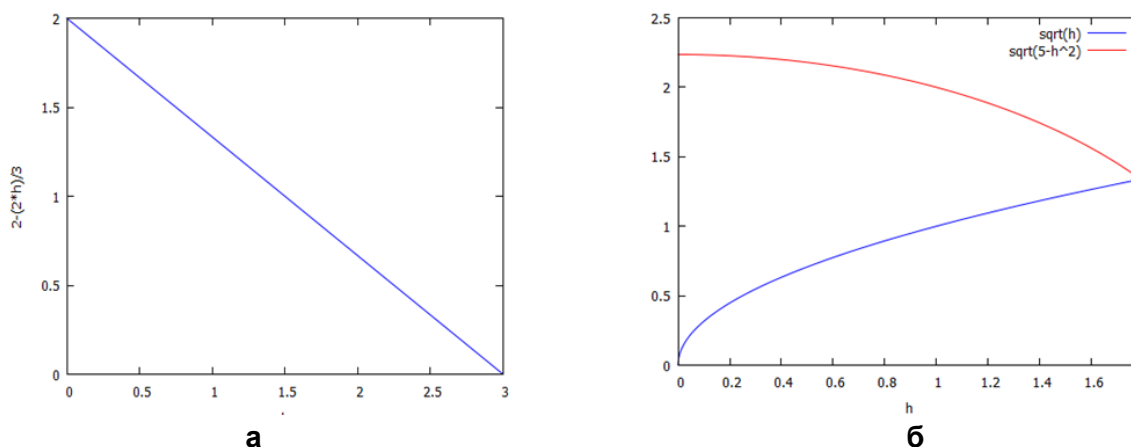


Рис.1. Плоскі трикутні несиметричні поверхні задані аналітично  
**а** – поверхню обмежено осями координат й прямою лінією із координатами (0,0) та (2,3); **б** – грані поверхні утворено віссю “Ox”, дугою й параболою.

Отримано аналітичне рішення задач на смартфоні із операційною системою Андроїд в системі комп’ютерної математики MAXIMA. Приклад коду програми варіанту задачі рис. 1.б:

```
kill(all);
RO: 1000; g:9.81;
x1(h):=sqrt(h);
x2(h):=sqrt(5-(h**2));
m:0; while sqrt(5-(m**2))>sqrt(m) do (m:m+0.001);
H:m;
x3(h):=x2(h)-x1(h);
P:integrate(RO*g*(H-h)*(x3(h)),h,0,H), numer;
mP:integrate(RO*g*(H-h)*(x3(h))*h,h,0,H), numer;
hdy:mP/P;
mPx:integrate(RO*g*(H-h)*(x1(h)+(x2(h)-x1(h))/2),h,0,H), numer;
hdx:mPx/P;
```

Аналітичні розрахунки величини та координати вектору сили тиску по існуючим ортогональним напрямкам виконуються за єдиним універсальним інтегральним методом трьох команд K123 [1,2]. Алгоритм складається із трьох послідовних команд й не залежить від складності аналітичного завдання граней плоскої поверхні (рис. 1.б). В розглянутій задачі обрано вертикальну поверхню [4]:

$$P = \int_0^H \rho g (H - h) (\sqrt{5 - h^2} - \sqrt{h}) dh \quad (K1)$$

$$mP = \int_0^H \rho g (H - h) (\sqrt{5 - h^2} - \sqrt{h}) h dh \quad (K2)$$

$$h_{Dy} = mP/P \quad (K3)$$

За приведеними формулами визначаємо величину сили гідростатичного тиску та координату центру тиску по вертикальній осі для конкретного наведеного приклада вертикальної несиметричної плоскої



трикутної поверхні (рис. 1.б), яка має криволінійні грані. В загальному вигляді рівняння методу трьох команд K123 представлено в роботах автора [2,4].

Для визначення координати центра тиску по осі “х” необхідно визначити момент сили відносно вертикальної осі за формулами:

$$mP_x = \int_0^H \rho g (H-h) (\sqrt{5-h^2} - \sqrt{h}) (\sqrt{h} + ((\sqrt{5-h^2} - \sqrt{h})/2)) dh \quad (K2x)$$

$$h_{D_x} = mP_x/P \quad (K3x)$$

Рівняння відповідають конкретному наведеному прикладу (рис. 1.б). В загальному випадку: ввести відповідні аналітичні формули бокових граней поверхні; змінити межі інтегрування. У разі завдання бокової грані кусочною функцією – необхідності зробити декомпозицію поверхні на горизонталіні складові шари. Отримані часткові рішення за єдиним алгоритмом методу K123 зводяться до рівнодіючої. Для плоскої поверхні, яка розташована під кутом до вертикальної осі – рахуємо за алгоритмом трьох команд K123 для криволінійної поверхні [4].

Запропоновані приклади розрахунків тестових задач наочно демонструють потужний потенціал методу K123 в реалізації розрахунку координат центру тиску за різними ортогональними напрямками, визначення тиску на поверхні із криволінійними гранями.

Грані плоскої поверхні утворено відповідно ортогональними осями “0X” та “0Y” та прямою заданою аналітично рівнянням в Декартові системи координат (рис.1.а, 2.а).

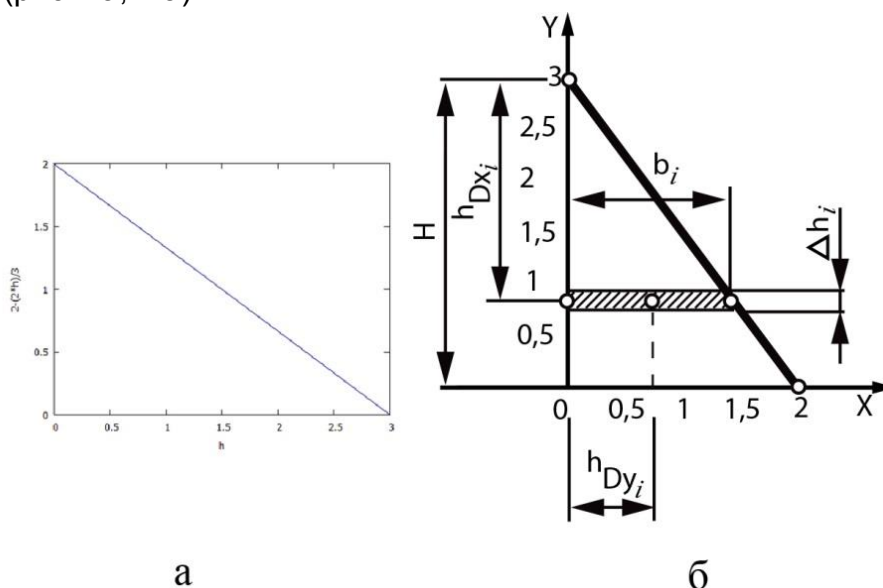


Рис.2. Трикутна несиметрична поверхня обмежена осями координат й прямою: **а** – поверхню обмежено осями координат  $x = 0$ ,  $y = 0$  й прямою лінією  $x = f(h)$  із координатами (0;2) та (3;0); **б** – статичні моменти ( $i$ -того) прошарку шириною ( $b_i$ ), висотою ( $\Delta h$ ) плоскої поверхні відносно ортогональних осей ( $h_{Dxi}$ ,  $h_{Dyi}$ )

Отримано відносну та абсолютну оцінку точності результатів чисельного розрахунку в порівнянні із аналітичним алгоритмом. Проведено

аналіз впливу збільшення кількості ітерацій чисельного алгоритму й відповідна відносна оцінка помилки.

Представлено варіант розрахунку сили гідростатичного тиску на плоску несиметричну поверхню чисельною реалізацією інтегрального методу трьох команд K123 (на прикладі системи MAXIMA). Визначена сила гідростатичного тиску, розраховано координати центра тиску по двом ортогональним напрямкам, що однозначно визначає вектор сили.

Для ілюстрації доповіді обрано трикутну несиметричну поверхню. Грані поверхні задано аналітичними рівняннями прямих ліній (рис.1.а і 2.а). Статичні моменти обраного горизонтального прошарка поверхні позначено на рис. 2.б.

За алгоритмом трьох команд для визначення ширини і-го прошарка поверхні використовується **обернене рівняння** (рис.2.а) грані поверхні. Висота і-го горизонтального прошарка поверхні обирається в залежності від заданої точності інженерних розрахунків. Оцінка точності розрахунків визначалась відносно отриманого точного аналітичного рішення (рис.3). В загальному випадку, оцінка точності розрахунку за чисельними алгоритмами, визначається в порівнянні результатів, які отримано із різним числом ітерацій. У такий спосіб проводиться відносна оцінка наближення до точного результату при зміні кількості ітерацій в операції чисельного інтегрування (рис.4).

Чисельний розрахунок величини та координати вектору сили тиску по існуючим ортогональним напрямкам виконуються за єдиним інтегральним методом K123. Алгоритмом розрахунку величини сили гідростатичного тиску та координати центру тиску вздовж вертикальної осі відносно вільної поверхні рідини складається із трьох послідовних команд за формулами (K1, K2x, K3x). Чисельний алгоритм методу трьох команд K123 дозволяє реалізацію розрахунків для будь-якого аналітичного завдання граней плоскої поверхні.

В складних випадках можливо вирішувати систему двох рівнянь, які задають бокові грані плоскої поверхні при фіксованому значенні глибини та визначати ширину кожного прошарку. У такий спосіб ми уникаємо необхідності, обов'язкового для аналітичного розрахунку, визначення оберненої функції бокових граней поверхні у формі запису  $x = f(h)$ .

$$P = \sum_1^n \rho g (H - n\Delta h) \left(2 - \frac{2n\Delta h}{3}\right) \Delta h \quad (K1)$$

$$mP_x = \sum_1^n \rho g (H - n\Delta h)^2 \left(2 - \frac{2n\Delta h}{3}\right) \Delta h \quad (K2x)$$

$$h_{Dx} = \frac{mP_x}{P} \quad (K3x)$$

Визначення координати центра тиску вздовж горизонтальної осі (відстань від осі "OY") проводиться за формулами (K2y, K3y) для осі "OY":

$$mP_y = \sum_1^n \rho g (H - n\Delta h) \left(2 - \frac{2n\Delta h}{3}\right) \left(\left(2 - \frac{2n\Delta h}{3}\right) / 2\right) \Delta h \quad (K2y)$$

$$h_{Dy} = \frac{mP_y}{P} \quad (K3y)$$

В залежності від обраної висоти горизонтального прошарку ми визначаємо кількість ітерацій та отримуємо відповідну точність результату. Оцінка точності результату розрахунку проведено **відносно існуючого точного аналітичного варіанту** розрахунку за методом трьох команд K123. Чисельний розрахунковий експеримент показав, що загальноприйняту в техніці 5% точність розрахунку отримано за п'ятнадцять ітерацій (рис.3.).

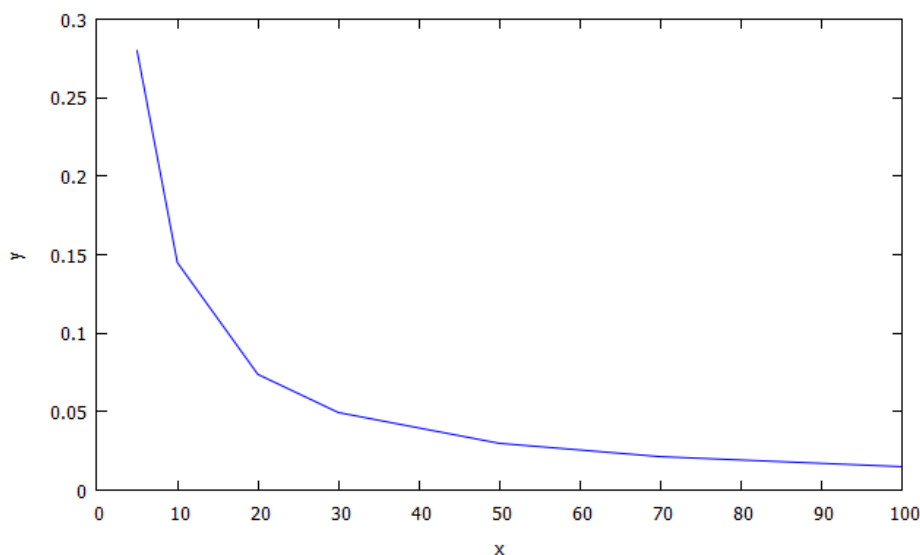


Рис.3. Оцінка відносної похибки розрахунку сили гідростатичного тиску на плоску трикутну несиметричну поверхню залежно від кількості ітерацій:  
x – кількість ітерацій чисельного розрахунку методом трьох команд K123;  
y – відносна помилка чисельного розрахунку в порівнянні із точним аналітичним алгоритмом розрахунку методом трьох команд K123

Відносну оцінку наближення до точного результату **за чисельним алгоритмом** розрахунку метода K123 можна провести порівняльним аналізом результатів при збільшенні числа ітерацій. На рис. 3 приведено величину відносної помилки у відсотках. Загальноприйнята в технічних розрахунках 5% помилка отримана при 30-ти ітераціях (рис.4).

Порівняльний аналіз величин похибки розрахунку по відношенню до точного аналітичного розрахунку та оцінка відносної величини наближення, яку отримано чисельними розрахунками відрізняються в два рази. Аналіз показав в чисельних розрахунках за методом трьох команд K123 величина подвоєної оцінки відносного відхилення результатів розрахунків при збільшенні кількості ітерацій дозволяє отримати надійну оцінку наближення до точного розрахунку.

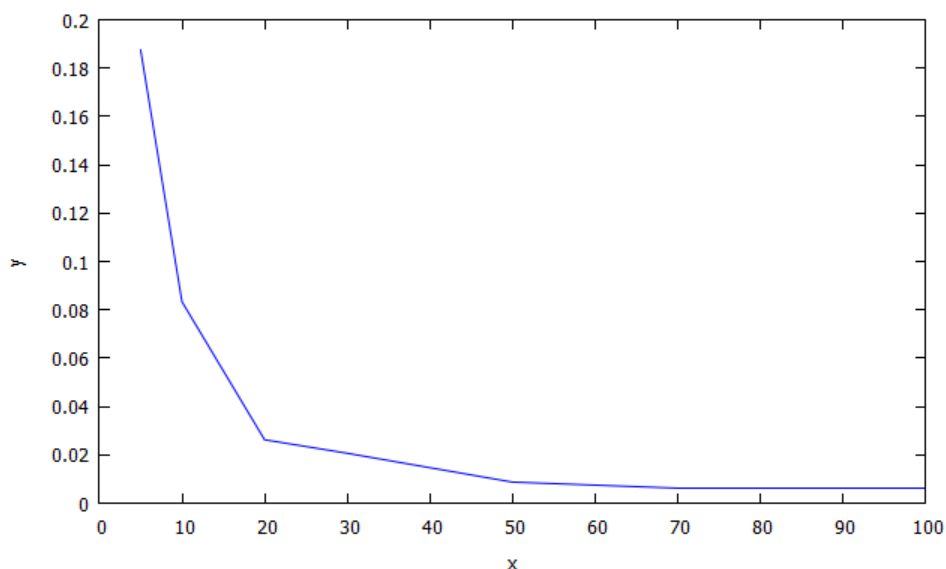


Рис.4. Оцінка відносної величини наближення розрахованої за чисельним алгоритмом сили гідростатичного тиску на плоску трикутну несиметричну поверхню залежно від кількості ітерацій:

$x$  – кількість ітерацій чисельного розрахунку методом трьох команд K123;  
 $y$  – відносна оцінка наближення величини сили гідростатичного тиску, яку отримано за чисельним алгоритмом методом трьох команд K123

Приведені чисельні розрахунки методом трьох команд K123 можливо проводити в звичайних електронних таблицях для будь-якої, заданої аналітично, поверхні. Універсальний алгоритм K123 розроблено на базі нових теоретичних основ [3,4] із урахуванням вимог уніфікації алгоритму розрахунку та можливостей програмної реалізації на персональних комп'ютерах, он-лайн сервісах та мобільних ґаджетах.

Чисельний алгоритм й оцінка точності розрахунку гідростатичного тиску на плоску несиметричну поверхню методом K123 розраховано на реалізацію інженерних викладок в умовах обмеженого доступу до обчислювальних можливостей або при наявності складних аналітичних залежностей щодо визначення форми поверхні. Також, суттєвим елементом комп'ютерного розрахунку є тестові розрахунки. Останні передбачають наявність альтернативних алгоритмів для незалежних тестових обчислень. У такий спосіб аналітичні й чисельні алгоритми суттєво розширюють прикладні аспекти використання методу трьох команд K123.

Саме смартфони дозволяють проводити мобільні розрахунки в «польових» умовах без обмежень. Універсальні хмарові сервіси системи MAXIMA дозволяють проводити розрахунки на звичайних мобільних телефонах із доступом до мережі Інтернет. ВЕБ-інтерфейс до хмарових розрахунків дозволяє використовувати потужні сервери в мережі Інтернет за допомогою звичайного мобільного телефону з будь-якого міста без обмежень та особливих вимог до персонального пристрою. У такий спосіб не обов'язково мати сучасний телефон та встановлене на ньому відповідне спеціальне програмне забезпечення. Єдина вимога до мобільного телефону

– наявність доступу в мережу Інтернет за тією або іншою технологією: GSM, CDMA, загальнодоступні безкоштовні точки WiFi доступу.

Потужні обчислювальні можливості сучасних мобільних платформ суттєво змінюють підходи до впровадження комп'ютерних розрахунків в учбовому процесі. Комп'ютерні класи, персональні ноутбуки та нетбуки відходять на другий ряд, як дуже коштовне та швидко застаріваюче обладнання із пропрієтарним програмним забезпеченням. Персональні мобільні гаджети (планшети й смартфони) із вільним програмним забезпеченням докорінно змінюють парадигму розвитку сучасного учбового процесу.

### **Висновки**

Використання систем комп'ютерної алгебри на мобільних платформах та он-лайн технології в учбовому процесі вимагає розробки та впровадження нових аналітичних та чисельних реалізацій алгоритмів й методів.

Чисельні студентські доклади на наукових конференціях університету [6-13] щодо прикладів практичної реалізації розрахунків, успішне використання системи комп'ютерної алгебри MAXIMA, яка розповсюджується за умовою Відкритої публічної ліцензії, дозволяє рекомендувати обрану систему та аналітичні й чисельні алгоритми метода трьох команд K123 в розрахункові завдання учбового курсу «Технічна механіка рідини та газів», а саму систему MAXIMA використовувати в курсах: «Спеціальні питання гідравліки», «Масопередача», «Метрологія і стандартизація», «Сертифікація наукової праці», «Основи наукових досліджень».

### **Список літератури**

1. *Копаниця Ю.Д.* Комп'ютерний розрахунок сили тиску. Універсальний алгоритм трьох команд – K123. // Наук.-техн. зб. "Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки". К.: КНУБА, 2012. Вип.18. С.148–163.
2. *Копаниця Ю.Д.* Розрахунок гідростатичного тиску на криволінійну поверхню. Універсальний алгоритм трьох команд – K123. // Наук.-техн. зб. "Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки". К.: КНУБА, 2012. Вип.20. С.105–119.
3. *Копаниця Ю.Д.* Аналіз виміру епюри гідростатичного тиску на криволінійну поверхню. Універсальний метод розрахунку K123. // Наук.-техн. зб. "Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки". К.: КНУБА, Вип.21. 2013. С.165–180.
4. *Копаниця Ю.Д.* Інтегральні рівняння методу трьох команд K123 // Наук.-техн. зб. "Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки". К.: КНУБА, Вип.21. 2013. Вип. 22. С.160-173.
5. *Дифференциальные уравнения и краевые задачи: моделирование и вычисление с помощью Mathematica, Maple и MATLAB.* 3-е издание: Пер. с англ. М.: ООО «И.Д.Вильямс», 2008. – 1104 с.

6. *Копаниця Ю.Д., Мосейчук Я.* Комп'ютерний розрахунок сили гідростатичного тиску на плоску поверхню. Універсальний метод трьох команд K123 // Тези 75 науково-практичної конференції. К: КНУБА, 2014.

7. *Копаниця Ю.Д., Олешко Д.* Визначення сили гідростатичного тиску на поверхню довільної форми. Універсальний комп'ютерний метод трьох команд K123 // Тези 75 науково-практичної конференції. К: КНУБА, 2014.

8. *Копаниця Ю.Д., Пахомов Д.* Порівняльний аналіз ефективності класичного і інтегрального методу трьох команд K123 в мобільних розрахунках на смартфоні // Тези 74 науково-практичної конференції. К: КНУБА, 2013.

9. *Копаниця Ю.Д., Ємчура Б.* WEB інтерфейс програми MAXIMA в мобільних розрахунках сучасних інженерних задач на прикладі визначення тиску інтегральним методом трьох команд K123 // Тези 74 науково-практичної конференції. К: КНУБА, 2013.

10. *Копаниця Ю.Д., Олександренко О.* Розрахунок гідростатичного тиску на криволінійну поверхню методом трьох команд K123. Чисельний розрахунок // Тези 74 науково-практичної конференції. К: КНУБА, 2013.

11. *Копаниця Ю.Д., Євсєєнко О.* Гідростатичний тиск на плоску сегментну поверхню довільної форми. Чисельний і аналітичний розрахунок методом трьох команд K123 // Тези 74 науково-практичної конференції. К: КНУБА, 2013.

12. *Копаниця Ю.Д., Берест Ю.* Універсальний метод трьох команд K123. Приклади розрахунку гідростатичного тиску на плоску поверхню // Тези 74 науково-практичної конференції. К: КНУБА, 2013.

13. *Копаниця Ю.Д., Волошенко Р., Самородний М.* Розрахунок сили гідростатичного тиску на плоску поверхню. Комп'ютерний розрахунок методом трьох команд // Тези 73 науково-практичної конференції. К: КНУБА, 2012.

*Надійшло до редакції 20.11.2016*

В.П. КОСІНОВ, кандидат технічних наук  
Національний університет водного господарства та природокористування,  
м.Рівне

## **ОПТИМІЗАЦІЯ РОЗМІЩЕННЯ ТОЧОК ВІДБОРУ ВОДИ ІЗ ВОДОПРОВІДНОЇ МЕРЕЖІ НАСЕЛЕНОГО ПУНКТУ ДЛЯ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ НАДІЙНОСТІ ПОЖЕЖОГАСІННЯ**

*Виконано аналіз існуючих методів трасування розподільчих водопровідних мереж та розміщення пожежних гідрантів на них, приведено рекомендації для оптимізації розміщення точок відбору води для забезпечення надійного пожежогасіння і вдосконалення на етапах проектування нових мереж, та реконструкції вже діючих.*

**Ключові слова:** трасування трубопроводів, надійність пожежогасіння, розподільні трубопроводи, пожежний гідрант, радіус дії.

*Выполнен анализ существующих методов трассировки распределительных водопроводных сетей и размещения пожарных гидрантов на них, приведены рекомендации по совершенствованию на этапах проектирования новых сетей, и реконструкции уже действующих.*

**Ключевые слова:** трассировка трубопроводов, надежность пожаротушения, распределительные трубопроводы, пожарный гидрант, радиус действия.

*The analysis of existent methods of tracing of distributive plumbings networks and placing of fire-hydrant is executed on them, recommendations over are brought for optimization of placing of points of water sampling for providing reliable of fire-fighting and perfection on the stages of planning of new networks and reconstruction already of operating.*

**Key words:** tracing of pipelines, reliability of fire--fighting, distributive pipelines, fire--fighting hydrant, cruising radius.

### **Постановка проблеми**

Пожежі – катастрофічні події, що періодично виникають в сучасних населених пунктах і є причиною значних матеріальних втрат, нерідко супроводжуються травмуванням людей та стають причиною їх загибелі.

Тому, одним із пріоритетних завдань проектування нових і реконструкції вже діючих систем подачі та розподілення води (СПРВ) сучасних міст та невеликих населених пунктів, і в тому числі водопровідних мереж водопроводів об'єднаного типу, як складових цих систем, є розроблення і підтримування необхідного рівня пожежної безпеки.

В практиці проектування «нових» і при реконструкції вже діючих водопровідних мереж, особливо при розробці протипожежного водопостачання, важливо забезпечити надійність зовнішнього пожежогасіння в сучасних населених пунктах.

Як відомо [5,48], протипожежне водопостачання в містах і населених пунктах забезпечується через водопровідну мережу з розміщенням на ній вуличних **пожежних гідрантів** (ПГ) для відбирання води за допомогою пожежних насосних установок, що базуються на автомобілях спеціального призначення, з транспортуванням води до місця загоряння через пожежні колонки та рукавні лінії.

Система пожежогасіння має бути запроектована так, щоб в процесі експлуатації вона працювала безаварійно із заданим ступенем надійності.

При відборі води з водопроводу для гасіння пожеж застосовується спеціальний пристрій – пожежний гідрант (рис.1).

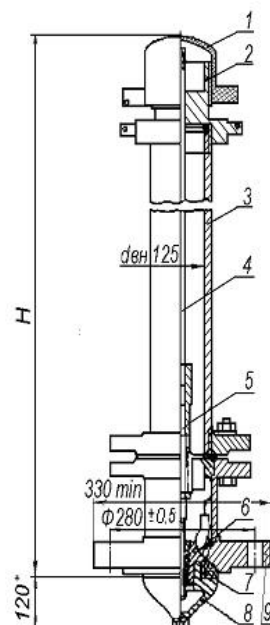


Рис.1. Схема улаштування пожежного гідранту підземного типу: **1** – кришка (поліетилен); **2** – ніпель (бронза); **3** – корпус (сталь); **4** – штанга (сталь); **5** – шпіндель (нержавіюча сталь); **6** – коропус клапана (бронза); **7** – кільце; **8** – гайка клапана (чавун); **9** – патрубок (чавун)

Він встановлюється за допомогою спеціальної підставки в колодязях, які розміщуються на розподільних лініях водопровідних мереж. В Україні застосовуються підземні схеми встановлення пожежних гідрантів (у робочих камерах водопровідних колодязів, обов'язково нижче поверхні землі для запобігання їх обмерзанню в зимовий період.). Це принципово відрізняє схему їх встановлення від поширеної закордонної практики (наприклад, в північній Америці та Європі (встановлення пожежних гідрантів наземного базування). Такий «прихований» спосіб встановлення серйозно ускладнює їх пошук вогнеборцями на місцевості в темну годину доби (або в зимовий період) для проведення невідкладних пожежних заходів.



Ефективність гасіння пожежі безпосередньо залежить від: вірогідності спрацювання пожежних гідрантів, з яких робиться забір води та вибору оптимальних місць для розташування пожежних гідрантів на водопровідній мережі [1,92; 2,74]. Вірогідність безвідмовної роботи - вірогідність того, що у будь-який момент часу за допомогою пожежного гідранта можна зробити відбір води з системи водопостачання.

Питання імовірності спрацювання пожежного гідранта раніше вже розглядалась в роботах Комяка В.М., Коссе А.С. і Романова Р.В. [ 1,94;2,74].

Вирішення проблеми пошуку місця встановлення пожежного гідранта відкриває шляхи до вирішення глобальної проблеми забезпечення надійності водозабезпечення місця виникнення пожежі.

Розміщення пожежних гідрантів на водопровідній мережі для зовнішнього пожежогасіння будь-якої будівлі, споруди або її частини, що обслуговуються даною мережею, за умови прокладання рукавних ліній довжиною, не більшою ніж зазначено в [3,п.12.6,п.13.3.4] по дорогах із твердим покриттям, повинно забезпечуватись: від одного гідранта – при витраті води до 15 л/с включно; не менше ніж від двох гідрантів – при витраті води на зовнішнє пожежогасіння більше 15 л/с.

Відстань між гідрантами слід визначати розрахунком, який повинен враховувати сумарну витрату води на пожежогасіння та пропускну здатність встановлюваного типу гідрантів [3,п.12.6].

Загалом, рекомендації по розміщенню пожежних гідрантів наведені [5,221]. При цьому, необхідно враховувати важливу умову ДБН: пожежні гідранти з метою забезпечення надійності водопровідної мережі слід встановлювати тільки на розподільних лініях (або на магістральних лініях з діаметром умовного проходу не більше 300 мм, які виконують функцію розподільної лінії у складі водопровідних мереж з великими діаметрами труб, тобто більше 500 мм).

Питання розміщення пожежних гідрантів стоїть дуже гостро. Більшість проектувальників намагаються ставити гідранти на відстані 200 м від будівель і вважають цю відстань достатньою. Проте при цьому не враховується ряд важливих нормативних вимог, які регламентовані [3,п.12.6,п.13.3.4] та загальних характеристик системи пожежогасіння із зовнішніх пожежних гідрантів: втрати напору в пожежних комунікаціях, гідравлічні характеристики пожежних стволів, можливості спеціального автомобіля (чи переносної мотопомпи) по створюваному напору, а також місцеві умови розміщення об'єкту займання, його висоти і архітектурно-конструктивних особливостей будівлі.

Таким чином, на даний момент технічно не вирішеною залишається проблема: яка мінімально-припустима відстань між сусідніми вулицями повинна забезпечити надійне і ефективне гасіння пожежі в умовах населеного пункту? Яким чином можна зменшити число закільцювань двох суміжних розподільних ліній? На скільки менше слід встановити пожежних гідрантів без втрати ефекту пожежогасіння?

## Мета роботи

Метою роботи є пошук шляхів надійного забезпечення місць можливого виникнення пожежі водою методом оптимального розміщення точок розбору води на водопровідній мережі населеного пункту. При цьому, «точками водозбору» є місця встановлення вуличних пожежних гідрантів.

Оптимальність забезпечення розташування точок розбору води для гасіння пожежі забезпечується забезпеченням *необхідної відстані між сусідніми пожежними гідрантами*, а також за рахунок *максимально допустимої відстані між двома сусідніми розподільними лініями* ( $L_{м.л.}^{opt.}$ ). Економічну доцільність забезпечить мінімально припустима відстань між сусідніми розподільними лініями ( $L_{м.л.}^{min}$ ).

Проте, слід при цьому враховувати, що розподільні лінії водопроводу прокладають згідно з вимогами [3,п.12.6] уздовж проїжджої частини автодороги (чи проїжджій частині вулиці), а відстані між вулицями регламентовані іншими нормами (містобудування). Враховуючи об'єктивність факту, що відстань між сусідніми вулицями найчастіше перевищує мінімально припустиму відстань між двома сусідніми розподільними лініями, це незмінно приведе до збільшення фактичної відстані між двома сусідніми пожежними гідрантами, які розміщуються на суміжних (сусідніх) розподільних лініях. Наслідком цього є неможливість гасити пожежу одночасно відбираючи воду з двох суміжних гідрантів.

Проектувальники вирішують цю проблему шляхом уведення додаткової ділянки розподільної лінії (перемички) між проблемно розташованими паралельними лініями для їх закілювання. Проте такий технічний хід призводить до додаткових витрат коштів на облаштування закілювання (прокладення трубопроводу, облаштування водопровідних колодязів для установки додаткового пожежного гідранта). Крім того, змінюється не тільки схема водопровідної мережі, ускладнюється її експлуатація. Більше того, перевищення мінімально-припустимої відстані між двома розподільними лініями водопровідної мережі призводить до утворення так званих «мертвих зон» в міській забудові, де порушується принцип обов'язкового пожежогасіння не менше як з двох сусідніх гідрантів.

Для того, щоб вирішити поставлену задачу слід визначити «можливості» кожного пожежного гідранта за умови урахування його «зони дієздатності». На плані «зона дієздатності» пожежного гідранта має форму кола із радіусом, що дорівнює радіусу дії гідранта ( $R_{гг}$ ).

Так, у разі обмеженої довжини пожежних рукавів  $L_p$  та пропускної спроможності сприскувальних насадок, кожний пожежний гідрант має обмежену площу дії («зону дієздатності»).

Цей радіус дії можливо орієнтовно визначати використовуючи існуючий досвід експлуатації діючих водопровідних мереж та використовуючи рекомендації інших науковців [5,222;6,77;7,192] та дані наукових досліджень та спостережень за їх тривалою експлуатацією:

$$R_{\text{ПГ}} = k \cdot L_p + r - H_{\text{буд.}}, \quad (1)$$

де  $L_p$  – максимальна довжина пожежних рукавів, що залежить від виду і потужності застосованих засобів пожежогасіння (насоси із комплекту автомобіля спеціального призначення – до 200 м, або переносні мотопомпи – до 150 м), м;

Пропонується розрахунок довжини рукавної лінії для будівель різного призначення та способу прокладання визначати за табл. 1.

Таблиця 1

**Розрахунок довжини рукавної лінії для будівель різного призначення**

Призначення будівлі	Спосіб прокладання рукавної лінії	Максимальна довжина рукавної лінії
Житлова	Вертикальна	$l_{\text{рук.}} = 4 \cdot (n_{\text{пов.}} - 1)$
	Повзуча	$l_{\text{рук.}} = 10 \cdot (n_{\text{пов.}} - 1)$
Виробнича	Вертикальна	$l_{\text{рук.}} = 6 \cdot (n_{\text{пов.}} - 1)$
	Повзуча	$l_{\text{рук.}} = 12 \cdot (n_{\text{пов.}} - 1)$

$r$  – максимальна довжина компактної частини пожежного струменю, що витікає із пожежного сприскувального насадка, (для сучасної спеціальної пожежної техніки  $r = 11..17$  м);

Необхідні пояснення щодо термінологічного поняття «компактна частина струменю» детально наведені в [4,227]. Крім того, на основі дослідних даних наведено таблиці для практичного використання в процесі розрахунків систем зовнішнього пожежогасіння довжини «компактної частини струменю» від напору на виході з сприскувального насадка [4,229].

$k$  – коефіцієнт зменшення пропускної спроможності пожежного рукава (за рахунок виникаючих «місцевих» опорів, орієнтовно складає  $k = 0,7..0,9$  [5,222; 6,77;7,192];  $H_{\text{буд.}}$  – висота найбільшої будівлі, м, яка гіпотетично буде знаходитись в епіцентрі загоряння під час пожежі. Вона залежить від кількості поверхів і може бути визначена:

$$H_{\text{буд.}} = 3 \cdot n_{\text{пов.}} + 1,5, \quad (2)$$

де  $n_{\text{пов.}}$  – кількість поверхів будівлі, яка гіпотетично буде знаходитись в епіцентрі загоряння під час пожежі; 1,5 м – запас, який враховує висоту даху та надлишковість напору на виході з сприскувального насадка.

Були отримані розрахункові величини радіусу дії пожежного гідранта  $R_{\text{ПГ}}$  для будівель різної поверховості та засобів подачі води в пожежні рукавні лінії (авто насоси спецавтомобіля, переносна мотопомпа) (табл. 2).

**Рекомендовані радіус дії пожежних гідрантів залежно від максимальної поверховості забудови міста**

$n_{\text{пов}}^{\text{max}}$	1	2	3	4	5	6	9	12	16
Радіус дії гідранта (не більше), м									
Мотопомпи переносні									
$R_{\text{ПГ}}$	145	140	135	-	-	-	-	-	-
Насос на автомобільній базі									
$R_{\text{ПГ}}$	185	185	180	175	175	170	160	155	140

Примітка: Для забудови з кількістю поверхів  $n_{\text{пов}}^{\text{max}} \leq 5$  застосовувати спеціальні насоси з довжиною компактного струменю  $r = 11 \dots 13$  м, а при більшій –  $r = 15 \dots 17$  м.

Однак, одною із найбільш невіршених задач, що виникає в практиці проектування водопровідних мереж залишається максимальна та мінімальна відстань між сусідніми гідрантами ( $l_{\text{ПГ}}^{\text{max}}$ ).

Це завдання слід вважати пріоритетним, а вирішувати необхідно по двох напрямках конструктивного улаштування водопровідної мережі.

**По-перше**, встановити «максимальну» та «мінімальну» припустиму відстань між суміжними (сусідніми) пожежними гідрантами, які розміщені на одній розподільній лінії мережі ( $l_{\text{ПГ}}^{\text{max}} ; l_{\text{ПГ}}^{\text{min}}$ ).

**По-друге**, визначити тенденцію змінюваності максимальної і мінімальної припустимої відстаней між сусідніми розподільними трубопроводами що регламентують відповідні відстані між сусідніми пожежними гідрантами різних ліній мережі ( $L_{\text{мл}}^{\text{max}}$ ).

Як показує досвід експлуатації вже діючих водопроводів сучасних міст та інших населених пунктів України та країн ближнього зарубіжжя, надійне пожежогасіння відбувається лише у разі, якщо відстань між сусідніми вуличними пожежними гідрантами задовольняє умові:

$$0,5 \cdot R_{\text{ПГ}} \leq l_{\text{ПГ}}^{\text{max}} \leq R_{\text{ПГ}}. \quad (3)$$

При цьому, слід зауважити, що «нижня» і «верхня» межі нерівності (4), які були отримані із досвіду проектування «нових», та при реконструкції існуючих протипожежних водопроводів на сьогодні є умовними і в нормативних джерелах не внормованими.

Так, наприклад, «нижня» межа має скоріше економічне обґрунтування і забезпечує мінімальну кількість водопровідного обладнання (арматури, фасонних частин) та камер водопровідних колодязів із встановленими пожежними гідрантами на кожній водопровідній лінії, та мінімально достатньою для забезпечення надійного пожежогасіння.

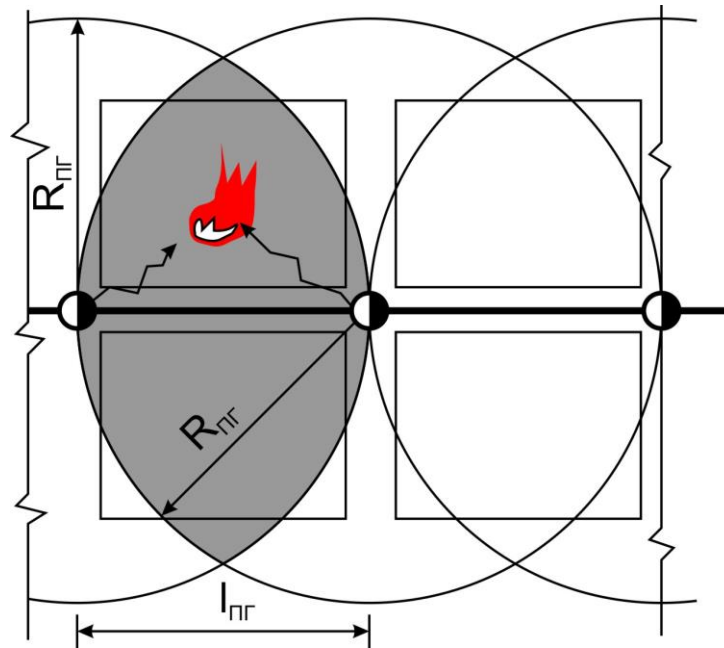


Рис.2. Схема взаємодії двох сусідніх (за розміщенням) пожежних гідрантів (лінійна схема)

«Верхня» ж межа цієї нерівності дозволяє забезпечити достатньо широку «зону перекриття» між двома суміжними площами дії пожежних гідрантів і продиктована саме умовою надійності пожежогасіння.

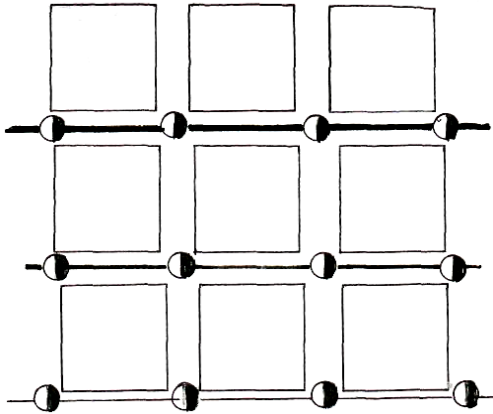
Для того, щоб забезпечити виконання вище наведених умов надійної роботи і для обґрунтування оптимального розміщення пожежних гідрантів на водопровідній мережі постає нове і актуальне завдання: визначення оптимальної відстані між двома сусідніми розподільними трубопроводними лініями ( $L_{м.л.}$ ), яка у разі застосування різних схем планування забудови населеного пункту може виявитись змінною.

Умова економічності спорудження водопровідної мережі (або її реконструкції) вимагає встановити мінімально припустимі відстані між сусідніми розподільними лініями ( $L_{м.л.}^{min}$ ), яка б з достатнім ступенем імовірності дозволяла розмістити на них оптимальну кількість пожежних гідрантів ( $N_{ПГ}^{opt}$ ).

Пропонується наступна методика розрахунку  $L_{м.л.}$ , яка шляхом досить простих геометричних обрахунків дозволить її моделювати для різних умов планової забудови населеного пункту.

Як відомо, із практики залежно від схеми розташування гідрантів (лінійне чи шахове, рис.3 а, б), та вибору відповідної схеми трасування розподільної мережі (поздовжня, перехресна) способів пожежогасіння та віддалі між суміжними лініями мережі визначають розрахункову віддаль між гідрантами  $L_{м.л.}$ .

а)



б)

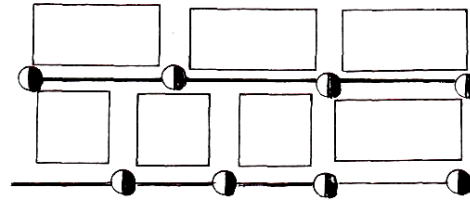


Рис 3. Схеми розташування пожежних гідрантів на конструктивній схемі водопровідної мережі: а) лінійна, б) шахова.

Так, у разі «лінійної» схеми розміщення пожежних гідрантів [5,222] пожежні гідранти розміщують на двох паралельно (або умовно паралельно) протрасованих розподільних лініях (рис.4).

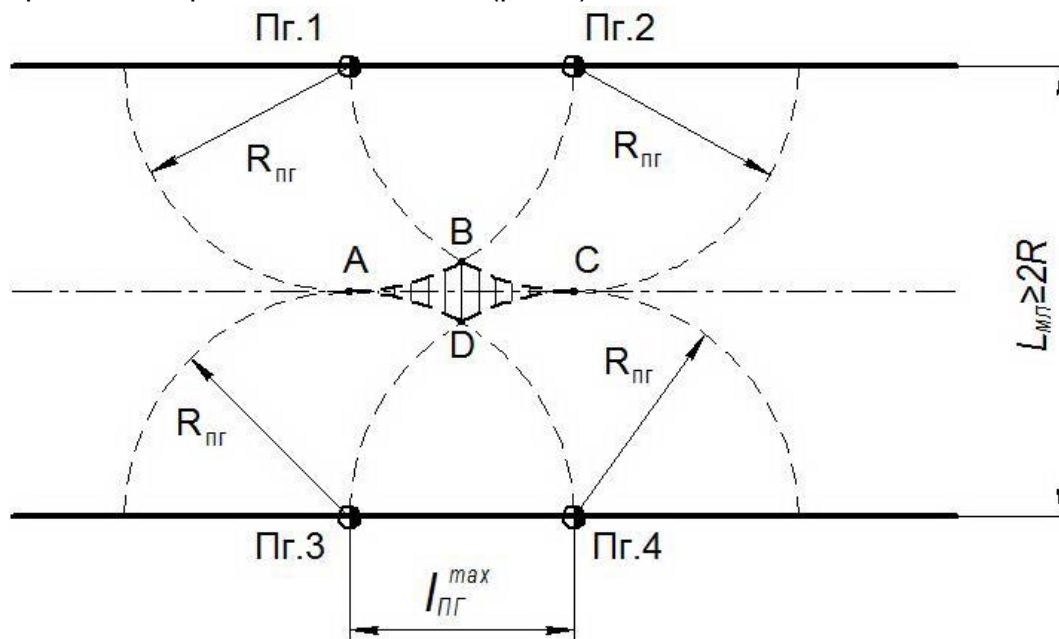


Рис.4. Схема взаємодії сусідніх пожежних гідрантів для лінійної схеми (без кільцювання)

В такому випадку, відстань між сусідніми (суміжними) гідрантами повинна прийматися виходячи із умови:

$$l_{пг}^{max} \leq R_{пг}. \quad (4)$$

Однак, при цьому можливі такі випадки взаємного розміщення сусідніх розподільних ліній.

А) відстань між сусідніми трубопроводними лініями підпорядковується умові:

$$L_{м.л.} \geq 2 \cdot R_{пг}. \quad (5)$$

Недоліком такої схеми трасування розподільних ліній є досить велика за розмірами «мертва зона» (на рис.4 обмежена точками  $A-B-C-D$ ) для якої за рахунок значної відстані між сусідніми гідрантами неможливе виконання правила «одночасного забору води із двох гідрантів». Міська забудова в границях цієї площини є пожежо-небезпечною і імовірність надійного пожежогасіння вкрай низька  $P_n = 0$ .

При цьому, як показали попередні розрахунки, площа «мертвої зони» за розмірами пропорційно збільшується із збільшення відстані між сусідніми розподільними лініями ( $L_{м.л.} \geq 2 \cdot R_{пг}$ ). Ця зона географічно розташована якраз у середині між двома сусідніми лініями і рівновіддалена від точок розбору води (пожежних гідрантів).

Частково ця проблема вирішується наближенням двох сусідніх розподільних ліній одна до одної з таким розрахунком, щоб  $L_{м.л.} \rightarrow R_{пг}$ .

Якщо наші висновки ґрунтувати на основній, «базовій» схемі паралельного трасування, то сусідні пожежні гідранти повинні знаходитись один проти другого на максимально припустимій відстані  $l_{пг}^{max}$ . При цьому паралельна схема передбачає безумовного дотримання умови (4)  $l_{пг}^{max} \leq R_{пг}$ . Тобто, відстані між сусідніми пожежними гідрантами (в межах одної розподільної лінії) повинна бути прийнята  $l_{пг}^{max} = R_{пг}$  (рис.5).

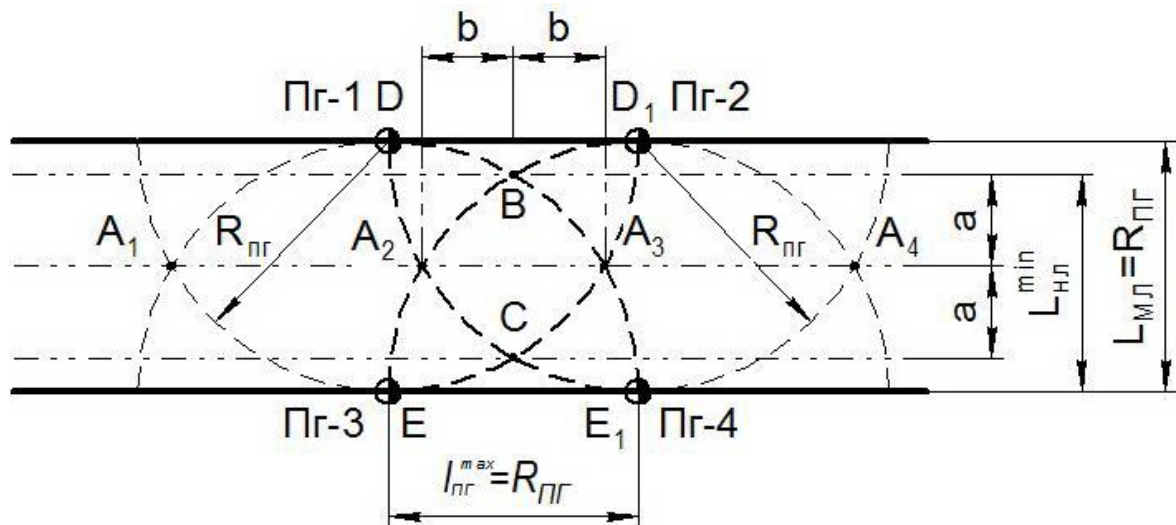


Рис.5. Схема взаємодії сусідніх пожежних гідрантів при паралельній схемі їх розташування та відстані між сусідніми розподільними лініями  $L_{м.л} = R_{пг}$

Таке взаємне розташування двох сусідніх розподільних ліній мережі має кілька суттєвих переваг перед попередньою схемою, що наведена на рис.4. Так, наприклад, в наявності кілька зон взаємного перекриття двох пожежних гідрантів ( $N_{пго} = 2$ ). Це площини обмежені границями  $A1-D-A2-E-A1$ ;  $E-A2-B-A3-C-E$ ;  $A3-D1-A4-E1-A3$ ;  $D-A2-B-D$ ;  $B-D1-A3-B$ ;  $E-A2-C-E$ ;  $C-A3-E1-C$ . Надійність гасіння пожежі у забудові, яка розміщена в межах вище названих площ достатньо висока, тому що такі зони ймовірно будуть

обслуговуватись не менше як двома одночасно працюючими пожежними гідрантами.

Крім того, є принаймні одна зона взаємодії кількох пожежних гідрантів А2-В-А3-С-А2, яка має надвисоку ймовірність гасіння пожежі і ймовірно має можливість обслуговуватись одночасно не менше як чотирма пожежними гідрантами. Габарити цієї зони надвисокої надійності пожежогасіння наближено складають у напрямку південь-північ  $2a$ , у напрямках захід-схід –  $2b$ . Шляхом графічної побудови і співставлення за нашими підрахунками встановлено:  $a = b = 0,375 \cdot R_{\text{ПГ}}$ .

Таким чином, у всіх випадках, коли неможливо конструктивно забезпечити кільцювання двох сусідніх розподільних ліній водопровідної мережі (враховуючи місцеві умови планування забудови) слід прийняти лінійну схему (рис.5) розміщення пожежних гідрантів при максимально припустимій відстані між сусідніми розподільними лініями, що звільняє умові (4):

$$L_{\text{м.л.}} = R_{\text{ПГ}} \quad (7)$$

Якщо ж є технічна можливість кільцювання двох сусідніх розподільних ліній (рис.6), то можливе збільшення відстані між лініями з дотриманням умови:

$$L_{\text{м.л.}} > R_{\text{ПГ}} \quad (6).$$

Для за кільцюваної схеми (при паралельному розміщенні пожежних гідрантів) (рис.6) у якості завдання було визначення мінімально доцільної відстані між розподільними лініями  $L_{\text{мл}}^{\text{min}}$ , яка забезпечує економічну доцільність кільцювання.

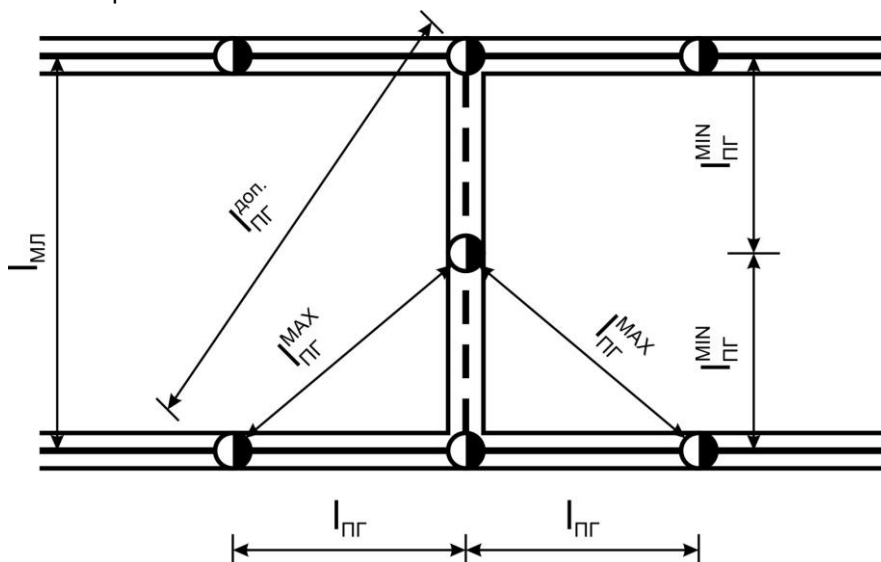


Рис.6. Обґрунтування максимально припустимої відстані між розподільними лініями для лінійної схеми розташування пожежних гідрантів (із за кільцюванням)

Якщо, максимальна відстань між сусідніми пожежними гідрантами прийнята  $l_{\text{ПГ}}^{\text{max}} = R_{\text{ПГ}}$ , а мінімальна відстань між сусідніми пожежними



гідрантами, що забезпечує економічну доцільні встановлення додаткового гідранта на закілюванні  $I_{\text{ПГ}}^{\text{min}} = 0,5 \cdot R_{\text{ПГ}}$ , то за нашими підрахунками мінімальна відстань між розподільними лініями може бути визначена за

$$L_{\text{ПГ}}^{\text{min}} = 2 \cdot \sqrt{R_{\text{ПГ}}^2 - 0,25 \cdot R_{\text{ПГ}}^2} = 1,732 \cdot R_{\text{ПГ}}. \quad (8)$$

Для практичних розрахунків отримана таблиця рекомендованих мінімальних відстаней між двома сусідніми розподільними лініями залежно від максимального радіусу дії пожежного гідранта  $R_{\text{ПГ}}$  (табл. 3).

Таблиця 3

**Рекомендовані мінімальні відстані між двома сусідніми розподільними лініями (при умові їх кільцювання) залежно від максимального радіусу дії пожежного гідранта  $R_{\text{ПГ}}$  та лінійної схеми розміщення**

$R_{\text{ПГ}}$ , м	135	140	145	155	160	170	175	180	185
Насос на автомобільній базі									
$L_{\text{МЛ}}^{\text{min}}$ , м	230	240	250	265	275	290	300	310	320
Переносна мотопомпа									
$L_{\text{МЛ}}^{\text{min}}$ , м	230	240	250	-	-	-	-	-	-

При цьому, слід відзначити, що мінімальна довжина ділянки закілювання буде тільки у випадку, коли на ній передбачено встановлення лише одного пожежного гідранта (рис.6).

Тепер розглянемо шахову схему розташування пожежних гідрантів на водопровідній мережі (рис.7). При цьому, слід зауважити, що розглядається найбільш простий (базовий) варіант розміщення пожежних гідрантів (із дзеркальним зміщенням) без закілювання сусідніх розподільних ліній мережі. Тому, відстань  $a = b$ .

При такій схемі отримуємо рівнобічний трикутник, сторони якого мають розміри  $I_{\text{ПГ}}^{\text{max}}$ .

Максимальну відстань між сусідніми розподільними лініями водопровідної мережі можна знайти як протилежний катет прямокутного трикутника до гіпотенузи

$$L_{\text{МЛ}}^{\text{max}} = \sqrt{(I_{\text{ПГ}}^{\text{max}})^2 - (0,5 \cdot I_{\text{ПГ}}^{\text{max}})^2} = \sqrt{(I_{\text{ПГ}}^{\text{max}})^2 \cdot (1 - 0,25)} = 0,866 \cdot I_{\text{ПГ}}^{\text{max}}. \quad (9)$$

Розглянемо ще один варіант схеми трасування двох суміжних (сусідніх) розподільних ліній із шаховим розміщенням пожежних гідрантів на них. При цьому, обидві лінії закілювані між собою перемичкою із додатковим гідрантом (ПГ-6).

«Верхня» лінія улаштована пожежним гідрантом в точці закілювання (ПГ-2), в той же час для «нижньої» лінії в місці приєднання перемички такого пожежного гідранта немає (рис.8).

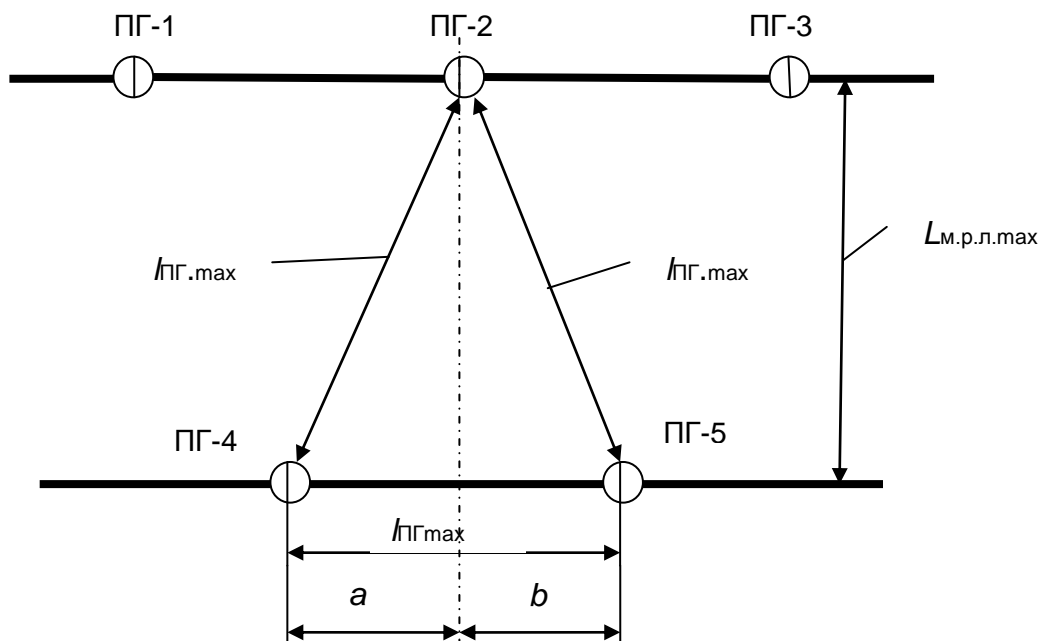


Рис.7. Схема до обґрунтування відстані між розподільними лініями водопровідної мережі шахової схеми (без кільцювання)

Таблиця 4

**Рекомендовані максимальні відстані між двома сусідніми розподільними лініями залежно від максимального радіусу дії пожежного гідранта  $R_{ПГ}$  та шахової схеми розміщення**

$R_{ПГ}$ , м	135	140	145	155	160	170	175	180	185
Насос на автомобільній базі									
$L_{мл}^{max}$ , м	115	120	125	130	135	145	150	155	160
Переносна мотопомпа									
$L_{мл}^{max}$ , м	115	120	125	-	-	-	-	-	-

Для такої схеми трасування і розміщення пожежних гідрантів (точок відбору води) характерними є такі геометричні особливості:

$$\begin{cases} e > a, \text{ або } e < a \\ f > b, \text{ або } f < b \end{cases} \quad (10)$$

У разі коли,  $\begin{cases} e = a \\ f = b \end{cases}$  схема перетворюється у «лінійну» з вище

наведеними наслідками розрахунку відстаней між пожежними гідрантами та сусідніми розподільними лініями водопровідної мережі.

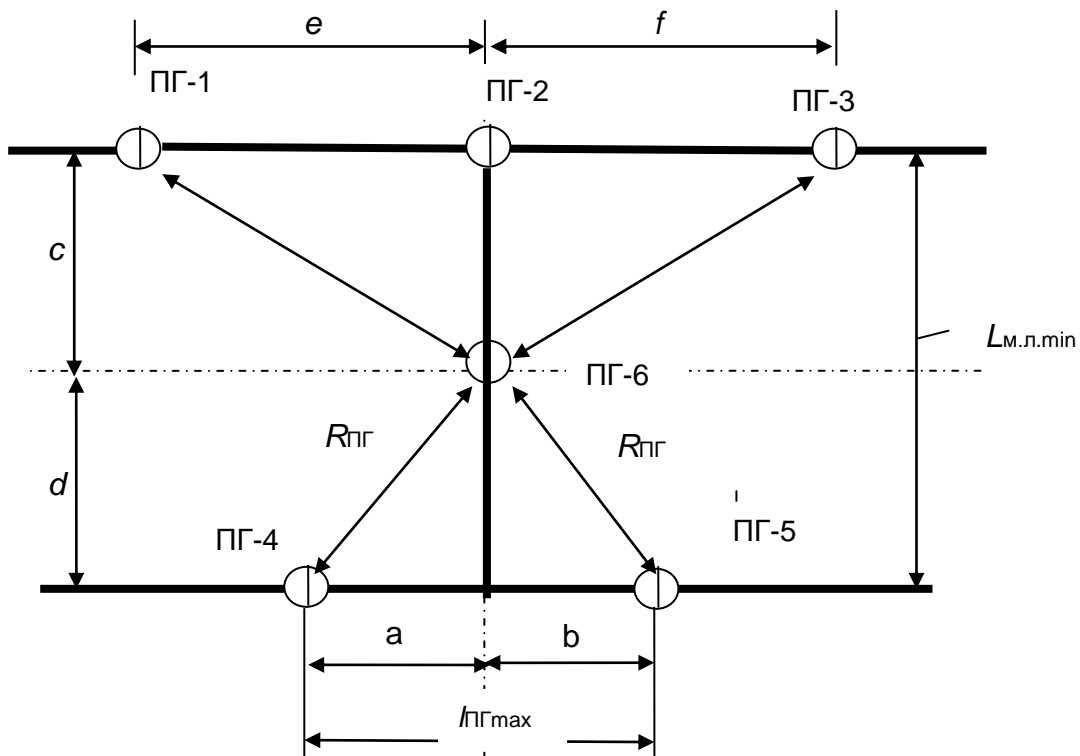


Рис.8. Схема до обґрунтування відстані між розподільними лініями водопровідної мережі шахової схеми при умові кільцювання

Для того, щоб знайти мінімально можливу відстань між сусідніми розподільними лініями (у разі їх кільцювання перемичкою) ( $L_{\text{м.л.}}^{\text{min}}$ ) слід керуватися наступними міркуваннями.

По-перше, мінімальна відстань буде тільки тоді, коли між лініями можливо технічно (конструктивно) розмістити лише один «додатковий» пожежний гідрант.

По-друге, в даному дослідженні розглядається лише один з можливих варіантів розміщення гідрантів:

$$\begin{cases} e > a \\ f > b \end{cases} \quad (11)$$

який наведено тут тільки у якості методологічного прикладу.

У якості передумови прийнято наступні геометричні розміри розглядаємої схеми:

$$a = b = 0,5 \cdot l_{\text{ПГ}}^{\text{max}} = 0,5 \cdot R_{\text{ПГ}}, \quad c = l_{\text{ПГ}}^{\text{max}} = R_{\text{ПГ}}, \quad (12)$$

Тепер геометричною побудовою слід знайти значення розміру  $d$ .

Виходячи із розміру сторін прямокутного трикутника

$$d = \sqrt{R_{\text{ПГ}}^2 - (0,5 \cdot R_{\text{ПГ}})^2} = 0,866 \cdot R_{\text{ПГ}}, \quad (13)$$

Таким чином, мінімальна відстань між розподільними лініями водопровідної мережі при умові шахової схеми розміщення пожежних гідрантів та кільцюванні їх перемичкою складе

$$L_{\text{ПГ}}^{\text{min}} = c + d = R_{\text{ПГ}} + 0,866 \cdot R_{\text{ПГ}} = 1,866 \cdot R_{\text{ПГ}}. \quad (14)$$

**Рекомендовані мінімальні відстані між двома сусідніми розподільними лініями (при умові їх кільцювання) залежно від максимального радіусу дії пожежного гідранта  $R_{ПГ}$  та шахової схеми розміщення**

$R_{ПГ}$ , м	135	140	145	155	160	170	175	180	185
Насос на автомобільній базі									
$L_{МЛ}^{min}$ , м	250	260	270	290	295	315	325	335	345
Переносна мотопомпа									
$L_{МЛ}^{min}$ , м	250	260	270	-	-	-	-	-	-

### Висновки

1. Розроблено методику визначення максимальної і мінімальної відстані між розподільними лініями водопровідної мережі, яка дозволяє забезпечити достатній рівень надійності відбору води на потребу пожежогасіння при різних схемах трасування розподільних ліній та розміщення пожежних гідрантів (точок відбору води) на них.

2. Встановлені аналітичні залежності для визначення мінімальної і максимальної відстані між точками відбору води на потреби пожежогасіння, які враховують основні принципи планування забудови населеного пункту та гідравлічні можливості пожежних гідрантів і засобів пожежогасіння.

3. Наведені практичні рекомендації для фахівців проєктантів із оптимального трасування водопровідної мережі та розміщення на ній пожежних гідрантів, що дозволяє при мінімумі витрат коштів на спорудження мережі забезпечувати ефективно та надійно пожежогасіння для подальшого застосування рекомендацій в практиці проєктування нових та при реконструкції вже діючих водопровідних мереж.

4. Наведені наукові засади і практичні рекомендації планується в подальшому застосовувати при оціночних розрахунках конструктивності водопровідних мереж та її надійності.

### Список літератури

1. *Комяк В.М., Романов Р.В.* Подход к построению области допустимого размещения пожарных гидрантов // Проблемы пожарной безопасности: сборник научных трудов. Вып.18. Харьков: Фолио, 2005. С.93-97.

2. *В.М. Комяк, А.Г. Коссе, Р.В. Романов.* Подход к определению надежности систем противопожарного водоснабжения // Проблемы пожарной безопасности: сборник научных трудов. Вып.25. Харьков: Фолио, 2009. С.73-76.

3. *Водопостачання.* Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проєктування: ДБН В.2.5-74: 2013. [Чинний від 2014-0101]. К.:Мін.Регіонбуд України, 2013. 283 с. (Державні будівельні норми України).

4. *Иванов Е.Н.* Противопожарное водоснабжение. М.: Стройиздат, 1986. 316 с.
5. *О.А. Ткачук, В.П. Косінов, О.С. Новицька.* Системи подачі та розподілення води населених пунктів. Рівне: НУВГП, 2011. 271 с.
6. *О.А.Ткачук, В.О.Шадура.* Водопровідні мережі: Навч.посібник. Рівне: НУВГП, 2004. 117 с.
7. *П.Д.Хоружий, О.А.Ткачук.* Водопровідні системи і споруди. К.: Вища школа, 1993. 262 с.
8. *Косінов В.П.* Вдосконалення водопровідних мереж із урахуванням мінливості критеріїв надійності та економічності в процесі експлуатації: дис..канд.техн.наук: 05.03.05. К., 2005. 260 с.

Надійшло до редакції 25.11.2016

УДК 628.477

Г.М. КОЧЕТОВ, доктор технічних наук

О.П. ОЛЕКСАНДРЕНКО, аспірант

Київський національний університет будівництва і архітектури

### **УДОСКОНАЛЕННЯ ОЧИЩЕННЯ ВІДПРАЦЬОВАНИХ ЕЛЕКТРОЛІТІВ ХРОМУВАННЯ МЕТОДОМ ФЕРИТИЗАЦІЇ**

*Вивчено вплив співвідношення Fe/Cr на процес феритної очистки відпрацьованих електролітів від сполук хрому. Якість очищеної води дозволяє використовувати її в оборотній системі водопостачання гальванічних виробництв. Проведено результати фізико-хімічних досліджень осаду, який отримано в результаті водоочищення.*

**Ключові слова:** очистка води, феритизація, хром, осад.

*Исследовано влияние соотношения Fe/Cr на процесс ферритной очистки сточных вод от соединений хрома. Качество очищенной воды позволяет использовать ее в оборотной системе водоснабжения гальванических производств. Приведены результаты физико-химических исследований осадка, полученного в результате водоочистки.*

**Ключевые слова:** очистка воды, ферритизация, хром, осадок.

*Influence of ratio concentration Fe/Cr on ferritisaion process for chromium-containing wastewater is studied. The quality of treated water allows to use it in recycled water supply systems of electroplating facilities. Results of physical and chemical studys for sediment obtained after wastewater treatment are given.*

**Key words:** water treatment, ferritisation, chromium, sediment.

Стічні води гальванічних виробництв містять токсичні іони важких металів – заліза, міді, цинку, хрому, нікелю та ін., які є одним з найбільш небезпечних антропогенних забруднювачів навколишнього середовища. Потрапляння у водойми без належного ступеня очистки таких небезпечних для довкілля стічних вод, як розбавлених (промивних), та концентрованих (відпрацьованих електролітів, елюатів іонообмінних фільтрів), призводить до порушень природних біологічних процесів та зниження якості природних вод. Це, в свою чергу, погіршує здоров'я людей, а також спричиняє економічні збитки країні за рахунок втрати цінних кольорових металів. Тому підвищення екологічної безпеки за рахунок впровадження високоефективного очисного обладнання, розробка маловідходних енергоефективних технологій із замкненими системами ресурсообігу є пріоритетним напрямком розвитку сучасної української економіки.

Особлива увага на сучасних промислових підприємствах приділяється очистці води від сполук шестивалентного хрому, оскільки вони відносяться до першого класу небезпеки. Токсичність хрому (VI) проявляється в пригніченні росту, гальмуванні метаболічних процесів у вигляді генетичних, гонадотропних, ембріотропних змін, крім того, сполуки хрому відносяться до групи високого канцерогенного ризику. Тому головним завданням є переведення хрому (VI) в менш токсичний хром (III). Як правило очистка стічних вод, які містять сполуки шестивалентного хрому (хромати), за допомогою хімічних реагентів зазвичай здійснюється в дві стадії. На першій – відбувається хімічне відновлення шестивалентного хрому в тривалентну форму; на другій – його осадження, як правило, у вигляді гідроксиду хрому (III) [1,39]. Об'ємні осади, які утворюються в результаті реагентної очистки стічних вод, погано зневоднюються. Це суттєво ускладнює та здорожує їх подальшу утилізацію. Тому, розробка комплексної ресурсозберігаючої переробки відпрацьованих електролітів, які містять сполуки хрому, є перспективним напрямком вдосконалення екобезпеки гальванічних виробництв. Така переробка передбачає досягнення як потрібного ефекту очистки промислових електролітів з ефективним вилученням хрому, так і зменшення дози реагентів та кількості осаду, який отримується внаслідок очищення.

Саме такою технологією є феритизаційна очистка відпрацьованих електролітів, які містять сполуки хрому. Її застосування перспективно з огляду на те, що ці електроліти одночасно містять сполуки хрому і феруму. Використання методу феритизації дозволяє отримати практично нерозчинний осад при співосадженні іонів  $Cr^{3+}$  та  $Fe^{2+}$  лужним реагентом з подальшим частковим окисленням  $Fe(II)$  в  $Fe(III)$ . При цьому досягається тісний контакт частинок гідроксидів, що сприяє утворенню упорядкованої кристалічної структури феритного осаду, який містить хром (III). Найбільш економічно та екологічно прийнятним окисником двовалентного заліза є кисень повітря. Феритний метод забезпечує високий ступінь очистки води, що дозволяє повторно використовувати її у виробництві. При цьому утворюється

екологічно безпечний осад. З нього можна отримати феромагнітні речовини, які в промисловості виготовляють енергоємними методами.

Відомо, що головними чинниками, які визначають перебіг процесу феритизації, є значення рН, концентрації компонентів розчину, температура процесу, співвідношення концентрацій іонів заліза та інших важких металів [2,73]. Слід зазначити, що дані про вплив співвідношення концентрацій іонів заліза і хрому на процес очищення стічної води та якість отриманих осадів в літературних джерелах вкрай обмежені. Виходячи з цього, **метою цієї роботи** є проведення експериментальних досліджень з визначення впливу співвідношення концентрацій іонів хрому і феруму на процес комплексної очистки стічних вод гальванічних виробництв від сполук важких металів методом феритизації.

**Методика експерименту.** На гальванічних виробництвах застосовують електроліти хромування з концентрацією хромового ангідриду до 250 г/л. (табл. 1) [3,28]. Але з часом роботи електролітів концентрація хрому в них зменшується до 40 г/л., після чого процес хромування не можливий. Для проведення досліджень доцільно використовувати модельні розчини, які за концентрацією іонів хрому та заліза близькі відпрацьованих електролітів лінії хромування і містять 10 г/л хрому.

Таблиця 1

**Склад електроліту хромування**

Компоненти	Склад електроліту, г/л
хромовий ангідрид ( $\text{CrO}_3$ )	220...250
сірчана кислота ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ )	2,2...2,5
сірчаноокислий стронцій( $\text{SrSO}_4$ )	5,6...6,5
кремнефтористий калій ( $\text{K}_2\text{SiF}_6$ )	18...20

Процес феритизації проводився на запропонованій нами установці (рис. 1). Для цього солі  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  і  $\text{Cr}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  марки «х.ч.» розчиняли у дистильованій воді. Було проведено шість серій дослідів, в яких значення рН 9,5; температури  $70^\circ\text{C}$  та часу процесу феритизації 15 хв. залишалися постійними. Нами змінювалось співвідношення  $\text{Fe}^{2+}/\text{Cr}^{3+}$ : 1; 2;3; 5; 7; 9. Для досягнення вказаної величини рН реакційної суміші додавали 20% розчин  $\text{NaOH}$  при постійному перемішуванні. Отриманий осад після феритизації ущільнювали протягом доби в природних умовах.

Якість обробки стічних вод контролювали за ступенем її очистки. Розрахунок цього показника здійснювався за формулою:

$$\alpha = (C_{\text{вих}} - C_{\text{зал}}) \cdot 100\% / C_{\text{вих}}$$

де  $C_{\text{вих}}$  – вихідна концентрація іонів хрому у стічній воді, мг/л;  
 $C_{\text{зал}}$  – залишкова концентрація іонів хрому у стічній воді, мг/л.

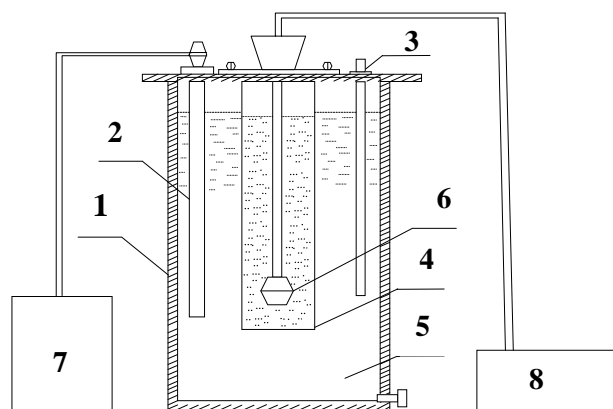


Рис. 1. Лабораторна установка феритизації: 1 – корпус; 2 – ТЕН; 3 – термометр; 4 – циліндр з розчином; 5 – вода; 6 – система розподілу повітря; 7 – реостат; РПШ-5; 8 – компресор

Значення рН розчину вимірювався мілівольтметром рН-150 МА. Залишкові концентрації іонів заліза і хрому в очищеній стічній воді визначали на атомно-абсорбційному полум'яному спектрофотометрі «Сатурн-2». Структурний аналіз отриманих осадів проводили методом порошкової рентгенівської дифракції в покроковому режимі з  $\text{Cu} - K_{\alpha}$  випромінюванням на дифрактометрі ДРОН-3М з графітовим монохроматором. Крок сканування становив  $0,05^{\circ}$  в діапазоні кутів  $2\theta$  від  $20^{\circ}$  до  $90^{\circ}$ . Порошкові дифрактограми розшифровували за допомогою довідкових карт *ICCD PDF2+ - 2003 (The International Centre for Diffraction Data)* та програмного забезпечення *Match V.1.9a (CrystallImpact)*.

**Результати та їх обговорення.** В табл. 2 наведені результати досліджень впливу співвідношення  $Z$  концентрацій  $\text{Fe}^{2+}$  і  $\text{Cr}^{6+}$ . Як видно із даних цієї таблиці, із підвищенням значень  $Z$  відбувається поступове зменшення залишкової концентрації хрому, але при цьому збільшується концентрація заліза. Результати усіх серій дослідів показали що, концентрації як іонів феруму, так і хрому відповідають нормам ГОСТ 9.314-90 [4,2], що дає можливість використовувати очищену воду в оборотній системі водопостачання гальванічних виробництв для операцій промивання деталей і для приготування електродитів.

В процесі феритизації в зразках розчинів №1 – №4 утворювалася темно-коричнева суспензія з рихлою структурою, а в розчинах №5, №6 формувалась чорна дисперсна суспензія, які характеризуються щільною структурою.

Наведені в табл. 3 результати досліджень, свідчать про те, що при підвищенні  $Z$  впливає на об'єм отриманих осадів наступним чином: при  $Z$  1:1; 2:1; 3:1; 5:1; уповільнюється процес осадження, і висушений осад має коричневе забарвлення, а при  $Z$  7:1; 9:1; утворюються достатньо щільні осади, які після висушування мають темно-коричнєве забарвлення.



Таблиця 2

**Результати очистки модельних розчинів стічних вод,  
які містять іони хрому**

№ серії	Z	Концентрація, г/л							
		До очистки		Після очистки		ГДК для гальванічного виробництва			
						1 кат. ГОСТ 9.314		2 кат. ГОСТ 9.314	
		Fe <sup>2+</sup>	Cr <sup>3+</sup>	Fe <sup>2+</sup>	Cr <sup>3+</sup>	Fe <sup>2+</sup>	Cr <sup>3+</sup>	Fe <sup>2+</sup>	Cr <sup>3+</sup>
1	1:1	10	10	0,11	0,18	0,3	5	0,1	1,0
2	2:1	20		0,15	0,29				
3	3:1	30		0,08	0,27				
4	5:1	50		0,19	0,24				
5	7:1	70		0,20	0,21				
6	9:1	90		0,20	0,20				

Таблиця 3

**Залежність об'єму осаду від співвідношення іонів заліза і хрому**

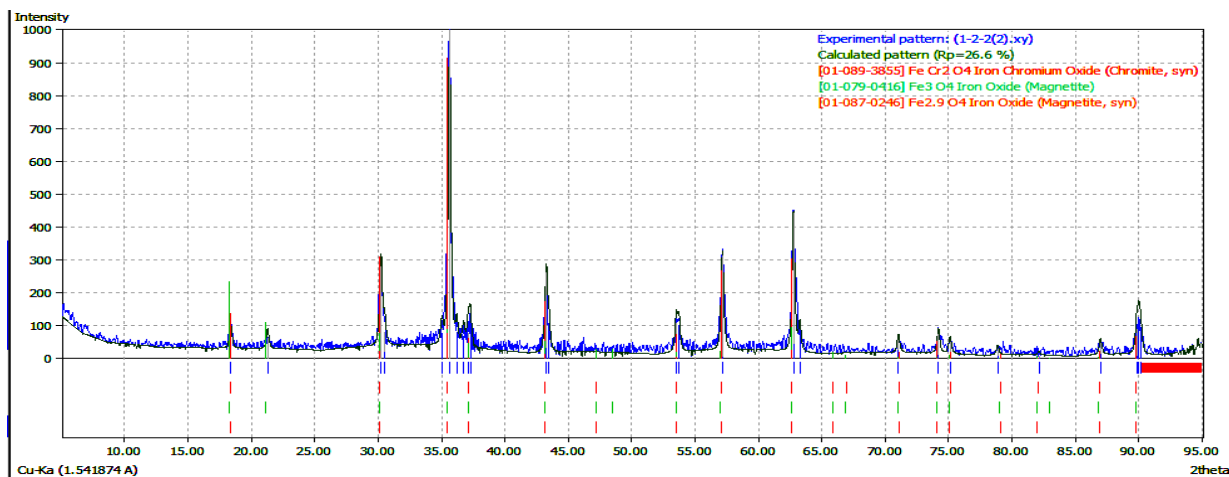
№ серії	Z	Концентрація Cr, г/л	pH	V <sub>ос</sub> , %
1	1:1	10	9,5	71
2	2:1			72
3	3:1			72
4	5:1			76
5	7:1			74
6	9:1			74

Нами проведені дослідження структури осадів зразків № 4 та 6, які були отримані в процесі феритизації. Встановлена висока кристалічність зразка №6: на рентгенівській дифрактограмі виявлені інтенсивні вузькі піки в області кутів  $2\theta$  від  $18^\circ$  до  $63^\circ$  (рис. 2а). Ідентифікація фаз отриманого зразка показала, що осад складається з двох фаз: хромату феруму ( $\text{FeCr}_2\text{O}_4$ ) та магнетиту ( $\text{Fe}_3\text{O}_4$ ). Виявлені фази мають феромагнітні властивості, кристалічну решітку шпінельного типу; вони практично нерозчинні у воді, а також в лужному та слабкокислому середовищі. Рентгенівській аналіз осаду зразка №4 вказує на його низьку кристалічність, а його структура близька до рентеноаморфної в якій переважає фаза сульфату натрію  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  (рис. 2б).

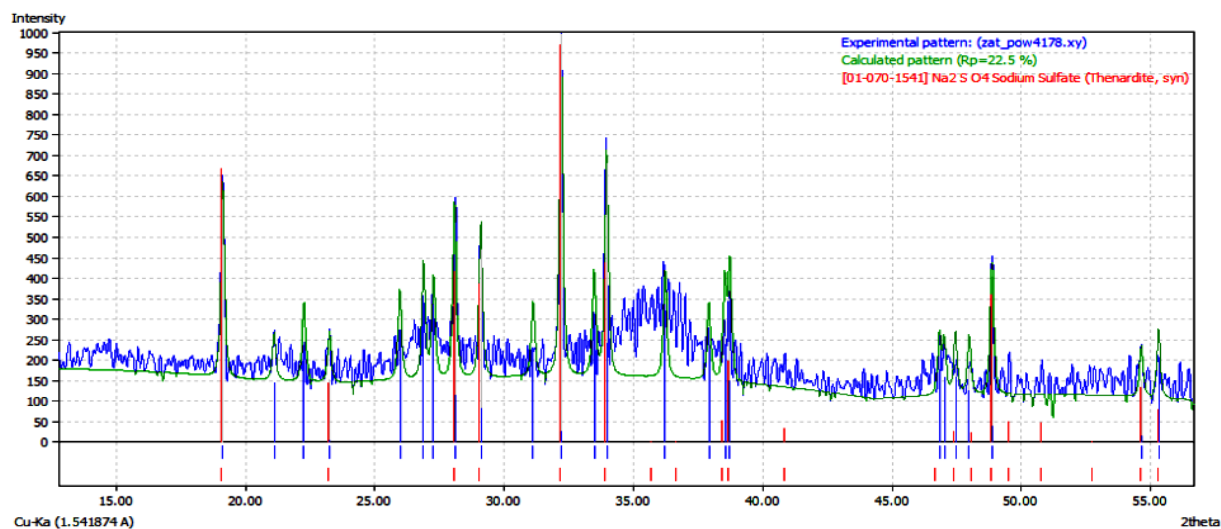
В таблиці 4 нами представлена ефективність феритної очистки стічних вод гальванічних виробництв від сполук хрому в порівнянні з іншими методами [1,215]. З даних цієї таблиці видно, що переробка стічних вод, які містять сполуки хрому, методом феритизації забезпечує 99,98...99,99 % ступінь очистки води від сполук важких металів, і за цим показником переважає інші методи.

**Порівняльна характеристика методів очистки стічних вод  
від сполук хрому**

№ п/п	Метод	Ступінь очистки, %	
		Fe <sup>2+</sup>	Cr <sup>3+</sup>
1	Реагентний (вапняне молоко)	94...96	96
2	Електрофлотація	98...99,3	98
3	Гальванокоагуляція	96...98	99
4	Адсорбція		
	– на природнім вугіллі ( Б-1 )	-	62...67
	– на антрациті ( А-1 )	-	65
	– - на дерев'яному вугіллі ( БАУ )	70	96...98
5	Біологічний	90	50...90
6	<b>Феритизація</b>	<b>99,98...99,9</b>	<b>99,99...99,99</b>



а



б

Рис.2. Дифрактограма та фазовий склад осадів, який отримано при вихідних співвідношеннях (а) Fe<sup>2+</sup>/Cr<sup>3+</sup> = 9/1 і (б) Fe<sup>2+</sup>/Cr<sup>3+</sup> = 5/1

**Висновки.** Досліджено вплив зміни співвідношення концентрацій іонів  $\text{Fe}^{2+}$  і  $\text{Cr}^{6+}$  на процес очистки стічних вод гальванічних виробництв феритизацією. Результати проведених експериментів показали, що зміна співвідношення концентрацій цих іонів у вихідних розчинах впливає як на ступінь очистки води, так і на якість отриманого осаду. При застосуванні феритного методу для електролітів, які містять іони заліза і хрому, досягається високий ступінь очистки стічної води, який дозволяє використовувати очищену воду в оборотній системі водопостачання гальванічних виробництв. Також дослідження рентгенографічним методом осаду водоочищення води показало, що він має структуру з феромагнітними властивостями. За результатами структурних досліджень нами вперше показано, що вилучення хрому із стічної води відбувається не тільки за рахунок сорбції іонів  $\text{Cr}^{6+}$  поверхнею феритних структур, а також і завдяки утворенню хімічно стійкої сполуки зі структурою шпінелі – хроміту феруму ( $\text{FeCr}_2\text{O}_4$ ).

### Список літератури

1. *Доллина Л.Ф.* Современная техника и технологии для очистки сточных вод от солей тяжелых металлов: Монография. Дн-вск.: Континент, 2008. 254 с.
2. *Тугай А.М., Кочетов Г.М., Самченко Д.М.* Вивчення стійкості відходів очищення стічних вод, які містять сполуки міді // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідраліки: Наук.-техн. зб. К., 2012.р. Вип.20. С. 66-70.
3. *Темкина Б.Я.* Прогрессивная технология нанесения гальванических и химических покрытий. Москва-Ленинград, МАШГИЗ, 1962 год. 176 с.
4. *ГОСТ 9.314-90.* Единая система защиты от коррозии и старения. Вода для гальванического производства и схемы промывок. Общие требования. М.: Изд. стандартов, 1990. 16 с.
5. *Семенов В.В., Варламова С.И., Климов Е.С.* Очистка гальваностокосов с использованием отходов производства // ЭКипР, 2005, № 9, С. 32-34.

*Надійшло до редакції 18.11.2016*

## ДОСЛІДЖЕННЯ ГІДРАВЛІЧНОГО ОПОРУ ЗАВАНТАЖЕННЯ ФІЛЬТРІВ

*Представлено результати експериментальних досліджень роботи швидких фільтрів. Приведено графічні залежності для визначення гідравлічного похилу в чистому завантаженні, зміни втрат напору з часом та за висотою фільтра, зміни концентрації затриманих забруднень і коефіцієнта фільтрації різних шарів протягом часу.*

**Ключові слова:** фільтрування; суспензія; коефіцієнт фільтрації; осад.

*Представлены результаты экспериментальных исследований работы скорых фильтров. Приведены графические зависимости для определения гидравлического уклона в чистой загрузке, изменения потерь напора со временем и по высоте фильтра, изменения концентрации задержанных загрязнений и коэффициента фильтрации разных слоев со временем.*

**Ключевые слова:** фильтрование; суспензия; коэффициент фильтрации; осадок.

*The results of rapid filters operation experimental research are presented. Graphs for hydraulic gradient determination, headloss variation with time and with filter height, variation of slowed contaminants and filtration coefficient for various beds with time are described.*

**Key words:** filtration; suspension; filtration coefficient, sediment.

Як відомо, одними з основних споруд, які використовуються для очистки води, є швидкі безнапірні фільтри. Їх дослідженню у вітчизняній і зарубіжній практиці приділено досить багато теоретичних і експериментальних досліджень [1-3]. Однак, окремі питання, зокрема робота споруд в режимі змінної в часі швидкості фільтрування, застосування нових фільтруючих матеріалів, потребують додаткового вивчення.

Для оцінки ефективності використання в якості завантаження кварцового піску, який застосовується у швидких фільтрах на Дніпровській водопровідній очисній станції м. Києва, в лабораторії водопостачання Київського національного університету будівництва і архітектури було змонтовано спеціальну модельну установку фільтра, схема якої приведена на рис. 1. В якості модельних забруднень, які необхідно видалити фільтруванням з води, прийнято молоту спондилову глину.

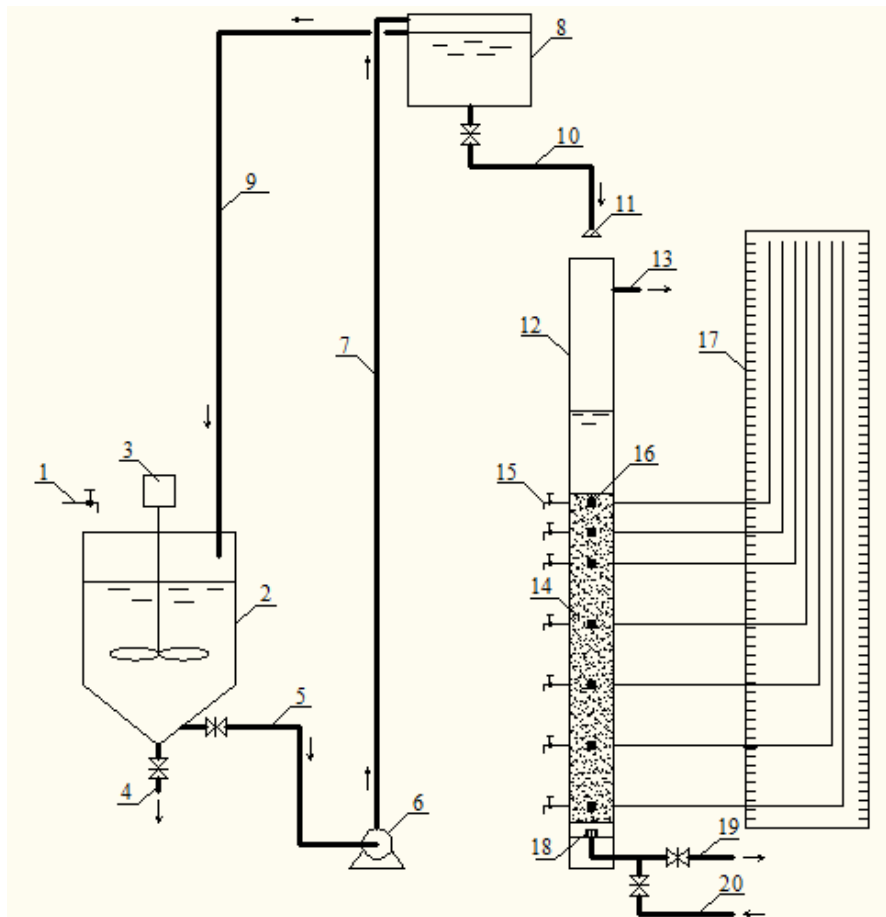


Рис. 1. Схема експериментальної установки: 1 – подача води з водопровідної мережі; 2 – бак для приготування суспензії; 3 – механічна мішалка; 4 – випуск в каналізацію; 5 – трубопровід подачі суспензії до насоса; 6 – насос; 7 – напірний трубопровід подачі суспензії до витратного баку; 8 – витратний бак; 9 – переливний трубопровід; 10 – трубопровід подачі суспензії на фільтр; 11 – розподільчий оголовок; 12 – фільтрувальна установка; 13 – переливний трубопровід; 14 – фільтруюче завантаження; 15 – крани для відбору проб суспензії; 16 – місце для відбору проб завантаження; 17 – щит п'єзометрів; 18 – дренажний ковпачок; 19 – трубопровід відводу очищеної води; 20 – трубопровід подачі води на промивку

Приготування експериментальної суспензії, що очищується на моделі, здійснюється в спеціальному змішувальному баку, після якого суспензія насосом подається у витратний бак і далі у фільтраційну колону. Фільтрування відбувалось зверху вниз. Сама фільтраційна колона виготовлена з полімерної труби діаметром 150 мм і висотою 2,0 м. Висота шару завантаження піску становила 1,0 м. На трубi влаштовано 7 створів (1, 2, 3 – на відстані 0,1 м, 4, 5, 6, 7 – через 0,2 м), в яких відбувався відбір води, що очищається, і проб піску після процесу очистки. В цих же створах було підключено спеціальні п'єзометричні трубки для отримання показань напору у відповідних перерізах фільтруючого завантаження. Промивка завантаження здійснювалась знизу вгору. Промивна вода по переливному трубопроводу відводилась у каналізаційну мережу.

Перед початком основних вимірювань гідравлічних характеристик системи були виконані спеціальні дослідження особливостей фільтруючого завантаження. Його щільність в насипному стані становила  $1412 \text{ кг/м}^3$ , у щільному тілі –  $2650 \text{ кг/м}^3$ , пористість  $m = 0,47$ , коефіцієнт форми  $k_f = 1,19$ , щільність частинок забруднень із спондилової глини –  $1,4 \text{ кг/м}^3$ , еквівалентний діаметр частинок завантаження  $d_{\text{екв}} = 1,15 \text{ мм}$  визначався по результатах ситового аналізу за формулою

$$\frac{1}{d_{\text{екв}}} = \sum \frac{p_i}{d_i}, \quad (1)$$

де  $p_i$  – відносний ваговий склад фракцій завантаження з діаметром  $d_i$ .

Попередня серія вимірювань проводилась при фільтрації чистої води через незабруднене завантаження. При різних витратах води (швидкостях фільтрування) знімалися показання в першому і останньому п'єзометрах. Далі за формулою (2) визначався гідравлічний похил

$$i = \frac{\Delta P}{L}, \quad (2)$$

де  $\Delta P$  – різниця в показаннях п'єзометрів, м;  $L = 1 \text{ м}$  – довжина (висота) шару піску в колоні.

Результати вимірів приведені на рис. 2.

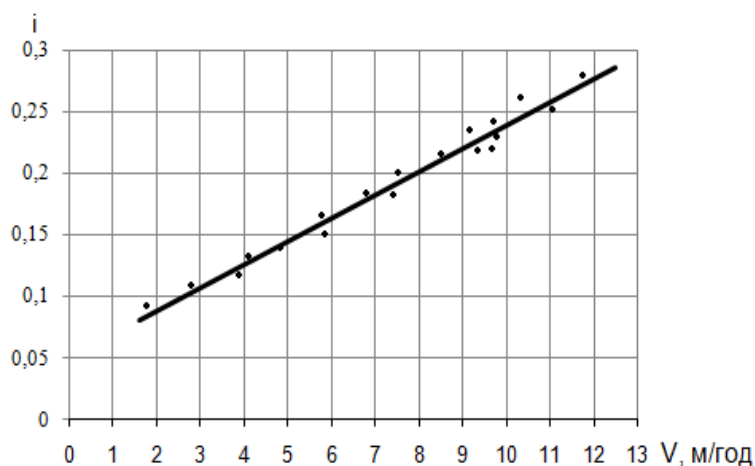


Рис. 2. Визначення гідравлічного похилу в чистому завантаженні

Як бачимо, залежність між швидкістю фільтрування і гідравлічним похилом лінійна, що відповідає загальноприйнятій умові про ламінарний режим руху рідини у фільтруючому завантаженні швидких фільтрів при швидкостях фільтрування  $V < 15 \text{ м/год}$ . Коефіцієнт фільтрації незабрудненого завантаження при цьому становив  $K_f = 49 \text{ м/год}$ .

Наступна серія досліджень була присвячена визначенню втрат напору у фільтрі при пропуску різних витрат води (різних швидкостях фільтрування) і початковій концентрації забруднень протягом заданого часу роботи. На рис. 3 приведені результати експерименту для випадку швидкості фільтрування  $V = 6,93 \text{ м/год}$ , початковій концентрації забруднень  $C_0 = 48 \text{ мг/л}$  протягом 20 годин роботи фільтра.

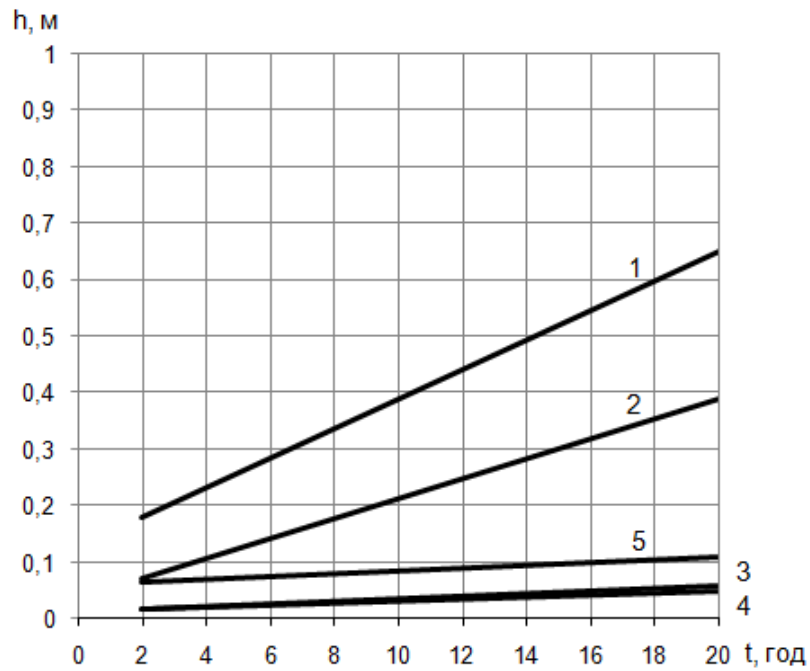


Рис. 3. Зміна втрат напору у фільтрі протягом часу: **1** – загальні втрати напору по всій висоті фільтра; **2** – втрати напору між створами 1-2; **3** – втрати напору між створами 2-3; **4** – те ж саме між створами 3-4; **5** – те ж саме між створами 4-7

Як впливає з цього графіку, основні втрати напору виникають між створами 1-2 у верхньому по руху води шарі завантаження. В наступних, за товщиною завантаження створах, втрати напору різко зменшуються.

Підтвердженням отриманих висновків може служити графік на рис. 4, на якому показано на якій висоті (глибині) фільтра виникають ті чи інші втрати напору.

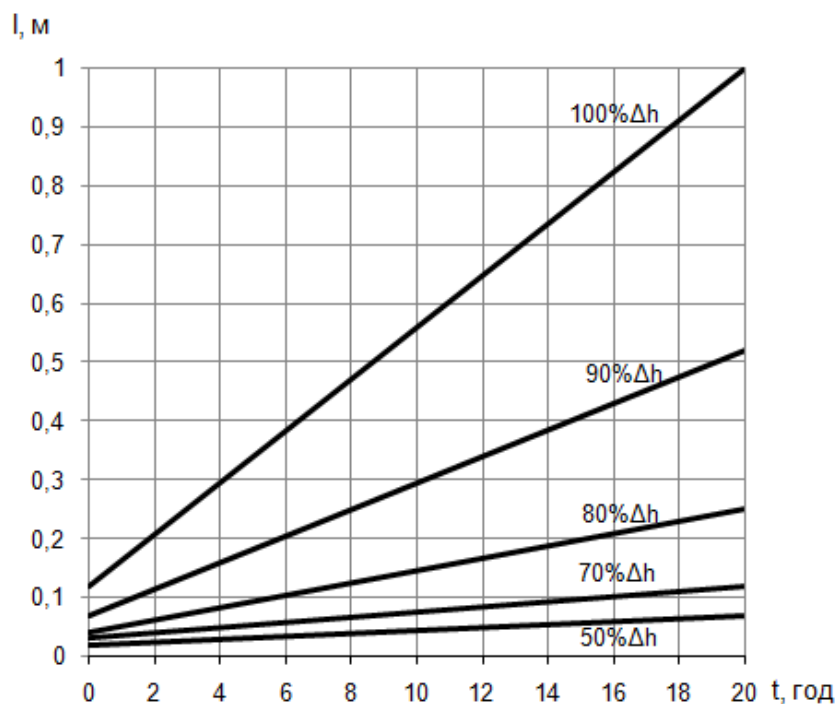


Рис. 4. Визначення втрат напору на різних висотах фільтра

Наприклад, 100% втрат напору досягаються на всій висоті фільтра ( $L = 1\text{ м}$ ), 80% втрат напору будуть на висоті  $l = 0,25\text{ м}$ , 50% – на висоті  $l = 0,07\text{ м}$ .

Очевидно, що збільшення втрат напору в тілі завантаження відбувається за рахунок накопичення ньому частинок забруднень. І чим більша концентрація затриманих забруднень в шарі, тим втрати напору в ньому більші. Графіки, які підтверджують цей висновок, приведені на рис. 5. Де показана зміна концентрації затриманих забруднень по висоті фільтра в залежності від часу роботи фільтра.

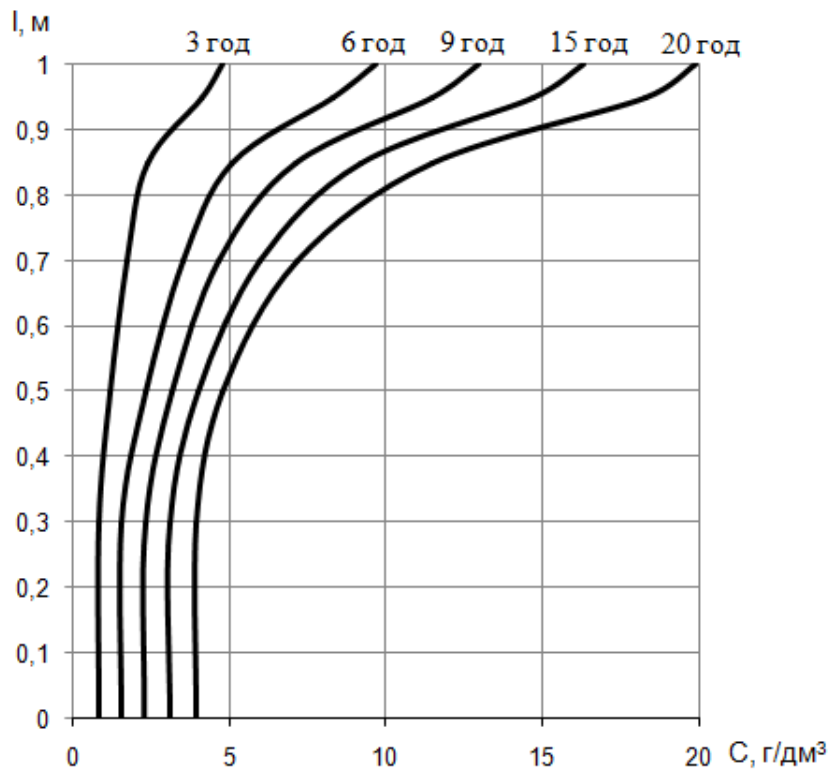


Рис. 5. Зміна концентрації затриманих забруднень за товщиною фільтра протягом часу

З нього також слідує висновок, що основна маса забруднень затримується у верхніх шарах фільтра протягом всього часу його роботи. В розглядуваному випадку при загальній товщині завантаження рівній 1 м в першому шарі товщиною 0,2 м затримується більше 50% всієї маси забруднень.

Накопичення забруднень в тілі фільтра, збільшуючи його опір, одночасно зменшує коефіцієнт фільтрації цієї частини завантаження. Даний висновок підтверджується графіками на рис. 6, де показано зміну коефіцієнта фільтрації різних шарів завантаження протягом часу роботи фільтра.



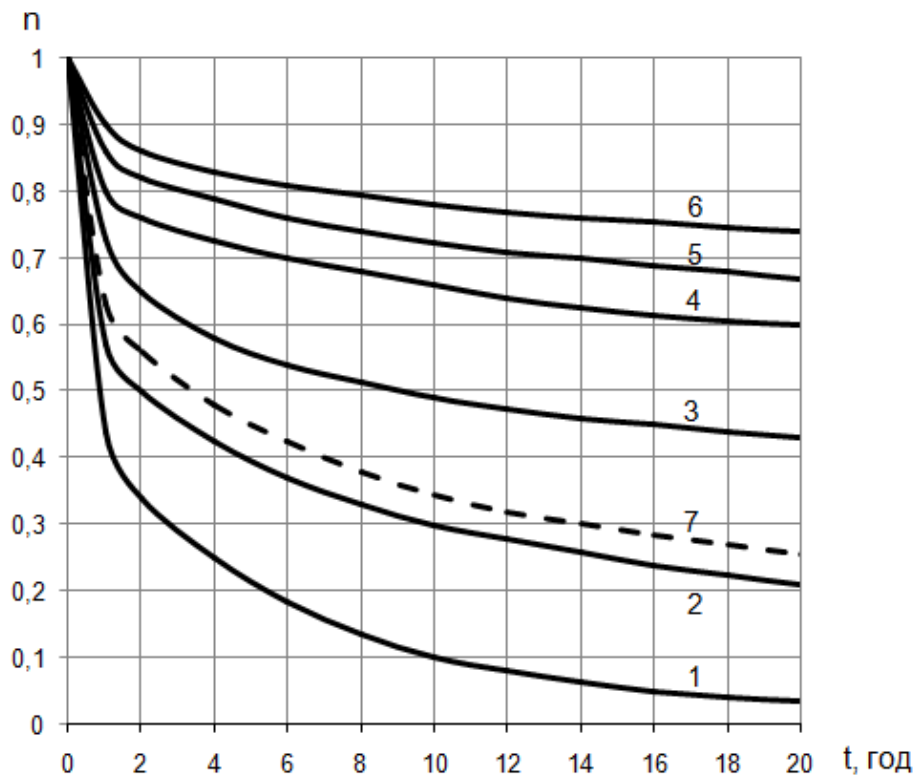


Рис. 6. Зміна відносного коефіцієнта фільтрації різних шарів Завантаження ( $n = K_f/K_{f0}$ ) протягом часу: **1** – між створами 1-2; **2** – між створами 2-3; **3** – між створами 3-4; **4** – між створами 4-5; **5** – між створами 5-6; **6** – між створами 6-7; **7** – те ж саме в середньому для всього фільтра.

Тут же показано зміну середнього для всього фільтра значення відносного коефіцієнта фільтрації. Як видно з цього графіка, найбільше змінюється коефіцієнт фільтрації верхніх шарів завантаження, в нижніх шарах – зміни не такі суттєві.

**Висновок.** В даній роботі представлені результати особистих експериментальних досліджень зміни гідравлічного опору в фільтрі протягом часу його експлуатації. Показано, що основні втрати напору зосереджені у верхніх шарах по висоті фільтра. При цьому найбільшим втратам напору відповідають найменші значення коефіцієнта фільтрації матеріалу завантаження.

### Список літератури

1. *Минц Д.М.* Теоретические основы технологи очистки воды. М.: Стройиздат, 1964. 156 с.
2. *Кравцов М. Л.* Гидравлика зернистых материалов. Минск: Наука и техника, 1980. 168 с.
3. *Орлов В.О.* Водоочисні фільтри із зернистою засипкою. Рівне: НУВГП, 2005. 163 с.

Надійшло до редакції 10.11.2016

В.С. КРЕМЕЗ, кандидат фізико-математичних наук  
С.В. ТЕЛИМА, кандидат технічних наук  
Інститут гідромеханіки Національної академії наук України

## ОБҐРУНТУВАННЯ СХЕМ РОЗМІЩЕННЯ І ПАРАМЕТРІВ СОРБЦІЙНИХ БАР'ЄРІВ ДЛЯ ЗАХИСТУ ҐРУНТОВИХ ВОД ВІД ЗАБРУДНЕННЯ МЕТОДАМИ МАТЕМАТИЧНОГО МОДЕЛЮВАННЯ

*Запропоновано математичну модель і метод розрахунку сорбційних бар'єрів, що застосовуються для захисту ґрунтових вод від забруднення. Приведено приклади розрахунку для визначення товщини фільтру і дослідження розповсюдження ореолу забруднення в зоні впливу накопичувача стічних вод.*

**Ключові слова:** сорбційний бар'єр, математична модель, міграція забруднень.

*Предложена математическая модель и метод расчета сорбционных барьеров, которые используются для защиты грунтовых вод от загрязнения. Приведены примеры расчетов для определения толщины фильтра и изучения распространения ореола загрязнения в зоне влияния накопителя сточных вод.*

**Ключевые слова:** сорбционный барьер, математическая модель, миграция загрязнений.

*The mathematical model and the numerical method for calculation of the properties of the artificial geochemical barriers used for protection of the ground water with contamination are proposed. The example of calculation to determine the thickness of the filter and for investigation of the pollution area in the zone of the influence of the wastewater storage is demonstrated.*

**Key words:** sorbtion barrier, mathematical model, pollution migration.

Для захисту підземних і поверхневих вод від забруднення різноманітними органічними і неорганічними сполуками в багатьох промислово розвинутих країнах за останні роки набули поширення сорбційні бар'єри (СБ) [6,75;7,349]. Зазвичай СБ являють собою проникні вертикальні секції, що заповнені (завантажені) спеціально підібраним фільтруючим матеріалом із високою сорбційною ємністю і вмонтовані в досконалу або недосконалу за ступенем розкриття пласту [2,77;5,302] "стіну в ґрунті" (рис. 1). Непроникні частини такої споруди призначені для формування оптимального режиму надходження забруднених ґрунтових вод у фільтрувальні секції СБ, а також додатково захищають окремі території і об'єкти за такою спорудою від шкідливої дії ґрунтових вод. Задля глобального зменшення забруднення

ґрунтових вод в зонах впливу накопичувачів стічних вод підприємств, хвостосховищ, золовідвалів ТЕС в деяких випадках використовуються шахтні водозливи поблизу захисних дамб, що облаштовані захисними сорбційними фільтрами. Застосування таких конструкцій дозволяє знизити забруднення ґрунтових вод на прилеглих територіях, а також зменшити інтенсивність зростання рівня забруднених вод в згаданих вище технічних водоймах, що дозволяє суттєво знизити експлуатаційні витрати на нарощування висоти захисних дамб.

У випадках бокового надходження забруднених вод в ґрунтові потоки невеликої потужності (до 10...12 м) можливо застосування як досконалих, так і недосконалих бар'єрів. Слід зазначити, що застосування СБ найбільш ефективно і економічно доцільно в тих випадках, якщо забруднення ґрунтових вод відбувається внаслідок інфільтраційного живлення з різноманітних джерел (недостатньо якісно екрановані накопичувачі рідких стоків, твердих відходів, хвостосховищ, золовідвалів та ін.). При таких умовах надходження забруднень області максимальних концентрацій розчинених сполук локалізовані поблизу вільної поверхні ґрунтових вод, тому при згаданих техногенних особливостях формування міграційних потоків можливо застосування недосконалих СБ, заглиблених під рівень ґрунтових вод на 0,5...2 м. в залежності від амплітуди коливання РГВ, що дозволяє зменшити витрати на спорудження і експлуатацію СБ.

Таким чином, СБ доцільно розглядати як водоочисну споруду, що занурена безпосередньо в потік забруднених ґрунтових вод. Слід зазначити, що на відміну від умов роботи водоочисних фільтрів на станціях водоочищення процеси в фільтрувальних секціях відбуваються при змінних швидкостях і напорах, при змінних концентраціях забруднень на вході в фільтрувальну секцію, а також під впливом багатьох інших природніх і техногенних факторів. Методи математичного моделювання процесів внутріпластового очищення ґрунтових вод розроблено вкрай недостатньо, свідченням чого є, наприклад, робота [7,350], в якій використана комерційна програма MODFLOW (що має суттєві обмеження), за допомогою якої проведено моделювання СБ для деяких найпростіших умов.

Слід зазначити, що найбільш поширеним засобом дослідження впливу СБ на режим ґрунтових вод є математичне моделювання. В основу математичної моделі процесів, що вивчаються, покладено фундаментальні рівняння фільтрації і масопереносу із урахуванням масообміну сполук в рідкій фазі і сорбованих твердою фазою ґрунту і адсорбенту, що широко використовуються в багатьох наукових роботах і достатньо докладно викладено в монографіях і навчальних посібниках, наприклад [3,15]. В нашій роботі [2,77] докладно викладено одновимірну по простору математичну модель досліджуваних процесів, що заснована на рівнянні нестационарної фільтрації ґрунтових вод, рівнянні конвективної дифузії із урахуванням масообміну, рівнянні масообміну між сполуками в рідкій і твердій фазах при лінійній ізотермі сорбції Генрі (як одна з можливих форм міжфазних перетворень).

В математичній моделі, що наведена в згаданій роботі [2,78] враховано зміни за простором параметрів рівнянь, що характеризують фільтраційні і фізико-хімічні властивості ґрунтів. Крім того, для тих значень просторової координати, де розташований СБ ( $x_l < x < x_r$ ) відповідні параметри характеризують властивості закладки фільтрувальної секції, де  $x_l, x_r$  – координати СБ (рис. 1). Рівняння фільтрації і масопереносу розв'язано при початкових і граничних умовах, що відповідають реальним природним і техногенним особливостям досліджуваного СБ. Розв'язання задачі в роботі [2,83] одержано теоретично обґрунтованим і добре зарекомендованим в практичних розрахунках методом скінченних різниць за допомогою спеціально розробленої програми для ПК, при використанні якої проведено низку чисельних досліджень для модельних задач, що відображають значну кількість реальних умов, в яких можливо спорудження СБ.

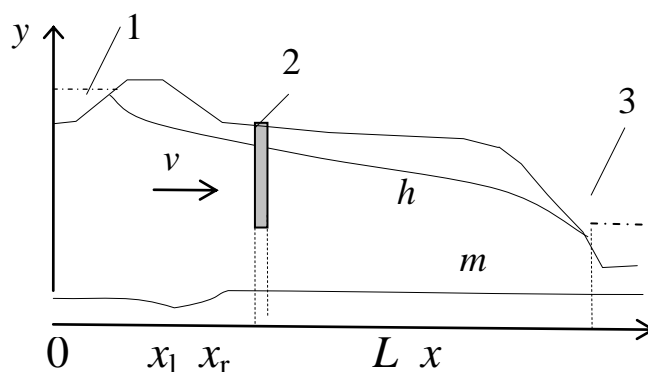


Рис. 1. Схема області фільтрації: 1 – хвостосховище, 2 – СБ, 3 – річка

Для прогнозування розповсюдження забруднень під впливом природних і техногенних факторів в горизонтальній площині широкого розповсюдження набули планові математичні моделі, що дають можливість дослідити закономірності формування зон максимальних концентрацій забруднюючих речовин і визначити місця розташування СБ та інші параметри захисних інженерних споруд.

**Постановка і метод розв'язку задачі.** Планову модель фільтрації ґрунтових вод і міграції забруднень з урахуванням фазових перетворень можна записати наступним чином [1,35]:

$$\mu \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left( k(h-m) \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( k(h-m) \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \varepsilon, \quad V_x = -k \frac{\partial h}{\partial x}, \quad V_y = -k \frac{\partial h}{\partial y}, \quad (1)$$

$$n_a \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left( D \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( D \frac{\partial C}{\partial y} \right) - V_x \frac{\partial C}{\partial x} - V_y \frac{\partial C}{\partial y} - \rho \gamma (K_F C - S) + \varepsilon \frac{C_s - C}{h - m}, \quad (2)$$

$$\frac{\partial S}{\partial t} = \gamma (K_F C - S) \quad 0 < x < L, \quad (3)$$

В записаних вище рівняннях і співвідношеннях прийняти наступні позначення:  $t$  – час, доба;  $x, y$  – просторові координати, м;  $h$  і  $m$  – рівень ґрунтових вод (РГВ) і відмітка водоупору відповідно, м;  $\mu$  – коефіцієнт нестачі насичення (водовіддачі);  $k$  – коефіцієнт фільтрації ґрунту і фільтруючого елементу СБ, м/добу;  $\varepsilon$  – величина інфільтраційного живлення ґрунтових вод внаслідок атмосферних опадів і втрат з різноманітних техногенних джерел, м/добу;  $n_a = n_a$  – активна (за рахунок зв'язаних між собою порових каналів і відкритих мікропорожнин в ґрунті і сорбенті) пористість;  $L$  – довжина області фільтрації, м.;  $C = C$  – масова концентрація розчинених солей в рідкій фазі, мг/л (або мг/дм<sup>3</sup>);  $S = S(x, t)$  – масова концентрація солей в твердій фазі, мг/кг;  $\rho$  – щільність сорбенту, кг/дм<sup>3</sup>;  $D$  – коефіцієнт конвективної дифузії розчинених солей,  $(D = D_m + \delta|V|)$ , м<sup>2</sup>/добу;  $D_m$  – коефіцієнт молекулярної дифузії солей, м<sup>2</sup>/добу;  $\delta$  – коефіцієнт гідродисперсії, м;  $\gamma$  – коефіцієнт швидкості адсорбції (десорбції), 1/добу;  $K_F$  – коефіцієнт адсорбції, дм<sup>3</sup>/кг;  $C_s$  – концентрація забруднення в атмосферних опадах або поверхневому джерелі інфільтраційного живлення, мг/л (або мг/дм<sup>3</sup>).

Розв'язок рівнянь (1)-(3) з відповідними початковими і граничними умовами одержано методом скінченних різниць так само як наведено в роботі [1,39] за допомогою розробленої програми для ПК.

**Приклади розрахунку СБ.** На підставі одновимірної моделі [2,78] розглядається фільтрація забруднених вод з хвостосховища, уріз води якого в розрахунковому перетині розташовано на границі  $x=0$ , в малу річку, що розташована на правій (умовно) границі області моделювання  $L=116.48$  м. Технологічні води хвостосховища забруднені різноманітними сполуками, зокрема концентрація цинку складає 14 мг/л, в той час як згідно до деяких санітарних норм ГМК (гранично можлива концентрація) цинку у воді складає 3 мг/л.

Метою моделювання було вивчення міграції цинку в ґрунтових водах при наявності СБ, що розташований на відстані 67,94 м від лівої границі області фільтрації для 3 значень товщини фільтрувальної секції: 0,2; 0,4; 0,6 м. В якості завантаження фільтра розглядається вугільний сорбент "МИУ-С", властивості якого докладно викладено в роботі [4,83].

Водотривкий шар горизонтальний і розташований на позначці  $m=0$ . Початкове положення ґрунтових вод – статичний горизонт води  $h^0 = 7$  м.; приймалося, що рівень води у хвостосховищі в початковий момент часу миттєво підвищується до позначки  $h_0 = 12$  м і залишається незмінним на протязі всього розрахункового періоду часу  $t_{max} = 360$  діб. Початкова концентрація цинку у сорбенті складала  $S^0 = 1$  мг/кг.

На правій границі області моделювання значення невідомих функцій приймаються постійними і рівними їх значенням в початковий момент часу,

тобто  $h_L = 7$  м,  $C_L = 0.1$  мг/л. Параметри рівняння масопереносу приймалися наступними:  $D_m = 5 \cdot 10^{-5}$  м<sup>2</sup>/добу,  $\delta = 0.01$  м.

Вихідні дані для природнього ґрунту приймалися наступними:

$K = 3.2$  м/добу;  $\mu = 0.23$ ;  $\varepsilon = 0$ ;  $n_a = 0.35$ ;  $\gamma = 0.00001$  1/добу;  $K_F = 10$  дм<sup>3</sup>/кг. Щільність сухого ґрунту складає  $\rho = 1.6$  кг/дм<sup>3</sup>.

Параметри фільтрувальної загрузки мали наступні значення:  $k = 120$  м/добу;  $\mu = 0.18$ ;  $\varepsilon = 0$ ;  $n_a = 0.40$ ;  $\gamma = 0.00005$  1/добу;  $K_F = 10000$  дм<sup>3</sup>/кг. Насипна щільність сухого сорбенту  $\rho = 0.7$  кг/дм<sup>3</sup> [2,82].

Деякі результати розрахунків наведені на рис. 2-3, зокрема, на рис. 2 показано зміни в часі концентрації цинку в рідкій фазі відповідно у фільтрувальній секції і у природньому ґрунті біля неї. Як видно з цих рисунків, концентрації забруднень по товщині фільтру в напрямку потоку зменшуються, а із часом зростають, що свідчить про накопичення сорбованого цинку в матеріалі завантаження.

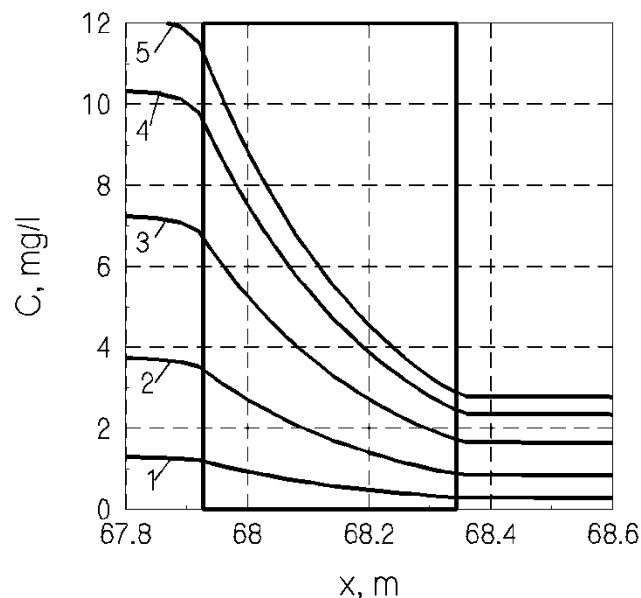


Рис. 2. Зміни в часі концентрації цинку в рідкій фазі у фільтрувальній секції і у природньому ґрунті біля неї:  
**1** –  $t = 140$ ; **2** –  $t = 1160$ ; **3** –  $t = 180$ ; **4** –  $t = 200$ ; **5** –  $t = 220$  діб

На рис. 3 показано зміни ступеню очищення забруднених вод від цинку відносно ГМК  $C_{ex}/C_{bac}$  ( $C_{ex}$  – концентрація солей цинку на виході з фільтрувальної секції,  $C_{bac}$  – ГМК цинку в питній воді. В наведеному прикладі прийнято  $C_{bac} = 3$  мг/л).

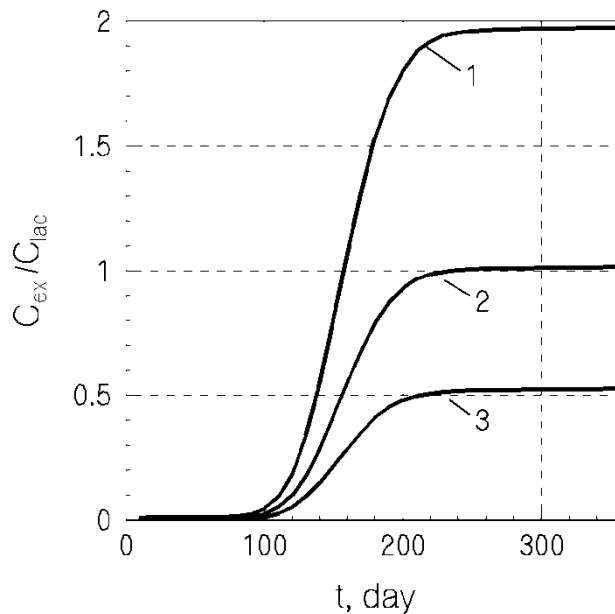


Рис. 3. Зміни ступеню очищення забруднених вод від цинку відносно ГМК  
Товщина фільтрувальної секції: 1 – 0,2 м; 2 – 0,4 м; 3 – 0,6 м

Аналіз результатів розрахунків показав, що на кінець розрахункового періоду часу (360 діб) ступінь очищення ґрунтової води, що надходить у річку, від цинку при товщині фільтрувальної секції 0,2; 0,4 і 0,6 м складала відповідно 2,1; 4,1 і 7,9. Для тих же значень величини перевищення вихідної концентрації над ГМК безпосередньо за бар'єром, що показано на рис.3, а також тої, що надходить до річки, складала відповідно 1,97 (1,91); 1,02 (0,98); 0,53 (0,51).

Таким чином, на кінець розрахункового періоду часу фільтр товщиною 0,2 м не забезпечує очищення ґрунтових вод до потрібних значень, фільтр товщиною 0,4 м працює в критичному режимі, а фільтр товщиною 0,6 м ще має помітний ресурс роботи.

Для іншого прикладу (рис. 4) наведено планове положення ізоліній РГВ і концентрацій цинку в зоні впливу накопичувача стічних вод при наявності СБ на момент часу  $t = 1800$  діб, що одержано на підставі застосування двовимірної моделі (1) – (3).

**Висновки.** Запропоновані математичні моделі фільтрації і масопереносу із урахуванням сорбції розчинених сполук частинками ґрунту і сорбенту в потоці ґрунтових вод дозволяють теоретично вивчати закономірності згаданих процесів при наявності СБ. Розрахунки за описаною методикою дозволяють обрати оптимальні параметри СБ, зокрема товщину фільтрувальної секції для забезпечення необхідного ступеню внутрішньопластового очищення ґрунтових вод від різноманітних розчинених забруднень.

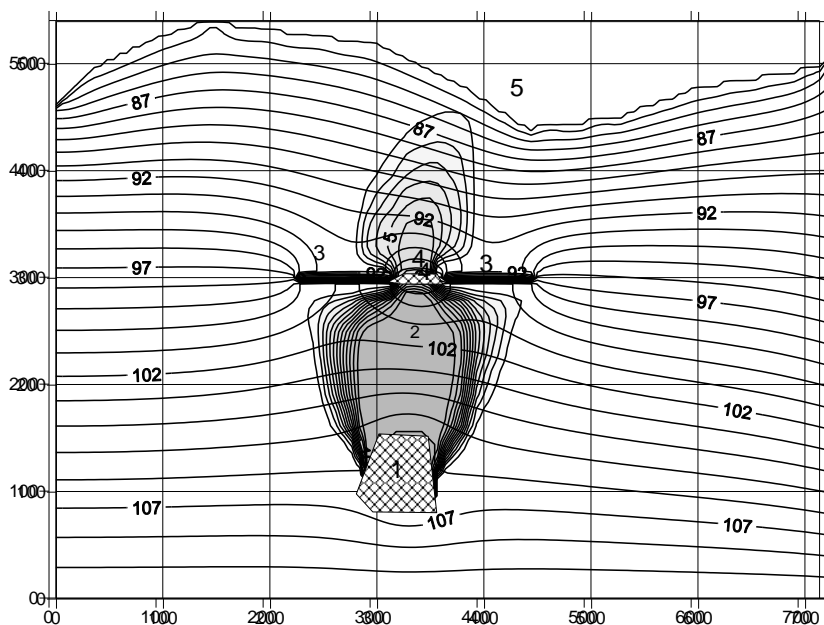


Рис. 4. Ізолінії РГВ і концентрацій цинку в зоні впливу накопичувача стічних вод на момент часу  $t=1800$  діб: 1 – накопичувач стічних вод; 2 – ореол забруднення; 3 – непроникні секції; 4 – СБ; 5 – річка

### Список літератури

1. Добронравов А.А., Кремез В.С, Олійник О.Є. Дослідження фільтрації і міграції забруднень в ґрунтових водах на приміських територіях методами математичного моделювання // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. К: КНУБА, 2010. Вип.14. С. 34-41.
2. Кремез В.С. Математичне моделювання внутріпластового очищення забруднених ґрунтових вод за допомогою штучних геохімічних бар'єрів // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. К.: КНУБА, 2013. Вип. 21. С. 77-85.
3. Методы прогноза солевого режима грунтов и грунтовых вод. // Под. ред. Н.Н. Веригина. М.: Колос, 1979. 336 с.
4. Тарнопольская М.Г. Физико-химические основы очистки воды угольным сорбентом МИУ-С // Водоснабжение и санитарная техника, 2006. № 6.
5. Шестаков В.М. Динамика подземных вод. М.: Изд-во МГУ, 1973. 326 с.
6. An In Situ Permeable Reactive Barrier for the Treatment of Hexavalent Chromium and Trichloroethylene in Ground Water: V.1. Design and Installation //United States nvironmental Protection Agency\EPA/600/R-99/095a, September 1999. 111 p.
7. Scott K.C., Folkes D. J. Groundwater modeling of a permeable reactive barrier to enhance system performance //Proceedings of the 2000 Conference on Hazardous Waste Research. P. 348-355.

Надійшло до редакції 18.11.2016



С.М. МАДЖД, кандидат технічних наук  
Національний авіаційний університет

## МЕХАНІЗМИ ДЕЗАКТИВАЦІЇ ЗАБРУДНЮЮЧИХ РЕЧОВИН В ГІДРОБІОТЕХНОЛОГІЧНИХ СИСТЕМАХ

*Проаналізовано механізми відновлення якості води в гідробіотехнологічних системах. Для підвищення рівня екологічної безпеки водних систем розкриті механізми деструкції органічних речовин, мінеральних з'єднань, важких металів, нафтопродуктів, радіоактивних речовин у гідрофітних інженерних спорудах. Встановлені процеси дезактивації стічних вод характерні для макрофітів та мікроорганізмів-деструкторів.*

**Ключові слова:** гідрофітні споруди, якість води, макрофіти, екологічна безпека.

*Проанализированы механизмы возобновления качества воды в гидробиотехнологических системах. Для повышения уровня экологической безопасности водных систем раскрыты механизмы деструкции органических веществ, минеральных соединений, тяжелых металлов, нефтепродуктов, радиоактивных веществ в гидрофитных инженерных сооружениях. Установленные процессы дезактивации сточных вод характерны для макрофитов и микроорганизмов-деструкторов.*

**Ключевые слова:** гидрофитные сооружения, качество воды, макрофиты, экологическая безопасность.

*The mechanisms of proceeding in quality of water in the hydrobiotechnological systems are analyzed. To increase of environmental safety of the water systems security disclosed mechanisms of destruction of organic substances, mineral substances, heavy metals, oil products, radionuclides in hydrophitic engineering building. The set processes of decontamination of effluents are characteristic for macrophytes and microorganisms-destructions.*

**Key words:** hydrophitic building, quality of water, macrophytes, environmental safety.

### Вступ

Для мінімізації негативного впливу поллютантів на гідросферу необхідна розробка нових і удосконалення існуючих методів очищення стоків шляхом зниження концентрацій забруднювачів до нормативних показників. Найбільш ефективними, низькозатратними і екологічними є способи очищення стічних вод, засновані на функціонуванні різноманітних гідробіотехнологічних системах, в яких використовуються біоценози різних видів водяних організмів

– вищих водних рослин (ВВР), бактерій, водоростей, безхребетних, риб [1,33; 2,13; 3,111; 4].

### **Постановка проблеми**

В процесі забруднення поверхневих вод змінюється їх фізико-хімічний склад, погіршуються умови існування водяних організмів, порушуються процеси самоочищення і знижується їх санітарний стан, що з рештою призводить до деградації водних екосистем. Вивчення механізмів дезактивації забруднювачів в штучно створених біоценозах з гідробіонтами різних трофічних рівнів, основною ланкою яких є ВВР дозволить поліпшити екологічний стан водних екосистем, підвищити ступень доочищення забруднених вод та суттєво зменшити надходження до водойм залишкових концентрацій забруднюючих речовин [1,34; 5,203; 6; 7,13].

### **Аналіз досліджень і публікацій**

Розкриття механізму функціонування гідрофітних угруповань, їх ролі у відновленні якості води зумовило широке використання гідрофітних інженерних споруд для очищення стічних вод [1,32; 8;575].

В біоценозі, де рослини є едифікаторами, очищення від забруднюючих речовин здійснюється макрофітами, бактеріальними угрупованнями, водоростями та безхребетними тваринами [2,53; 4; 9].

**Мета роботи:** визначити механізми відновлення якості води у гідрофітних інженерних спорудах.

### **Розв'язання поставленого завдання**

Аналіз існуючих даних дає можливість виділити основні механізми дезактивації забруднювачів у гідробіотехнологічних системах. Механізми очищення води від забруднювальних речовин полягають як у безпосередньому поглинанні ВВР біогенних елементів та мінеральних сполук, акумуляції їх в тканинах рослин і подальшій трансформації, так і у опосередкованому впливі ВВР на функціонування мікроорганізмів-деструкторів, для яких коренева система макрофітів є субстратом для заселення; виділення рослинами кисню також сприяє окисленню ксенобіотиків [2,73; 9].

### ***Механізм видалення органічних речовин в гідрофітних спорудах.***

На поверхні корневих органів рослини утворюється біоплівка, в якій розвиваються різні мікроорганізми, а завдяки надходження кисню утворюються численні аеробно-анаеробні зони. Розчинні органічні речовини видаляються в процесі адсорбції, поглинання і діяльності мікроорганізмів [6; 7,14].

При порівняно низьких концентраціях забруднювачів стічних вод, ефективність видалення за показником БСК<sub>5</sub> – 85...95%, за показником ХСК – більш, ніж 80%. БСК<sub>5</sub> на виході становить 10 мг/л. При повному дотриманні оптимальних технологічних параметрів в біоплато відбувається повна мінералізація більшості органічних забруднень [2,85; 5,324].

***Механізм видалення мінеральних речовин в гідрофітних спорудах.*** ВВР є одними з найефективніших споживачів мінеральних сполук, зокрема різних форм азоту і фосфору. Ступінь очищення стічних вод від

сполук азоту становить 96...99%, а ступінь очищення від фосфатів підвищується (у порівнянні зі стічними водами, які не пройшли крізь гідрофітну систему) на 10...15% [6; 10,670].

**Механізми видалення різних форм азоту.** У біоплато азот включається в біотичний кругообіг в системі "повітря-вода-рослини-ґрунт". Азот частково видаляється із споруди шляхом поглинання водними рослинами, як необхідний для них біогенний елемент. Відповідно основні процеси, пов'язані з видаленням сполук азоту, відбуваються в результаті мінералізації азотовмісних органічних сполук нітрифікуючими і денітрифікуючими мікроорганізмами [1,33; 2,87; 4].

Субстрат навколо кореневищ рослин характеризується мікрональністю – аеробні зони перемежуються з мікроаеробними, або анаеробними, які фактично не роз'єднані, що в свою чергу створює умови для одночасного протікання процесів нітрифікації та денітрифікації [3,97; 5,173].

**Механізми видалення різних форм фосфору.** Видалення фосфору здійснюється в результаті спільних біологічних і фізико-хімічних процесів. Фосфор поглинається і трансформується рослинами, а потім частково за рахунок видалення рослин виводиться з системи біоплато. Таким шляхом видаляється незначна частина фосфору, а інша частина накопичується в ґрунті, причому процес має оборотний характер. З часом відбувається десорбція фосфору [2,98; 4].

Для біоплато вертикального типу 22,8% фосфору видаляється за рахунок фільтрації, 50...65% за рахунок адсорбції, осадження та асиміляції мікроорганізмами, і тільки 1...3% за рахунок поглинання рослинами [3,17; 9].

Максимальна ємність поглинання фосфору в біоплато зазвичай не перевищує 1 г/м<sup>2</sup> [2;101].

**Механізм видалення важких металів у гідрофітних спорудах.** Для ВВР також характерна висока здатність вилучати із води та акумулювати в своїй біомасі важкі метали (ВМ) [2,101; 4,8, 10,698; 11,227]. Поглинання ВМ укоріненими рослинами залежить від їх вмісту у донних відкладах, а зосереджених у товщі води – від концентрації у воді [5,326; 6; 7,14].

У цілому акумуляція ВМ визначається не лише їх концентрацією у воді та донних відкладах, а і доступністю для рослин, що залежить переважно від величини рН середовища, кисневого режиму, мінералізації води, характеру сполук металів [2,109; 11,142].

ВВР в біоплато мають здатність поглинання, трансформації та накопичення ВМ таких, як Al, Fe, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Pb, V, Zn та ін. Чим більше біомаса рослини, тим краще результат очищення [11,158].

При протіканні стічних вод через шари завантаження біоплато, багато іонів ВМ (Hg, Cd, Cu, As) фіксуються на шарі завантаження; при цьому відбувається ряд складних процесів адсорбції, комплексотворення, осадження та інших видів фізико-хімічного впливу [2,104]

У процесах видалення іонів ВМ із стічних вод також важливу роль відіграють мікроорганізми. Механізм виведення макролітами ВМ із водних екосистем різноманітний [5,24; 9].

*Поглинання.* У процесі росту мікроорганізмів деякі ВМ часто поглинаються ними, і беруть участь у різних клітинних процесах.

*Комплексоутворення і хелатоутворення.* Багато мікроорганізмів виділяють полісахариди, глікопротеїди, ліпополісахариди та інші сполуки, що містять фенольні, гідроксильні та активні функціональні групи, які відіграють важливу роль при комплексо- та хелатоутворенні з іонами ВМ.

*Осадження.* При анаеробних умовах сульфатредуючі бактерії відновлюють сульфат-іони до  $H_2S$ , а останній осідає у вигляді нерозчинних сульфідів.

*Перетворення в менш токсичні форми.* Багато іонів ВМ володіють здатністю змінювати валентність і при впливі мікроорганізмів вони можуть переходити в менш токсичні сполуки. Наприклад, під впливом бактерій роду *Pseudomonas Cr (VI)* відновлюється до менш токсичного *Cr (III)*.

*Адсорбція мікроорганізмами.* Мікроорганізми, маючи велику питому поверхню, добре адсорбують іони ВМ, тому більшість водоростей і мікроорганізмів є хорошими адсорбентами.

***Механізм видалення нафтопродуктів у гідрофітних спорудах.*** За наявності ВВР інтенсивніше відбувається очищення води від нафтових забруднень [6]. Макроліти, поглинаючи з води розчинені органічні речовини, стимулюють свій розвиток, збільшують зону контакту між нафтоокиснювальними бактеріями і нафтою і таким чином прискорюють процес її деградації [2,89; 7,15].

Цьому також сприяє збільшення поверхні контакту між епіфітними нафтоокиснювальними бактеріями і нафтою завдяки рясним обростанням водяних рослин [8,578]. Присутність повітряно-водяної та зануреної рослинності зменшує час очищення стоків від нафтопродуктів у 2,5-5,0 разів, при цьому ефект очищення у біологічних ставках за щільності посадки очерету звичайного 800-900 рослин на  $1\text{ м}^2$  сягає 99...100%.

***Механізм видалення радіоактивних речовин у гідрофітних спорудах.*** Експериментальні дослідження з накопичення стронцію ВВР і планктонними водоростями показали, що водорості акумулюють ізотоп швидше і в більшій кількості, ніж ВВР. Встановлено, що ВВР здатні акумулювати радіонукліди такі, як цезій-137, стронцій-90, кобальт-60, а також здатні видаляти відносно великі концентрації урану, радію та торію [2,107].

Для макрофітів (ряски) коефіцієнт накопичення протягом 3 діб експозиції становив 2457...3967 за концентрації стронцію  $10^{-7}$ ... $10^{-10}$  К. Значення коефіцієнту майже не залежать від концентрації ізотопу в розчині та фотосинтетичної активності ряски. Це дає змогу припустити, що акумуляція мікрокількостей стронцію водяними рослинами відбувається в основному згідно із законами сорбції [10,699].

В ході аналізу основних процесів деструкції забруднюючих речовин в гідрофітних системах нами виділені і узагальнені основні механізми дезактивації характерні для макрофітів та мікроорганізмів-деструкторів (табл. 1).

## Шляхи відновлення якості води в гідробіотехнологічних системах

Забруднювачі	Процеси дезактивації	
	Макроліти	мікроорганізми-деструктори
Органічні речовини	-	Адсорбція Поглинання
Мінеральні речовини	Нітрифікація Денітрифікація Поглинання Трансформування Адсорбція	Мінералізація
<i>Різні форми азоту</i>		Осадження Асиміляція
<i>Різні форми фосфору</i>		
ВМ	Акумуляція Поглинання Трансформація Накопичення Комплексоутворення	Поглинання Адсорбція Осадження Перетворення в менш токсичні форми
Нафтопродукти	Руйнування	Деструкція
Радіоактивні речовини	Дезактивація Акумуляція Сорбція	-

**Висновки**

Проаналізовано механізми відновлення якості води в гідробіотехнологічних системах. Розкрити механізми деструкції органічних речовин, мінеральних речовин, ВМ, нафтопродуктів, радіоактивних речовин у гідрофітних інженерних спорудах. Встановлено, що для макрофітів в гідрофітних спорудах найхарактернішими процесами дезактивації є: акумуляція, поглинання, трансформація, а для мікроорганізмів-деструкторів – адсорбція, осадження та поглинання.

**Список літератури**

1. *Стольберг В.Ф., Ладыженский В.Н., Спирин А.И.* Биоплато – эффективная малозатратная экотехнология очистки сточных вод // *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності*, 2003. №3. С. 32-34.
2. *Романенко В. Д. та ін.* Природні і штучні біоплато Фундаментальні та практичні аспекти. К.: Наук. думка, 2012. 110 с.
3. *Дикаревский В.С.* Отведение и очистка поверхностных сточных вод. Л.: Стройиздат, 2000. 224 с.
4. *Будьоний О.П., Аврамішина К.В.* Біоплато як перспективний спосіб очищення стічних вод. URL: <http://www.essuir.sumdu.edu.ua>.
5. *Яковлев С.В.* Водоотведение и очистка сточных вод. М.: Изд-во АСВ, 2014. 704 с.

6. Використання біоплато для очистки стічних вод URL: [http:// www.librar.org.ua](http://www.librar.org.ua).

7. Диренко А.А., Коцар Е.М. Использование высших водных растений в практике очистки сточных вод и поверхностного стока // Сантехніка, опалення, кондиціювання, 2006. № 4 (28). С. 12–15.

8. Міхеев О.М. Адаптація гідрофітної системи для очистки стічних вод підприємств цивільної авіації // Хімія і технологія води, 2015. С.574–581.

9. Роль вищих водних рослин в поліпшенні якості води. URL: [http:// www.ukrbukva.net](http://www.ukrbukva.net).

10. Цапліна К.М. Функціональні показники занурених рослин водосховищ у різних гідрологічних та гідрохімічних умовах // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. К.: Ніка-Центр, 2011. С. 696–701.

11. Трахтенберг И.М., Колекников В.С., Луковенко В.П. Тяжелые металлы во внешней среде // Современные гигиенические и токсикологические аспекты. Минск: Наука и техника, 2004. 285 с.

Надійшло до редакції 14.11.2016

УДК 628.16

С.Ю. МАРТИНОВ, кандидат технічних наук

С.О. КУНИЦЬКИЙ, кандидат технічних наук

А.М. ОРЛОВА, кандидат технічних наук

Національний університет водного господарства та природокористування,  
м. Рівне

## **ВПРОВАДЖЕННЯ ПІНОПОЛІСТИРОЛЬНИХ ФІЛЬТРІВ КОМІРКОВОГО ТИПУ ПРИ КОНТАКТНОМУ ЗНЕЗАЛІЗНЕННІ ВОДИ**

*Наведено результати впровадження безнапірних пінополістирольних фільтрів з висхідним фільтруванням при контактному знезалізненні води. Описано конструктивні особливості, принцип роботи пінополістирольного фільтру коміркового типу та представлено результати його роботи при реконструкції станції знезалізнення вод.*

**Ключові слова:** контактне знезалізнення, аерація, фільтрування, пінополістирол, фільтри коміркового типу.

*Приведены результаты внедрения безнапорных пенополистирольных фильтров с восходящим фильтрованием при контактном обезжелезивании воды. Описаны конструктивные особенности, принцип работы пенополистирольного фильтра ячеистого типа и представлены результаты его работы при реконструкции станции обезжелезивания воды.*

**Ключевые слова:** контактное обезжелезивание, аэрация, фильтрация, пенополистирол, фильтры ячеистого типа.

*The results of implementing the free-flow polystyrene foam filters with upward filtration at contact deferrization of water are shown. We describe the constructive features, the principle of work the polystyrene foam filters of cellular type and presents the results of its work at the reconstruction of water deferrization station.*

**Key words:** contact deferrization, aeration, filtration, polystyrene foam, cellular-type filters.

За даними Всесвітньої організації охорони здоров'я, близько 90% людських хвороб спричинені вживанням неякісної води. Вживання такої води погіршує самопочуття та працездатність людини, викликає та ускладнює багато захворювань. Тому, проблема забезпечення населення доброякісною водою повинна бути одним з головних пріоритетів кожної країни [6,56].

Як правило, підземні води північно-західного регіону України характеризуються підвищеною концентрацією загального заліза, яка, здебільшого, не перевищує 2...3 мг/дм<sup>3</sup>. Незважаючи на велику кількість методів знезалізнення води [3,23;4,9], найбільшого поширення та, в першу чергу, рекомендуються аераційні методи [1,120;9,404], що пов'язано з їх відносною дешевизною [7,6].

Для знезалізнення підземної води використовуються різні типи фільтрувальних завантажень [5,8;8,133]. Від вибраного типу завантаження, як правило, залежить конструкція фільтрувального та допоміжного обладнання. Використання «важких» завантажень вимагає додаткового обладнання для організації промивання. Разом з тим, крупногранульне завантаження, таке як гранітний щебінь, вимагає досить великих витрат повітря та промивної води. І тому, експлуатація таких фільтрів ускладнена. Використання цеолітового завантаження дозволяє отримувати фільтрат високої якості та достатньо ефективно проводити промивання. Проте, цеоліт досить швидко стирається і вимивається при промиванні, що вимагає його періодичного дозавантаження.

Пінополістирольне завантаження достатньо ефективно знезалізнює воду. При цьому, ефективне промивання завантаження виконується найпростішим способом. Дослідженнями пінополістирольних фільтрів займаються багато вітчизняних та зарубіжних вчених. Останнім часом значні дослідження по знезалізненню води на пінополістирольних фільтрах проведені науковою школою, заснованою проф. Орловим В.О. [4;5].

В якості завантаження можна використовувати пінополістирол спінений водою на місці розміщення фільтрувальних споруд або промислового виготовлення. Використання пінополістиролу, спіненого водою, обмежується складністю його отримання в великих кількостях. Тому, економічно доцільно використовувати пінополістирол промислового виробництва [5,16] з підвищеним гранулометричним складом.

При невеликій концентрації гідрокарбонатного заліза, достатній лужності води та водневому показнику доцільно застосовувати контактне знезалізнення, коли підземна вода після аераційно-дегазаційної обробки зразу надходить в зернисті фільтри, де відбувається її знезалізнення.

Схема контактного знезалізнення води з безнапірними пінополістирольними фільтрами підвищеної крупності гранул нами впроваджена при реконструкції станції знезалізнення води смт Гоща. Якість підземної води характеризується наступними показниками: концентрація загального заліза – 0,86...2,55 мг/дм<sup>3</sup>, запах – 3...5 балів (сірководневий), аміак – 0,37...0,96 мг/дм<sup>3</sup>, водневий показник – 6,96...7,1 од., лужність 6,2...6,9 моль/м<sup>3</sup>, жорсткість загальна – 6,5...6,9 моль/м<sup>3</sup>, нітрати – менше 0,1 мг/дм<sup>3</sup>, марганець – 0,03...0,1 мг/дм<sup>3</sup>, вільна вуглекислота – 52...78 мг/дм<sup>3</sup>. Тобто, підземна вода не відповідає вимогам до питної водопровідної води [2, дод.2] за концентраціями загального заліза та запахом, інколи спостерігається підвищений вміст марганцю та амонію.

До реконструкції у фільтрувальній залі на майданчику станції знезалізнення води було встановлено: РЧВ, насоси підкачування води в мережу, вузол знезараження води та один непрацюючий фільтр Ø2,5 м.

Враховуючи вільну площу, наявні матеріали та можливості замовника, було запроектовано та змонтовано чотири пінополістирольні фільтри з висхідним фільтруванням (Ø1400 мм – 3 шт, Ø1200 мм – 1 шт). Для видалення розчинених газів встановлений один повітревідділювач Ø600 мм з аератором у вигляді струменевідбивної чаші. Фільтри були завантажені пінополістиролом промислового виробництва з підвищеною крупністю гранул. На основі проведених нами досліджень по знезалізненню води на пінополістирольних фільтрах з підвищеною крупністю гранул, прийнята розрахункова швидкість фільтрування 7 м/год, добова продуктивність фільтрів становить 840 м<sup>3</sup>/добу.

Всі фільтри працювали з різною швидкістю фільтрування 4...7 м/год. В процесі експлуатації встановлено, що при добовій продуктивності фільтрів не більше розрахункової, концентрація заліза у фільтраті складає менше 0,2 мг/дм<sup>3</sup> і запах сірководню відсутній. Причому, якість фільтрату змінювалася залежно від швидкості фільтрування і концентрації заліза у підземній воді (табл. 1).

Таблиця 1

**Якість знезалізнення води на фільтрах (I-ша черга реконструкції)  
при різних швидкостях фільтрування**

Найменування показника		Фільтр			
		№1	№2	№3	№4
Швидкість фільтрування, м/год		7,0	5,1	6,0	7,0
Концентрація заліза, мг/дм <sup>3</sup>	у фільтраті	0,03	0,02	0,03	0,04
	у підземній воді	1,28			



Покращення якості води призвело до поступового збільшення абонентів та кількості реалізованої води. Крім того, виникали періоди (аварії на мережі, святкові та вихідні дні, поливальний період), коли на фільтри надходили підвищені витрати води (рис. 1) і вони працювали зі швидкостями 8...12 м/год. При цьому, якість фільтрату погіршувалась (табл. 2) і не завжди відповідала вимогам [2, дод.2].

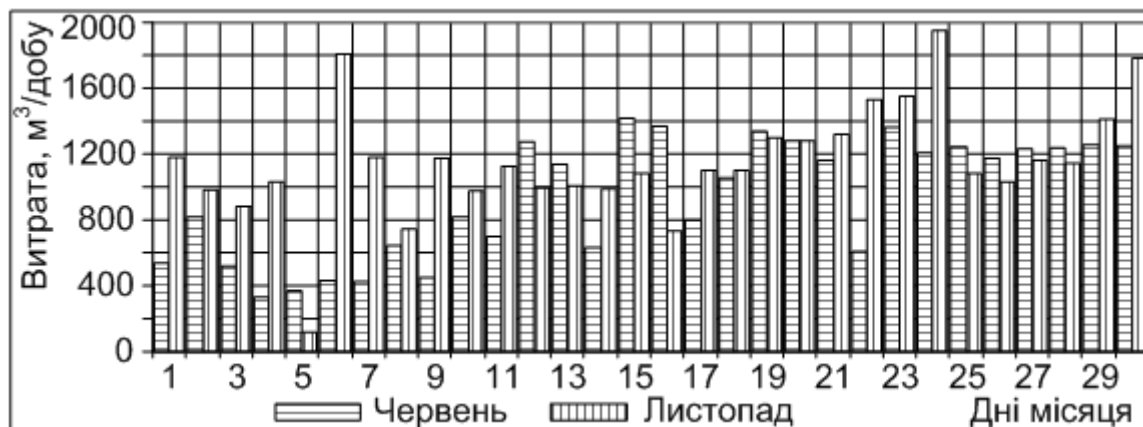


Рис.1. Добові подачі води у водопровідну мережу селища

Таблиця 2

#### Концентрація заліза у воді

Місце відбору проби	вхідна вода	Фільтрат фільтра			
		№1	№2	№3	№4
Концентрація заліза, мг/дм <sup>3</sup>	1,48	0,15	0,39	0,30	0,32

Тому виникла потреба в реконструкції недіючого фільтра Ø2,5 м (II-га черга реконструкції). Фільтр складався з двох частин: верхньої Ø2,5 м та нижньої Ø2,7 м, розділених сталеву перфорованою плитою. В нижній частині фільтра розміщувався пінополістирол. Для запобігання виносу гранул завантаження на перфоровану плиту було насипано шар щебеню. Фільтрування води передбачалося низхідним потоком із забором фільтрату через ковпачкову середню дренажну систему. Для рівномірного розподілу промивної води нижня частина фільтра також була обладнана сталеву перфорованою плитою, нижче якої підключений трубопровід відведення промивної води.

При візуальному огляді фільтра було виявлено значне заростання сполуками заліза отворів у верхній плиті, часткову кольматацію щілин пластмасових ковпачків та незначне заростання щілин в нижній плиті. Фільтр промивався вхідною (неочищеною) водою, що погіршувало режим промивання та потребувало скиду перших порцій фільтрованої води в каналізацію, оскільки концентрація заліза в них наближається до концентрації заліза у вхідній воді (перший фільтрат йшов незадовільної якості впродовж півгодини, а іноді і більше). Недостатність інтенсивності та тривалості промивання призвело до поступової кольматації завантаження (утворення

окремих грудочок з закольматованих гранул).

Враховуючи позитивний досвід працюючих чотирьох фільтрів, для збільшення продуктивності станції було запропоновано переобладнати фільтр Ø2,5 м з низхідним фільтраційним потоком на фільтр з висхідним, а аерацію води проводити перед додатково встановленим повітревідділювачем.

Розглядалося декілька схем реконструкції фільтра. Кожен варіантів передбачає заміну верхньої та нижньої розподільної систем. Оскільки надфільтрового об'єму фільтру недостатньо для забезпечення одного промивання фільтра, може передбачатися:

- трубопровід подачі питної води від напірного трубопроводу насосів другого підняття в надфільтровий простір;
- трубопровід подачі підземної води в надфільтровий простір;
- максимальне наповнення надфільтрового простору знезалізненою водою за рахунок поступового зменшення подачі води на фільтр.

При необхідності забезпечення більшої інтенсивності та тривалості промивання, можна проводити декілька послідовних промивань фільтра.

Для зменшення об'єму води на одне промивання запропоновано розділити підрешіткову частину фільтра на чотири самостійні комірки (фільтри) з окремими промивними трубопроводами та трубопроводами аерованої води і спільним надфільтровим простором – **пінополістирольні фільтри коміркового типу** (рис. 2). Такий розподіл нижньої частини фільтра дозволив зменшити об'єм води на промивання одного фільтра в чотири рази і відмовитися від додаткової підкачки води у надфільтровий простір.

Знезалізнення води на пінополістирольних фільтрах коміркового типу відбувається наступним чином (рис. 2).

Підземна вода по трубопроводу 1 потрапляє в аератор, де відбувається її насичення киснем повітря та видалення розчинених газів (сірководень, вуглекислота), що сприяє підвищенню окислювально-відновного потенціалу та водневого показника води. Далі аерована вода потрапляє в повітревідділювач 2, де відбувається видалення розчинених газів та у підфільтровий простір чотирьох фільтрів, які розділені перегородками 5. Проходячи висхідним потоком пінополістирольне завантаження 7, що утримується в притопленому стані спеціальною конструкцією 8, вода очищається від заліза та збирається в надфільтровому просторі фільтрів 9. Звідси самопливом відводиться по трубопроводу 10 споживачам. Фільтри промиваються по чергово знезалізненою водою з об'єднаного надфільтрового простору шляхом відкриття засувки на відповідних промивних трубопроводах 11. Для запобігання виносу завантаження, в кінці промивання влаштований гідрозатвор 12 з трубою зриву вакууму 13.

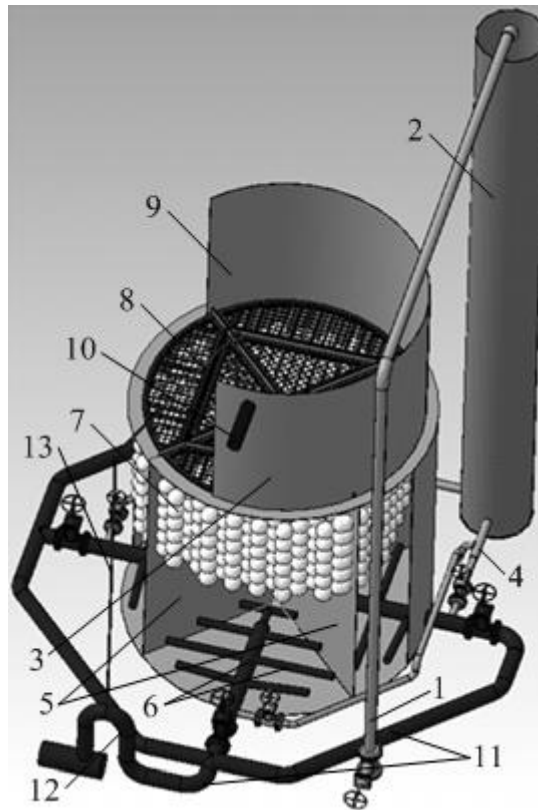


Рис. 2. Схема пінополістирольного фільтру комірковий типу:  
**1** – трубопровід подавання підземної води; **2** – повітревідділювач; **3** – корпус фільтра; **4** – трубопровід аерованої води; **5** – перегородки; **6** – нижня дренажна розподільна система; **7** – пінополістирольне завантаження; **8** – утримуюча конструкція; **9** – надфільтровий простір; **10** – трубопровід відведення знезалізненої води; **11** – промивний трубопровід; **12** – промивний гідрозатвор; **13** – трубка зриву вакууму

Розрахункова площа фільтрування кожного фільтра становила 1,22 м<sup>2</sup>. При швидкості фільтрування 7 м/год, кожен фільтр забезпечить очищення води витратою 8,5 м<sup>3</sup>/год, а всі чотири – 34,0 м<sup>3</sup>/год. Запроектовано трубчасту нижню дренажну систему (рис. 3).



**а**



**б**

Рис. 3. Реконструкція пінополістирольного фільтру комірковий типу:  
**а)** нижня дренажна система; **б)** перегородки, що розділяють підфільтровий простір на окремі комірки (фільтри)

Верхня утримуюча конструкція влаштовується окремо для кожного фільтра та складається з двох секцій. Загальний вигляд на фільтри I-ї та II-ї черги реконструкції наведено на рис. 4.



Рис. 4. – Загальний вигляд на фільтри:

1, 4 – повітрівідділювачі I-ї та II-ї черг реконструкції; 2, 3 – фільтри  $\varnothing 1,4$  м та  $\varnothing 1,2$  м;  
5 – реконструйований фільтр коміркового типу  $\varnothing 2,5$  м; 6 – РЧВ

Нами були проведені дослідження роботи пінополістирольних фільтрів двох черг реконструкції. Переносним витратоміром заміряні витрати води на кожному фільтрі. Фільтри II-ї черги працювали з витратами  $4,2 \dots 5,6$  м<sup>3</sup>/год, що відповідає загальній витраті  $21,0$  м<sup>3</sup>/год. Чотири фільтри I-ї черги працюють з витратами, що коливалися в значно більших межах –  $2,0 \dots 11,0$  м<sup>3</sup>/год (найменшу витрату мав фільтр №2, а найбільшу – №4), що відповідає загальній витраті  $27$  м<sup>3</sup>/год (рис. 5). Значна різниця в швидкостях фільтрування на фільтрах I-ї черги пов'язана з різними опорами трубопроводів, що подають аеровану воду на кожен фільтр та складністю точного регулювання ступеню відкриття арматури. Для фільтра коміркового типу це зробити простіше, оскільки опори трубопроводів, що подають аеровану воду приблизно однакові та встановлені поворотні затвори одного типу.

Фільтри II-ї черги промивають по черговому один раз на дві доби. Кінетика вимивання забруднень з першої комірки (фільтра) наведено на рис. 6. Інтенсивність промивання коливається в межах  $14,6 \dots 10,8$  л/(с·м<sup>2</sup>), середня –  $13,2$  л/(с·м<sup>2</sup>). Даної інтенсивності достатньо для ефективного промивання завантаження, про що свідчить один достатньо виразний пік на графіку кінетики вимивання забруднень. Потрібна тривалість промивання становить близько 5 хв. Підвищена тривалість промивання фільтра пов'язана з конструктивними його особливостями – більшою висотою підфільтрового простору.

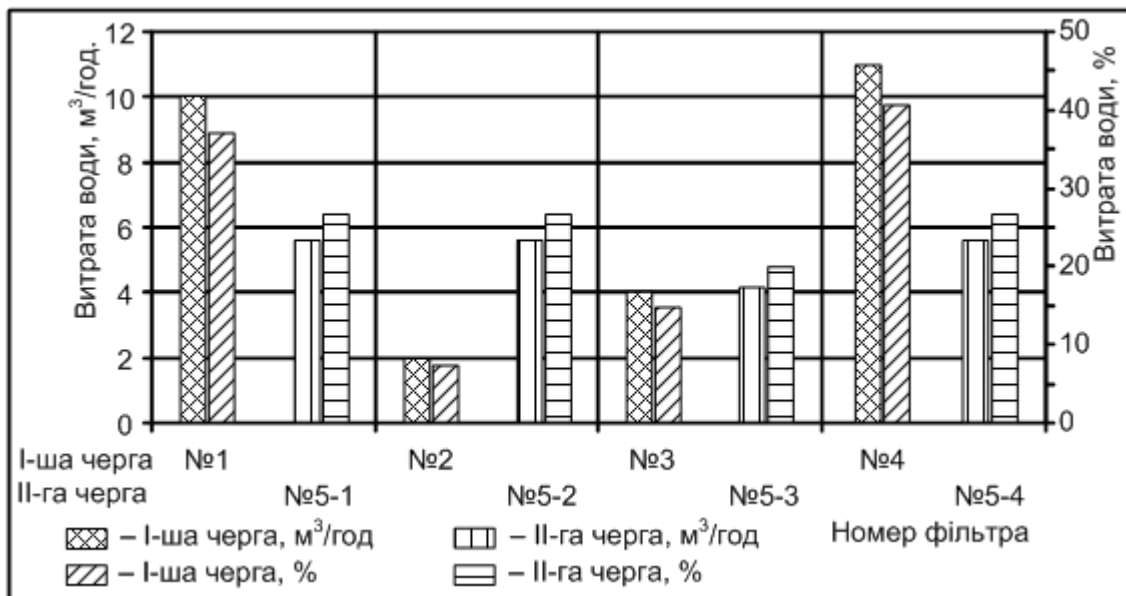


Рис. 5. Розподіл витрат води між фільтрами I-ї та II-ї черг реконструкції

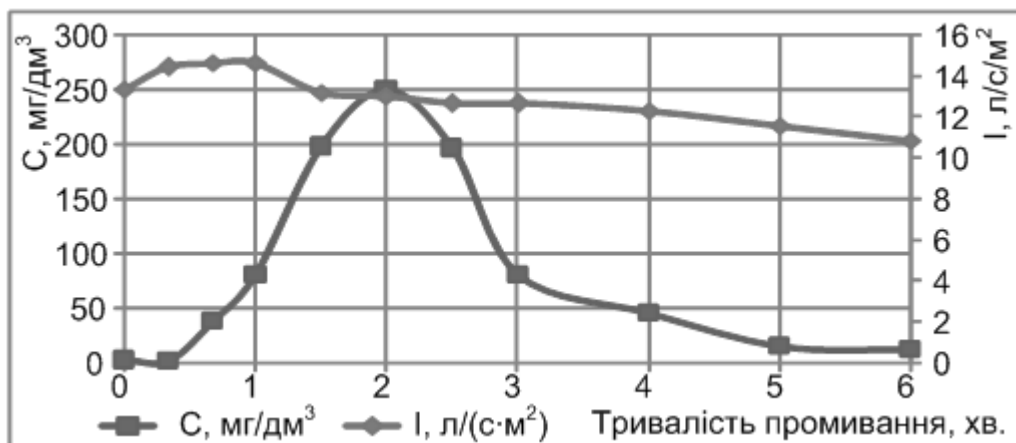


Рис. 6. Кінетика вимивання забруднень із завантаження

При проведенні досліджень помічено, що працюючі насоси другого підняття, розміщені у фільтрувальному залі, викликають значну вібрацію у фільтрі Ø2,5 м, що повинно погіршувати ефективність його роботи. При таких умовах фільтрування були відібрані проби води та визначені концентрації заліза у вхідній воді та фільтраті перед промивання та через 0,5 год після закінчення промивання першого фільтра (комірки) – табл. 3.

Таблиця 3

**Ефективність знезалізнення води на реконструйованому фільтрі коміркового типу Ø2,5 м**

Місце відбору проби	[Fe] <sup>3Al</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	[Fe] <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>
Вхід (підземна вода)	1,03	0,99
Фільтрат (до промивання)	0,03	0,01
Фільтрат (після промивання)	0,11	0,05

При концентрації заліза у вхідній воді 1,03 мг/дм<sup>3</sup>, концентрація заліза у фільтраті чотирьох фільтрів II-ї черги становить 0,03...0,11 мг/дм<sup>3</sup>, що повністю задовольняє діючі норми на питну воду. Співвідношення форм заліза у фільтраті ( $[\text{Fe}^{2+}]/[\text{Fe}^{3\text{AG}}]$ ) близьке до 45%.

Отже, проведена реконструкція станції знезалізнення смт Гоща дозволила забезпечити споживачів водою, очищеною від сполук заліза до вимог питної водопровідної води. Для контактного знезалізнення води успішно застосовуються безнапірні пінополістирольні фільтри з висхідним фільтруванням та підвищеною крупністю гранул завантаження. Для зменшення капітальних затрат на спорудження окремих фільтрів та при реконструкції фільтрів з недостатнім запасом промивної води, доцільно застосовувати пінополістирольні фільтри коміркового типу. Такі фільтри достатньо прості в експлуатації та забезпечують ефективне знезалізнення води.

### Список літератури

1. *Водопостачання*. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування: ДБН В.2.5-74:2013. К.: Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України, 2013.
2. *Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною*: ДержСанПіН 2.2.4-171-10. Затверджено наказом МОЗУ 12.05.2010 № 400. Зареєстровано в МЮУ 1.07.2010 №452/17747.
3. *Николадзе Г. И.* Обезжелезивание природных и оборотных вод. М.: Стройиздат, 1978. 161 с.
4. *Orlov V.* Water defferrization in polystyrene foam filters with sediment layer. Saarbrucken, Deutschland: LAP LAMBERT Academic Publishing, 2016. 94 с.
5. *Очищення природної води на пінополістирольних фільтрах* : [монографія]. Рівне: НУВГП, 2012. 172 с.
6. *Поляков В. Л.* О фильтровании воды с высоким содержанием железа // *Доповіді Національної Академії наук України: Науково-теоретичний журнал*. 2015. № 1. С. 56-64.
7. *Станкявичус В. И.* Обезжелезивание воды фильтрованием (основы теории и расчет установок). Вильнюс: Мокслас, 1978. 120 с.
8. *Тугай А. М.* Продуктивність водозабірних свердловин в умовах кольматажу: [монографія]. Харків: ХНАМГ, 2004. 240 с.
9. *Хоружий П. Д.* Ресурсозберігаючі технології водопостачання. К.: Аграрна думка, 2008. 269 с.

Надійшло до редакції 17.11.2016

О.В. МАТЯШ, кандидат технічних наук  
І.С. УСЕНКО, кандидат технічних наук  
Полтавський національний технічний університет ім. Юрія Кондратюка

## СПІВВІДНОШЕННЯ НАДІЙНОСТІ ВІТЧИЗНЯНИХ ТА ЗАРУБІЖНИХ ВОДОПРОВІДНИХ ТРУБ

*На основі виконаного якісного та кількісного аналізу надійності металевих водопровідних труб для чотирьох міст України проведено порівняння отриманих результатів дослідження із зарубіжними даними та розроблені відповідні висновки та пропозиції.*

**Ключові слова:** водопровідні металеві труби, показники надійності, безвідмовність, ремонтпридатність.

*На основе выполненного качественного и количественного анализа надежности металлических водопроводных труб для четырех городов Украины проведено сравнение полученных результатов исследования с зарубежными данными и разработаны соответствующие выводы и предложения.*

**Ключевые слова:** металлические водопроводные трубы, показатели надежности, безотказность, ремонтпригодность.

*Based on the qualitative and quantitative reliability analysis of metal water pipes for four cities of Ukraine a comparison of research results with foreign data and develop appropriate conclusions and suggestions.*

**Keywords:** metal water pipes, indicators reliability, reliability, maintainability.

**Постановка проблеми.** На сьогоднішній день гостро стоїть проблема забезпечення населення питною водою. Про це свідчить відповідна постанова Кабінету Міністрів України №630 від 2005 [1], де вимагається щоб "...допустимий термін відхилення показників з безперебійного водопостачання складав не більше 6 годин на добу та не більше 2 разів на місяць". ДБН В.2.5–74:2013 говорить [2]: "...централізовані системи водопостачання по надійності дії або за ступенем забезпеченості подачі води поділяють на три категорії...":

- для 1 категорії допускається перерва в подачі води не більше ніж на 10 хв.;
- для 2 категорії допускається перерва в подачі води не більше ніж на 6 годин;

– для 3 категорії допускається перерва в подачі води не більше ніж на 24 годин.

Норми, зазначені в нормативно-правових документах, можуть бути виконані для системи подачі та розподілу води за умов відповідності вимогам надійності окремих елементів системи водопостачання. Однією із найбільш вагомих та проблемних складових частин систем водопостачання є водопровідні мережі.

**Аналіз останніх досліджень.** Особливо плідно над вирішенням питань надійності в Україні працюють доктори технічних наук, професори: В.Г. Новохатній [3, 5; 4, 2], А.А. Ткачук [5, 35], П.Д. Хоружий [6, 60], А.Я. Найманов [7, 30]. Серед фахівців в галузі водопостачання слід відмітити: С.В. Храменков (“Мосводоканал”), О.Г. Примін (“Інститут Мосводоканал-НДІпроект”) [8, 92; 15, 2] та інші. Для встановлення основних причин відмов, знаходження кількісних та якісних показників надійності водопровідних труб спрямовували та спрямовують свої зусилля ряд закордонних вчених, а саме Н. Hotłoś, F. Piechurski, J.R. Rak, A. Studzinski, B. Tchórzewska-Cieślak [9, 17; 10, 20; 11, 115; 12, 58]. Проте аналіз наукових джерел показує, що отримані числові показники надійності водопровідних трубопроводів потребують додаткових досліджень в кожному конкретному випадку, оскільки на безвідмовність водопровідних мереж впливає ряд факторів, як при проектуванні так і експлуатації мереж.

**Викладення основного матеріалу досліджень.** Збір та аналіз статистичних даних щодо пошкоджень водопровідних труб виконано у п’яти містах України, а саме: Полтаві, Луцьку, Кременчуці, Карлівці та Лубнах Полтавської області [13, 6]. Загальна протяжність проаналізованої водопровідної мережі вказаних міст України складає 520,9 км. Чавунні трубопроводи (сірий чавун) складають 61% від загальної протяжності мереж, сталеві – 39%. Проаналізовано статистичні дані пошкоджень металевих труб діаметром 50...300 мм протягом 7 років і встановлено, що основними видами пошкоджень є: для чавунних труб – вихід цементу з розтрубів труб (70,0%), поперечні переломи (22,7%), корозія (5,3%), пошкодження землерийною технікою (2,0%); для сталевих труб – наскрізні свищі (76,4%), порушення зварних з’єднань (17,9%), корозія (4,1%), пошкодження землерийною технікою (1,5%). Якісний аналіз (табл.1) дозволив побудувати порівняльні діаграми пошкоджень водопровідних труб для вказаних міст України (рис.1).

Основним показником безвідмовності водопровідних труб прийнято напрацювання на відмову  $T$  1км трубопроводу або обернена йому величина – параметр потоку відмов  $\omega_0$  1км трубопроводу. Для розрахунку середнього значення параметра потоку відмов  $\omega_0^{mid}$  використана формула

$$\omega_0^{mid} = \frac{n}{t \cdot \sum L}, \quad (1)$$



Таблиця 1

## Причини пошкоджень водопровідних труб досліджуваних міст України

Місто	Чавунні водопровідні труби (сірий чавун)			
	Вихід цементу із розтрубних з'єднань	Поперечні переломи	Корозія	Пошкодження землерийною технікою
Полтава	45%	43%	10%	2%
Кременчук	68%	19%	9%	4%
Луцьк	80,50%	17,40%	1,40%	0,70%
Карлівка	65%	23%	8%	4%
Лубни	58%	32%	8%	2%
<b>Узагальнені дані</b>	<b>70,0%</b>	<b>22,7%</b>	<b>5,3%</b>	<b>2,0%</b>
Місто	Сталеві водопровідні труби			
	Наскрізнi свищі	Пошкодження зварних з'єднань	Корозія	Пошкодження землерийною технікою
Полтава	48%	36%	14%	2%
Кременчук	71%	18%	7%	4%
Луцьк	87,50%	11%	1%	0,50%
Карлівка	74,0%	21,0%	4,0%	1,0%
Лубни	67,0%	27,0%	4,0%	2,0%
<b>Узагальнені дані</b>	<b>76,4%</b>	<b>17,9%</b>	<b>4,1%</b>	<b>1,5%</b>

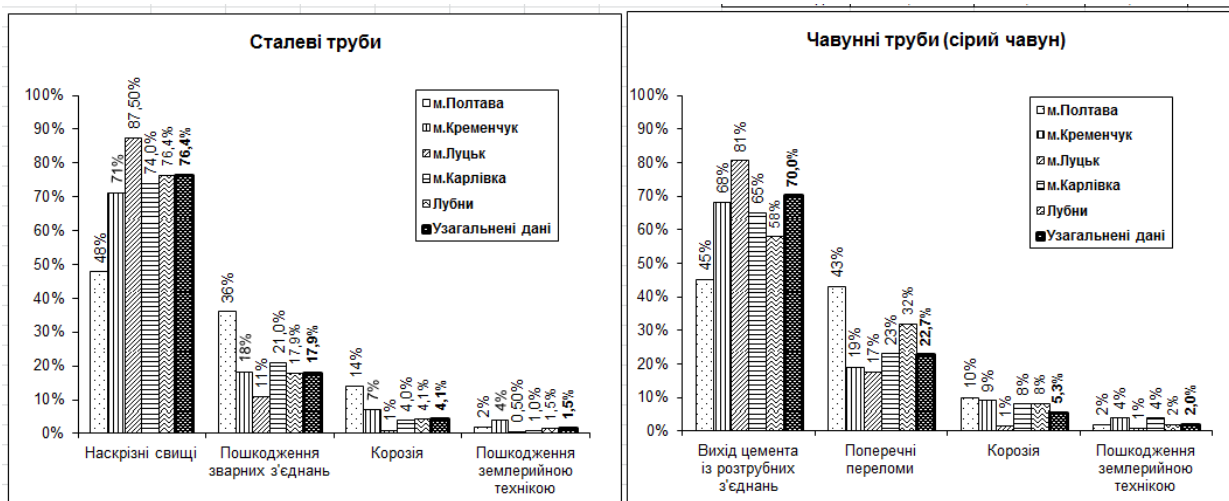


Рис. 1. Порівняльні діаграми причин пошкоджень водопровідних труб

де  $n$  – кількість відмов ділянок водопровідної мережі;  $t$  – термін спостереження;  $\sum L$  – протяжність водопровідної мережі відповідного діаметра, км.

Інтервальні оцінки для параметра потоку відмов обчислені відповідно до ГОСТ 11.005-74 [14, 5] за формулами:

$$- \text{нижня інтервальна оцінка параметра потоку відмов } \omega_0 : \omega_{0H} = \frac{\omega_0}{r_1}; \quad (2)$$

$$- \text{верхня інтервальна оцінка параметра потоку відмов } \omega_0 : \omega_{0B} = \frac{\omega_0}{r_2}, \quad (3)$$

де  $r_1, r_2$  – коефіцієнти для визначення інтервальних оцінок у випадку експоненціального розподілу, приймаються згідно з таблицями [14, 22].

В результаті виконаного кількісного аналізу пошкоджень отримано наступні середні значення параметра потоку відмов для металевих труб (табл.2).

У результаті математичної обробки узагальнених статистичних даних отримано аналітичні залежності параметра потоку відмов  $\omega_0$  від діаметра труб. Побудова аналітичних функцій на основі об'єднаних емпіричних даних виконана за допомогою електронних таблиць "Microsoft Excel SR-1" за програмою Table Courve. Підтверджено відомий факт, що зі збільшенням діаметра металевих труб параметр потоку відмов зменшується, але аналітичні залежності мають різний вигляд для міст.

На рисунках 2 та 3 наведено графіки аналітичних залежностей для систем водопостачання міст України, Росії та Грузії, що дає змогу порівняти характер зміни параметра потоку відмов від діаметра трубопроводу для чавунних та сталевих труб

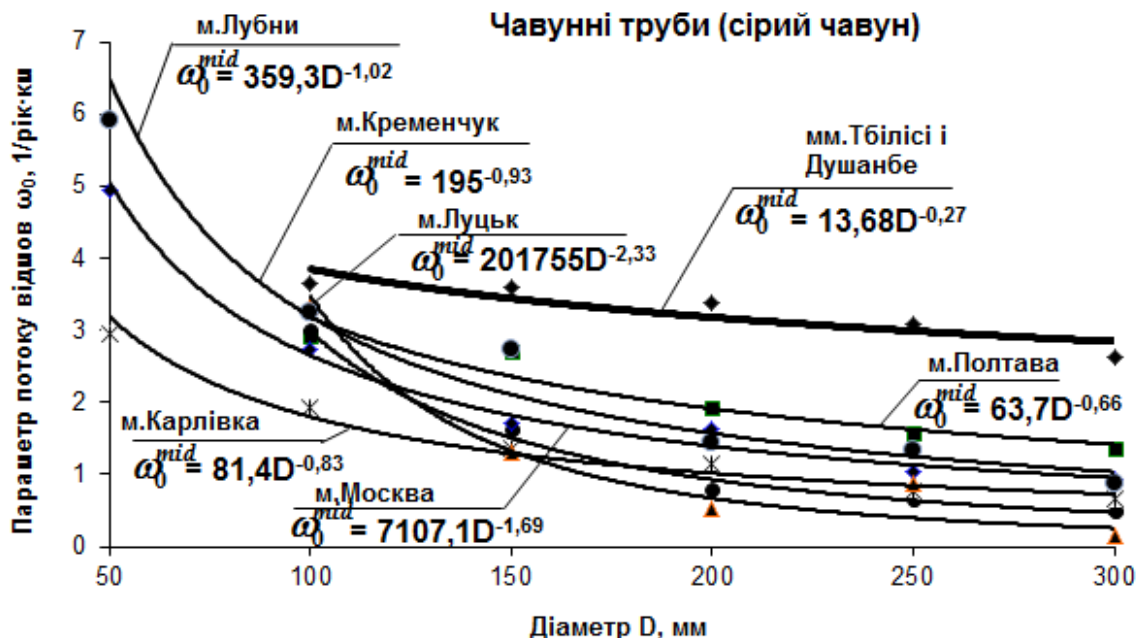


Рис. 2. Аналітичні залежності  $\omega_0 = f(D)$  для чавунних труб



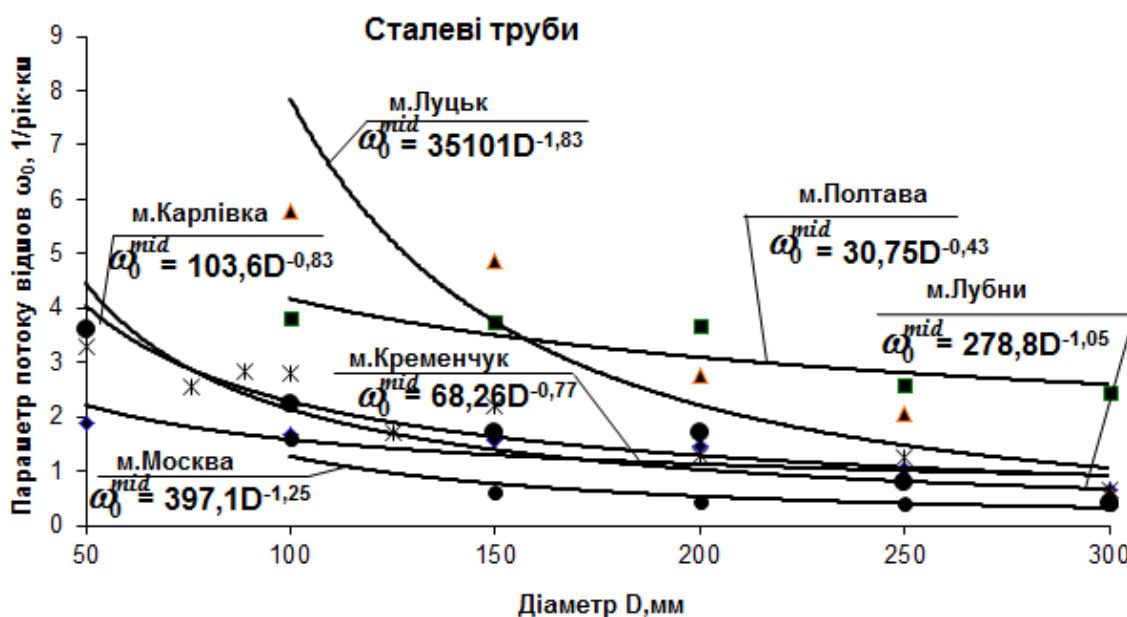


Рис. 3. Аналітичні залежності  $\omega_0 = f(D)$  для сталевих труб

Аналіз опублікованих досліджень інших авторів [15, 3; 16, 12; 17, 9] дозволив виконати порівняння безвідмовності водопровідних труб за параметром потоку відмов  $\omega_0^{mid}$ . Порівняння представлено діаграмами (рис.4), які показують суттєву різницю надійності труб у різних країнах.

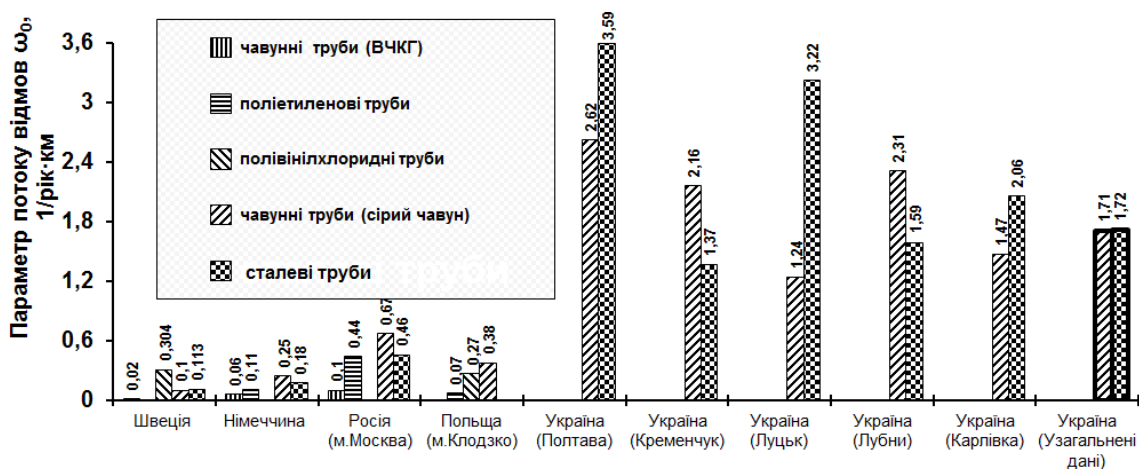


Рис. 4. Безвідмовність труб за параметром потоку відмов  $\omega_0^{mid}$

Найбільшу надійність мають водопровідні труби з високоміцного чавуну з кулястим графітом (ВЧКГ), а дещо меншу – поліетиленові труби. Найменшу надійність мають сталеві труби та чавунні труби з сірого чавуну. Кількісні дані наведені в таблиці 3.

Таблиця 3

## Порівняння безвідмовності труб за параметром потоку відмов

Країна (місто)	Параметр потоку відмов водопровідних труб $\omega_0^{mid}$ , 1/рік·км				
	Високоміцний чавун з кулястим графітом	Поліетилен	Полівінілхлорид	Чавун	Сталь
Швеція	0,02		0,304	0,1	0,113
Німеччина	0,06	0,11		0,25	0,18
Росія (м.Москва)	0,1	0,44		0,67	0,46
Польща (м.Клодзко)		0,07	0,27	0,38	
Україна (Полтава)				2,62	3,59
Україна (Кременчук)				2,16	1,37
Україна (Луцьк)				1,24	3,22
Україна (Лубни)				2,31	1,59
Україна (Карлівка)				1,47	2,06
<b>Україна (Узагальнені дані)</b>				<b>1,71</b>	<b>1,72</b>

## Висновки

1. За кордоном розвиток водопровідних мереж відбувається шляхом прокладання труб з високоміцного чавуну з кулястим графітом (ВЧКГ) та внутрішнім полімерцементним покриттям, які мають термін служби більше 100 років, а також поліетиленових труб.

2. В Україні нові ділянки водопровідної мережі прокладаються, зазвичай, з поліетиленових труб, гарантійний термін служби яких складає 50 років. Ці труби мають достатньо високу надійність, але головною перевагою є простота прокладання. Крім того, труби з ВЧКГ в Україні не виробляються.

3. При розрахунках надійності користуватись статистичними даними треба дуже обережно тому, що значення параметра потоку відмов для різних регіонів суттєво відрізняється.

## Список літератури

1. *Правила надання послуг з централізованого опалення, постачання холодної та гарячої води і водовідведення* / Постанова Кабінету Міністрів України від 21 липня 2005р. №630.

2. *Водопостачання*. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування: ДБН В.2.5–74:2013 [Чинний від 2014–01–01]. К.: Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово–комунального господарства України, 2013. 281 с. (Національні стандарти України).

3. *Новохатній В.Г.* Надійність функціонування подавально–розподільного комплексу систем водопостачання // автореф. дис. докт. техн. наук. К.: КНУБА, 2012. 32 с.

4. *Новохатний В.Г.* Надежность водоводов систем водоснабжения // MOTROL. Commission of motorization and energetics in agriculture : Polish Academy of sciences. Lublin, 2013. Vol. 15, №6. P.101–108.
5. *Ткачук О. А.* Удосконалення систем подачі та розподілення води населених пунктів. Рівне : НУВГП, 2008. 301 с.
6. *Хоружий П. Д.* Ресурсозберігаючі технології водопостачання. К.: Аграрна наука, 2008. 534 с.
7. *Найманов А.Я.* О надежности систем водоснабжения и водоотведения // Водоснабжение и санитарная техника, 2005. №7. С. 30-35.
8. *Храменков С.В.* О надежности водонесущих трубопроводов и планировании их восстановления // Международная конференция и выставка по бестраншейным технологиям NO-DIG Москва. Сб. научных докладов. М., 2010. С. 92-96.
9. *Hotłoś H.* Analisa strat wody w systemach wodociagowych // Ochrona Srodowiska, 2003. №1. S. 17-24
10. *Piechurski F.* Straty wody i sposoby ich obnizania // Ochrona Srodowiska, 2006: №2. S. 20-23.
11. *Rak J., Tchórzewska-Cieślak B.* Metody analizy i oceny ryzyka w systemie zaopatrzenia w wodę. Rzeszów: Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, 2005. S. 1-178, 2005.
12. *Rak J.* Podstawy bezpieczeństwa systemów zaopatrzenia w wodę. Komitet Inżynierii Srodowiska PAN. T. 28. Lublin, 2005. S. 1-215.
13. *Матяш О.В.* Удосконалення методів оцінювання надійності та розрахунків розгалужених водопровідних мереж // автореф. дис. канд. техн. наук. Рівне: НУВГП, 2012. 20 с.
14. *ГОСТ 11.005-74.* Правила определения оценок и доверительных границ для параметров экспоненциального распределения и распределения Пуассона. М.: Издательство стандартов, 1974. 29 с.
15. *Храменков С.В.* Оценка надежности трубопроводов системы водоснабжения Москвы // Водоснабжение и санитарная техника, 1998. №7. С.2-5.
16. *П'єхурскі Ф.* Причини й оцінка аварійності розподільної водопровідної мережі // Ринок інсталяцій.2003. №6 (78). С.11-13.
17. *Готлось Г.* Аварійність та вартість ремонту водопровідних мереж (на прикладі міст Польщі) // Ринок інсталяцій. 2004. №6. С.9-12

*Надійшло до редакції 17.11.2016*

О.О. МАЦІЄВСЬКА, кандидат технічних наук  
І.З. КАЧМАР  
Національний університет "Львівська політехніка"

## ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ ВОДИ ПОБУТОВИМИ ФІЛЬТРАМИ

*Представлено результати порівняння ефективності знезалізнення питної води побутовими фільтрами марок "Наша вода" (Україна), BRITA (Німеччина) та "Аквафор" (Росія). Виявлено позитивні результати щодо зменшення концентрації загального заліза у воді. Проте для знезалізнення питної води слід застосовувати відомі методи на водопровідних очисних спорудах населених пунктів.*

**Ключові слова:** питна вода, залізо загальне, побутові фільтри.

*Представлены результаты сравнения эффективности обезжелезивания питьевой воды бытовыми фильтрами марок "Наша вода" (Украина), BRITA (Германия) и "Аквафор" (Россия). Выявлены положительные результаты по уменьшению концентрации общего железа в воде. Однако для обезжелезивания питьевой воды следует применять известные методы на водопроводных очистных сооружениях населенных пунктов.*

**Ключевые слова:** питьевая вода, железо общее, бытовые фильтры.

*The results of the comparison of drinking-water deferrization efficiency in the domestic filters of brands: "Nasha voda" (Ukraine), "Brita" (Germany) and "Akvafor" (Russia). The positive results in reducing the total iron in the water. However, the known methods should be applied for the deferrization of drinking water at the municipal water treatment plants.*

**Key words:** drinking water, total iron, domestic filters.

### Постановка проблеми

Нормальне функціонування людського організму значно залежить від стабільності його хімічного складу. Коливання вмісту (як надлишок, так і недостатність) хімічних елементів в організмі призводить до низки захворювань. Хімічні елементи надходять в організм людини переважно з рослинною й тваринною їжею та питною водою.

Роль води в житті людини є надзвичайно важливою. Вода – найважливіший компонент всіх клітин, основа міжклітинної рідини, плазми і лімфи; вона складає близько 65...70% від маси тіла людини. У клітинах вода є розчинником неорганічних і органічних сполук, учасником багатьох хімічних реакцій, що відбуваються у водних розчинах. Добова норма споживання води людиною – 2,5...3,0 дм<sup>3</sup>. Залежно від умов зовнішнього середовища ця норма

може змінюватися.

Значення концентрації загального заліза – одне з головних фізико-хімічних показників безпечності та якості водопровідної води.

Нормативне значення концентрації загального заліза у водопровідній воді – не більше 0,2 мг/дм<sup>3</sup>. З врахуванням конкретної ситуації, за погодженням з головним державним санітарним лікарем відповідної адміністративної території, цей показник може бути збільшений до 1,0 мг/дм<sup>3</sup> [1].

Вода, що містить залізо в значних кількостях, має жовтувато-буре забарвлення, підвищену каламутність, залізистий присмак тощо. Вода з концентрацією заліза понад 0,3 мг/дм<sup>3</sup> викликає утворення іржавих потьоків на сантехнічних приладах, здатна змінити колір тканин під час прання тощо.

За значних концентрацій цього елемента у воді виникає характерний металевий присмак, що негативно позначається на якості напоїв (чай, кава тощо). У деяких випадках може погіршуватися смак та якість їжі, приготовленої на воді з високим вмістом заліза.

Надлишковий вміст заліза у воді несприятливо впливає на шкіру, склад крові тощо. Тривале споживання води з підвищеним вмістом заліза призводить до захворювань печінки, викликає алергічні реакції тощо.

#### **Аналіз останніх досліджень і публікацій**

Аналіз якості підземних вод на території Львівської області свідчить про підвищений вміст загального заліза у воді деяких водозаборів. За даними КП „Червоноградводоканал” вода водозаборів Червоноградського родовища підземних вод за вмістом заліза не відповідає вимогам [1]. Протягом вересня-жовтня 2010 р. вміст заліза у воді становив: Бендюзький водозабір – 0,32...0,60 мг/дм<sup>3</sup>; Правдинський водозабір – < 0,05...0,56 мг/дм<sup>3</sup>; Межирічанський водозабір – 0,24...0,40 мг/дм<sup>3</sup>. Іноді ця концентрація сягає значення понад 1 мг/дм<sup>3</sup>, що викликає скарги людей [2, 342–351].

Проте, навіть за відповідної якості води в джерелах та задовільної роботи водопровідних очисних споруд не виключене її вторинне забруднення у розподільних мережах водопостачання населених пунктів [3, 147–152].

Останнім часом населення України для додаткового очищення питної води використовує різноманітні побутові фільтри, зокрема картриджного типу (фільтри-гличики). На ринку України представлені фільтри для пом'якшення води картриджного типу різного виробництва. Всі вони характеризуються такими перевагами порівняно з іншими системами очищення води:

- не потребують під'єднання до водопроводу;
- компактність. Їх можна використовувати як в міській квартирі, так і на дачі;
- універсальність. Залежно від типу змінного картриджа водопровідну воду можна ефективно пом'якшувати, знезалізнювати, видаляти з неї органічні й хлоропохідні речовини, радіонукліди, діоксини тощо;
- простота в обслуговуванні та легкість заміни картриджа.

Серед населення України найбільше користуються попитом фільтри-гличики зі змінним картриджем **"Наша вода"** (Україна), **BRITA** (Німеччина),



## "Аквафор" (Росія).

Виробники побутових фільтрів у паспортах до них зазначають ресурс фільтра та ступінь очищення води для деяких забруднювальних речовин, наприклад, хлорпохідних, фенолів, важких металів тощо. Проте часто виробники не повідомляють про ефективність вилучення зазначених забруднювальних речовин у часі.

**Мета дослідження** – порівняння ефективності знезалізнення питної води побутовими фільтрами-гличиками марок "Наша вода" (Україна), *BRITA* (Німеччина) та "Аквафор" (Росія).

### Викладення основного матеріалу

На рис. 1 представлено зовнішній вигляд побутових фільтрів зі змінними картриджами марок "Наша вода" (Україна), *BRITA* (Німеччина) та "Аквафор" (Росія).



Рис. 1. Зовнішній вигляд фільтрів-гличиків зі змінними картриджами марок: а – "Наша вода" (Україна); б – *BRITA* (Німеччина); в – "Аквафор" (Росія)

За даними виробника, у фільтрах "**Наша вода**" використовується змінний картридж "ЕКОСОФТ КСП МІНІ". Технологія очищення води така:

- активоване вугілля з шкаралупи кокосового горіха з додавкою срібловмісного компонента видаляє хлор, хлорорганічні сполуки, а також запобігає розмноженню мікроорганізмів (рис. 2, а);
- йонообмінна смола зменшує мінералізацію, а отже й твердість води. На цій стадії з води також видаляються важкі й кольорові метали, радіонукліди (рис. 2, а);
- полімерний сорбційний матеріал видаляє органічні сполуки, алюміній і залишкове залізо;
- вискоефективне активоване вугілля із спеціальною пористою структурою видаляє природні органічні сполуки, покращує смак, запах і колірність очищеної води;
- пористе поліпропіленове волокно видаляє механічні домішки.

Термін служби картриджа – не більше 3-х місяців незалежно від об'єму очищеної води. Ресурс змінного картриджа – до 400 дм<sup>3</sup>.

Картридж для фільтра-гличика **BRITA Maxtra** – останнє ноу-хау від **BRITA** (Німеччина). Система очищення води у картриджі **BRITA Maxtra** – 4-ступінчаста:

- інтенсивне попереднє фільтрування крізь дрібну сітку дає змогу затримати крупні механічні домішки;
- йонообмінна смола в Н-формі пом'якшує воду, вилучає алюміній, важкі метали (зокрема мідь, свинець тощо) (рис. 2, б);
- активоване вугілля затримує сполуки хлору та інші органічні домішки, а імпрегноване срібло додає фільтру бактерицидні властивості (рис. 2, б);
- інтенсивне завершальне фільтрування крізь спеціальну дрібну сітку для видалення крупних домішок.

У картриджі передбачено контроль швидкості потоку. Ресурс змінного картриджа – до 250 дм<sup>3</sup>.

Змінний картридж до фільтра "**Аквафор**" складається з гранульованих і волокнистих сорбентів (кокосове активоване вугілля, йонообмінна смола та волокна Аквален) (рис. 2, в). Слід зазначити, що лише у фільтрах "Аквафор" використовуються унікальні волокна Аквален, спеціально розроблені для очищення питної води і запатентовані в Росії та США. Завдяки високим гідрофільним властивостям волокна Аквалену рівномірно розподіляють потік води в щільному сорбційному шарі картриджа, виключаючи "каналні" ефекти (протікання води в обхід сорбенту), забезпечуючи ефективне очищення води. Змінний картридж В100-5 надійно і безповоротно затримує органічні сполуки, важкі метали та інші шкідливі домішки, а також усуває надлишкову твердість води. Солі твердості видаляються шляхом йонного обміну в гранулах йонообмінної смоли. Катіони кальцію і магнію затримуються, а у воду надходять безпечні катіони натрію і водню. Вміст йонообмінної смоли в картриджі підібрано так, щоб рН питної води істотно не змінювалося.

Для запобігання розвитку бактерій використовується модифікація волокна Аквален, що містить фіксоване в матриці сорбенту срібло. Термін служби картриджа – близько 2-х місяців використання сім'єю з трьох осіб. Ресурс змінного картриджа – 300 дм<sup>3</sup>.

Експериментальне дослідження роботи фільтрів-гличиків виконували для визначення залежності вмісту заліза у фільтраті від об'єму профільтрованого модельного розчину. Під час приготування модельного розчину використовували воду з водопроводу м. Львова, відібрану в районі вул. С. Бандери з вихідним вмістом заліза 0,02...0,3 мг/дм<sup>3</sup>. Концентрація заліза у модельному розчині становила 1 мг/дм<sup>3</sup>.

Під час проведення експерименту в приймальну лійку фільтра-гличика наливали 1 дм<sup>3</sup> модельного розчину. Протікаючи крізь фільтрувальне завантаження картриджа, вода надходила в ємність для збору фільтрату. У фільтраті визначали концентрацію загального заліза за стандартизованою методикою [4].



1

2

а



1

2

б



1

2

3

в

Рис. 2. Фільтраційне завантаження картриджів для фільтрів "Наша вода" (а); BRITA (б); "Аквафор" (в): а – активоване вугілля; б – іонообмінна смола; в – волокна Аквален

З початку експерименту концентрація заліза у фільтраті зменшувалась і досягала нормативного значення 0,2 мг/дм<sup>3</sup> після проходження 15, 15 та 2,5 дм<sup>3</sup> фільтрату відповідно для фільтрів "Наша вода", *BRITA* та "Аквафор" (рис. 3).

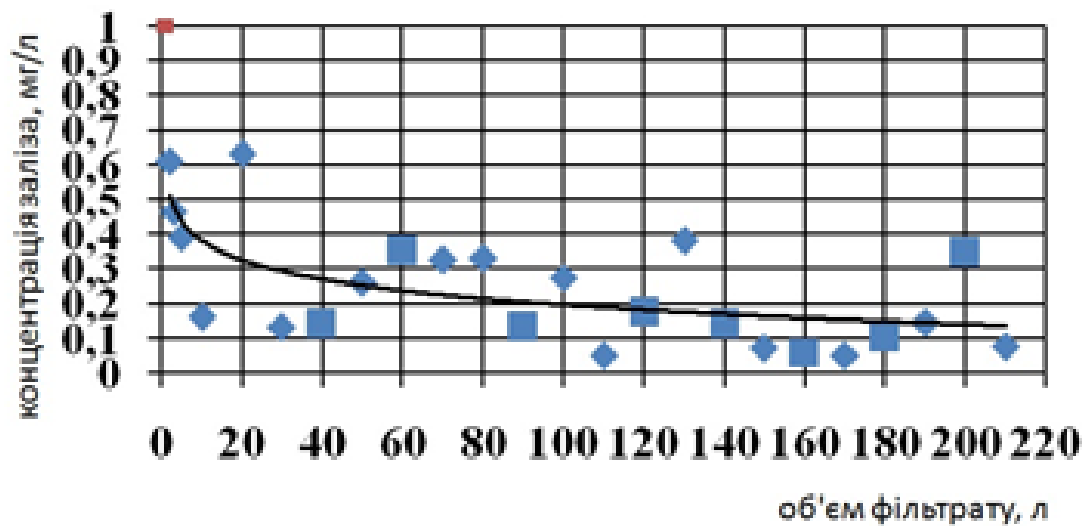
Об'єм фільтрату, який пройшов крізь фільтри "Наша вода", *BRITA* та "Аквафор" становив відповідно 210, 350 та 80 дм<sup>3</sup>. Незначна швидкість фільтрування води крізь фільтр "Аквафор" унеможливила проведення експерименту після фільтрування 80 дм<sup>3</sup> модельного розчину. Роботу фільтрів досліджували в перервному режимі. Перед продовженням роботи фільтрів їх картриджі промивали, чим може пояснюватися коливання концентрації заліза (понад нормативне значення) у фільтраті протягом фільтроциклу.

### **Висновки**

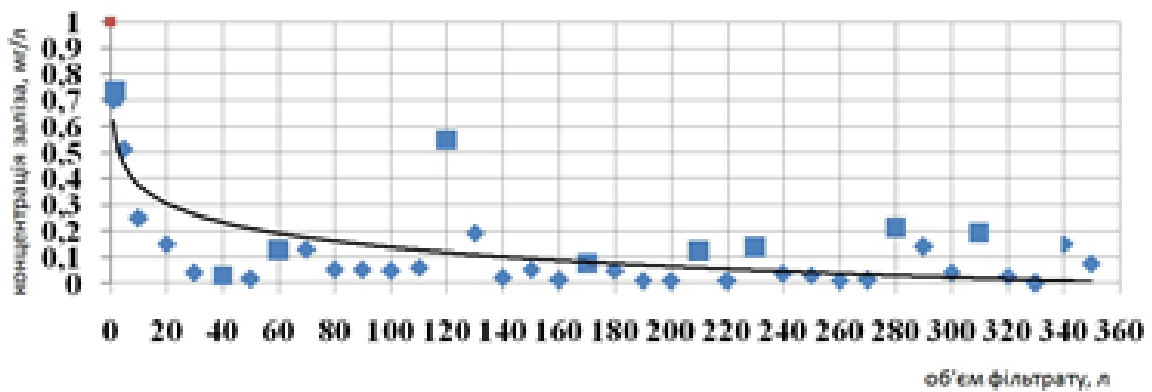
Досліджувані фільтри-гелічки марок "Наша вода" (Україна), *BRITA* (Німеччина) та "Аквафор" (Росія) показали позитивні результати щодо зменшення вмісту загального заліза у воді. Проте, для знезалізнення питної води (зокрема водопровідної) варто застосовувати відомі методи знезалізнення на водопровідних очисних спорудах населених пунктів.

### **Список літератури**

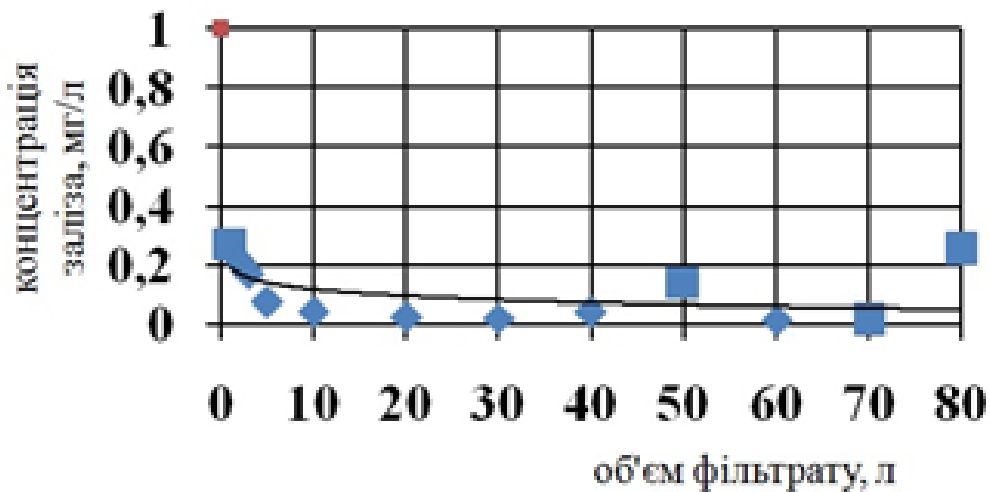
1. *ДСанПіН 2.2.4-171–10*. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною. Затверджено наказом Міністерства охорони здоров'я України № 400 від 12 травня 2010 р.
2. *Стратегія* використання ресурсів питних підземних вод для водопостачання: у 2 т. / за ред. Е.А. Ставицького, Г. І. Рудька, Є.О. Яковлева. Чернівці: Букрек, 2011. Т.2. 500 с.
3. *Мацієвська О.О.* Концентрація заліза загального у воді розподільної мережі централізованого водопостачання м. Львів // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки: Науково-технічний збірник. Випуск 25 / Головний редактор О.С. Волошкіна. К.: КНУБА, 2015. С. 147–152.
4. *ГОСТ 4011–72* Вода питьевая. Методы измерения массовой концентрации общего железа (Вода питна. Методи визначання масової концентрації загального заліза).



а



б



в

Рис. 3. Залежність вмісту заліза у фільтраті від об'єму профільтрованого модельного розчину крізь фільтр "Наша вода" (а), BRITA (б) та "Аквафор" (в)

Надійшло до редакції 19.11.2016

Н.П. НЕЧИТАЙЛО, кандидат технических наук  
Приднепровская государственная академия строительства и архитектуры

### **ОПРЕДЕЛЕНИЕ ОСНОВНЫХ ГИДРАВЛИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК РАБОТЫ ДИНАМИЧЕСКИХ МЕМБРАН С БИОЦИДНОЙ ПРИВИВКОЙ ПРИ ВЫСОКОМ СОДЕРЖАНИИ ОРГАНИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ**

*Ультрафільтраційна обробка води набуває все більшої популярності виду цілого ряду переваг у порівнянні з традиційними технологіями. Але головною її перевагою є висока надійність. У зв'язку з цим необхідно визначити основні критерії оптимальної роботи установки, до яких і відноситься гідравлічний ККД, певний в цій роботі для р. Дніпро в період серпня-вересня - найбільшого навантаження.*

**Ключові слова:** ультрафільтрація, ККД, обробка води, гідравлічне навантаження.

*Ультрафилтрационная обработка воды приобретает все большую популярность виду целого ряда преимуществ по сравнению с традиционными технологиями. Но главным ее преимуществом является высокая надежность. В связи с этим необходимо определить основные критерии оптимальной работы установки, к которым и относится гидравлический КПД, определённый в этой работе для р. Днепр в период августа-сентября – наибольшей нагрузки.*

**Ключевые слова:** ультрафилтрация, КПД, обработка воды, гидравлическая нагрузка.

*Ultrafiltration water treatment has become increasingly popular since a number of advantages over traditional technologies. But its main advantage is high reliability. In this connection it is necessary to define the basic criteria for the optimal operation of the plant, which belongs and hydraulic efficiency, defined in this study for the district. Dnieper during August and September - the highest loads.*

**Key words:** ultrafiltration, efficiency, water treatment, hydraulic load.

Одной из важнейших характеристик процесса ультрафилтрационной очистки воды является ее гидравлические характеристики, т.е. нагрузка на мембранный модуль в течение фильтоцикла и удельная производительность мембраны.

Для ультрафилтрации возможно применение двух режимов, это тупиковый и тангенциальный, о них упоминалось ранее. Для водоподготовки более характерен тупиковый режим движения, ввиду того, что здесь



встречается меньше взвешенных веществ по сравнению с фракционированием в пищевой промышленности.

Для подбора оптимальных фильтроциклов были проведены испытания: по длительности фильтроцикла, эффективности промывок с определением расходов воды на собственные нужды.

Длительность фильтроциклов устанавливали равной не более 30 минут исходя из рекомендаций производителя. Производительность регулировали, задавая разный градиент давления. При повышении давления увеличивается удельная производительность мембраны.

Для оценки эффективности работы был использован так называемый гидравлический КПД установки ультрафильтрации.

Гидравлический КПД:

$$КПД = \frac{(V_{\phi} * t_{\phi} - V_{o.n.} * t_{o.n.})}{(V_{\phi} * t_{\phi} + V_{n.n.} * t_{n.n.})} * 100\%, \quad (1)$$

где,  $V_{\phi}$  = расход фильтрата, м<sup>3</sup>/ч;  $V_{o.n.}$  = расход обратной промывки, м<sup>3</sup>/ч;  $V_{n.n.}$  = расход прямой промывки, м<sup>3</sup>/ч;  $t_{\phi}$  = время (продолжительность) фильтрования, ч;  $t_{o.n.}$  = время обратной промывки, ч;  $t_{n.n.}$  = время прямой промывки, ч.

Если для системы не проводится прямая промывка, уравнение упрощается:

$$КПД = \frac{(V_{\phi} * t_{\phi} - V_{o.n.} * t_{o.n.})}{V_{\phi} * t_{\phi}} * 100 \quad (2)$$

Для проведения экспериментального исследования была разработана установка на основе промышленной полуволоконной мембраны с площадью активной поверхности 5 м<sup>2</sup>.

Установка состоит из следующих элементов (рис.1): КО1, КО2 – клапан обратный; К1, К2, К3, К4, К5, К6, К7 – кран шаровой; Н1 – насос подачи воды; Н2 – насос подачи промывной воды; М1, М2, М3, М4 – манометр; Ф1 – фильтр дисковый; РД1 – редуктор давления; Р1, Р2, Р3 – ротаметры; УФ – мембрана ультрафильтрации; НД1, НД2 – насос дозатор; КР1, КР2 - клапана регулирования расхода на подаче и рециркуляции; Б1 – бак запаса промывной воды; НД1 насос дозатор коагулянта; НД 2 – насос дозатор флокулянта; КМ1, КМ2 колба мерная

Установка позволяет обеспечивать разные режимы как при подаче воды так и при промывке. Основной движущей силой любого баромембранного процесса является давление [1,23]. которое можно плавно изменять и контролировать за счет редуктора РД1. Контроль расходов воды осуществлялся при помощи ротаметров Р 1-Р3. Установка может работать как в тупиковом, так и режиме «Cross-Flow» [2,25]. В процессе обработки результатов было обнаружено три характерные точки при давлении  $p = 0,08; 0,1; 0,12$  мПа, ниже 0,08 мПа не имеет смысла снижать давление, т.к. при этом в значительной степени падает производительность. Когда применяется давление больше 0,12 мПа в условиях удаления загрязнений из р. Днепр и ин-лайн коагулировании происходит резкое снижение производительности, что и продемонстрировано на рис. 2.

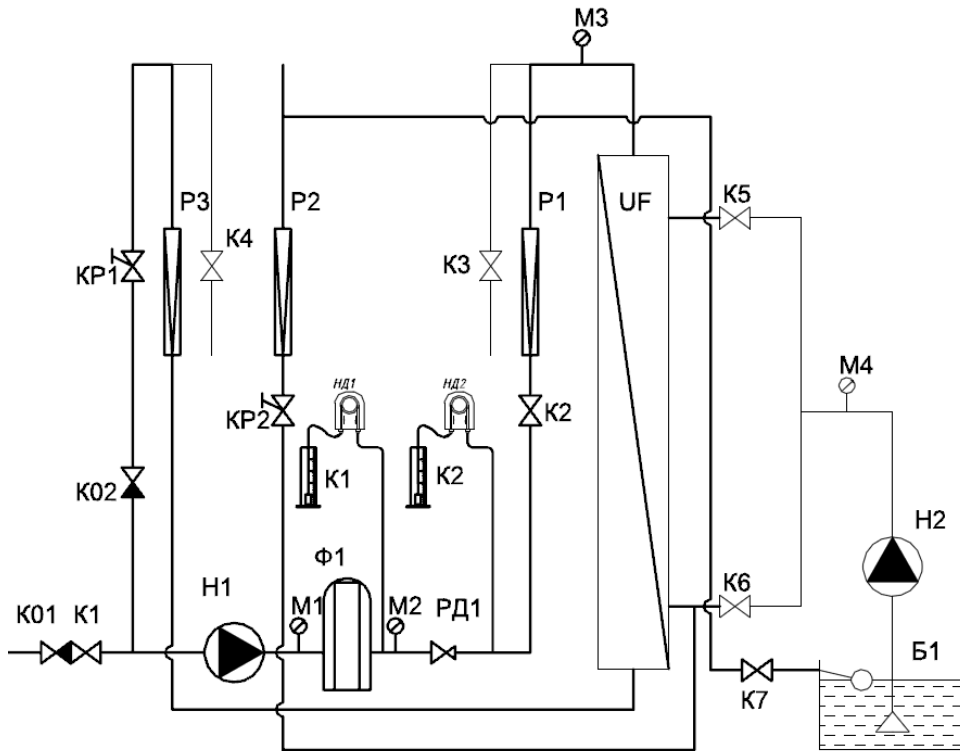


Рис. 1. Схема экспериментальной установки

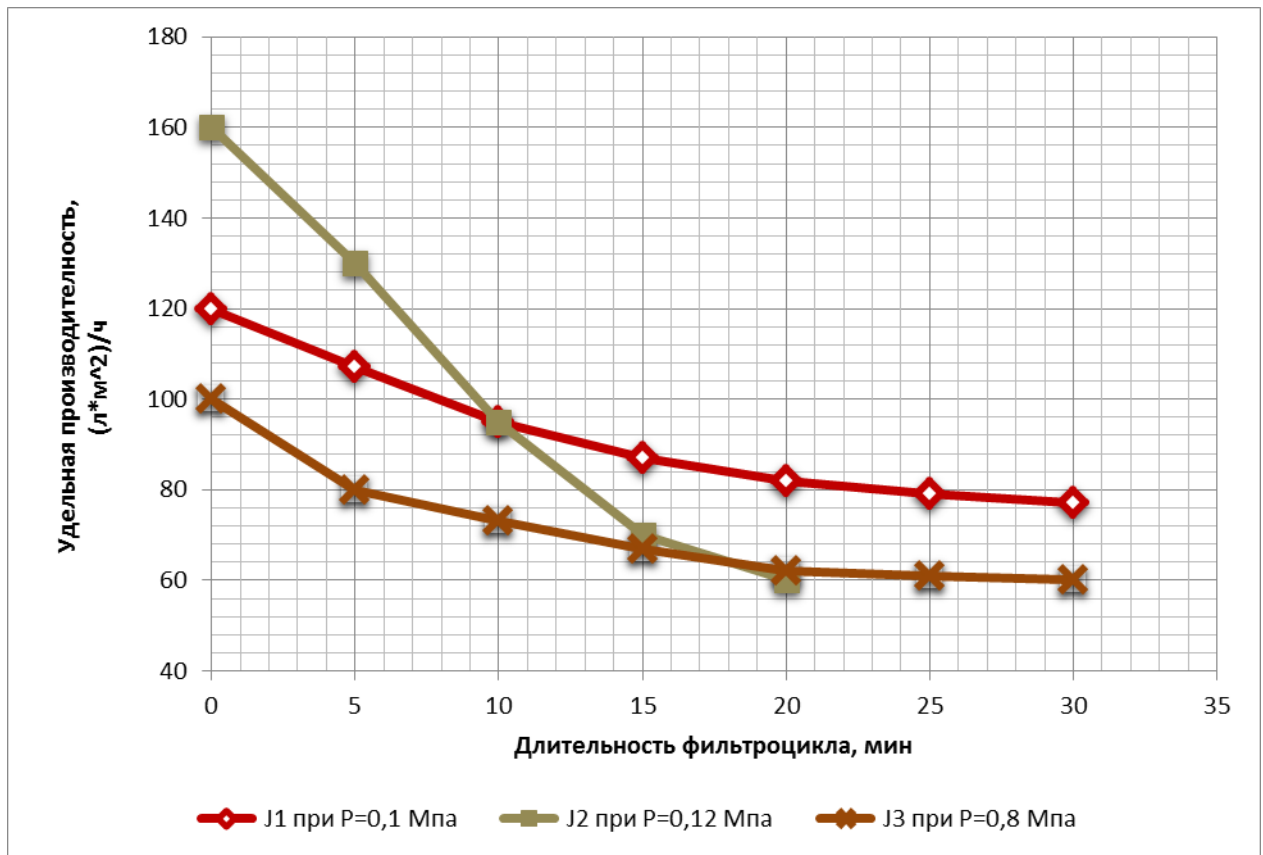


Рис. 2. Удельная производительность мембраны при различных давлениях



Так из данных эксперимента видно, что при давлении от 0,08 до 0,1 мПа (промежуточные точки также исследовались) изменение производительности происходит по общим законам. При повышении рабочего давления до 0,12 мПа в начальном этапе мы видим, что производительность мембраны резко возрастает. В начальный момент времени она на 25% больше, чем при давлении в 0,1 мПа, однако уже через 10 мин. кривые производительности при 0,1 мПа и 0,12 мПа пересекаются. Через 19 мин. производительность сравнивается с производительностью мембраны работающей при давлении 0,08 мПа.

Согласно рекомендациям производителей мембран, данных литературных источников, расход на промывку принимаем равным  $2V_{\phi}$ . В указанных рабочих диапазонах от 0,08 мПа до 1,2 мПа данная зависимость является достаточной при подборе рабочих характеристик промывки. При превышении давления более чем в 1,2 мПа требуется повышать расход на промывку для восстановления фильтрационных характеристик мембраны. По этой причине считаем, что выбранные режимы являются наиболее экономически целесообразными. Рабочие параметры для определения КПД мембраны сведены в табл. 1-3.

*Таблица 1*

**Сводные эксплуатационные параметры работы мембраны,  
приведенные к 1 м<sup>2</sup> рабочей поверхности мембраны  
при давлении 0,12 мПа**

$Q_{\phi}$ , л	12,09	21,40	28,35	33,80	36,25
$t_{\phi}$ , мин	5,00	10,00	15,00	20,00	25,00
$V_{\phi}$ , л/мин	2,42	2,14	1,89	1,69	1,45
$t_{оп}$ , мин	0,42	0,42	0,58	1,00	1,50
$V_{оп}$ , л/мин	4,83	4,28	3,78	3,38	2,90
$t_{пп}$ , мин	0,00	0,50	0,75	1,00	1,25
$V_{пп}$ , л/мин	4,83	4,28	3,78	3,38	2,90

*Таблица 2*

**Сводные эксплуатационные параметры работы мембраны,  
приведенные к 1 м<sup>2</sup> рабочей поверхности мембраны  
при давлении 0,1 мПа**

$Q_{\phi}$ , л	9,45	17,90	25,50	32,40	39,25	45,60
$t_{\phi}$ , мин	5,00	10,00	15,00	20,00	25,00	30,00
$V_{\phi}$ , л/мин	1,89	1,79	1,70	1,62	1,57	1,52
$t_{оп}$ , мин	0,42	0,42	0,58	1,00	1,25	1,50
$V_{оп}$ , л/мин	3,78	3,58	3,40	3,24	3,14	3,04
$t_{пп}$ , мин	0,00	0,00	0,50	0,75	1,00	1,25
$V_{пп}$ , л/мин	3,78	3,58	3,40	3,24	3,14	3,04

Таблица 3

Сводные эксплуатационные параметры работы мембраны,  
приведенные к 1 м<sup>2</sup> рабочей поверхности мембраны  
при давлении 0,08 МПа

Q <sub>ф</sub> , л	7,50	12,90	19,65	25,00	30,25	35,25
t <sub>ф</sub> , МИН	5,00	10,00	15,00	20,00	25,00	30,00
V <sub>ф</sub> , л/МИН	1,50	1,29	1,31	1,25	1,21	1,18
t <sub>оп</sub> , МИН	0,42	0,42	0,58	1,00	1,25	1,50
V <sub>оп</sub> , л/МИН	3,00	2,58	2,62	2,50	2,42	2,35
t <sub>пп</sub> , МИН	0,00	0,00	0,50	0,75	1,00	1,25
V <sub>пп</sub> , л/МИН	3,00	2,58	2,62	2,50	2,42	2,35

Пользуясь формулой (1) проводим расчет КПД. Данные по расчету КПД сведены в табл. 4.

На рис. 3 представлена удельная производительность мембраны за время фильтроцикла 30 мин. Обобщенные данные по расчету КПД представлены на рис. 4.

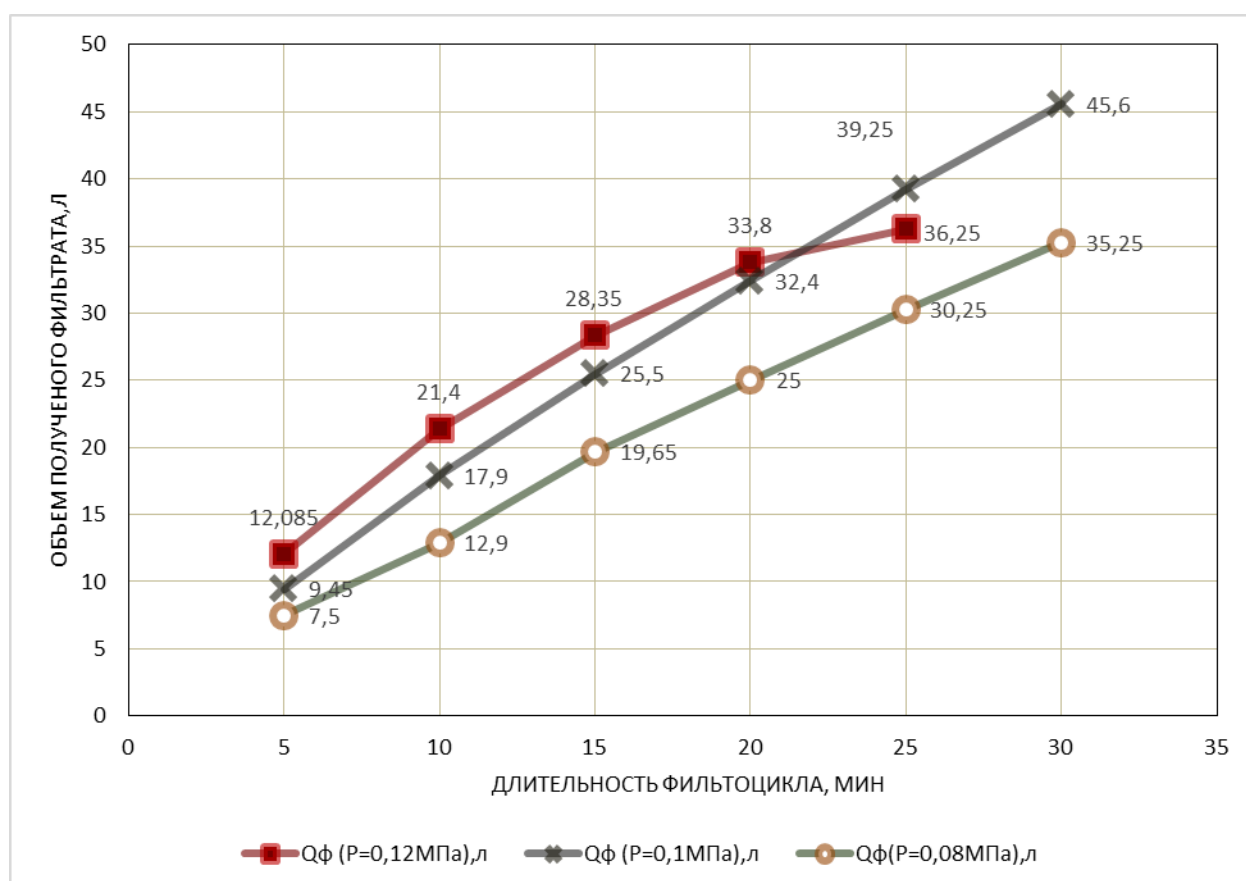


Рис. 3. Удельная производительность мембраны за время фильтроцикла 30 мин

**Приведенные значения КПД при различной длительности  
фильтроцикла  
и рабочих давлениях**

$t_{\phi}$ , мин	5	10	15	20	25	30
КПД ( $P = 0,12$ МПа), %	59,52	74,93	79,52	79,68	78,96	
КПД ( $P = 0,1$ МПа), %	59,52	76,39	79,99	80,13	81,41	82,26
КПД ( $P = 0,08$ МПа), %	59,52	76,39	79,59	79,65	80,86	81,66

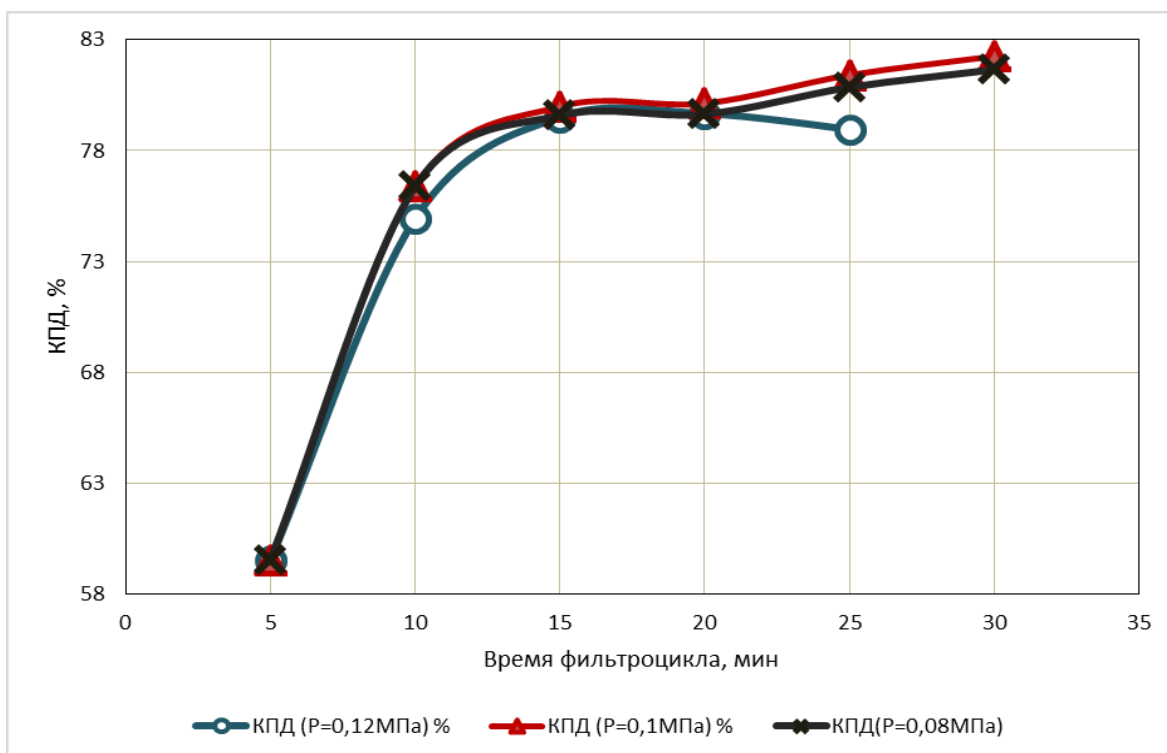


Рис.4. График изменения КПД в зависимости от длительности фильмоцикла

Как видно наилучший гидравлический КПД мы получили при давлении на мембрану равное 0,1 мПа.

Если рассматривать рис. 3. то мы видим, что при фильмоцикле равном 20 мин. наибольшую производительность будет давать мембрана работающая с давлением 0,12 мПа. При этом значения КПД в этой точке практически не отличаются для всех вариантов рис.4. Производительность у мембраны, работающей под давлением 0,12 мПа выше чем у мембраны, работающей при давлении 0,08 мПа через 30 мин. работы.

#### Список литературы

1. М. Мулдер. Введение в мембранную технологию, пер. с англ., под ред. Ю. П. Ямпольского, Москва, МИР: 1999. 513 с
2. А. А. Свитцов. Введение в мембранную технологию. М., ДеЛи принт, 2007. 208 с.

Надійшло до редакції 19.11.2016

Н.П. НЕЧИТАЙЛО, кандидат технических наук

Е.Н. КОСЮК

Приднепровская государственная академия строительства и архитектуры

## ПРИМЕНЕНИЕ ИНГИБИТОРОВ КОРРОЗИИ НА ОСНОВЕ СМЕСИ ФОСФОНОВЫХ И СОПОЛИМЕРОВ ПОЛИАКРИЛЫХ КИСЛОТ В ОБОРОТНЫХ СИСТЕМАХ ОХЛАЖДЕНИЯ

*У статті вивчено вплив комплексонів на інгібування корозійних утворень. Розроблено суміші на основі поліакрилової кислоти (ПАК), аміотриметіленфосфонової кислоти (АТМФ) та 2-фосфонобутан-1,2,4 – три карбонової кислоти (ФБТК).*

**Ключові слова:** корозія, солі, зворотні системи водопостачання.

*В статье изучено влияние комплексонев на ингибирование коррозийных образований. Разработаны смеси на основе полиакриловой кислоты (ПАК), аминотриметилеифосфонової кислоты (АТМФ) и 2-фосфонобутан-1,2,4 – трикарбоновая кислота (ФБТК).*

**Ключевые слова:** коррозия, соли, оборотные системы водоснабжения.

*There have been studied an effect of complexones at the corrosion formations in the article. Mixtures have been developped on polyacrylic acid (PAA), aminotrimethylenephosphonic acid (ATMP), 2-Phosphonobutane-1,2,4-Tricarboxylic Acid (PBTC).*

**Key words:** corrosion, salt, circulating water system.

### Введение

При эксплуатации оборотных систем охлаждения происходит образование осадка карбонатов кальция и магния на поверхности оборудования и коррозия последнего, что приводит к ухудшению условий теплообмена, снижению производительности и авариям [1]. Одним из наиболее распространенных и эффективных способов защиты поверхности оборудования является использование ингибиторов коррозии и накипеобразования на основе комплексонев и комплексонатов, содержащие фосфоновою группировку [2]. Эти соединения способны не только предотвращать процессы солеотложения, но и тормозить скорость коррозии металлов. Однако нестабильность поведения подобных соединений в средах с высокой жесткостью [3] значительно сужают диапазон их использования.

Альтернативой подобным соединениям являются ингибиторы на основе полиакрилової, полиэпоксиянтарной, полиаспарагиновой и малеиновой кислот [4].

По мнению авторов [5] будущее в качестве реагентов для предотвращения солеотложения и процессов коррозии в водных системах охлаждения за полимерными структурами. Однако высокая стоимость перечисленных полимеров предполагает их совместное использование и с другими реагентами, в том числе, и органофосфонатами с целью повышения эффективности действия и снижения затрат на водоподготовку.

Автором были изучены ингибиторы коррозии на основе 2-фосфонобутан-1,2,4-трикарбоновой (ФБТК), аминотриметиленфосфоновой (АТМФ, НТФ) и полиакриловой (ПАК) кислот (табл.1). Целью исследования было изучение морфологии защитного слоя после формирования защитной пленки и получение закономерностей изменения коэффициента торможения коррозии от концентрации вводимого реагента.

Таблица 1

**Исследуемый ингибитор коррозии**

Компонент	Содержание, %
ФБТК	22
АТМФ	5,5
ПАК	30

**Экспериментальная часть**

Морфология защитного слоя исследовали после формирования защитной пленки и ускоренных испытаний в течение 10 суток.

В качестве фоновых электролитов использовали МР-1 (табл.2).

Таблица 2

**Состав фонового электролита МР-1**

Компонент	Содержание, %
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	6,7
$\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	3,01
$\text{NaCl}$	31,58

Поверхность после механической подготовки имеет следы от шлифования. Полученные данные (рис.1) показывают, что поверхность металла без обработки ингибитором, активно корродирует в условиях агрессивного электролита МР-1.

При увеличении времени коррозионных испытаний от начала экспозиции в электролите на поверхности наблюдается увеличение продуктов коррозии заполняющую всю поверхность.

Результаты оценки морфологии поверхности после испытаний в модельном растворе, содержащий исследуемую композицию, имеет наиболее сплошную структуру, уже после 48 часов проведения испытания. При увеличении времени испытаний, вероятно, за счет частичной полимеризации основных составляющих состава происходит и образования более плотного защитного слоя.

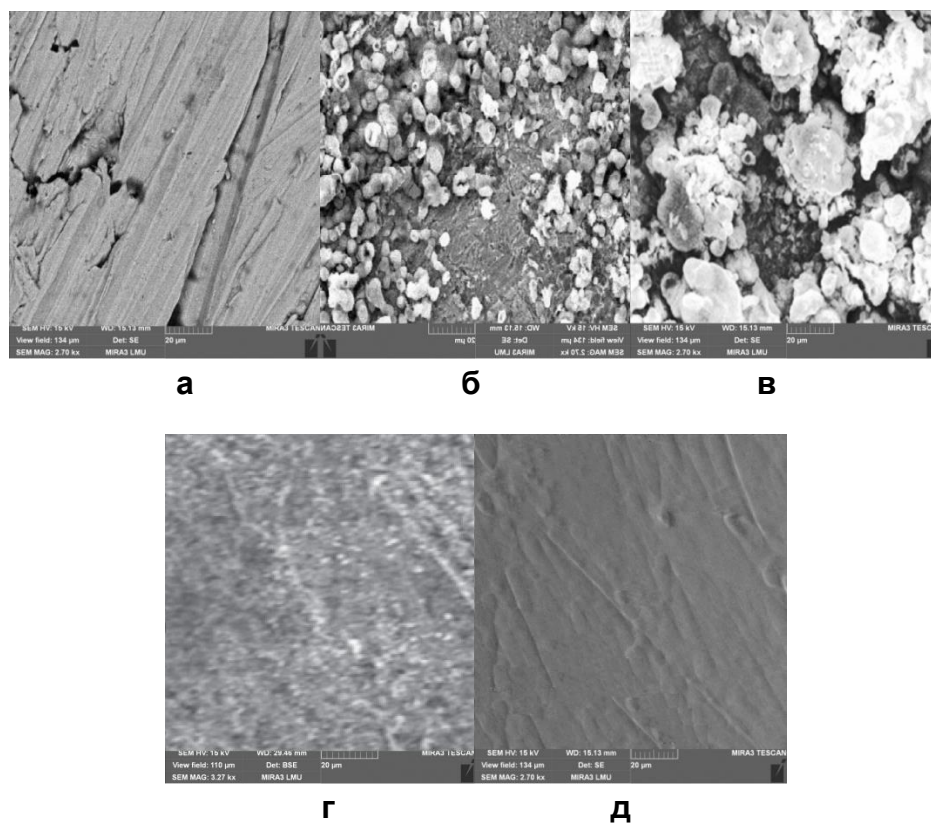


Рис. 1. Поверхность исследуемого образца:

**а)** после механической подготовки; **б)** в модульном растворе МР-1, 48 часов; **в)** в модульном растворе МР-1, 10 суток; **г)** в модульном растворе МР-1 в присутствии ингибитора. Дозировка 20 г/м<sup>3</sup>. Экспозиция – 48 часов; **д)** в модульном растворе МР-1 в присутствии ингибитора. Дозировка 20 г/м<sup>3</sup>. Экспозиция – 10 суток

Результаты ИК-спектрального анализа (рис. 3) подтверждают, частичную полимеризацию защитной пленки в процессы коррозионных испытаний.

Для установления влияния защитных поверхностных пленок на катодные и анодные электродные процессы коррозии стали снимались потенциодинамични поляризационные кривые в трехэлектродной электрохимической ячейке в атмосфере воздуха с отделением анолита от католита (объем рабочего раствора 60 мл). В работе использовали стальной электрод цилиндрической формы, который был запрессован в тефлоновую обойму, а в качестве вспомогательного электрода – пластинку платины. Рабочей поверхностью электрода был дисковый торец площадью 0,385 см<sup>2</sup>. Поляризационные кривые снимали в растворе МР-1, что моделировал агрессивную среду коррозии металлов. Рабочий электрод перед исследованиями механически полировали и обезжировали ацетоном.

Поляризационные исследования проводили с использованием потенциостата ПИ-50-1.1 и программатора ПР-8. Потенциал стали определяли относительно хлорсеребряного электрода сравнения.

Приведенные в работе потенциалы электродов перечислены относительно нормального водородного электрода (рис.2).

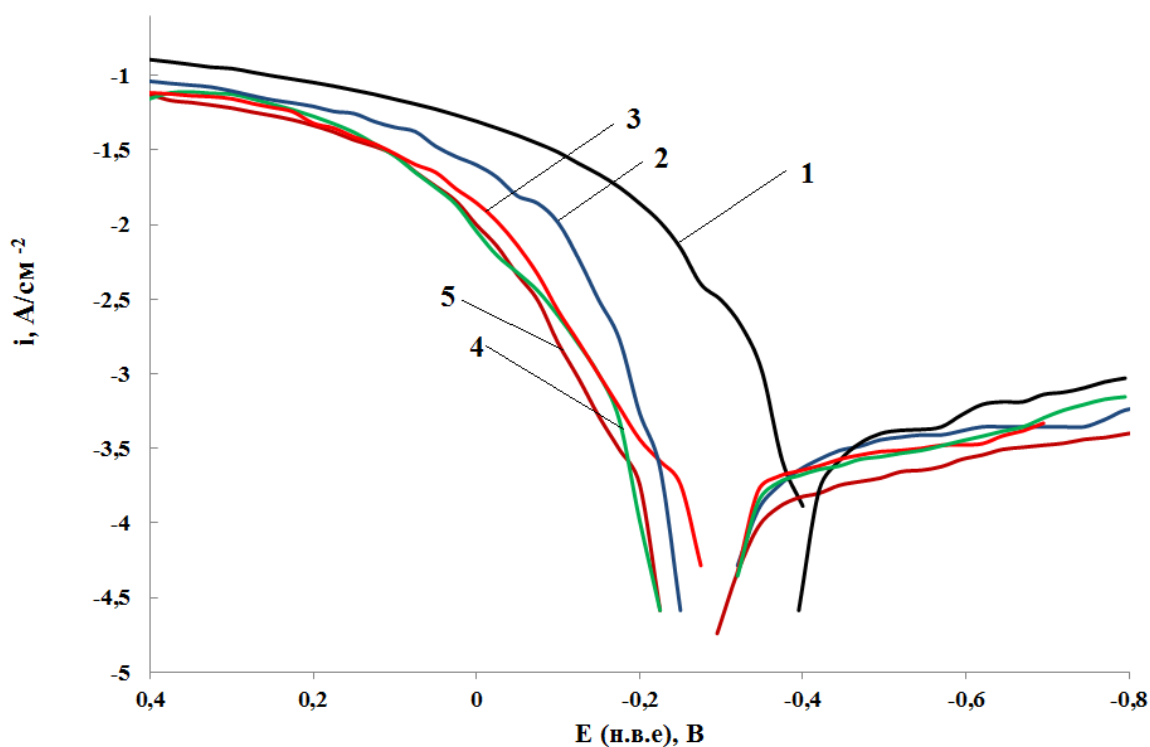


Рис. 2. Катодные и анодные поляризационные кривые на стали в МР-1 без (1) и при введении исследуемого ингибитора в концентрации 2-5 (10, 15, 20, 25 г/м<sup>3</sup>)

В работе исследовали электрохимическое поведение стали в растворах с различной концентрацией. Стационарный потенциал стали в фоновом растворе составляет  $-0,46$  В.

Анализ поляризационных кривых показал, что исследуемые ингибиторы являются ингибиторами коррозии смешанного типа, происходит торможение катодной и анодной реакции коррозионного процесса.

Величина анодной поляризации стали ингибирования металла в растворе ингибитора при концентрации от 10 до 20 при  $i = 0,181 \cdot 10^{-4}$  А / см<sup>2</sup> составляет 0,06 В, величина катодной поляризации достигает  $-0,14$  В. В то же время, величина анодного и катодной поляризации для образца, обработанного в водном растворе с концентрацией 25 и более 30 г/м<sup>3</sup> составляет 0,06 и 0,15 В и при увеличении концентрации не меняется. То есть можно сделать вывод, что достаточным концентрацией является диапазон от 20 до 25. При увеличении концентрации ингибитора в растворе скорость катодного процесса практически не меняется.

**Зависимость коэффициента торможения катодного и анодного процессов коррозии в зависимости от вводимой концентрации исследуемого ингибитора коррозии**

Концентрация ингибитора, г/м <sup>3</sup>	$\gamma_k$	$\gamma_a$
10	15,9	1,9
15	60,2	6,9
20	61,8	7,8
25	114	10,9

Проведенные исследования позволяют отметить, что катодный процесс контролируется стадией диффузии кислорода, а анодный – стадией ионизации металла, то есть кинетикой реакции. При увеличении концентрации ингибитора скорость анодного процесса меняется. Торможение происходит только на начальном этапе формирования пленок при начальной концентрации, в дальнейшем скорость анодного процесса практически остается постоянной.

Для катодного процесса уменьшения предельной плотности тока происходит пропорционально повышению концентрации. Сопоставление данных коррозионных исследований и данных изменения скорости катодных и анодных реакций позволяет сделать вывод, что торможение скорости коррозии стали при коррозии обусловлено торможением процесса проникновения кислорода воздуха к поверхности металла, то есть определяется проницаемостью пленки.

Таким образом, результаты электрохимических исследований и полученных данных о морфологии защитных слоев, можно сделать вывод, что исследуемый ингибитор обеспечивает эффективную противокоррозионную защиту стали. Этот эффект обусловлен полимеризацией основных составляющих на поверхности металла.

Для установления механизма формирования защитной пленки с поверхностью стали Ст3 и причин формирования защитной пленки с более высокими защитными свойствами, были сняты ИК-спектр ингибитора (рис. 3) и ИК-спектры поглощения пленки, сформированной на поверхности стали после 12 суток выдержки в растворе ингибитора с концентрацией 20 г/м<sup>3</sup>.

Полученные результаты свидетельствуют, что после 12 сут выдержки в растворе с ингибитором наблюдалась интенсивность колебания в области 1800...1580 см<sup>-1</sup>, и появление интенсивных полос поглощения в области 1680...1640 см<sup>-1</sup>, что соответствует двум группам соединений – димерным и тримерным аддуктам полимеризации.



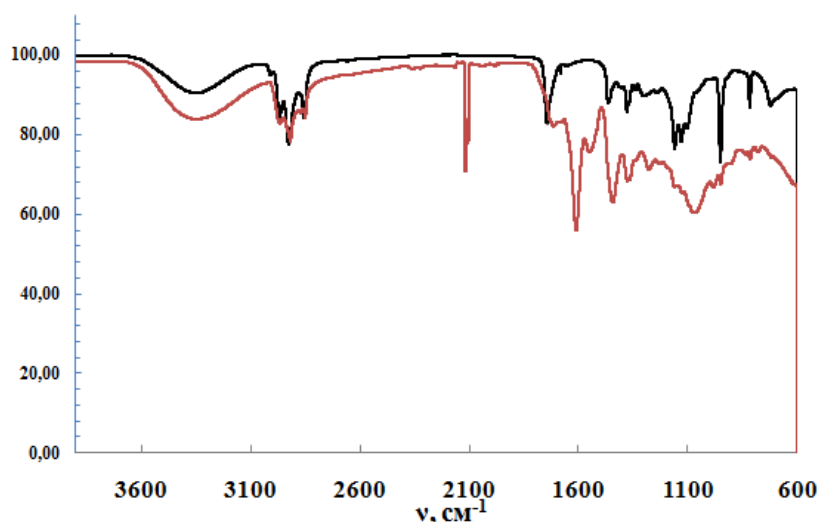


Рис. 3. ИК – спектры поглощения исследуемого ингибитора (1) и ИК-спектры поглощения пленки, сформированной на поверхности стали после 12 суток выдержки в растворе ингибитора с концентрацией 20 г/м<sup>3</sup> (2)

### Выводы

Учитывая вышеупомянутое, можно предположить, что модификация защитных пленок при их формировании связана с химическим превращением адсорбированных соединений вследствие взаимодействия как адсорбированных соединений между собой, так и участием в процессе формирования молекулярного кислорода, который способствует окислению химических соединений с последующей их поликонденсацией. Образование поликонденсированных веществ приводит к существенному повышению защитной способности пленок, на что указывает появление аддуктов полимеризации.

### Список литературы

1. В. Образцов, Е. Рубльова, Н. Амруллоева, Ю. Сіліна, Поліелектроліти – інгібітори корозії та солевідкладення у нейтральних середовищах // Проблеми корозії та протикорозійного захисту матеріалів, Фізико-хімічний інститут ім. Г.В. Карпенка, Львів, 2012.
2. Кузнецов Ю.И. Физико-химические аспекты ингибирования коррозии металлов в водных растворах // Успехи химии, 2004. Т.73, №1. С. 79-93
3. Потапов С. А. Опыт защиты оборудования тепловых сетей от внутренней коррозии и накипеобразования / С.А. Потапов, А.Ю. Ежов, И. А. Мартынова // Коррозия, материалы, защиты. 2006. №12. С.28-31
4. Тарасова С. А. Предотвращение солеотложений, коррозии и биообрастаний в системах оборотного водоснабжения. Диссертация на соискание ученой степени кандидата технических наук, Екатеринбург, 2012.
5. Lei Ling, Yang Wen-zhong, Yu Bin // Shandong Hgong. 2007 V. 36 №4. P.:17-20 С.А. 2008. V. 148.127238

Надійшло до редакції 23.11.2016

ÖZ NURTAÇ, Assoc.Prof.

ÇELEBİ AHMET, Ph.D.

Sakarya University Faculty of Engineering, Department of Environmental Engineering, 54187, Sakarya, Turkey

HALİL İBRAHİM UZUN

Yıldız Technical University Environmental Engineering Department Davutpaşa Campus 34220 Istanbul, Turkey

### ASSESSMENT OF AN IMPORTANT RIVER WATER QUALITY IN TURKEY

*Представлено якісні характеристики вод поверхневого джерела (р.Рива, Туреччина) за 13 параметрами. Встановлено відповідність якості цих вод III та IV категоріям згідно з нормативами Закону Турецької Республіки "Про боротьбу із забрудненням водних ресурсів". На основі проведеного кореляційного аналізу динаміки якості води за сезонами року визначено найбільш небезпечні (забруднені) пункти відбору проб.*

**Ключові слова:** річка Рива (Туреччина), якість води, статистичний аналіз, динаміка показників.

*Представлены качественные характеристики вод поверхностного источника (р.Рива, Турция) по 13 параметрам. Установлено соответствие качества этих вод III и IV категориям согласно нормативам Закона Турецкой Республики "О борьбе с загрязнением водных ресурсов". На основе проведенного корреляционного анализа динамики качества воды по сезонам года определены наиболее опасные (загрязненные) пункты отбора проб.*

**Ключові слова:** река Рива (Турция), качество воды, статистический анализ, динамика показателей.

*In this study, 33 water samples were taken from 4 different points of Riva River (Turkey) with the total number of 132 samples. 13 parameters which included pH, Temperature (T), Dissolved Oxygen (DO), Electrical Conductivity (EC), Salinity (S), Total Suspended Solids (TSS), Total Volatile Suspended Solids (TVSS), Total Phosphorus (TP), Nitrate nitrogen (NO<sub>3</sub>-N), Ammonium nitrogen (NH<sub>4</sub>-N) and Total Kjeldahl Nitrogen (TKN) were measured. It is found that the water had III. and IV. quality according to Turkish Water Pollution Control Act. Correlation Analysis, Temporal and Spatial Description Analysis, Analysis of Variance (ANOVA), Temporal and Spatial Homogenous Group Analysis were conducted. The average values of 12 parameters except Total Kjeldahl Nitrogen (pH, T, DO, EC, S, TSS, TVSS, BOD, COD, TP, NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N) depending on*

season of the year. Only 4 parameters (EC, S, BOD and COD) depend on the sampling points. It is revealed that the most polluted points were the 3. and 4. Sampling points due to the pollutants.

**Key words:** Riva River, water quality, statistical analysis.

### **Introduction**

Water pollution and its effects are observed in our country just as many other region of the world, particularly in Marmara Region where there is intense industrial activities. Within the Marmara Basin, the industrial activities that stand out the most are food production and metal industry. Because these activities are intense in Marmara Basin, the burden on the water resources is in large amounts. The intensity of the pollution-causing activities and the insufficiency of the water resources to supply the demand require a specific management over the basin [1].

The aim of this study is to determine the water quality (physical and chemical properties) of Riva River, which is located in the city of Istanbul (Cekmeköy and Beykoz districts) and to investigate the links between the parameters and their changes with time and sampling points statistically.

### **Material and method**

**Study area** Riva River, which also hosts Omerli Dam, has the largest basin reaching the Black Sea that is closest to Istanbul on the Anatolian side with its drainage area of 895 km<sup>2</sup>[2]. Riva Basin is approximately 70 km long through South-North direction on the Anatolian side in Istanbul. Omerli Dam, which supplies the 48% of Istanbul's drinking water, is settled on the upper basin and collects water from a 34 km part of the Riva River [3]. The rest of the river from Omerli Dam to the Black Sea, which is a part approximately 35 km longitude, is used for wastewater discharge. For this study, water sampling was performed from 4 different spots of 35 km long Riva River.

Pasaköy Advanced Biological Wastewater Treatment Plant, which collects and treats the wastewaters of Umraniye, Sancaktepe, Sultanbeyli and their periphery. When deciding on the first sampling point, the intersection point of the leakage waters from the periphery, secondary rivers and the discharged water from the treatment plant was taken into consideration. The second sampling point is surrounded by agricultural fields and special hobby gardens. Furthermore, there were also a dog farm, paper factory and plastics factory in the region. Thus, it was considered that chemical wastes might spread into the the river because of these fields, gardens and factories. The third sampling point was surrounded by luxurious settlements. Most of the wastewater of the buildings around was connecting to the river directly. There are groves and sedgy around the spot, which is why there are many areas close by to have picnics or other leisure activities. The fourth sampling point is located after a factory that manufactures detergents and chemical products. There are also many restaurants and picnic places around that spot. The Riva River System Drainage Basin and sample points are shown in Figure 1.

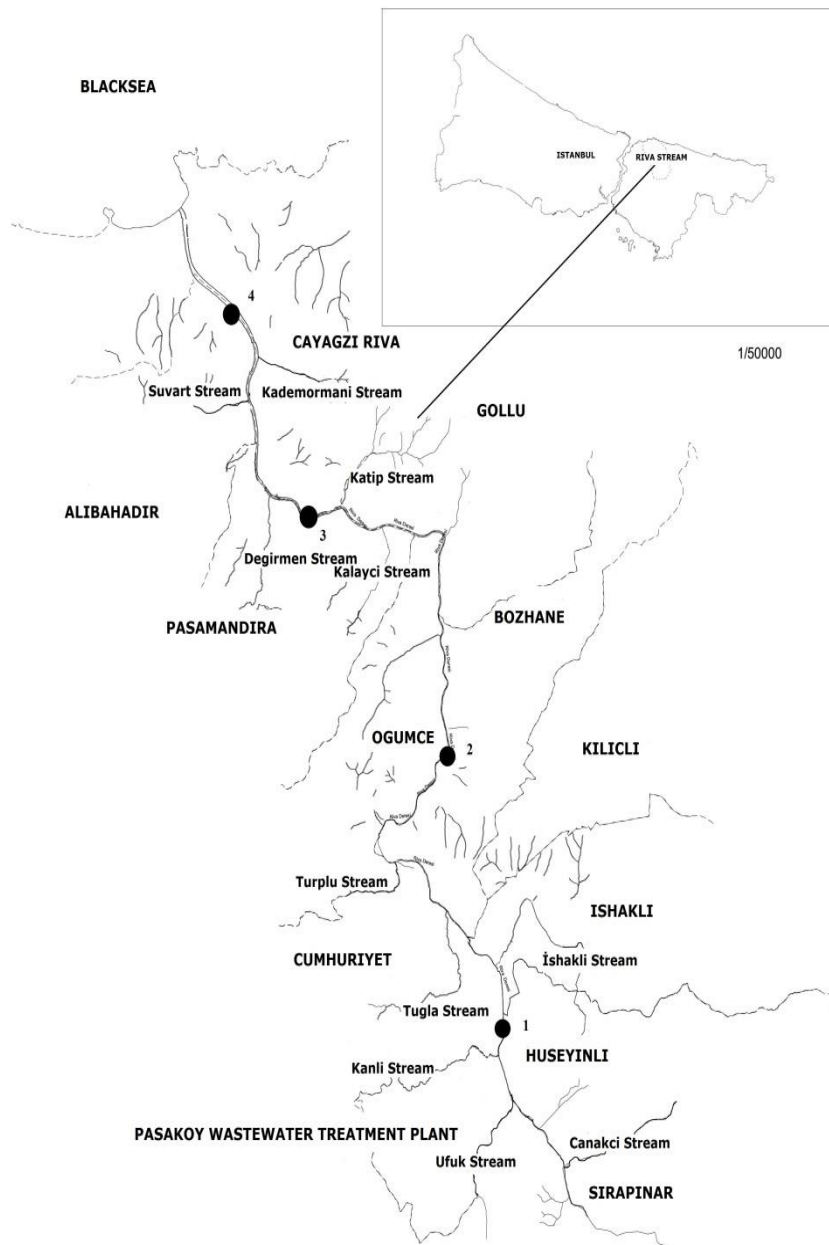


Fig. 1. Sampling stations of the Riva River

A total of 13 parameters, pH, Temperature (T), Dissolved Oxygen (DO), Electrical Conductivity (EC), Salinity (S), Total Suspended Solids (TSS), Total Volatile Suspended solids (TVSS) [4], Biological Oxygen Demand (BOD), Chemical Oxygen Demand (COD), Total phosphorus (TP), Nitrate nitrogen ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ), Ammonium nitrogen ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) and Total Kjeldahl Nitrogen (TKN) in 4 sampling stations were measured over a period of eighteen months. Standard analytical methods were used to determine all these parameters [5].

The existing water flow of the river starts with the discharged water from the Pasakoy Wastewater Treatment Plant. The statistical analysis and graphs of the water quality parameters investigated in this study were prepared on Microsoft Office Plus Excel 2010 software, which is a part of Microsoft Office Professional Plus 2010 series. The interpretive statistical analysis is done by statistical program SPSS on Windows

software. The descriptive analysis, correlation analysis, ANOVA and analysis of homogenous groups were also done. The water quality of the sampling points were determined due to the Turkish Water Pollution Control Act.

### **Results and discussion**

Due to the findings of the measurements and the analysis of the water samples taken from the area, the highest and the lowest values in Riva River are; pH, 7.08 – 7.68; Temperature (T), 8.51 – 26.26 °C; for DO, 2.16 – 5.77 mg/l; for EC, 537.375 – 2164.75 µmhos×10/cm; for S, 0.033 – 0.96 ppt; for TSS, 18 – 76.87 mg/l; for TVSS, 10.25 – 45.62 mg/l; for BOD, 6.37 – 18.87 mg/l; for COD, 39.26 – 90.62 mg/l; for TP, 1.97 – 5.27 mg/l; for NO<sub>3</sub>-N, 1.91 – 4.67 mg/l; for TKN, 4.33 – 7.52 mg/l; for NH<sub>4</sub>-N, 0.41 – 4.88 mg/l.

The minimum and maximum averages of the results; for pH, 7.28 – 7.41; for Temperature, 17.64 – 17.97 °C; for DO, 3.59– 4.77 mg/l; for EC, 848.94 – 1504.3 µmhos×10/cm; for S, 0.32 – 0.82 ppt; for TSS, 35.33 – 38.81mg/l; for TVSS, 19.96 – 23.24 mg/l; for BOD, 10.37 – 14.36 mg/l; for COD, 57.45 – 76.45 mg/l; for TP, 2.86 – 3.34 mg/l; for NO<sub>3</sub>-N, 2.83 – 3.18 mg/l; for TKN, 6.02 – 6.44 mg/l; for NH<sub>4</sub>-N, 2.19 – 3.18 mg/l.

The water of Riva River is slightly-alkali. pH values are in I. quality [6]. The temporal analysis of homogenous group shows 2 different groups formed. The pH values of 5, 6, 7, 8 and 9. Months, when the temperature is higher, are in 2. group with higher values. It is observed that summer pH values have lower than the winter values, because the water plants consume CO<sub>2</sub> for photosynthesis in larger amounts in hotter days, increasing pH, and pH decreases during winter because of the rainwater.

The water is I. quality in terms of temperature values. 6 different groups were formed due to the results of the temporal analysis of homogenous group. (1. Group represents the months with the lowest average values, whereas 6. Group represents the ones with the highest.) Reaching its average highest temperature value in 9. month and the 10. month being under the 5. Homogenous group proves that the water heats and cools down later than the weather. The water is III. and IV. quality due to DO values. When examined due to the months in the year, the level of DO decreases especially in the summertime, whereas it has higher values during the wintertime.

The EC value, which does not show any changes depending on the sampling points, decreases in the wintertime. The results of the temporal analysis of homogenous groups for EC are gathered under 3 different groups. The lowest group includes 1, 2, 3, and 4. months. This might be explained by a decrease in the amount of dissolved substances. 5, 6, and 7. months take place in the high group, because of the increase in the temperature. However, the taking place of 10. month in particular in the highest group might be because of the conveyance of substance by the surface waters of the precipitations after an arid season, which causes an increase in the amount of dissolved substances.

The results of the temporal analysis of homogenous group analysis are collected into 3 groups. The 11, 12, 1, 2, and 3. months, when the temperature is relatively lower, and when the precipitations lower the salt concentration,

constitute the 1. group. The 6, 7, 8, 9. months constitute the 2. group with higher salinity values, higher values probably caused by the increase in the temperature and therefore the increase in the dissolution of solid substance, and also by the decrease in the flow rate due to evaporation.

The temporal homogenous group analysis done for TSS and TVSS results in 5 different groups. The TSS and TVSS values of the first 7 months can be put together in a group, whereas the other 5 months constitute 4 more groups due to the sudden increase and decreases of the values. It is estimated that this relates to the flow rate of the river. The decrease in the flow rate might have increased the TSS and TVSS values. When the precipitation is less, the values might have decreased as well.

In terms of BOD, water is II. and III. quality. It is observed that the BOD values generally increase with the increase in precipitation, and temperature, and they decrease in the cold season. The homogenous group analysis of the temporal averages of BOD results in 4 different groups. Two parameters that are worth attention in 11, 12, 1, 2, and 3. months are the low temperatures and high precipitations. Because the flow rate decreases, the concentration of the pollutants also decreases, and therefore BOD averages decrease. BOD values are higher when the precipitations are high but the surface of the lands is contaminated during an arid season as it is in 9 and 10. month. It can be said that the water pollution increases due to a decreasing in the flow rate in 4, 5, 6, 7, and 8. months. The spatial analysis of BOD results in 2 groups. Spatial evaluation of BOD denotes that it has the highest value at the 1. sampling point. It can be said that this results from its location, being after the discharges of Pasaköy Advanced Biological Treatment Plant.

Riva River is III. and IV. quality due to COD. It is observed that the COD values generally increase during the rainy season, during the hotter seasons, and decrease during the cold seasons. When evaluated spatially, COD value increases, unlike BOD value. The homogenous group analysis of temporal average values of COD is grouped into 4. The group of the lowest COD values includes 12, 1, 2, 3, and 4. months. This might have resulted from the increase in the precipitations as it is for BOD. 4, 5 and 6. months belong to the 2. Homogenous Group. The reason of this increase in COD in these months might be the decrease in the flow rate or the mixing in of the animal-based fertilizers used for the agricultural fields and gardens to the river. However, the dramatic increase in 8, 9, 10, and 11. months result from the surface water flows that contain high amounts of organic substance to the river, and the increase of agricultural irrigation especially in the 8. month, or the decrease of the flow rates.

The homogenous group analysis of the spatial average values generates 2 different groups. In the river, COD value gradually increases from 1. point to the 3. point, whereas a relatively huge increase happens at the 4. point. Because COD is parameter including BOD, BOD is expected to increase as well. However, the measurements show an inverse ratio involved. The reason of this inverse ratio might be the industrial material mixing into the water from the industrial facilities between 2. – 3. sampling points and especially 3. – 4. sampling points. The

wastewaters of the detergent factory and plastics industry washing waters in particular increase COD, whereas they don't affect BOD at all.

The river water is IV. quality in terms of total amount of phosphorous. The spatial homogenous group analysis done for the averages of total Phosphorus divides into 2 groups. Especially the fertilizers containing phosphorus or the detergent containing waters mixing into the river are expected to happen more in 5, 6, 7, 8, and 9. months, which constitute the second highest group. 50% of the phosphate in the wastewater comes from the domestic and industrial wastewaters, whereas 91% of the phosphate in the receiving waters comes from domestic and industrial wastewaters and the remaining 9% from comes from agricultural fields. The increase in the summer months can be explained by the increase of the number of the blue-green algae that can assimilate phosphate from the air in the soil or the use of fertilizers with phosphate. When evaluated spatially, the TP value of the sampling points 3. – 4. is expected to be higher because of the factory. However, there is no change observed in the Total-P value, whereas COD value might have increased accordingly. In that case, either COD pollution is caused by a different industry, or the treatment system of the existing facility is successful at treating Total-P but not at the removal of the COD.

River water is I. quality for  $\text{NO}_3\text{-N}$ . The concentration of  $\text{NO}_3\text{-N}$  depends on the development of seasonal algae and plants. Therefore, the increase in the amount of  $\text{NO}_3\text{-N}$  during winter might result from the insufficient development of algae and plants during that time. During spring and summer, the algae and plants develop, and they consume nitrate a lot, so the amount of nitrate in the water decreases in these times. TKN is a parameter including organic nitrogen and  $\text{NH}_4\text{-N}$ . Temporal and spatial homogenous group analysis is put together under a single group. On the other hand, temporal homogenous group analysis of  $\text{NH}_4\text{-N}$  has 5 different groups. Decreasing during hot seasons and increasing during rainy seasons recommends that the organic substances with nitrogen is high in the surface waters, and also the conveyance of organic substance is less during the summertime, when the flow rate is lower.

Due to the correlation analysis results, pH of Riva River varies proportionally with TP. On the contrary, an inverse proportion was observed with  $\text{NO}_3\text{-N}$ . T seems closely related to many other parameters. There is an inverse proportion between the temperature and the statistical amount of DO and TKN. As the T of Riva River increases, the amount of DO and TKN decreases, and as the temperature decreases, these values increase. The T and EC and S are proportioned with each other as well.

There is an inverse proportion between DO and EC and S. The BOD and COD amounts varied of the DO.

The correlation analysis done for the river shows that the EC is proportional to the parameters that increase concentration, which are Salinity, TSS, TVSS, BOD, COD, and  $\text{NO}_3\text{-N}$ . The salinity values are 99% positively related to T, EC, and COD, and 95% positively related to BOD and  $\text{NH}_4\text{-N}$ . TSS values are positively related to EC, BOD (95%), COD and  $\text{NO}_3\text{-N}$  values. Because TSS includes TVSS, BOD, which is strongly related at a significance level of 99%, is

closely related to T, DO and EC. Moreover, TSS seems positively related to  $\text{NO}_3\text{-N}$ . Due to the correlation analysis, COD is positively related to T, EC, Salinity, TSS, TVSS, BOD, and  $\text{NO}_3\text{-N}$ , and negatively related to dissolved oxygen. TP is related to only pH of the river. Due to the  $\text{NO}_3\text{-N}$  analysis results, it is positively related to pH, EC, BOD, COD and  $\text{NH}_4\text{-N}$ .  $\text{NO}_3\text{-N}$  is the final product of the oxidation of  $\text{NH}_4\text{-N}$  existing in the water. In these terms, the analysis is meaningful. Though expected in the analysis, there is no strong relation between TKN and  $\text{NH}_4\text{-N}$ . In that case, it can be said that the amount of organic nitrogen is relatively higher than  $\text{NH}_4\text{-N}$ , and therefore they cannot be interrelated statistically.

### **Conclusion**

As general The River takes its place in III. and IV. level polluted/very polluted water group due to Turkish Water Pollution Control Act. The most polluted of the river is the 1. point which used to host the wastewater treatment plant. The point is polluted due to the Phosphorus, Nitrogen, BOD parameters in particular. Due to the microbiological analysis of the water, the Total Coliform, Fecal Coliform and Fecal Streptococcus parameters are higher, which might be a result of domestic wastewater, than the averages of Water Quality Classification. This situation requires the control of the last precipitation unit of the treatment plant. Furthermore, the necessary precautions are needed to be taken to decrease the amount of microbiologic pollutants, and also the chlorination and disinfection units must be operated. Agricultural activities being performed within the area causes phosphorous compounds, so the use of fertilizers and pesticides must be regulated and controlled. Establishing sewerage system at the sites along the river would provide minor wastewater treatment facilities. Especially the wastewater treatment plants of the industrial facilities between the points 2-3 and 3-4 must be well monitored. Urgent restoration needed for The River. Increasing pollution would affect the biological variation negatively and threat the environmental health as well.

### **References**

1. *Ceyhan M.*, The Eutrophication in Omerli Dam and The Effects of The Connected Rivers on Its Reservoir, Graduate Thesis, G.Y.T.E Institute of Engineering and Sciences, 55, Kocaeli, 1999.
2. *Akkaya E.* The Tendency Towards Pollution at Omerli Basin and Application of Phosphorus, Graduate Thesis, Yıldız Technical University Institute of Sciences, 25-37, Istanbul, Turkey, 2003.
3. *Pala B.* Evaluating the Water Quality of Omerli Reservoir, Graduate Thesis, Istanbul Technical University Institute of Sciences, 3-5, Istanbul, 1994.
4. *TSE*, Water Quality – Determining The Total Amount of Solid Substances TS 7093, 4, Ankara, 1989.
5. *APWA, AWWA, WEF*, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21th Edition, Washington, 2005.
6. *Turkish Water Pollution Control Act*, Ankara, 2004.

*Надійшло до редакції 25.11.2016*



О. Я. ОЛІЙНИК, член-кореспондент НАН України  
Інститут гідромеханіки НАН України, м. Київ  
Т. С. АЙРАПЕТЯН, кандидат технічних наук  
Харківський національний університет міського господарства  
імені О. М. Бекетова

## МОДЕЛЮВАННЯ І РОЗРАХУНКИ КИСНЕВОГО РЕЖИМУ ПРИ ВИЛУЧЕННІ ОРГАНІЧНИХ ЗАБРУДНЕНЬ В АЕРОТЕНКАХ–ЗМІШУВАЧАХ ЗІ ЗВАЖЕНОЮ І ЗАКРІПЛЕНОЮ БІОМАСОЮ

*За допомогою математичного моделювання та розрахунків визначено вплив вмісту кисню на процес окислення при вилученні органічних забруднень в аеротенках-змішувачах зі зваженою та закріпленою біомасою. Обґрунтовано підвищення ефективності біологічного очищення стічних вод.*

**Ключові слова:** математичне моделювання, біологічне очищення, аеротенк, кисень, активний мул, закріплена біомаса.

*С помощью математического моделирования и расчетов определено влияние содержания кислорода на процесс окисления при извлечении органических загрязнений в аэротенках-смесителях со взвешенной и прикрепленной биомассой. Обосновано повышение эффективности биологической очистки сточных вод.*

**Ключевые слова:** математическое моделирование, биологическая очистка, аэротенк, кислород, активный ил, прикрепленная биомасса.

*By means of mathematical modeling and computation, the influence of oxygen content on the process of oxidation with the extracting of the organic contaminants in ideal mix aeration tank with suspended and fixed biocenose is estimated. The rise of the efficiency of the biological sewage treatment is justified.*

**Keywords:** mathematical modeling, biological sewage treatment, aeration tank, oxygen, activated sludge, fixed biocenose.

Для очищення міських, побутових стічних вод найбільшого поширення набули біологічні методи в біореакторах-аеротенках. При цьому широко застосовуються аеротенки-змішувачі, в яких надходять стічні води та активний мул, який майже миттєво перемішуються між собою і тому концентрація мікроорганізмів і забруднень, а також розчиненого кисню приймаються однаковими по всьому об'єму реактора. Ефективність вилучення забруднень в аеротенках можна значно підвищити, якщо поряд зі зваженим біоценозом (активним мулом) забезпечити влаштування в об'ємі

споруди додаткового завантаження (сіток, насадок і т. п.), на поверхні якої утворюється біоплівка з високою концентрацією мікроорганізмів [1, 55; 2, 230].

Так як в цьому випадку вилучення органічних забруднень (ОЗ) відбувається в аеробних умовах, тобто при споживанні кисню, необхідного при окисненні ОЗ, то необхідно в системах аерації забезпечити такий кисневий режим в реакторі, при якому швидкість біологічної очистки не повинна лімітуватись кількістю кисню, який знаходиться в реакторі.

Для обґрунтування роботи такої системи проведено удосконалення математичної моделі процесу вилучення органічних забруднень (ОЗ) в аеротенку з додатковою прикріпленою біомасою, в якій враховуємо забезпечення киснем кінетики окислення ОЗ в стічній воді та біоплівці.

При побудові такої моделі кисневого режиму необхідно врахувати існуючі особливості в подачі та споживанні кисню в зазначених умовах, які наведені в роботі [3, 138].

Таким чином з врахуванням сказаного вище, аеробне вилучення ОЗ із стічних вод в аеротенках-змішувачах відбувається за рахунок зваженої біомаси (активного мулу) і закріпленої біомаси (біоплівки) згідно балансової математичної моделі для кисню, яка описується в загальному випадку рівняннями

$$W_p \frac{dC}{dt} = \alpha K_C a W_p (\beta C_p - C_a) + Q_a (C_0 - C_a) - R_C W_p, \quad (1)$$

$$R_C = \lambda_a N_C + R_{a_c} - R_{c_c}, \quad (2)$$

$$\lambda_a = \frac{F_{\delta l}}{W_p}, \quad N_C = -D_C \frac{dC}{dz} = K_C (C_a - C|_{z=0}), \quad (3)$$

$C|_{z=0} = C_{\delta}$ ,  $\lambda N_C = f(R_{\delta_c})$  – тобто залежить від прийнятої реакції в біоплівці  $R_{\delta_c}$ .

Тут  $N_C$  – потік розчиненого кисню, який поступає до поверхні біоплівки, через пограничний шар рідини,  $K_C a$  – об'ємний коефіцієнт масопередачі,  $F_{\delta l}$  – загальна площа поверхні біоплівки в аеротенку;  $Q_a$ ,  $W_p$  – витрата і об'єм рідини в аеротенку;  $R_{\delta_c}$ ,  $R_{a_c}$ ,  $R_{c_c}$  – швидкість реакцій використання кисню, які відбуваються в біоплівці, в аеротенку і при відмиранні активного мулу;  $C$ ,  $C_{\delta}$ ,  $C_a$ ,  $C_0$  – відповідно, концентрації кисню в біоплівці, на поверхні біоплівки, в аеротенку на виході і в стічній воді на вході в аеротенк;  $z$  – координата, яка змінюється по товщині біоплівки. Пояснення інших параметрів наведено нижче.

В загальному випадку зазначені реакції визначаються таким чином

$$R_{\delta_c} = \alpha_1 R_{\delta_L} + \alpha_2 b_C \frac{C}{K_{m_C} + C} X, \quad (4)$$

$$R_{\delta_L} = \frac{\mu_m}{Y} \frac{L}{K_{m_L} + L} \cdot \frac{C}{K_{m_C} + C} X, \quad (5)$$

$$R_{a_c} = \alpha_{1a} R_{a_L} + \alpha_{2a} b_{a_c} \frac{C_a}{K_{m_{a_c}} + C_a} X_a, \quad (6)$$

$$R_{a_L} = \frac{\mu_{m_a}}{Y} \frac{L_a}{K_{m_a} + L_a} \cdot \frac{C_a}{K_{m_{a_c}} + C_a} X_a. \quad (7)$$

Реакція відмирання  $R_{c_c} = \alpha_2 R_{b_c}$  буде врахована нижче в наступних рівняннях при їх реалізації.

Прийняті позначення параметрів і коефіцієнтів в наведених рівняннях приведені в роботах [4, 52; 5, 53], а також пояснення деяких наведено нижче.

В залежності від технологічної схеми розміщення в аеротенку елементів завантаження по довжині (в об'ємі) і прийнятих реакцій в біоплівці і в аеротенку загальні рівняння можна значно спростити. Далі розглянемо можливі схеми.

1. Елементи завантаження рівномірно розташовані по всій довжині аеротенка, тоді маємо

$$C_0 - C_a + [\alpha K_{c_a} (\beta C_p - C_a) - R_c] T = 0, \quad (8)$$

де  $T = \frac{W_p}{Q_a}$ ,  $W_p = \varepsilon W_a$ ,  $\varepsilon = 1 - \frac{W_\delta}{W_a}$ , (9)

$W_a$  – об'єм аеротенка;  $W_\delta$  – об'єм, який займає завантаження,  $T$  – тривалість аерації.

Для реакцій розглянемо найбільш поширений для практики випадок, коли вилучення ОЗ в аеротенку відбувається за реакцією нульового порядку, а в біоплівці – за реакцією першого порядку [6, 51]. Для кисню з достатнім обґрунтуванням так як  $K_{m_c} \ll C$ ,  $K_{m_{a_c}} < C_a$ , приймається, що окислення відбувається за реакцією нульового порядку в біоплівці і в аеротенку згідно рівнянь (4), (6). Таким чином, для реакцій маємо

$$R_L = k_L L = \frac{\mu_m X}{Y K_{m_L}} L; \quad (10)$$

$$R_{\delta_c} = \alpha_1 R_L + \alpha_2 b X; \quad (11)$$

$$R_a = \frac{\mu_{m_a} X_a}{Y_a}; \quad (12)$$

$$R_{a_c} = \alpha_{1a} R_a + \alpha_{2a} b_a X_a, \quad (13)$$

де для визначення концентрації  $L$  приймаються попередні рішення задачі по зміні концентрації  $L$  в біоплівці. В цьому випадку характер рівняння приймається в залежності від конструкції елементів завантаження, на яких формується біоплівка, наприклад чи у вигляді плоских пластин із отворами чи окремих стержнів циліндричної форми. В останньому випадку треба це рівняння для знаходження параметра  $A$  вирішувати в циліндричних координатах.

При цьому з деяким наближенням можна прийняти для визначення реакції  $R_{\delta_c}$  по залежності

$$R_{C_L} = \alpha_1 k_L L_{\delta p} + \alpha_2 bX, \quad (14)$$

де осереднене значення зниження концентрації кисню  $L_{\delta p}$  в біоплівці знаходиться в результаті рішення попередньої задачі для біоплівки, методика визначення якої наведена нижче. Це припущення обґрунтовано, використовуючи рішення задачі приведеної в роботі [7, 125].

Для проведення порівняльного аналізу цієї технологічної схеми можна розглянути такі випадки:

а) вилучення ОЗ відбувається тільки активним мулом, тобто закріплена біомаса відсутня ( $z = 0, N_C = 0$ );

б) вилучення ОЗ відбувається тільки закріпленою біомасою, тоді в розрахунках слід приймати  $R_{ac} = 0$ .

Нагадаємо, що для визначення концентрацій ОЗ  $L_\delta$ ,  $L_{\delta p}$  і кисню  $C_\delta$  на поверхні біоплівки одержимо в результаті рішення наступних рівнянь їх зміни в біоплівці

$$D_L \frac{\partial^2 L}{\partial z^2} - k_L L = 0, \quad k_L = \frac{\mu_m X}{YK_{m_L}}, \quad (15)$$

$$D_C \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - k_C L_{\delta p} - \alpha_2 bX = 0, \quad k_C = \alpha_1 k_L, \quad (16)$$

при граничних відповідно умовах:

$$\text{при } z = 0, \quad -D_L \frac{\partial L}{\partial z} = K_L (L_a - L_\delta), \quad (17)$$

$$-D_C \frac{\partial C}{\partial z} = K_C (C_a - C_\delta), \quad (18)$$

$$\text{при } z = \delta, \quad \frac{\partial L}{\partial z} = 0; \quad \frac{\partial C}{\partial z} = 0. \quad (19)$$

Значення концентрації  $L_\delta$  при реакції першого порядку одержано в роботі в результаті рішення рівняння (15), яке приведено в роботі [8, 73], а в результаті рішення (16) при  $k_C L_{\delta p} = const$  і  $\alpha_2 b_c X = const$  для визначення концентрації  $C_\delta$  при реакції нульового порядку, яке тут не приводиться, значення концентрації маємо

$$C_\delta = C_a - \frac{w_C \delta}{K_C}. \quad (20)$$

Таким чином, з врахуванням зазначеного, а також приймаючи при визначенні  $R_{C_L}$  в біоплівці  $L = L_{\delta p}$  для подальшої реалізації одержимо рівняння

$$C_0 - C_a + \alpha K_C a (\beta C_p - C_a) T - \lambda_a K_C (C_a - C_\delta) T - w_{ac} T = 0. \quad (21)$$

Тут  $w_C = k_C L_{\delta p} + \alpha_2 bX$ ,  $L_\delta = AL_a$ ,  $w_{ac} = \alpha_{1a} w_a + \alpha_{2a} b_a X_a$ ,

$$w_a = \frac{\mu_{m_a} X_a}{Y_a}.$$

Параметри  $L_a$  і  $A$  знаходяться в результаті рішення попередньої задачі (з достатнім забезпеченням кисню), яке опубліковане для даної технологічної схеми і прийнятих реакцій вилучення  $O_3$  в біоплівці та в аеротенку [1, 56].

В результаті вирішення рівняння (21) одержимо значення концентрації  $C_a$ , яка потрібна в аеротенку-змішувачі зі зваженою і закріпленою біомасою

$$C_a = \frac{C_0 + \alpha \beta K_C a C_p T - \lambda_a w_c \delta T - w_a T}{1 + \alpha K_C a T}. \quad (22)$$

Нагадаємо, що витрата кисню на утилізацію (самоокислення) відмираючого біоценозу врахована відповідно параметрами в біоплівці  $\alpha_1 b X$  і в аеротенку  $\alpha_{2a} b_{ac} X_a$ .

Розрахунки значно ускладнюються, якщо при вилученні  $O_3$  активним мулом і біоплівкою відбуваються згідно відомого рівняння Моно. В цьому випадку необхідно прийняти в наведених рівняннях швидкості реакцій  $R_L$  і  $R_a$  по Моно.

Рівняння (21) можна використати для визначення загального об'ємного коефіцієнта масопередачі  $K_C a$ , коли вилучення  $O_3$  в аеротенке відбувається зваженою та закріпленою біомасою

$$K_C a = \frac{C_a - C_0 + \lambda_a w_c \delta T + w_a T}{\alpha T (\beta C_p - C_a)}. \quad (23)$$

Використовуючи рівняння (23) можна визначити коефіцієнт  $K_C a$  в залежності від прийнятої необхідної для вилучення  $O_3$  в аеротенках-змішувачах концентрації  $C_a$ .

Відомо [8, 77] в умовах вилучення  $O_3$  тільки зваженою біомасою (активним мулом) концентрація  $C_a$  повинна бути не менше 2 мг/л, тобто  $C_a \geq 2$  мг/л. В умовах вилучення тільки закріпленою біомасою необхідна концентрація кисню в об'ємі аеротенка повинна бути не менше  $C_a > 4-5$  мг/л. Тому при визначенні і оцінці впливу коефіцієнта  $K_C a$  по формулі (23) в даному випадку технологічної схеми необхідно приймати значення  $C_a$  десь  $C_a \approx (3,5 \dots 4,5)$  мг/л. Деякі рекомендації по кількісному визначенні коефіцієнта  $K_C a$  наведено в роботі [9, 179].

У випадку, коли аеротенк-змішувач складається із двох частин, яких будемо вважати реакторами 1 і 2. Тут можливі два випадки (рис. 1).

В першому випадку (рис. 1 а) в першій частині розташовано реактор 1, в якому вилучення  $O_3$  відбувається за рахунок закріпленої біомаси, яка формується на ділянці реактора 1 на встановленому завантаженні, в другій частині – реактор 2, в якому вилучення  $O_3$  відбувається зваженою біомасою (активним мулом), тобто працює як звичайний аеротенк-змішувач.

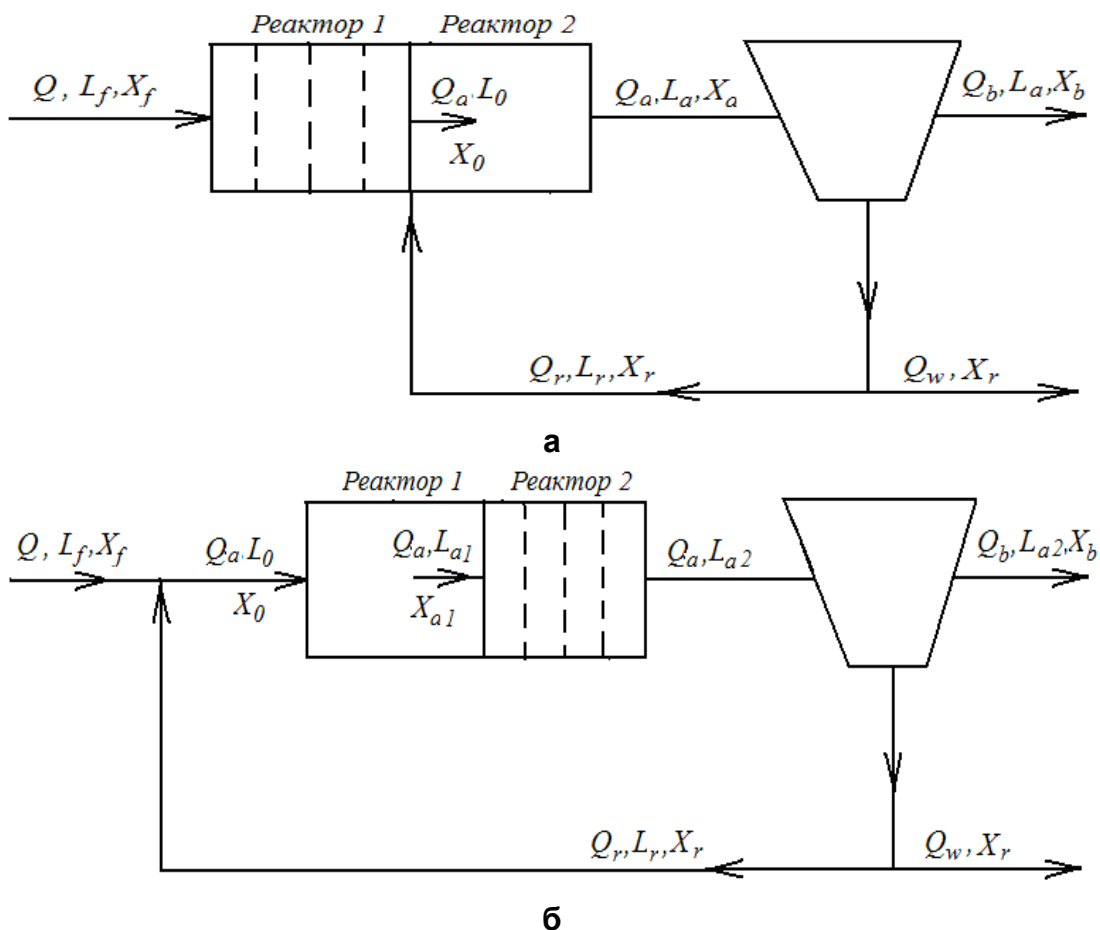


Рис. 1. Технологічні схеми аеротенка-змішувача з розташованим в реакторі 1 (а) або реакторі 2 (б) закріпленої біомаси

В другому випадку (рис. 1 б), навпаки, в реакторі 1 вилучення  $O_3$  відбувається за рахунок зваженої біомаси (активного мулу), тобто працює як звичайний аеротенк-змішувач, а в реакторі 2 вилучення  $O_3$  відбувається за рахунок закріпленої біомаси на встановленому тут завантаженні. Така технологічна схема очистки з практичної точки зору буде доцільною і більш відповідає сучасним вимогам забезпечення високої ступені очистки [10, 55], а в існуючих традиційних аеротенках доочистку виконати надто складно і неекономічно. Тому нижче розглянемо більш детально цю схему (випадок), хоча викладені нижче розрахунки можуть бути використані і при розрахунках схеми (рис.1 б).

В цьому випадку для визначення концентрації кисню в реакторах 1 і 2 будуть використані рівняння

для реактора 1 зі зваженою біомасою (активним мулом)

$$C_0 - C_{a_1} + \alpha_1 \cdot K_{C_1} a_1 (\beta_1 C_{p_1} - C_{a_1}) \cdot T_1 - w_{ac_1} T_1 = 0; \quad (24)$$

для реактора 2 з закріпленою біомасою (біоплівкою)

$$C_{a_1} - C_{a_2} + \alpha_2 \cdot K_{C_2} a_2 (\beta_2 C_{p_2} - C_{a_2}) \cdot T_2 - \lambda_2 \cdot T_2 K_{C_2} \cdot (C_{a_2} - C_{\delta_2}) = 0. \quad (25)$$

Тут  $C_{a_1}$ ,  $C_{a_2}$  – відповідно концентрації кисню на виході із реактора 1 і 2

$$\lambda_2 = \frac{F_{\delta l_2}}{Q_a}, \quad T_1 = \frac{W_{p_1}}{Q_a}, \quad T_2 = \frac{W_{p_2}}{Q_a}, \quad (26)$$

$W_{p_1}$ ,  $W_{p_2}$  – об'єми рідини відповідно в реакторах 1 і 2,  $F_{\delta l_2}$  - загальна площа поверхні завантаження в реакторі 2 довжиною  $l_2$ .

Згідно наведеним рівнянням вилучення ОЗ в реакторі 1 відбувається за реакцією нульового порядку, а в реакторі 2 – першого порядку. Для забезпечення киснем утилізації ОЗ прийнято реакцію в реакторах нульового порядку. Тоді в цьому випадку маємо

$$w_{ac_1} = \alpha_{1a1} w_{a_1} + \alpha_{2a1} b_{a_1} X_{a_1}, \quad w_{a_1} = \frac{\mu_{ma_1} X_{a_1}}{Y_{a_1}} \quad (27)$$

$$C_{\delta_2} = C_{a_2} - \frac{w_{c_2 \delta}}{K_{c_2}}, \quad w_{c_2} = \alpha_{1a2} k_{L_2} L_{\delta p_2} + \alpha_{2a2} b_2 X_2,$$

$$L_{\delta_2} = A_2 L_{a_2}, \quad k_{L_2} = \frac{\mu_{m_2} X_2}{Y_2 K_{m_2}}$$

де параметри з індексом 1 відносяться до реактора 1, а з індексом 2 – до реактора 2.

Для реалізації запропонованих моделей розглянемо деякі особливості і передумови, які прийняті при формуванні кисневого режиму в аеротенках з додатковою закріпленою біомасою.

Так при вилученні ОЗ закріпленою біомасою в реакціях першого порядку, в реакціях кисневого режиму нульового порядку замість змінної концентрації в біоплівці  $L$  з достатнім обґрунтуванням в якості розрахункової прийнято її осереднене значення  $L_{\delta p}$  згідно наступної залежності

$$L_{\delta p} = 0,5(L_{\delta_{z=0}} + L_{\delta_{z=\delta}}), \quad (28)$$

де  $L_{\delta_{z=0}}$  – значення концентрації ОЗ на зовнішній поверхні біоплівки ( $z = 0$ ),  $L_{\delta_{z=\delta}}$  – значення концентрації на внутрішній поверхні ( $z = \delta$ ). Так зокрема в результаті рішення рівняння (15) в роботі [8, 78] для визначення концентрації  $L_{\delta_{z=0}}$  одержана залежність

$$L_{\delta_{z=0}} = L_{\delta} = AL_a, \quad A = \frac{1 + e^{-\varphi}}{(1 + e^{-\varphi}) + \lambda_L (1 - e^{-\varphi})},$$

$$\text{де } \varphi = 2\sqrt{\alpha_L}, \quad \alpha_L = \frac{k_L \delta^2}{D_L}, \quad \lambda_L = \frac{\sqrt{k_L D_L}}{K_L}, \quad k_L = \frac{\mu_{m_L} X}{Y K_{m_L}}.$$

Значення концентрації на внутрішній поверхні біоплівки ( $z = \delta$ )  $L_{\delta_{z=\delta}}$

знаходимо із рівняння при  $\bar{z} = \frac{z}{\delta} = 1$  [8, 78]

$$L(\bar{z}) = \frac{ch\sqrt{\alpha_L(1-\bar{z})}}{ch\sqrt{\alpha_L}} L_{\delta_{z=0}}, \quad (30)$$

або із рівняння при  $z = \delta$  [11, 480]

$$L(\bar{z}) = \frac{\operatorname{ch}\left(\frac{\delta - z}{\xi}\right)}{\operatorname{ch}\left(\frac{\delta}{\xi}\right)} L_{\delta_{z=\delta}}, \quad \xi = \sqrt{\frac{D_L}{k_L}}. \quad (31)$$

В результаті рішень рівнянь (30), (31) одержимо залежність для визначення  $L_{\delta_{z=\delta}}$

$$L_{\delta_{z=\delta}} = \frac{1}{\operatorname{ch}\sqrt{\alpha_L}} L_{\delta_{z=0}}. \quad (32)$$

Таким чином, значення розрахункової концентрації кисню в наведених вище рівняннях згідно (28) буде визначатись за формулою

$$L_{\delta p} = 0,5 L_{\delta_{z=0}} \left( 1 + \frac{1}{\operatorname{ch}\sqrt{\alpha_L}} \right). \quad (33)$$

Зазначимо, що згідно [10, 110] в якості концентрації  $L_a$  в аеротенці-змішувачі приймається концентрація на виході із аеротенка чи реактора.

В результаті проведених досліджень [12, 111; 13, 1070] встановлено, що при значному (насиченому) влаштуванні в аеротенку (реакторі) елементів завантаження кисень в біоплівку може поступати не тільки із об'єму рідини (розчинений кисень), а і в результаті так званого міжповерхневого переносу (МПП) безпосередньо із прилиплих до біоплівки бульбашок. В цьому випадку потоки забруднень і розчиненого кисню в біоплівку через її змінену поверхню будуть визначатись

$$N_L = (1 - \eta) K_L (L_a - L|_{z=0}), \quad (34)$$

$$N_c = (1 - \eta) K_C (C_a - C|_{z=0}) + \eta K_{cn} (\beta C_p - C|_{z=0}), \quad (35)$$

$$W_p = \varepsilon W_a, \quad \eta = \frac{F_{\delta_n}}{F_{\delta}},$$

де  $F_{\delta_n}$  – загальна площа поверхні біоплівки, наприклад, в реакторі 2, яка контактує з бульбашками повітря. Якщо в попередньому випадку технологічний кисень для утилізації ОЗ поступав в біоплівку у вигляді розчиненого кисню, який формувався в рідині за рахунок бульбашок, то згідно (35) крім розчиненого кисню в біоплівку поступає також кисень безпосередньо із бульбашок внаслідок МПП. Тому рівняння для біоплівки (16) необхідно вирішувати при такій граничній умові при  $z = 0$

$$N_c = P_1 - P_2 C_{\delta}, \quad (36)$$

де

$$P_1 = (1 - \eta) K_C C_a + \eta \alpha K_{cn} \beta C_p, \quad P_2 = (1 - \eta) K_C + \eta \alpha K_{cn}, \quad w_c = \alpha_1 k_L L_{\delta p} + \alpha_2 b X;$$

$$\varepsilon = \frac{W_{p2}}{W_{a2}}, \quad k_L = \frac{\mu_m X}{Y K_{m_L}}.$$



В результаті рішення рівняння (16) з граничними умовами при  $z = 0$  (36) і  $z = \delta$ ;  $\frac{\partial C}{\partial r} = 0$  маємо

$$P_2 C_\delta = P_1 - w_c \delta, \quad (37)$$

$$C_\delta = \frac{P_1 - w_c \delta}{P_2}. \quad (38)$$

Таким чином, у випадку, коли вилучення ОЗ в реакторі 2 відбувається тільки за рахунок закріпленої на елементах завантаження біомаси балансів рівняння для визначення зміни концентрацій  $L_a$  і  $C_a$  в реакторі будуть мати вигляд

$$L_{a1} - L_2 - \lambda_2(1-\eta)K_L(L_{a2} - L|_{z=0}), \quad (39)$$

$$C_{a1} - C_{a2} + \eta\alpha K_c a(\beta C_{P2} - C_{a2})T_2 - \lambda_2(1-\eta)K_c(C_{a2} - C|_{z=0}), \quad (40)$$

де  $\lambda_2 = \frac{F_{\delta/2}}{Q_a}$ ,  $T_2 = \frac{W_{p2}}{Q_a}$ ,  $W_{p2} = \varepsilon_2 W_{a2}$ ,  $F_{\delta/2}$  – площа поверхні елементів завантаження (біоплівки) в реакторі 2,  $W_{p2}$  – об'єм рідини в реакторі 2,  $W_{a2}$  – об'єм реактора 2. В наведених формулах  $T_2 = \frac{W_{p2}}{Q_a}$  – тривалість аерації в реакторі 2.

Зазначимо, що вилучення ОЗ в реакторі 2 відбувається тільки за рахунок закріпленої біомаси (біоплівкою), але можливе деяке вилучення ОЗ за рахунок активного мулу, який знаходиться в об'ємі  $W_{p2}$  реактора 2 не враховується, що піде в запас розрахунку. Проте при необхідності можна врахувати це додаткове вилучення ОЗ додатковим членом з реакцією  $R_{a_{c2}}$ , і прийнявши, що воно відбувається за реакцією першого порядку при забезпеченні киснем нульового порядку

$$R_{a_{c2}} = w_{a_{c2}} T_2, \quad w_{a_{c2}} = \alpha_{1a2} k_{a2} + \alpha_{2a2} b_{a2} X_{a2}, \quad k_{a2} = \frac{\mu_{m2} L_{a2}}{Y_{a2} K_{Lm2}} X_{a2} \quad (41)$$

Приведемо деякі практичні рекомендації для розрахунків. При наявності рециркуляції  $Q_a = (1+r)Q$ , де  $Q$  – розрахункова витрата стічних вод  $m^3/год$  (рис.1),  $r$  – ступінь рециркуляції активного мулу згідно [10]

$$r = \frac{a_t}{\frac{1000}{l} - a_t}, \quad (42)$$

де  $a_t$  – загальна доза мулу в аеротенку  $г/дм^3$ ,  $l_t$  – муловий індекс  $см^3/г$ ,

$$a = \frac{X_a}{1-S}, \quad (43)$$

де  $S$  – зольність мулу.

Формула для  $r$  застосовується при  $J_t < 175 \text{ см}^3/\text{г}$  до  $5 \text{ г}/\text{см}^3$ . Для визначення мулового індексу в [10, 111] наведена таблиця В.5 в залежності від навантаження на мул, яке визначається по формулі (В.13) [10, 112]. Тривалість обробки води в кожному реакторі (аеротенку), в якому вилучення  $\text{O}_3$  відбувається активним мулом,  $T_a$  визначається за формулою

$$T_a = \frac{2,5}{\sqrt{a_t}} \lg \frac{L_{\max}}{L_{\text{ex}}}, \text{ год.} \quad (44)$$

В [10, 112] замість  $L_{\text{ex}}$  прийнято  $L_{\max}$ . Звідки об'єм реактора (аеротенка) з активним мулом буде складати

$$W_a = Q_a T_a = Q(1+r)T_a, \text{ м}^3. \quad (45)$$

В подальших дослідженнях буде проведено аналіз і оцінки впливу таких важливих параметрів, як об'ємний коефіцієнт масопередачі (переносу)  $K_{ca}$  і міжповерхневий коефіцієнт  $K_{cn}$ , які забезпечують постачання кисню в місце проведення реакцій і утилізації  $\text{O}_3$ .

Реалізація наведеної математичної моделі дозволяє оцінити вплив різних факторів на процеси очистки в аеротенках удосконаленої конструкції та обґрунтувати найбільш економічні та ефективні параметри видалення органічних забруднень в цих спорудах, в тому числі з урахуванням впливу вмісту кисню на процес окислення.

### Список літератури

1. Олійник О.Я., Айрапетян Т.С. Моделювання очистки стічних вод від органічних забруднень в біореакторах-аеротенках зі зваженим (вільноплаваючим) і закріпленим біоценозом // Доповіді НАНУ. 2015. №5. С. 55-59.
2. Gebara F. Activated sludge biofilm was tewater treatment system. // Wat. Res., 1999, vol. 13, №1 P. 230-238.
3. Wanner O., Ebert N.I., Rittman B.E. Mathematical modeling of biofilms // Scientificand Technical report, №18, 2006. 208 p.
4. Олійник О. Я., Маслун Г. С. Моделювання кисневого режиму в біореакторах при очистці стічних вод // Доповіді НАНУ, 2010, №10. С.52-56.
5. Рибаченко С.О. Аеробна доочистка стічних вод на затоплених фільтрах: – дис. канд.. техн. наук 05.23.04, КНУБА, 2011. 143 с.
6. Олійник О. Я., Айрапетян Т.С. Забезпечення киснем вилучення органічних забруднень в аеротенках-змішувачах зі зваженим і закріпленим біоценозом // Методи підвищення ресурсу міських інженерних інфраструктур: VII Всеукраїнський наук. семінар, 11-12 жовтня 2016 р., м. Харків: Тези матер. семін. Харків: ХНУБА, 2016. С.51-52.
7. Маслун Г. С. Практичні рекомендації до розрахунку кисневого режиму при очистці стічних вод на затоплених фільтрах // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки: наук.-техн. зб. К.: КНУБА, 2013. Вип.21. С. 123-142.

8. Олійник О.Я., Колпакова О.А. Моделювання і розрахунки біологічної очистки стічних вод на краплинних біофільтрах // Екологічна безпека та природокористування. К., 2014. Вип.16. С. 68-86.

9. Олійник О. Я., Айрапетян Т.С. , Курганська С. М. Аналіз і деякі рекомендації до розрахунку кисневого режиму в аеротенках при очистці стічних вод від органічних забруднень зваженим і закріпленим біоценозом // Науковий вісник будівництва. Харків: ХНУБА, ХОТВ АБУ, 2016. № 3 (85). С.177-184.

10. ДБН В.2.5-75-2013. Каналізація. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування К.: Мінрегіон України, 2013. 128 с.

11. Henze M., M. Van Loosdrecht M.C., Ekama G.A., Brdjanovic D. Biological Wastewater Treatment // Iwa Publishing, London, 2008. 511p.

12. Маслун Г. С. Дослідно-виробнича апробація теоретичних розрахунків кисневого режиму при доочистці стічних вод фільтруванням // Екологічна безпека та природокористування. К., 2013. Вип. 12. С. 98-113.

13. Lee K.M., Stensel H.D. Aeration and substrate utilization in a sparged packed – biofilm reactor // WPCF, vol. 58, №11. P.1065-1073.

*Надійшло до редакції 11.11.2016*

УДК 628.394

О.С. ПЕТРЕНКО, кандидат технічних наук  
Київський національний університет будівництва і архітектури

## **ОСОБЛИВОСТІ РОЗРАХУНКУ РОЗБАВЛЕННЯ СТИЧНИХ ВОД У РІЧКАХ ЗА МЕТОДОМ СКІНЧЕННИХ РІЗНИЦЬ**

*Показано вплив різних факторів на розрахунок за методом скінченних різниць розбавлення стічних вод, що скидаються у річки. Приведені рекомендації щодо побудови розрахункової сітки, підвищення точності обчислень показників якості води і розбавлення та зменшення їх обсягів.*

**Ключові слова:** скид стічних вод, водовипускні споруди, зосереджений випуск стічних вод, розбавлення, метод скінченних різниць.

*Показано влияние разных факторов на расчет методом конечных разностей разбавления сточных вод, которые сбрасываются в реки. Приведены рекомендации по построению расчетной сетки, повышению точности вычислений показателей качества воды и разбавления, уменьшения их объема.*

**Ключевые слова:** сброс сточных вод, водовыпускные сооружения, сосредоточенный выпуск сточных вод, разбавление, метод конечных разностей.

*The influence to other factors of analysis of dilution waste water, which go out to rivers, by finite differences method. Given recommendations to create the computational grid, improve the accuracy of calculations of indicators water quality and dilution, computing decrease.*

**Key words:** waste water discharge, water-discharge buildings, concentrated waste water outlet, dilution, finite differences method.

Швидке змішування скидаємих стічних вод, як правило, з *більш чистими* водами водотоків дозволяє суттєво зменшити розміри ділянки небезпечного забруднення останніх та простіше виконати умови щодо показників якості в контрольному створі (КС), відстань  $l_{\text{КС}}$  до якого від впускних споруд (довжина ділянки розбавлення (ДР)) не повинна перевищувати 500 м [1].

Характеристикою інтенсивності вище вказаного змішування є **кратність розбавлення** – величина, яка показує в скільки разів води річки розбавляють стічні води на ДР. Знаходиться вона з виразу:

$$n = \frac{C_{\text{СК}} - C_{\text{Ф}}}{C_{\text{КС}} - C_{\text{Ф}}}, \quad (1)$$

де  $C_{\text{СК}}$ ,  $C_{\text{КС}}$  – відповідно значення будь-якого показника якості в скидаємих стічних водах та в КС (рис. 1А),  $\text{г/м}^3$ ;  $C_{\text{Ф}}$  – фонові значення відповідного показника якості річкової води, тобто до скидання стічних вод,  $\text{г/м}^3$ .

Значення  $C_{\text{КС}}$  в різних місцях КС мають неоднакову величину (епюри на рис. 2А, Б). *Максимальні* з них знаходяться на *осі потоку*, яка проходить через випуск стічних вод за напрямом швидкості течії та перетинає КС по нормалі.

Навколо цієї осі рухається *основна маса суміші* стічних вод і вод водотоку. Саме максимальні значення показників якості порівнюються з гранично-допустимими значеннями цих показників в КС і підставляються в формулу (1). Їм відповідають *мінімальні* значення кратності розбавлення  $n$ .

Універсальним методом розрахунку значень показників якості в різних отворах, зокрема в КС, є *метод скінченних різниць* (МСР) [2, 3, 5]. Він має ту перевагу, що може застосовуватися при будь-якій конфігурації берегів і ложа водного об'єкту (ВО), а також при будь-якому співвідношенні витрат стічних вод ( $q$ ,  $\text{м}^3/\text{с}$ ) і води у водотоці ( $Q$ ,  $\text{м}^3/\text{с}$ ). Крім того МСР дозволяє встановити розмір і конфігурацію забрудненої зони у ВО та значення показників якості на окремих ділянках цієї зони. Але цей метод не набув широкого розповсюдження внаслідок того, що особливості його впровадження недостатньо вивчені, а головне, точність розрахунків за МСР залежить від обсяга проведених обчислень, який може бути вельми значним.

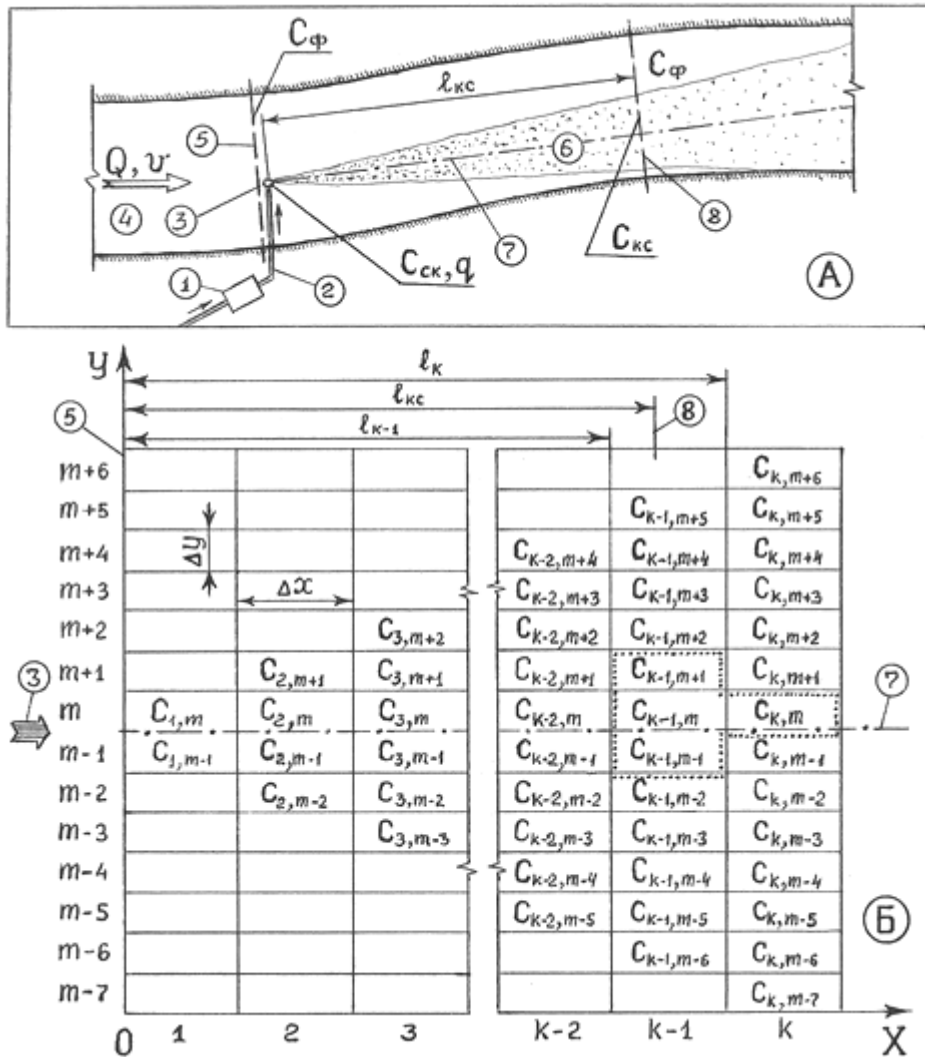


Рис. 1. Схема розташування споруд водоскидного тракту та розбавлення стічних вод у річці (А). Схема розрахункової сітки для реалізації метода скінченних різниць при знаходженні значень показників якості (Б). Крапками обведені клітинки, номери яких задіяні в формулах (5) і (19). В незаповнених клітинках знаходяться фонові значення  $C_{\text{ф}}$ .

1 – очисні споруди водовідведення; 2 – напірні і самопливні каналізаційні колектори або канали; 3 – зосереджений випуск стічних вод; 4 – річка; 5 – фоновий створ; 6 – ділянка розбавлення; 7 – вісь потоку суміші стічних вод і вод річки; 8 – контрольний створ

В даній роботі аналізується використання МСР при розрахунках витікання стічних вод в характерні водотоки через зосереджені руслові випуски. Далі вважаємо, що береги річки не впливають на рух забрудненої суміші.

Розглядаємо плоску задачу, використання якої рекомендується для водотоків з середньою глибиною  $H \leq 5\text{М}$  і для якої рівняння турбулентної дифузії у формі скінченних різниць має вигляд:

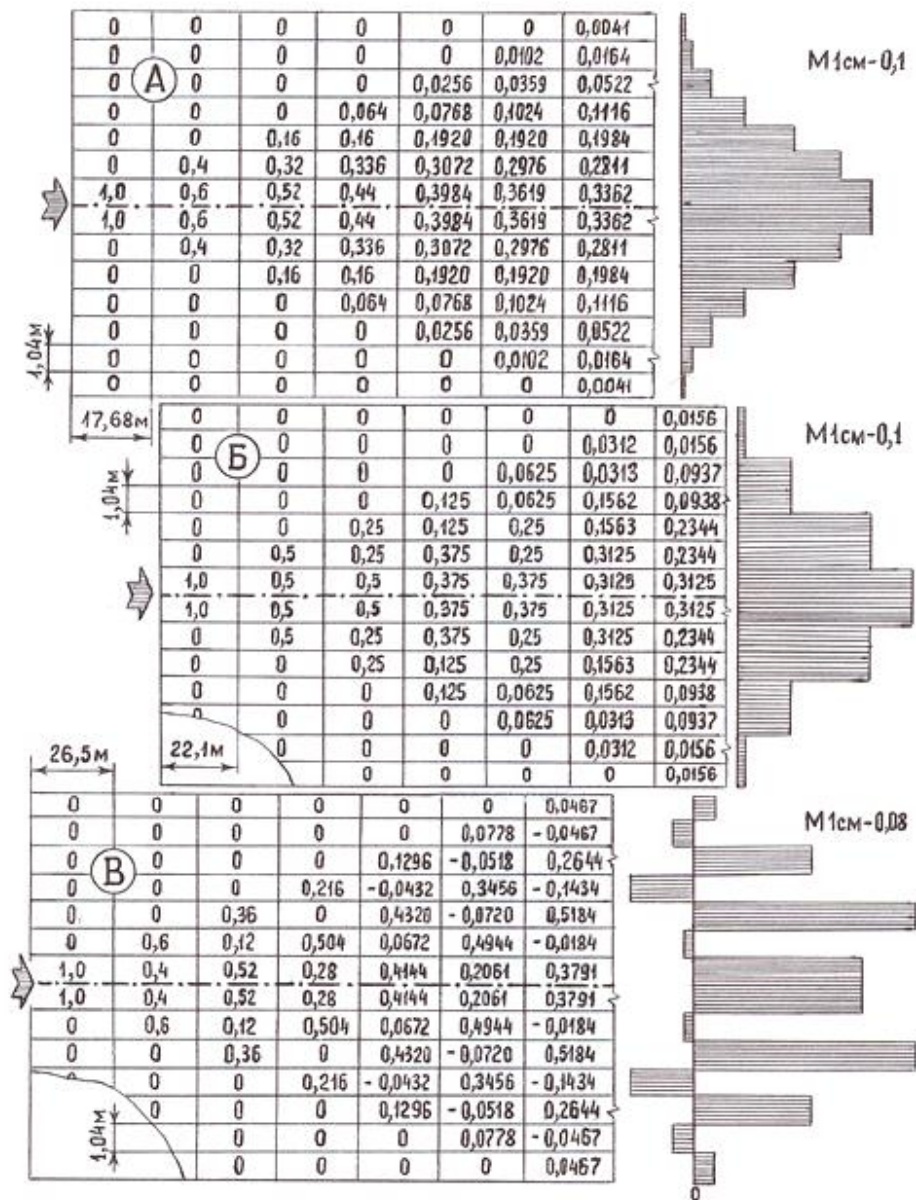


Рис. 2. Значення відносного показника якості ( $\bar{C}_{k,m} = C_{k,m} / C_{ck}$ ) в клітинах розрахункової сітки при вихідних даних II варіанту та значеннях  $q = 5 \text{ м}^3/\text{с}$ ,

$$\frac{\Delta_x C}{\Delta x} = \frac{gH}{2k_6 C_{III}} \cdot \frac{\Delta_y^2 C}{\Delta y^2}, \quad (2)$$

де  $k_6 = 22,3 \text{ м}^{0,5}/\text{с}$  – коефіцієнт Бусінеска для води;  $g = 9,81 \text{ м}/\text{с}^2$  – прискорення вільного падіння;  $\Delta x, \Delta y$  – розміри інтервалів розбиття або клітинок плоскої сітки, відповідно, вздовж  $OX$  і  $OY$  (рис. 1Б), м;  $\Delta_x C, \Delta_y C$  – приріст значень показника якості, відповідно, вздовж  $OX$  і  $OY$ ,  $\text{г}/\text{м}^3$ ;  $C_{III}$  – коефіцієнт Шезі, що знаходиться за формулою М.М. Павловського,  $\text{м}^{0,5}/\text{с}$ :

$$C_{\text{III}} = R^{y_c} / k_{\text{III}}, \quad (3)$$

де  $R$  – гідравлічний радіус, який для рівнинних річок приймається рівним  $H$ , м;  
 $k_{\text{III}}$  – коефіцієнт шорсткості ложа русла водотоку (береться з довідника);  $y_c$   
– показник ступеня, що розраховується за виразом:

$$y_c = 2,5\sqrt{k_{\text{III}}} - 0,13 - 0,75\sqrt{R}(\sqrt{k_{\text{III}}} - 0,1). \quad (4)$$

З рівняння (2) загальний вираз для знаходження значення показника якості в будь-якій клітинці сітки (рис. 1Б) матиме вигляд [ 2, 3, 5]:

$$C_{k,m} = a(C_{k-1,m+1} + C_{k-1,m-1}) + (1-2a)C_{k-1,m}, \quad (5)$$

де  $a$  – безрозмірний коефіцієнт сітки, значення якого може бути тільки додатнім:

$$a = \frac{g \cdot H \cdot \Delta x}{2k_{\text{б}} \cdot C_{\text{III}} \cdot \Delta y^2} = J \cdot \frac{H}{C_{\text{III}}} \cdot \frac{\Delta x}{\Delta y^2} = G \frac{\Delta x}{\Delta y^2}. \quad (6)$$

В залежності (6) параметр  $J = g/2k_{\text{б}} = 9,81/2 \cdot 22,3 = 0,22$  (м<sup>0,5</sup>/с) є постійною величиною для води, а значення коефіцієнта водотоку  $G$  залежить від гідравлічних характеристик останнього і може визначатися з виразу:

$$G = \frac{J \cdot H}{C_{\text{III}}} = \frac{g \cdot H \cdot v}{2k_{\text{б}} \cdot C_{\text{III}} \cdot v} = \frac{D}{v}, \quad (7)$$

де  $v$  і  $D$  – відповідно на ДР, середня швидкість потоку води (м/с) та коефіцієнт турбулентної дифузії (м<sup>2</sup>/с):

$$D = \frac{g \cdot H \cdot v}{2k_{\text{б}} \cdot C_{\text{III}}}. \quad (8)$$

Далі будемо вважати коефіцієнт водотоку  $G$  практично незмінним для ДР довжиною  $l_{\text{КС}} = 500$  м даної річки.

Для зосередженого руслового випуску розрахунок починають вести з двох клітинок (рис. 1Б), для яких:

$$\Delta y = q / (2vH). \quad (9)$$

Рекомендують, щоб для величини  $\Delta y$  виконувалась умова:

$$\Delta y \leq 0,1 \cdot B, \quad (10)$$

де  $B$  – середня на ДР ширина русла, яка визначається за формулою, м:

$$B = Q / H \cdot v. \quad (11)$$

При невиконанні умови (10) значення  $\Delta y$  зменшується.

Максимальна кількість клітинок поперек потоку (по осі  $OY$ ) знаходиться з округленням до цілого числа з формули:

$$m_{\text{max}} \approx B / \Delta y. \quad (12)$$

Як видно з виразу (10) бажаним є виконання вимоги:  $m_{max} \geq 10$ .

Розмір інтервалів розбиття вздовж осі  $OX$  знаходять з виразу (6):

$$\Delta x = a \cdot \Delta y^2 / G. \quad (13)$$

Величина  $\Delta x$  визначає кількість клітин вздовж осі потоку до КС:

$$k_{КС} = \ell_{КС} / \Delta x. \quad (14)$$

Отримане число округляється до цілого значення в більший ( $k$ ) та менший ( $k-1$ ) бік. Знаходять відстані до ( $k-1$ )-ої та  $k$ -ої клітинки з формул (рис. 1Б):

$$\ell_{k-1} = \Delta x(k-1); \quad \ell_k = \Delta x \cdot k = \ell_{k-1} + \Delta x. \quad (15)$$

За виразом (5) для кожної розрахункової клітинки встановлюють значення показника якості та інтерполяцією знаходять *максимальне* значення цього показника в КС:

$$C_{КС} = C_{k-1, m} - \frac{(C_{k-1, m} - C_{k, m})(\ell_{КС} - \ell_{k-1})}{\Delta x}. \quad (16)$$

Кількість клітинок вздовж осі  $OY$  в останньому розрахунковому створі (при  $\ell_k$ ), для яких виконувались обчислення за виразом (5), становитиме:

$$m_k = 2k. \quad (17)$$

З рис 1Б видно, що *загальна кількість розрахункових клітинок* сітки визначатиметься, як

$$N_k = 0,5km_k = k^2. \quad (18)$$

Із залежності (13) витікає, що зміна значення  $\Delta y$  змінює довжину  $\Delta x$  в квадраті. Це суттєво позначається на величині  $N_k$ . Як приклад, при зменшенні  $\Delta y$  у двічі величина  $\Delta x$  зменшується в 4 рази, а з виразів (14), (17), (18) витікає, що  $N_k$  і, відповідно, обсяг розрахунків показника якості збільшиться в 16 разів.

**Послідовність розрахунку кратності розбавлення** складається з таких етапів:

- 1) за формулами (4), (3), (8), (7) знаходяться гідравлічні характеристики водотоку і його коефіцієнт  $G$ ;
- 2) з виразів (9), (11), (10) визначається ширина сітки  $\Delta y$ ;
- 3) приймається в першому наближенні кілька значень коефіцієнта сітки  $a$ ;
- 4) із залежності (13) знаходяться відповідні величинам  $a$  значення  $\Delta x$ , для яких з виразу (14) і після наступного округлення результату встановлюються кількості інтервалів розбиття вздовж осі  $OX$  ( $k_{КС}, k$ ) та з формули (18) – загальні кількості розрахункових клітин  $N_k$ ;



- 5) після аналізу отриманих результатів вибирається таке значення  $\Delta x$ , якому відповідатиме, зручне для розрахунків, уточнене за виразом (6) значення  $a$ ;
- 6) розраховують за формулою (5) значення показника якості в кожній задіяній клітинці сітки;
- 7) знаходять за виразом (15) відстані  $l_{k-1}$  і  $l_k$  для двох останніх створів і виділяють, відповідні ним, максимальні значення показника якості  $C_{k-1,m}$  та  $C_{k,m}$  для визначення за формулою (16) значення  $C_{КС}$ ;
- 8) обчислюють значення кратності розбавлення  $n$  із залежності (1).

Найбільше впливає на точність розрахунків і їх обсяг вибір оптимальних значень  $\Delta x$  та  $a$  (5 етап). Для  $a = 0,5$  формула (5) має найпростіший вигляд:

$$C_{k,m} = 0,5(C_{k-1,m+1} + C_{k-1,m-1}). \quad (19)$$

При цьому значенні  $a$  досить часто мають місце випадки, коли  $k < 8 - 10$ , що суттєво зменшує точність розрахунків або коли  $k \gg 20$ , що при високій точності в рази, а буває і на порядки, збільшує обсяг необхідних обчислень. Для цих випадків слід підбирати інші значення  $a$ . Задача оптимізації величини коефіцієнта сітки  $a$  і, відповідно, параметрів  $\Delta x$ ,  $k$  розглядається нижче на прикладі двох варіантів водотоків, вихідні дані і розрахункові характеристики яких наведені в таблиці 1. Показники першого варіанту відповідають середнім, а показники другого – великим рівнинним річкам України.

Якщо  $C_{СК} > C_{Ф}$ , то в процесі розбавлення стічних вод значення показника якості повинні поступово зменшуватись від клітинки до клітинки в напрямку течії та від осі потоку до берегів водотоку.

Ці тенденції чітко простежуються для усіх варіантів і випадків при значеннях  $a < 0,5$ . Як приклад, на рис. 2А для річки II варіанту показаний фрагмент розрахункової сітки при  $a = 0,4$ .

Для тих самих вихідних даних, але при  $a = 0,5$  (рис. 2Б), вздовж  $OX$  і  $OY$  спостерігається в сусідніх клітинах повторювання значень відносного показника якості, а по деяким прошаркам вздовж  $OX$  і місцеве збільшення величини  $\bar{C}_{k,m}$ . В зв'язку з тим, що вздовж вказаних напрямків має місце загальна тенденція на зменшення значень  $\bar{C}_{k,m}$ , визначати  $C_{КС}$  при  $a = 0,5$  можна, але їх точність, в порівнянні з результатами при  $a < 0,5$ , буде меншою, особливо для малих значень  $k$ .

Таблиця 1

## Вихідні та розрахункові параметри характерних водотоків

№ пор.	Найменування вихідних даних і параметрів, які визначаються (в дужках – номера розрахункових формул)	Одиниці виміру	Варіанти річок	
			I	II
1	Довжина ділянки розбавлення $\ell_{\text{кс}}$	м	500	500
2	Середня глибина $H$ (гідравлічний радіус $R$ )	м	2	3
3	Середня швидкість течії $v$	м/с	0,2	0,8
4	Витрати води в річці $Q$	м <sup>3</sup> /с	32	432
5	Коефіцієнт Бусінеска для води $k_{\text{б}}$	м <sup>0,5</sup> /с	22,3	22,3
6	Прискорення вільного падіння $g$	м/с <sup>2</sup>	9,81	9,81
7	Коефіцієнт шорсткості русла $k_{\text{ш}}$	–	0,04	0,05
8	Показник ступеня $y_c$ (4)	–	0,264	0,269
9	Коефіцієнт Шезі $C_{\text{ш}}$ (3)	м <sup>0,5</sup> /с	30	26,88
10	Постійний для води параметр $J$	м <sup>0,5</sup> /с	0,22	0,22
11	Коефіцієнт турбулентної дифузії $D$ (8)	м <sup>2</sup> /с	0,0029	0,0196
12	Коефіцієнт водотоку $G$ (7)	м	0,0146	0,0245
13	Середня ширина водотоку $B$ (11)	м	5	5
14	Умовне значення показника якості в місці скиду стічних вод $C_{\text{ск}}$	г/м <sup>3</sup>	80	180
15	Умовне фонове значення показника якості в річці $C_{\text{ф}}$	г/м <sup>3</sup>	100	100
			0	0

При значеннях коефіцієнта сітки  $a > 0,5$  (рис. 2В,  $a = 0,6$ ) коливання величини  $\bar{C}_{\text{к,т}}$  настільки значні, що спостерігаються навіть від'ємні її значення, а це неможливо в принципі. Тому користуватися значеннями  $a > 0,5$  при розрахунках недоцільно.

З наближенням значень  $a$  до нуля, як видно з виразів (13) і (14), зменшується розмір клітин  $\Delta x$  та зростає їх кількість  $k$  і, відповідно, точність розрахунку показників якості.

На рис. 3 показані графіки залежності максимальних значень вздовж осі потоку відносного показника якості ( $\bar{C}_{\text{к,т}} = C_{\text{к,т}} / C_{\text{ск}}$ ) в контрольному створі при  $\ell_{\text{кс}} = 500$  м та числа інтервалів розбиття вздовж осі  $OX$  на

ДР( $k$ ) від величини коефіцієнта сітки при значеннях  $a \leq 0,5$  і різних відносних витратах стічних вод ( $\bar{q} = q/Q$ ) для I (випадки 1-3) та II (випадки 4-7) розрахункових варіантів.

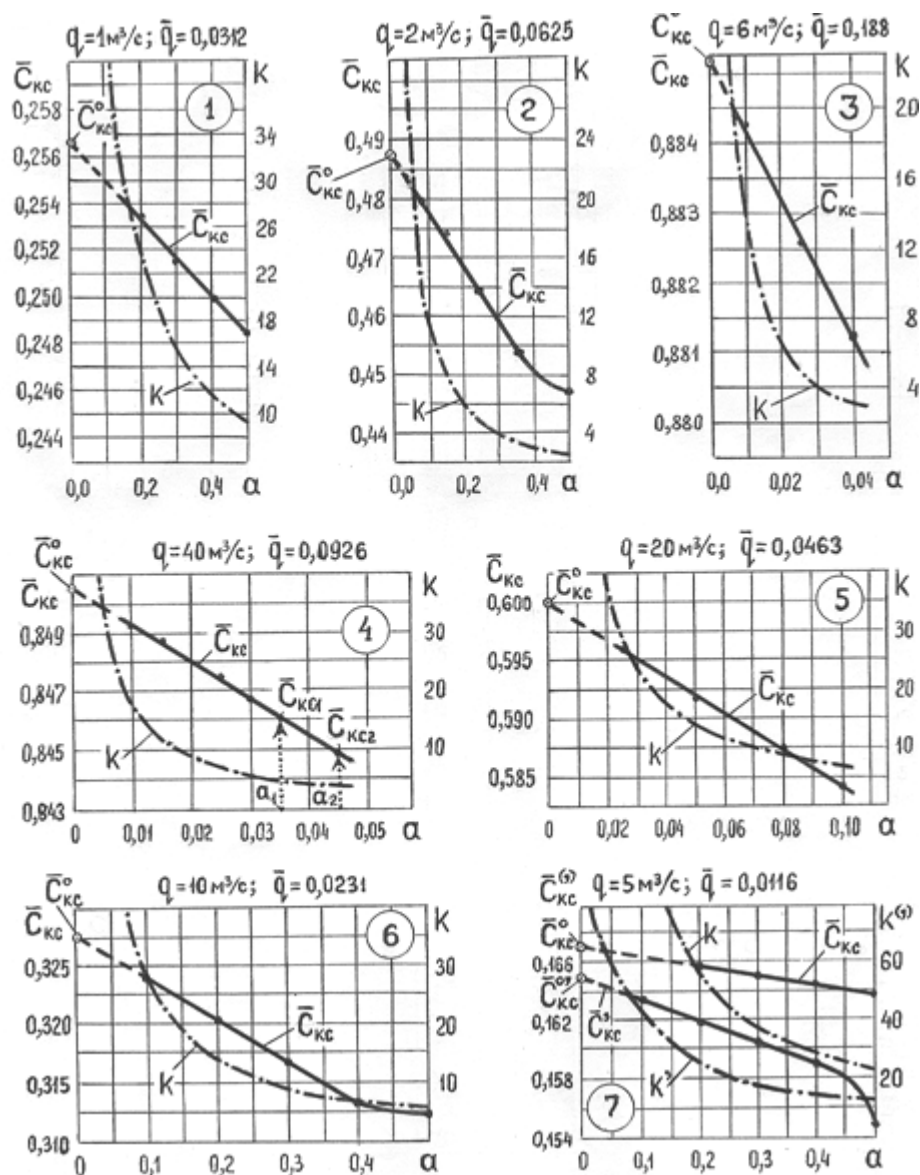


Рис. 3. Графіки залежностей  $\bar{C}_{kc} = f(a)$  та  $k = f(a)$  для першого (1-3 випадки) і другого (4-7 випадки) розрахункових варіантів. Пунктиром показана екстраполяція значень  $\bar{C}_{kc}$  в напрямку, що відповідає зменшенню коефіцієнта сітки  $a$  до нуля

Особливістю цих графіків є те, що залежність  $\bar{C}_{kc} = f(a)$  має чітко виражений **лінійний характер**. Відхилення від лінійності (випадки 2 і 6) спостерігаються тільки для деяких  $a = 0,5$  при *незначній* кількості інтервалів розбиття вздовж  $OX$  ( $k < 10-12$ ), що пояснюється вказаними вище і показаними на рис. 2Б коливаннями значень  $\bar{C}_{k,m}$ .

Лінійна залежність може бути виражена формулою:

$$\bar{C}_{\text{КС}} = b \cdot a + \bar{C}_{\text{КС}}^{\circ}, \quad (20)$$

де  $\bar{C}_{\text{КС}}^{\circ}$  – відносне найбільш точне значення показника якості в КС при  $a \approx 0$ ;  $b$  – параметр, який характеризує зменшення значення показника якості на інтервалі зміни коефіцієнта сітки  $a$  (від’ємна величина):  $a = 0,4$  (А),  $a = 0,5$  (Б),  $a = 0,6$  (В) і епюри цього показника для останнього створу (справа).

$$b = \frac{\bar{C}_{\text{КС}2} - \bar{C}_{\text{КС}1}}{a_2 - a_1}, \quad (21)$$

де  $a_1$  і  $a_2$  – вільно вибрані значення коефіцієнта сітки;  $\bar{C}_{\text{КС}1}$  і  $\bar{C}_{\text{КС}2}$  – відносні значення показника якості, які відповідають значенням  $a_1$  та  $a_2$  (як приклад, для випадку 4 на рис. 3 показано положення точок, які відповідають величинам  $a_1$ ,  $a_2$ ,  $\bar{C}_{\text{КС}1}$ ,  $\bar{C}_{\text{КС}2}$ ).

Після визначення напрямків прямолінійних графіків функції  $\bar{C}_{\text{КС}} = f(a)$  з’являється можливість зробити їх екстраполяцію у бік зменшення величин  $a$  і отримати значення  $\bar{C}_{\text{КС}}^{\circ}$  при  $a \approx 0$ . У цьому разі величина  $k$  наблизатиметься до нескінченності, а точність розрахунків зростатиме, досягнувши *максимальної* при  $\bar{C}_{\text{КС}} = \bar{C}_{\text{КС}}^{\circ}$ . На графіках рис. 3 екстрапольована їх частина показана пунктиром, а самі значення  $\bar{C}_{\text{КС}}^{\circ}$  обведені.

Порівняння значень  $\bar{C}_{\text{КС}}$  при  $k = 10$  (випадки 1-6) та пр. при  $k = 25$  (випадок 7) з більш точними значеннями  $\bar{C}_{\text{КС}}^{\circ}$  показало, що *при малих  $k$*  величина відносного показника якості є *зниженою на 1-3%*.

У 7 випадку, крім визначення  $\bar{C}_{\text{КС}}$  при постійних значеннях  $\Delta x$ , наведені результати розрахунків відносної величини показника якості при укрупненні клітинок сітки на певному етапі цих розрахунків ( $\bar{C}_{\text{КС}}'$ ). Розмір клітинок вздовж осі  $OY$  було збільшено до величини  $\Delta y' = 2\Delta y$ . Це, як видно з формули (13), збільшило розмір вздовж осі  $OX$  до  $\Delta x' = 4\Delta x$ . Укрупнення клітинок проводилось на такій відстані від випуску стічних вод, щоб їх кількість при розмірі  $\Delta x \times \Delta y$  приблизно дорівнювала кількості клітинок розміром  $\Delta x' \times \Delta y'$ , тобто  $N_k' \approx N_k$  або  $k' \approx k$ .

З графіків для 7 випадку видно, що значення  $\bar{C}_{\text{КС}}$  в порівнянні з  $\bar{C}_{\text{КС}}$  *занижені*, а точність їх менша на 4% при малих і на 2% – при великих значеннях  $k$ . Загальна кількість розрахункових клітинок сітки при вище наведеному її укрупненні ( $N'_k$ ), в порівнянні з випадком незмінних її розмірів ( $N_k$ ), *менша* у 3 рази для малих і у 5 разів – для великих значень  $k$ .

Залежність  $\bar{C}'_{\text{КС}} = f(a)$  також має лінійний характер крім початкової ділянки при  $a = 0,5$  та малих значень  $k$  ( $\leq 13$ ).

Порівняння значень  $\bar{C}'_{\text{КС}}$ , розрахованих при  $k = 15$ , з відносно точним значенням  $\bar{C}^{\circ}_{\text{КС}}$  показало, що при малих  $k$  величина відносного показника якості, розрахованого на дворозмірній сітці є заниженою на 3-4%, а значення  $\bar{C}^{\circ}_{\text{КС}}$  менше  $\bar{C}'_{\text{КС}}$  на 1,3%.

Визначення величин  $\bar{C}^{\circ}_{\text{КС}}$  або  $\bar{C}^{\circ}_{\text{КС}}$  можна зробити не тільки графічною екстраполяцією але і меншими за обсягами *аналітичними* розрахунками. Як приклад, розглянемо випадок 4 на рис. 3. Для значень  $a_1 = 0,035$  і  $a_2 = 0,045$  при, відповідно, мінімальних значеннях  $k_1 = 4$  і  $k_2 = 5$  виконуємо розрахунок  $\bar{C}_{\text{КС}}$  в послідовності викладеній вище (1-7 етапи).

Після отримання значення  $\bar{C}_{\text{КС}1} = 0,8461$  і  $\bar{C}_{\text{КС}2} = 0,8448$  знаходимо за виразом (21) необхідний параметр:

$$b = \frac{0,8448 - 0,8461}{0,045 - 0,035} = -0,13.$$

Із залежності (20) отримуємо формулу, по якій розраховуємо точне відносне значення показника якості:

$$\bar{C}^{\circ}_{\text{КС}} = \bar{C}_{\text{КС}1} - ba_1 = 0,8461 - (-0,13) \cdot 0,035 = 0,85065$$

або

$$\bar{C}^{\circ}_{\text{КС}} = \bar{C}_{\text{КС}2} - ba_2 = 0,8448 - (-0,13) \cdot 0,045 = 0,85065.$$

Отримані значення практично *співпадають* з результатом графічної екстраполяції ( $\bar{C}^{\circ}_{\text{КС}} = 0,8506$ ).

*Абсолютне* максимальне значення показника якості в контрольному створі розраховуємо за виразом:

$$C_{\text{КС}} = \bar{C}^{\circ}_{\text{КС}} \cdot C_{\text{СК}} = 0,85065 \cdot 100 = 85,065 \text{ (г/м}^3\text{)}.$$

Визначаємо *кратність розбавлення* стічних вод на 500-метровій ділянці за формулою (1):

$$n = \frac{C_{\text{ск}} - C_{\text{ф}}}{C_{\text{кс}} - C_{\text{ф}}} = \frac{100 - 0}{85,065 - 0} = 1,18.$$

### Загальні висновки

1. Метод скінченних різниць є найбільш ефективним математичним інструментом для розв'язання рівняння турбулентної дифузії і визначення на підставі отриманих результатів величини кратності розбавлення.

2. Обсяг розрахунків за цим методом можна значно зменшити при забезпеченні необхідної точності, якщо визначити методом підбору *оптимальне* значення коефіцієнта сітки  $a$ . Для цього слід дотримуватись таких рекомендацій:

а) використовувати значення  $a < 0,5$  при мінімальній кількості інтервалів розбиття вздовж осі потоку ( $k \geq 5 - 10$ );

б) приймати  $a = 0,5$  тільки при  $k \geq 15 - 20$ ;

в) *унікати* застосування значень  $a > 0,5$ ;

г) остаточний результат – розрахункове значення показника якості ( $C_{\text{кс}}$ ) необхідно координувати множенням на 1-й поправочний коефіцієнт  $k_{\text{п1}} = 1,03 - 1,04$ .

3. Залежність максимальної величини показника якості від коефіцієнта сітки має *лінійний* характер, що дозволяє визначити положення прямолінійного графіка функції  $C_{\text{кс}} = f(a)$  при найменшій кількості розрахункових клітинок (значення  $k$  і  $N_k$ ), а потім *методом екстраполяції* знайти з *високою точністю* розрахункову величину  $C_{\text{ск}}$  (при  $a \rightarrow 0$ ) не проводячи додаткових обчислень на сітці. При використанні цього метода точність визначення  $C_{\text{ск}}$  *зростає* на 2-4% в порівнянні з розрахунками для малих  $k$ , а поправочний коефіцієнт не потрібен ( $k_{\text{п1}} = 1$ ).

4. В разі *зменшується* кількість розрахункових клітинок при одноразовому збільшенні їх величини за напрямом течії та рівенстві числа клітинок різних розмірів. В цьому випадку точність визначення  $C_{\text{ск}}$  при малих  $k$  (15-20) падає на 2-3%, що слід компенсувати введенням 2-го поправочного коефіцієнта ( $k_{\text{п2}} = 1,02 - 1,03$ ). Якщо для дворозмірної сітки величину  $C_{\text{ск}}$  визначати методом екстраполяції, то коефіцієнт  $k_{\text{п2}}$  слід зменшити до значення 1,015.

5. Впровадження частини або усіх вище вказаних заходів дозволить встановити загальну кількість клітинок розрахункової сітки на рівні  $N_k = 25 - 150$  при забезпеченні достатньої для потреб практики точності визначення показників якості в КС. *Загальний поправочний коефіцієнт* визначатиметься з формули:

$$k_{\Pi} = k_{\Pi 1} \cdot k_{\Pi 2}. \quad (22)$$

### Список літератури

1. *Правила* охорони поверхневих вод від забруднення зворотними водами. Затверджені постановою Кабінету Міністрів України від 25 березня 1999 р. № 465. К.: 1999. 4 с.
2. *Методические основы оценки и регламентирования антропогенного влияния на качество поверхностных вод* / Под ред. А.В. Карашева. Л.: Гидрометеоиздат, 1987. 288 с.
3. *Лапшев Н.Н.* Расчеты выпусков сточных вод. М.: Стройиздат, 1977. 88 с.
4. *Інструкція* про порядок розробки та затвердження гранично допустимих скидів (ГДС) речовин у водні об'єкти із зворотними водами. Х.: УкрНЦОВ, ЮНИТЭП, 1994. 80 с.
5. *Петренко О.С.* Охрана водних ресурсов. Умови скиду стічних вод в поверхневі водні об'єкти: Навчальний посібник. К.: КНУБА, 2005. 144 с.

Надійшло до редакції 13.09.2016

УДК 532.546

В.Л. ПОЛЯКОВ, доктор технических наук  
Институт гидромеханики НАН Украины

### РАСЧЕТ УСТАНОВИВШЕЙСЯ БЕЗНАПОРНОЙ ФИЛЬТРАЦИИ К СИСТЕМАТИЧЕСКОМУ ДРЕНАЖУ ПРИ ВОДООБМЕНЕ С СОПРЕДЕЛЬНЫМИ СРЕДАМИ

*Одержано строгий і наближений розв'язки стаціонарної задачі безнапорної фільтрації на фоні систематичного дренажу в гідравлічній постановці. Враховано інтенсивний водообмін в природній системі «напірний горизонт-грунтова товща-атмосфера». Виведено точно і наближено формули для визначення відстані між дренами. На багато численних прикладах наведені рішення співставляються та ілюструються розрахунками основних фільтраційних характеристик.*

**Ключові слова:** систематичний дренаж, безнапірна фільтрація, розрахунок, междренна відстань, водообмін.

*Получены строгое и приближенное решения стационарной задачи безнапорной фильтрации на фоне систематического дренажа в гидравлической постановке. Учен интенсивный водообмен в природной системе «напорный горизонт-грунтовая толща-атмосфера». Выведены точная и приближенные формулы для определения расстояния между дренами. На многочисленных примерах представленные решения сопоставляются и иллюстрируются расчетами основных фильтрационных характеристик.*

**Ключевые слова:** систематический дренаж, безнапорная фильтрация, расчет, междренное расстояние, водообмен.

*An exact and approximate solutions were obtained of a steady-state task for free groundwater flow to systematic drainage at hydraulic approach. An intensive water-exchange was taken into account within the natural system «head aquifer-soil layer-atmosphere». An exact and approximate formulae were suggested to calculate drain spacing. The solutions were compared and illustrated by calculating main groundwater characteristics at numerous examples.*

**Key words:** systematic drainage, free groundwater flow, calculation, drain spacing, water-exchange.

Весной после быстрого отвода дренажем избыточной влаги, накопившейся в почвогрунте вследствие его замерзания и снеготаяния, фильтрационный режим осушаемых земель часто стабилизируется. С поздней весны и до середины осени, включая вегетационный период, периодически устанавливается устойчивая погода. На протяжении таких периодов времени фильтрационные характеристики (напоры, уровни, расходы) обычно меняются несущественно, что оправдывает применение здесь стационарных моделей безнапорной фильтрации. Также указанные модели полезны тем, что позволяют оценивать потенциальные возможности дренажа, как основного инженерного средства регулирования водного режима почвогрунтов, его способность удерживать уровень грунтовых вод (УГВ) в оптимальных пределах даже при резких перепадах погодных и техногенных условий [1].

На реальных объектах гидромелиораций запасы грунтовых вод динамично меняются. Источниками их пополнения часто служат инфильтрационные воды, формирующиеся за счет осадков, поливов и пр., а также подземные воды в напорном горизонте. Вместе с тем, почвенная влага практически непрерывно расходуется на физическое, а в вегетационный период и на биологическое испарение. Потери влаги на испарение отчасти восполняются восходящим от УГВ потоком. Очевидно, что отмеченные приходные и расходные статьи в целом сбалансированы, но их вклады в фильтрационный режим со временем могут существенно варьироваться [2].



Однако, для анализа долговременных последствий работы дренажа, как правило, достаточно ограничиваться осредненными по характерным периодам времени показателями упомянутых статей, привлекая также информацию об их обеспеченности по годам.

Водообменные процессы в грунтовой толще зависят от положения УГВ [3]. Особенно сильно глубина залегания грунтовых вод влияет на интенсивности испарения  $\varepsilon_e$  и напорного питания  $\varepsilon_h$ . В длительные бездождевые периоды при усиленных ветре и солнечной радиации, высокой температуре воздуха испарение (эвапотранспирация) становится важной расходной статьей в водном балансе почвогрунта. При этом его скорость со временем и вдоль фильтрационного течения может существенно меняться. В расчетах дренажа данный показательный факт удается учитывать, принимая для  $\varepsilon_e$  степенную зависимость от глубины УГВ [4, 5], а именно,

$$\varepsilon_e = \varepsilon_s (h - h_k)^p. \quad (1)$$

Здесь  $\varepsilon_s$  – некоторая стандартная скорость, которая в отсутствии значимого отбора влаги корнями растений выражается через предельную  $\varepsilon_m$  (при полном насыщении грунта водой) следующим образом

$$\varepsilon_s = \frac{\varepsilon_m}{(M - h_k)^p},$$

где  $M$  – полная мощность грунтовой толщи (от ее основания до поверхности земли),  $h_k$  – критическая глубина, при которой испарение с УГВ прекращается. С помощью (1) можно характеризовать и комплексный процесс эвапотранспирации, если скорректировать соответствующим образом содержащиеся в ней параметры. Детально влияние испарения на работу дренаж-увлажнителей изучено в [6].

При наличии в геологической структуре высоконапорного горизонта, а также гидравлической связи между ним и осушаемым грунтом возможна серьезная подпитка грунтовых вод за счет подземных. Если разделяющая их слабопроницаемая перемычка имеет мощность  $m_s$ , коэффициент фильтрации  $k_s$ , то при жестком режиме фильтрации в ней и напоре в горизонте  $h_s$  скорость перетока воды из него в грунт составит [7]

$$\varepsilon_h = \frac{k_s}{m_s} (h_s - h). \quad (2)$$

Осадки и поливная вода распределяются между поверхностным стоком и инфильтрацией. Последняя или осложняет осушение переувлажненных грунтов, или же обеспечивает более благоприятные для выращивания сельскохозяйственных культур условия в переосушенных грунтах. Основная часть инфильтрационной воды фактически проходит транзитом через зону аэрации и сравнительно быстро попадает на УГВ. И только ее малая часть временно задерживается в указанной зоне. Следует заметить, что ненасыщенная зона приобретает большое значение в

фильтрационных расчетах дренажа в периоды времени, отличающиеся неустойчивыми водно-физическими условиями в почвогрунте и сопредельных воздушной и геофильтрационной средах. При обильных осадках, подпочвенном увлажнении, усиленном осушении грунта данная зона способна аккумулировать или отдавать значительное количество влаги. Интенсивно протекающий при этом процесс влагопереноса описывается нестационарной и существенно нелинейной математической моделью, которая включает две эмпирические гидрофизические характеристики. В остальное же время зону выше УГВ можно вообще исключать из рассмотрения, а ее влияние на работу дрен учитывать уточнив значения коэффициентов в выражении (1) и скорость инфильтрации на УГВ  $\varepsilon_w$ .

Принимая во внимание все вышеупомянутые статьи водного баланса, уравнение установившейся безнапорной фильтрации в гидравлическом приближении представляется следующим образом

$$k \frac{d}{dx} \left( h \frac{dh}{dx} \right) = f(h), \quad (3)$$

где  $k$  – коэффициент фильтрации почвогрунта,  $h$  – отметка УГВ над абсолютным или частичным водоупором,  $f(h) = \varepsilon_e(h) - \varepsilon_h(h) - \varepsilon_w$ . С учетом гидродинамического и конструктивного несовершенства дренажа граничные условия на дрене и междренье принимают соответственно такой вид [8]

$$x = 0, \quad h^2 - 2\Phi \frac{dh^2}{dx} = m_d^2; \quad (4)$$

$$x = L, \quad \frac{dh}{dx} = 0; \quad (5)$$

где  $L$  – половина расстояния между дренами,  $\Phi$  – фильтрационное сопротивление.

В ходе решения задачи (3)-(5) введены как дополнительные параметры значения искомой функции  $h$  на дрене (обозначается  $h_0$ ) и на междренье ( $h_L$ ). Процедуры получения сначала строгого, а затем и приближенного решений данной задачи опускаются. Точное решение найдено в интегральной параметрической форме. В частности, свободная поверхность описывается уравнением

$$x = L + \int_{h_L}^h \frac{\eta d\eta}{\sqrt{2F(\eta; h_L)}}. \quad (6)$$

Здесь  $F(\eta; h_L) = \int_{h_L}^{\eta} \xi \bar{f}(\xi) d\xi$ ,  $\bar{f} = \frac{f}{k}$ . Параметры  $h_0$ ,  $h_L$  следует определять из

системы уравнений, которые выведены с использованием условий (4), (5) и уравнения (6), а именно,

$$\int_{h_0}^{h_L} \frac{\eta d\eta}{\sqrt{2F(\eta; h_L)}} = L, \quad (7)$$

$$h_0^2 - 4\Phi \sqrt{2F(h_0; h_L)} = m_d^2. \quad (8)$$

Благодаря применению предназначенных для решения прикладных задач и инженерных расчетов пакетов программ математического анализа (Mathcad, Matlab и др.) функция  $h(x)$  легко рассчитывается на основе (6). Незначительные трудности в вычислениях фильтрационных характеристик возникают при решении системы (7), (8). Пара значений  $h_0$ ,  $h_L$  просто находится графическим способом, но более надежен здесь итерационный метод. Применять его в данной ситуации рекомендуется следующим образом. Первое приближение  $(h_{01}, h_{L1})$  определяется с использованием допущения

$$f(h) = f(h_L). \quad (9)$$

Тогда  $h_{01}$  выражается через  $h_{L1}$  таким образом

$$h_{01}(h_{L1}) = \sqrt{h_{L1}^2 + \frac{L^2}{2} \bar{f}(h_{L1})}, \quad (10)$$

а значение  $h_{L1}$  следует вычислять подбором из уравнения относительно него

$$h_{01}^2(h_{L1}) - 4\Phi \sqrt{2F(h_{01}(h_{L1}), h_{L1})} = m_d^2. \quad (11)$$

При известном  $h_{L1}$  далее из (10) находится значение  $h_{01}$ . Затем оно подставляется в уравнение (7) и ищется удовлетворяющее его значение  $h_{L2}$ , которое относится уже ко второму приближению. Дополняется это значение отметкой  $h_{02}$ , определяемой подбором из уравнения (8) при  $h_L = h_{L2}$ . Последующая итерационная процедура базируется исключительно на уравнениях (7), (8). Поочередно и при необходимости многократно вычисляются все более точные значения  $h_L$  из (7) при известном из предыдущего приближения значении  $h_0$ . Контролируется итерационный процесс путем сравнения последнего и предыдущего приближений. Если дренаж совершенный ( $\Phi = 0$ ), то  $h_0 = m_d$  и  $h_L$  сразу находятся из уравнения (7).

Важным следствием построенного решения является формула для расчета одностороннего погонного расхода дрены  $q$

$$q = k \left( h \frac{dh}{dx} \right)_{x=0} = k \sqrt{2F(h_0, h_L)}. \quad (12)$$

Значительный интерес для практики осушения переувлажненных земель представляет установление междреннего расстояния  $2L$  (или расстояния  $L$ ). В случае установившейся фильтрации достаточно изначально задаться нормой осушения  $S_0$ , которой при мощности грунтовой толщи  $M$  соответствует отметка  $h_*$  (равна  $M - S_0$ ). Обычно от дренажа требуется обеспечить норму осушения на междренье, что может стать причиной переосушения почвогрунта вблизи дрен. По видимому для сельскохозяйственного производства лучше добиваться снижения УГВ до отметки  $M - S_0$  на всем междренном пространстве в среднем. Но если все-таки использовать общепринятый подход, то расстояние  $L$  следует

вычислять в два этапа. Сначала при известном значении  $h_L$  (равно заданному  $h_*$ ) из (8) находятся  $h_0$ , а затем из (7) искомое  $L$ .

Моделирование установившейся безнапорной фильтрации к систематическому дренажу осложняется из-за криволинейности свободной поверхности, неравномерности и нелинейного характера водообмена между грунтовой толщей, напорным горизонтом и атмосферой. Так как строгое решение исходной задачи имеет интегральную форму, а расчеты с его помощью фильтрационного режима на фоне несовершенного дренажа оказываются весьма трудоемкими, то представляет интерес вывод и сравнительный анализ более простых расчетных зависимостей. Традиционно нелинейные фильтрационные модели упрощаются путем замены переменных величин их средними или эффективными величинами. При исследованиях безнапорной фильтрации аналитическими методами, как правило, прибегают к линеаризации модели, вводя в нее среднюю мощность фильтрационного потока  $m_c$ . В случае несовершенного дренажа указанную мощность логично принимать равной  $(h_0 + h_L)/2$ , а значит в вычислениях опять будут фигурировать те же два неизвестных параметра, а основные усилия придется направить на их определение. При этом сохранится интегральная форма решения. Если же функция водообмена является линейной благодаря линеаризации ее базового нелинейного выражения, или в соответствии с эмпирической информацией об испарении и напорном питании грунтовых вод, то зависимости для фильтрационных характеристик будут содержать только элементарные функции.

Пусть, таким образом  $p = 1$ , так что  $f(h) = ah + b$ , где согласно (1) и (2)

$$a = \varepsilon_s + \frac{k_s}{m_s}, \quad b = -\varepsilon_w - \frac{k_s}{m_s} h_s - \varepsilon_s h_k. \quad (13)$$

Тогда зависимость для расчета свободной поверхности может быть дана в следующих двух эквивалентных формах

$$x = L + \sqrt{\frac{km_c}{a}} \ln \frac{\sqrt{a^2 h^2 + 2abh - a^2 h_L^2 - 2abh_L} + ah + b}{ah_L + b}, \quad (14)$$

$$h(x) = \frac{1}{2a\varphi(x)} \left\{ [\varphi(x) - b]^2 + a^2 h_L^2 + 2abh_L \right\} \quad (15)$$

где  $\varphi(x) = (ah_L + b) \exp\left(-\sqrt{\frac{a(L-x)^2}{km_c}}\right)$ . Определять же значения  $h_0$ ,  $h_L$

предлагается из такой системы уравнений

$$h_0 = \frac{1}{2a\varphi_0(h_L, m_c)} \left\{ [\varphi_0(h_L, m_c) - b]^2 + a^2 h_L^2 + 2abh_L \right\} \quad (16)$$

$$h_0 - m_d = \frac{2\Phi}{\sqrt{km_c}} \sqrt{ah_0^2 + 2bh_0 - ah_L^2 - 2bh_L}, \quad (17)$$

где  $\varphi_0 = \varphi(0)$ . Полагая приближенно  $m_c \approx (m_d + h_L)/2$ , последовательно находятся  $h_L$  из (17) с учетом представления (16),  $h_0$  из (16) при известном  $h_L$  и  $h(x)$  по (15). Если теперь  $h_0, h_L$  известны, то расход  $q$  рассчитывается по формуле

$$q = \sqrt{\frac{k}{2}(h_0 + h_L)(a_0 h_0^2 + 2bh_0 - ah_L^2 - 2bh_L)}. \quad (18)$$

Расстояние  $L$  предлагается приближенно определять по формуле

$$L = -\sqrt{\frac{km_c}{a}} \ln \left[ \frac{f(h_0(S_0))}{f(S_0)} - \sqrt{\frac{f^2(h_0(S_0))}{f^2(S_0)} - 1} \right]. \quad (19)$$

Здесь  $f(S_0) = a(M - S_0) + b$ ,  $h_0(S_0)$  следует вычислять с использованием равенства

$$h_0(S_0) = \frac{2\Phi^2}{4a\Phi^2 - km_c}. \quad (20)$$

$$\cdot \left\{ \sqrt{\left(2b + \frac{km_d m_c}{2\Phi^2}\right)^2 + 4\left(a - \frac{km_c}{4\Phi^2}\right) \left[ a(M - S_0)^2 + 2b(M - S_0) + \frac{km_d^2 m_c}{4\Phi^2} \right]} - 2b - \frac{km_d m_c}{2\Phi^2} \right\}.$$

Проце  $L$  устанавливается, если в (20) принимать приближенное значение  $m_c$ . Тогда из (20) при заданном  $S_0$  сразу находится  $h_0$ , которое затем подставляется в (19) и легко вычисляется  $L$ . Если же  $m_c$  выбирать аккуратнее, как среднее значений  $h_0, h_L$ , то  $h_0$  подбирается из (20) и из (19) рассчитывается  $L$ .

В целом благодаря доступности предназначенных для прикладных исследований современных пакетов программ математического анализа предпочтительнее для инженерных расчетов дренажа точное решение задачи (3)-(5), выраженное уравнениями (6)-(8). Решение же аналогичной линеаризованной задачи удобнее при упрощенном выборе  $m_c$ , когда при определении  $h_0, h_L$  отпадает необходимость в итерационной процедуре.

Расчетные формализмы удастся значительно упростить, если принять допущение о равномерности водообмена на всем междренном пространстве (9). Тогда в случае осушительного дренажа влияние испарения и напорного питания на фильтрационный режим будет несущественно переоцениваться, а при подпочвенном увлажнении несколько недооцениваться. Положение УГВ между дренами при таком подходе описывается уравнением

$$h(x) = \sqrt{m_d^2 + (x^2 - 2Lx - 4\Phi L) \cdot \bar{f}(h_L)}, \quad (21)$$

а его отметку на междренье следует находить из уравнения

$$(L^2 + 4\Phi L) \cdot \bar{f}(h_L) + h_L^2 = m_d^2. \quad (22)$$

Если функция водообмена линейная, то  $h_L$  вычисляется непосредственно по формуле

$$h_L = -\frac{\bar{a}}{2}(L^2 + 4\Phi L) + \sqrt{\frac{\bar{a}^2}{2}(L^2 + 4\Phi L)^2 - \bar{b}(L^2 + 4\Phi L)}, \quad (23)$$

где  $\bar{a} = a/k$ ,  $\bar{b} = b/k$ . Приведенный односторонний погонный расход дрены будет

$$\bar{q} = \frac{q}{k} = -L\bar{f}(h_L). \quad (24)$$

Наконец, при заданной норме осушения  $S_0$  расстояние  $L$  предлагается определять по простой формуле

$$L = \sqrt{4\Phi^2 - \frac{(M - S_0)^2 - m_d^2}{\bar{f}(S_0)}} - 2\Phi. \quad (25)$$

При выполнении количественного анализа акцент был сделан на совершенном дренаже, уложенном на водоупор в маломощном однородном слое грунта ( $m_d = 0$ ), причем междреннее расстояние составило 16 м. В подобной ситуации применявшиеся выше упрощения исходной математической модели приводят к максимальным ошибкам в расчетах его действия. Дополнительно рассмотрено осушение мощной толщи грунта систематическим дренажем с расстоянием  $L = 25$  м, который расположен над частичным водоупором на высоте 10 м. Для сокращения числа модельных параметров принималось во внимание только гидродинамическое несовершенство осушительного дренажа, а соответствующее фильтрационное сопротивление с незначительным превышением вычислялось по известной формуле [9, 10]

$$\Phi = \frac{m_c}{\pi} \ln \frac{m_c}{\pi r_d}, \quad (26)$$

причем радиус дрены  $r_d$  принимался равным 0,05 м.

Рассчитано множество примеров с целью, во-первых, иллюстрации практического использования полученного точного решения стационарной нелинейной фильтрационной задачи, во-вторых, оценки погрешностей в вычислениях вследствие осреднения мощности фильтрационного потока и принятия постоянного эффективного значения скорости водообмена согласно (9). Изначально функция водообмена считалась линейной, а ее приведенные коэффициенты  $\bar{a}$  и  $\bar{b}$  варьировались так, чтобы охватить диапазоны их возможных значений. Для коэффициента  $\bar{a}$  выбраны три характерных значения  $(0.001, 0.002, 0.005 \text{ м}^{-1})$ , а второй коэффициент непрерывно менялся от  $-0.05$  до  $0$ . Предметом расчетов стали положение УГВ, односторонний погонный расход дрен и расстояние между ними. Проводились они преимущественно по точным зависимостям, но вместе с тем привлекались и приближенные.

В первую очередь определялась свободная поверхность по строгой формуле (6). Предварительно вычислялись отвечающие исходным данным значения  $h_L$  и в случае несовершенства дренажа  $h_0$  из уравнений (7), (8).

Кроме того, положение УГВ находилось приближенно двумя способами: или с помощью (21), (23) при эффективном водообмене, или по формуле (15) с привлечением (16) для определения  $h_L$ . Полученные таким образом результаты представлены на рис.1, 2. Так, на рис.1 изображено семейство кривых, описывающих совокупность отметок УГВ на междренье при разнообразных условиях водообмена в природной системе «горизонт-грунт-атмосфера». Здесь величина  $h_L$  рассматривалась как функция от постоянной составляющей в линейном представлении  $f(h)$ . Приближенные кривые, рассчитанные при  $m_d = 0$  по формулам (15), (21), фактически слились с изображенными на рисунке точными кривыми. Таким образом, приближенные подходы обеспечили здесь определение УГВ посередине между дренами с минимальной ошибкой. Однако, в других сечениях фильтрационного потока и особенно на удалении от междренья, как свидетельствует рис.2, имеет место серьезное расхождение между точными и приближенными отметками УГВ.

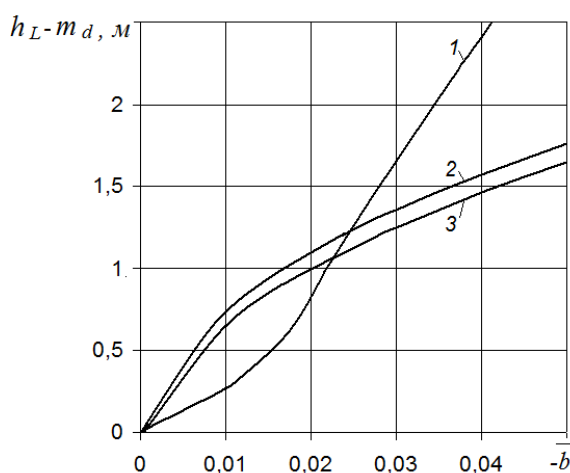


Рис.1. Зависимость превышения УГВ на междренье  $h_L - m_d$  от  $-b$ :  
**1, 2** –  $\bar{a} = 0.001$ ; **3** –  $\bar{a} = 0.005$ ;  
**1** –  $m_d = 10\text{м}$ ; **2, 3** –  $m_d = 0$

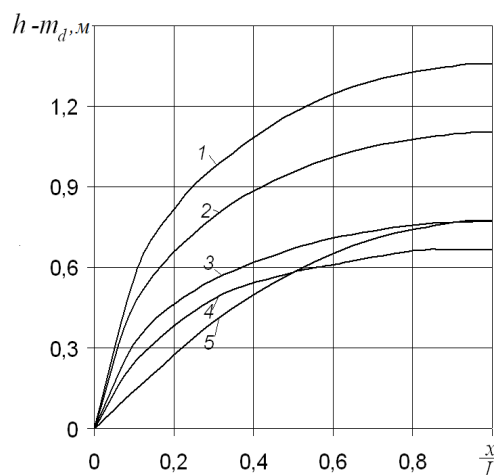


Рис.2. Превышение УГВ над уровнем дрены: **1-3, 5** –  $\bar{a} = 0.001$ ; **4** –  $\bar{a} = 0.005$ ;  
**1** –  $\bar{b} = -0.03$ ; **2** –  $\bar{b} = -0.02$ ;  
**3-5** –  $\bar{b} = -0.01$ ; **1-4** – нелинейная модель; **5** – линейная

Естественно, что в такой же степени отличаются и уклоны свободных поверхностей, что стало причиной значительного отклонения приближенных значений приведенного дренажного расхода от точных. Данные вычислений приведенной величины  $\bar{q}$  также в зависимости от  $\bar{b}$  и  $\bar{a}$  показаны на рис.3. Судя по ним, погрешность в ее расчетах может достигать 10% при малых значениях  $\bar{b}$  и использовании эффективного значения водообмена, а при линеаризации исходной задачи превышать 30%.

Так как оба применявшиеся приема упрощения исходной модели снижают точность определения УГВ на междренье незначительно, то предназначенные для обоснования междренного расстояния точная

формула (7) и приближенные (19), (25) оказываются почти равноценными. Тем не менее, предпочтение следует отдать точной, поскольку вычисление  $L$ , хотя и выполняется в два этапа, но непосредственно по простым формулам – сначала находится  $h_0$  (значение  $h_L$  задается), а затем  $L$ . Более того, в случае совершенного дренажа известно заранее и значение  $h_0$ , так что искомое расстояние сразу находится по (7). Кроме того, данная формула является строгой в рамках гидравлической теории и поэтому гарантирует безошибочность расчетов (если указанная теория в рассматриваемых условиях справедлива) при любых значениях коэффициентов в функции водообмена, в том числе и при неисследованных значениях  $p$ , которые согласно экспериментальным данным могут существенно превышать 1 [4]. Результаты вычислений расстояния  $L$  при  $m_d = 0$  и двух значениях  $\bar{a}$  даны на рис.4. Кривые 1-3 отвечают одному значению  $\bar{a}$ , а их близость указывает на низкую чувствительность  $L$  по отношению к приемам упрощения.

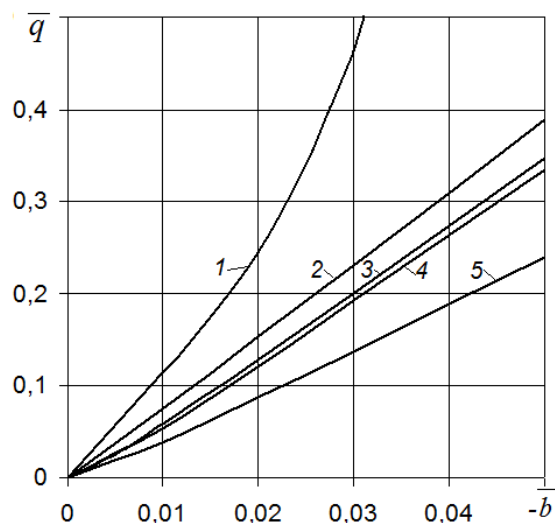


Рис.3. Зависимость  $\bar{q}$  от  $-\bar{b}$ :

- 1 –  $m_d = 10m$ ; 2-5 –  $m_d = 0$ ;  
 1, 2 –  $\bar{a} = 0.001$ ; 3-5 –  $\bar{a} = 0.005$ ;  
 1-3 – точн.; 4, 5 – пригл.

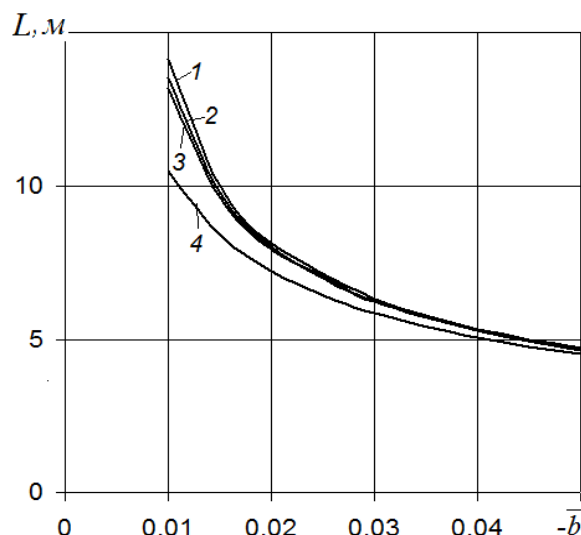


Рис.4. Зависимость  $L$  от  $-\bar{b}$ :

- 1-3 –  $\bar{a} = 0.005$ ; 4 –  $\bar{a} = 0.001\text{ м}^{-1}$ ;  
 1 – эффективный водообмен;  
 2, 4 – точн. расчет; 3 – линейар.

### Выводы

В условиях стабильного интенсивного водообмена в природной системе «напорный горизонт-грунтовая толща-атмосфера» действие дренажа нередко способствует существенному искривлению свободной поверхности грунтовых вод и, как следствие, выраженной неравномерности испарения и напорного питания вдоль фильтрационного течения, что в свою очередь отражается на приточности к дренам, уровненом режиме.

Аналитическими методами получены строгое и приближенное решения стационарной задачи безнапорной фильтрации на фоне систематического дренажа в гидравлической постановке. При наличии достоверной информации о закономерностях обмена между грунтовыми, напорными,



поверхностными водами и атмосферой точные расчетные зависимости дают возможность надежно и всесторонне оценивать устойчивый осушительный или увлажнительный эффект на дренажных системах двухстороннего действия в течение всего теплого времени года.

Особую ценность для практики дренажа представляют формулы, предназначенные для определения расстояния между дренами, при котором обеспечивается оптимальная глубина грунтовых вод в центре области фильтрации, где отметка УГВ максимальная. Предложенные точная и приближенные формулы дают близкие результаты. Однако, для инженерных расчетов предпочтительнее точная как более надежная и не требующая выполнения трудоемких вычислений.

Несмотря на интегральную форму строгого решения и вытекающих из него расчетных зависимостей, несложно с их помощью и проводить теоретический анализ установившегося действия осушительно-увлажнительного дренажа, и выбирать его рациональные параметры благодаря применению современных пакетов программ математического анализа.

#### **Список литературы**

1. *Эггельсман Р.* Руководство по дренажу. М.: Колос, 1984. 247 с.
2. *Лебедев А.В.* Методы изучения баланса грунтовых вод. Москва: Недра, 1976. 223 с.
3. *Шкиннис Ц.Н.* Гидрологическое действие дренажа. Л.: Гидрометеиздат, 1981. 311 с.
4. *Аверьянов С.Ф.* Фильтрация из каналов и её влияние на режим грунтовых вод. М.: Колос, 1982. 237 с.
5. *Полубаринова-Кочина П.Я.* Теория движения грунтовых вод. М.: Наука, 1977. 664 с.
6. *Поляков В.Л.* Расчет установившегося действия системы дренаж-увлажнителей в условиях интенсивного испарения // Проблемы водопостачання, водовідведення та гідравліки. К.: КНУБА. Вип.20. С.80-87.
7. *Полубаринова-Кочина П.Я., Пряжинская В.Г., Эмих В.Н.* Математические методы в вопросах орошения. М.: Наука, 1969. 414 с.
8. *Олейник А.Я., Поляков В.Л.* Дренаж переувлажненных земель. – К.: Наук. думка, 1987. 280с.
9. *Олейник А.Я.* Геогидродинамика дренажа. К.: Наук. думка, 1981. 284 с.
10. *Шестаков В.М.* Теоретические основы оценки подпора, водопонижения и дренажа. М.: Изд-во МГУ, 1965. 233 с.

*Надійшло до редакції 20.11.2016*

В. М. РОССІНСЬКИЙ, кандидат технічних наук  
Л. А. САБЛІЙ, доктор технічних наук  
Національний технічний університет України «Київський політехнічний  
інститут імені Ігоря Сікорського»

## МОДЕЛЮВАННЯ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД В АЕРОБНИХ ТА АНОКСИДНИХ БІОРЕАКТОРАХ В ПРИСУТНОСТІ СИНТЕТИЧНИХ ДЕТЕРГЕНТІВ

*Приведено результати чисельного експерименту з очищення стічних вод в аноксидних та аеробних біореакторах з врахуванням інгібування синтетичними детергентами процесів окиснення органічних забруднюючих речовин. Запропоновано вирази, які дозволяють розраховувати кінетичні показники окиснення органічних забруднюючих речовин в аноксидних та аеробних біореакторах із активним мулом, враховуючи лімітування за субстратом, концентрацією розчиненого кисню в муловій суміші, інгібування синтетичними детергентами та лізис клітин бактерій активного мулу.*

**Ключові слова:** синтетичні детергенти, стічні води, технологія, очищення, активний мул, моделювання.

*Приведены результаты численного эксперимента по очистке сточных вод в аэробных и аноксидных биореакторах с учетом ингибирования синтетическими детергентами процессов окисления органических загрязняющих веществ. Предложены выражения, позволяющие рассчитывать кинетические показатели окисления органических загрязняющих веществ в аноксидных и аэробных биореакторах с активным илом, учитывая лимитирование за субстратом, концентрацией растворенного кислорода в иловой смеси, ингибирование синтетическими детергентами и лизис клеток бактерий активного ила.*

**Ключевые слова:** синтетические детергенты, сточные воды, технология, очистка, активный ил, моделирование.

*The results of numerical experiments of biological wastewater treatment of containing synthetic detergents from organic compounds in anoxic and aerobic units are presented. The equations for calculating the kinetic data of oxidation of organic compounds in anoxic and aerobic bioreactors with activated sludge, given the limitation of the substrate and concentration of dissolved oxygen in the mixed liquor, inhibition of synthetic detergents and lysis of bacterial mass of activated sludge are proposed.*

**Keywords:** synthetic detergents, wastewater, technology, treatment, activated sludge, simulate.

## Постановка проблеми

Поступове збільшення концентрації забруднюючих домішок, що надходять зі стічними водами на споруди каналізації населених пунктів, є функцією зниження водоспоживання абонентами централізованого водопостачання. Приріст концентраційного навантаження за забруднюючими домішками на очисні споруди каналізації виражається збільшенням маси органічних забруднень, сполук азоту та фосфору, синтетичних поверхнево-активних речовин, що транспортуються зі стічними водами. Міські стічні води містять завислих речовин 147,3...468,2 мг/дм<sup>3</sup>, сполук азоту 13,2...63,68 мг/дм<sup>3</sup>. Показник БСК<sub>5</sub> міських стічних вод в середньому складає 100...300 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> [1]. Середня концентрація фосфатів в міських стічних водах складає 10...20 мг/дм<sup>3</sup>. Вміст синтетичних детергентів в стічних водах населених пунктів України в середньому складає 8...25 мг/дм<sup>3</sup> за питомого водовідведення 270...67 дм<sup>3</sup>/добу на 1 жителя (рис. 1) [2].

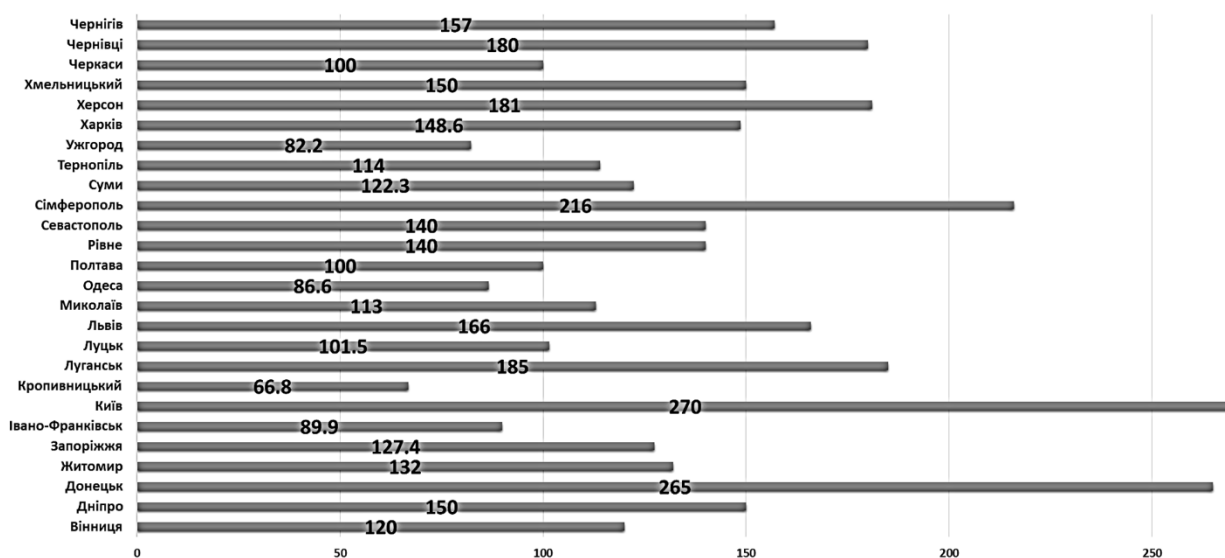


Рис. 1. Усереднене питеме водовідведення в обласних центрах України, дм<sup>3</sup>/добу на 1 жителя [1]

Наявність в стічних водах синтетичних детергентів призводить до порушення кисневого режиму в аеробних спорудах та пригнічення життєдіяльності мікроорганізмів активного мулу, лізису клітин бактерій активного мулу.

Основними компонентами миючих засобів та пральних порошків є аніонні (додецилсульфат натрію) та нейногенні (*Tween* 80) поверхнево-активні речовини.

Ступінь біодеструкції додецилсульфату натрію за концентрації 100 мг/дм<sup>3</sup> в аеробних умовах з активним мулом при дозі 30 г/дм<sup>3</sup> через 336 годин складає 85% [3]. За концентрації додецилсульфату натрію 25 мг/дм<sup>3</sup> ступінь біодеструкції 80% досягається через 50 годин [4].

За присутності неіоногенних синтетичних детергентів (*Tween* 80) в анаеробних умовах обробки стічних вод при температурі 22°C через 7 діб ступінь їх біодеструкції складала 16,6% [5]. Тоді як в аеробних умовах для

неіоногенних синтетичних детергентів (*Tween 80*) було досягнуто 17,8% через 20 діб [6].

За рахунок амфифільних властивостей синтетичних детергентів відбувається поступове сорбування високорозвиненою поверхнею активного мулу поверхнево-активних речовин та субстрату, що локалізований синтетичними детергентами. Обмеження доступу до субстрату внаслідок такої локалізації призводить до зниження швидкості окиснення органічних забруднюючих речовин активним мулом в спорудах біологічного очищення стічних вод з вільноплаваючими мікроорганізмами.

**Мета роботи** полягає в оцінці впливу синтетичних детергентів на кінетичні показники окиснення органічних забруднюючих речовин при біологічному очищенні міських стічних вод в біореакторах із аноксидними та аеробними умовами шляхом чисельного експерименту.

### Основна частина

Вплив синтетичних детергентів на активний мул відображається на тривалості обробки стічних вод в спорудах біологічного очищення, корисних об'ємах біореакторів, експлуатаційних витратах на забезпечення роботи обладнання для перемішування мулової суміші та диспергування повітря.

Кінетику окиснення органічних забруднюючих речовин стічних вод в аеробних біореакторах з активним мулом можна розрахувати, використовуючи рівняння Моно з лімітуванням за концентрацією розчиненого кисню в муловій суміші, концентрацією субстрату [7] та враховуючи лізис мікроорганізмів активного мулу [8].

При розробці чи реновації технології біологічного очищення стічних вод з використанням біореакторів із активним мулом основну увагу приділяють кінетичному показнику – питомій швидкості окиснення ( $\rho$ ), що відображає масу органічних забруднюючих речовин (мгБСК<sub>повн</sub>), яка окиснюється 1 грамом беззольної речовини активного мулу за 1 годину. Для аеротенків, що працюють за принципом змішувачів, питому швидкість окиснення прийнято визначати [2]:

$$\rho = \rho_{\max} \cdot \frac{L_{ex} \cdot C_0}{[L_{ex} \cdot C_0 + K_t \cdot C_0 + K_o \cdot L_{ex}] \cdot (1 + \varphi \cdot a_i)}, \quad (1)$$

де  $L_{ex}$  – концентрація органічних забруднюючих речовин на виході з аеротенка, мгБСК<sub>повн</sub>/дм<sup>3</sup>;  $K_o$  – константа напівнасичення за Оксигеном, мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>;  $K_t$  – константа, що залежить від властивостей органічних забруднюючих речовин, мгБСК<sub>повн</sub>/дм<sup>3</sup>;  $\varphi$  – коефіцієнт інгібування продуктами розпаду активного мулу, дм<sup>3</sup>/г;  $a_i$  – доза активного мулу, г/дм<sup>3</sup>.

Для аеротенків, що працюють за принципом витиснювачів, питому швидкість окиснення можна виразити, згідно [2]:

$$\rho = \rho_{\max} \cdot \frac{C_0}{(1 + \varphi \cdot a_i) \cdot K_p \cdot \left[ K_0 + C_0 + \frac{K_i \cdot C_0 \cdot \ln \frac{L_{mix}}{L_{ex}}}{L_{mix} - L_{ex}} \right]}, \quad (2)$$

де  $L_{mix}$  – концентрація органічних забруднюючих речовин, враховуючи розбавлення рециркуляційним активним мулом, мгБСК<sub>повн</sub>/дм<sup>3</sup>;  $K_p$  – коефіцієнт, що враховує вплив поздовжнього перемішування.

Питому швидкість окиснення забруднюючих речовин в аеробних умовах можна виразити, базуючись на рівнянні Моно із лімітуванням за концентрацією субстрату, концентрацією розчиненого кисню в муловій суміші [7]:

$$\left\{ \begin{aligned} \frac{dL_H}{a_i \cdot dt} &= \rho_{\max H} \cdot \beta_H \cdot b_H \cdot \frac{L'_S}{K'_S + L'_S} \cdot \frac{C_o}{K_o + C_o} \\ \frac{dL_A}{a_i \cdot dt} &= \rho_{\max A} \cdot \beta_A \cdot b_A \cdot \frac{L_{NH_4}}{K_{NH_4} + L_{NH_4}} \cdot \frac{C_o}{K_o + C_o} \end{aligned} \right., \quad (3)$$

а в аноксидних умовах, відповідно:

$$\frac{dL_{H-An}}{a_i \cdot dt} = \rho_{\max H} \cdot \beta_H \cdot b_H \cdot \frac{L_s}{K_s + L_s} \cdot \frac{L_{NO_3}}{K_{NO_3} + L_{NO_3}} \cdot \frac{K_o}{K_o + C_o}, \quad (4)$$

де  $\rho_{\max}$  – максимальна швидкість окиснення субстрату активним мулом, мгБСК<sub>повн</sub>/(г·год);  $C_o$  – концентрація розчиненого кисню в муловій суміші, мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>;  $K_o$  – константа напівнасичення за Оксигеном, мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>;  $L_s$  – концентрація органічних забруднюючих речовин, мгБСК<sub>повн</sub>/дм<sup>3</sup>;  $K_s$  – константа напівнасичення за субстратом, мгБСК<sub>повн</sub>/дм<sup>3</sup>;  $a_i$  – доза активного мулу, г/дм<sup>3</sup>;  $b_H$  – коефіцієнт, що враховує лізис мікроорганізмів активного мулу, част. од.  $\beta_H, \beta_A$  – відповідно частка гетеротрофних, автотрофних мікроорганізмів в активному мулі, част. од.;  $K_{NO_3}$  – константа напівнасичення за нітратами, мгN-NO<sub>3</sub>/дм<sup>3</sup>;  $L_{NO_3}$  – концентрація нітратів, мгN-NO<sub>3</sub>/дм<sup>3</sup>;  $L_{NH_4}$  – концентрація амонійного Нітрогену, мгN-NH<sub>4</sub>/дм<sup>3</sup>.

Шляхом експериментальних досліджень [9,10] встановлено інгібуючу дію синтетичних детергентів на процеси біологічного очищення міських стічних вод (нітрифікація, денітрифікація, дефосфотація) із визначенням константи інгібування за синтетичними детергентами  $K_{surf} = 30$  мг/дм<sup>3</sup>.

Інгібування процесу окиснення органічних забруднюючих речовин синтетичними детергентами, враховуючи лізис мікроорганізмів активного мулу в процесі обробки стічних вод в аеробних умовах, лімітування швидкості окиснення органічних забруднюючих речовин за їх концентрацією та концентрацією розчиненого кисню в муловій суміші, питому швидкість окиснення органічних забруднюючих речовин в аеробних та аноксидних умовах, можна представити:

$$\left\{ \begin{aligned} \frac{dL_H}{a_i \cdot dt} &= \rho_{\max H} \cdot \beta_H \cdot b_H \cdot \frac{L_s}{K_s + L_s} \cdot \frac{C_o}{K_o + C_o} \cdot \frac{K_{surf}}{K_{surf} + C_{surf}} \\ \frac{dL_{H-An}}{a_i \cdot dt} &= \rho_{\max H} \cdot \beta_H \cdot b_H \cdot \frac{L_s}{K_s + L_s} \cdot \frac{L_{NO_3}}{K_{NO_3} + L_{NO_3}} \cdot \frac{K_o}{K_o + C_o} \cdot \frac{K_{surf}}{K_{surf} + C_{surf}} \end{aligned} \right. , \quad (5)$$

де  $K_{surf}$  – константа інгібування за синтетичними детергентами, мг/дм<sup>3</sup>;  $C_{surf}$  – концентрація синтетичних детергентів, мг/дм<sup>3</sup>.

Оцінку впливу синтетичних детергентів на питому швидкість окиснення органічних забруднюючих речовин провадили шляхом чисельного моделювання, що виконане за виразом (5) в програмному комплексі *MATLAB MathWorks Inc.* за умови, що початкова концентрація органічних забруднюючих речовин  $C_{inlet}$  (мгБСК<sub>повн</sub>/дм<sup>3</sup>) ∈ [50,350]; муловий індекс  $J_i$  (см<sup>3</sup>/г) ∈ [70,130];  $\rho_{\max} = 85$  мгБСК<sub>повн</sub>/дм<sup>3</sup>;  $K_o = 0,625$  мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>;  $\beta_H = 0,4$ ;  $b_H = 0,62$ .

Враховуючи те, що ступінь рециркуляції мулової суміші ( $R$ ) визначається [2]:

$$R = \frac{a_i}{\frac{1000}{J_i} - a_i}, \quad (6)$$

тому для вектору значень дози мулу  $a_i$  (г/дм<sup>3</sup>) ∈ [1,5,6] з кроком 1,5 г/дм<sup>3</sup> можна визначити поля вихідних даних для провадження чисельного експерименту (рис. 2 та рис. 3).

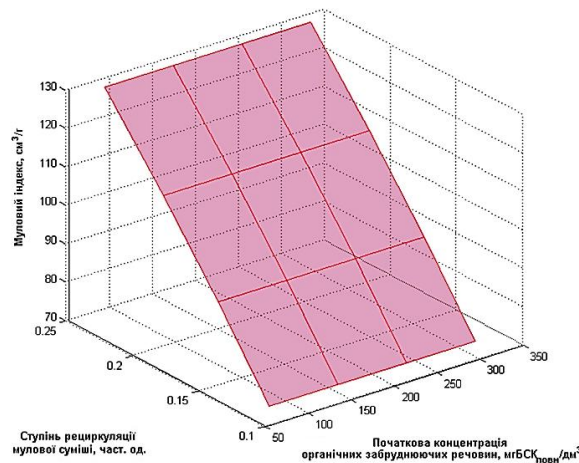


Рис. 2. Вихідні дані для чисельного експерименту з визначення питомої швидкості окиснення органічних забруднюючих речовин в аеробних умовах при дозі мулу 1,5 г/дм<sup>3</sup>

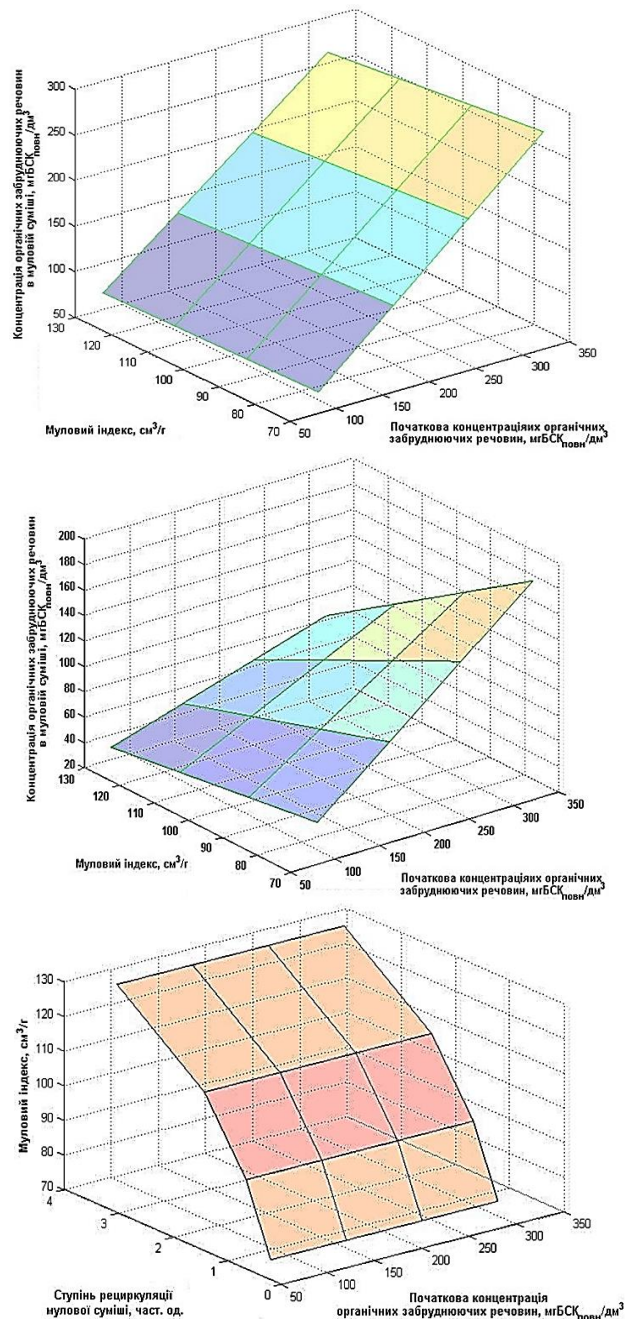


Рис. 3. Вихідні дані для чисельного експерименту з визначення питомої швидкості окиснення органічних забруднюючих речовин в аеробних умовах при дозі мулу 6 г/дм<sup>3</sup>

За результатами чисельного експерименту, який проведено за виразом (3) для аеробних умов, встановлено, що, наприклад, швидкість окиснення органічних забруднюючих речовин складає від 62 мгБСК<sub>повн</sub>/год до 95 мгБСК<sub>повн</sub>/год при дозі активного мулу в аеробному біореакторі 6 г/дм<sup>3</sup>, концентрації розчиненого Оксигену 3 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, не враховуючи наявність синтетичних детергентів, ступені рециркуляції від 0,65 до 3,5 та муловому індексі від 70 см<sup>3</sup>/г до 130 см<sup>3</sup>/г (рис. 4).

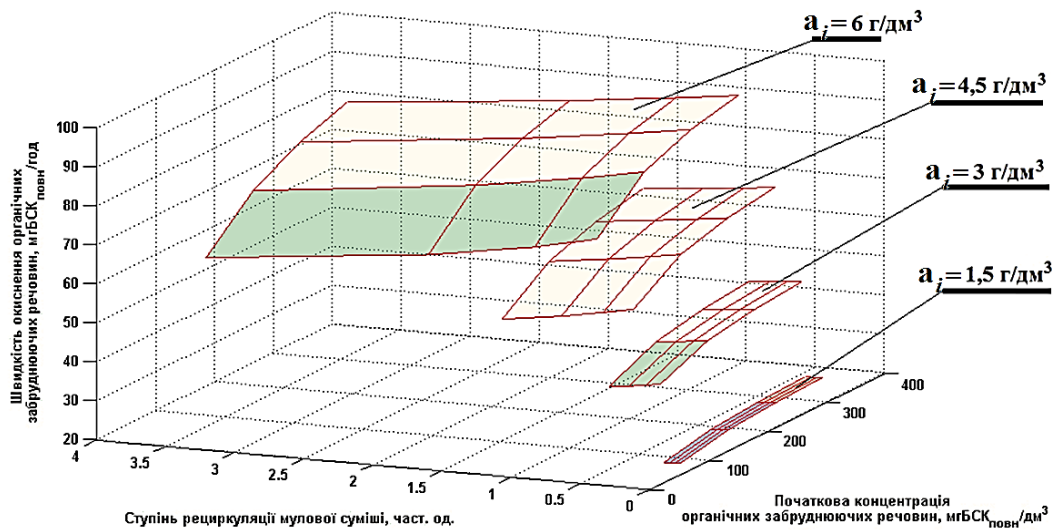


Рис. 4. Залежності питомої швидкості окиснення органічних забруднюючих речовин в аеробних умовах від дози мулу, ступеня рециркуляції мулової суміші та початкової концентрації органічних забруднюючих речовин при  $C_0 = 3 \text{ мБСК}_{\text{повн}}/\text{дм}^3$ ;  $L_{\text{ex}} = 15 \text{ мБСК}_{\text{повн}}/\text{дм}^3$

Використання чисельного експерименту за виразом (5) з наведеними на рис. 3 вихідними даними при дозі активного мулу в аеробному біореакторі  $6 \text{ г/дм}^3$  за присутності в стічній воді синтетичних детергентів з концентрацією  $10 \text{ мБСК}_{\text{повн}}/\text{год}$  дозволило одержати швидкість окиснення органічних забруднюючих речовин від  $49 \text{ мБСК}_{\text{повн}}/\text{год}$  до  $72 \text{ мБСК}_{\text{повн}}/\text{год}$  (рис. 5). Тобто, збільшення концентрації синтетичних детергентів в стічній воді з  $0$  до  $10 \text{ мБСК}_{\text{повн}}/\text{год}$  призводить до інгібування швидкості окиснення органічних забруднюючих домішок до  $24\%$ .

Подальше збільшення концентрації синтетичних детергентів в стічній воді з  $10 \text{ мБСК}_{\text{повн}}/\text{год}$  до  $20 \text{ мБСК}_{\text{повн}}/\text{год}$  призводить до зниження швидкості окиснення органічних забруднюючих речовин до  $24\%$ .

Якщо в голові споруд біологічного очищення стічних вод розташовують біореактори з аноксидними умовами, на кінетику окиснення органічних забруднюючих речовин впливатиме окрім синтетичних детергентів й концентрація нітратів в муловій суміші (рис. 6).

За результатами чисельного експерименту, який проведено за виразом (5) для аноксидних умов, встановлено, що ступінь інгібування швидкості окиснення органічних забруднюючих речовин складає  $31\%$  за рахунок збільшення концентрації синтетичних детергентів з  $0$  до  $10 \text{ мБСК}_{\text{повн}}/\text{год}$ , при концентрації нітратів  $10 \text{ мБСК}_{\text{повн}}/\text{год}$  та концентрації розчиненого Оксигену  $0,1 \text{ мБСК}_{\text{повн}}/\text{дм}^3$  (рис. 7).

Подальше збільшення концентрації синтетичних детергентів в стічній воді з  $10 \text{ мБСК}_{\text{повн}}/\text{год}$  до  $20 \text{ мБСК}_{\text{повн}}/\text{год}$  призводить до зниження швидкості окиснення органічних забруднюючих речовин до  $12\%$ , порівняно зі швидкістю окиснення при концентрації синтетичних детергентів  $10 \text{ мБСК}_{\text{повн}}/\text{год}$ .



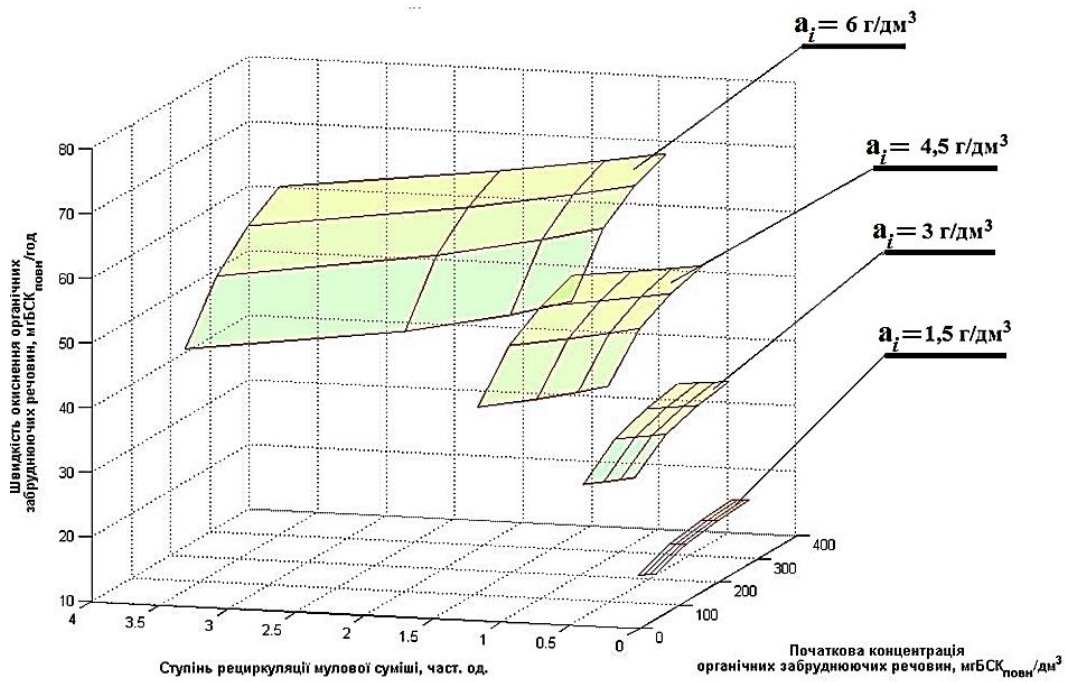


Рис. 5. Залежності питомої швидкості окиснення органічних забруднюючих речовин в аеробних умовах від дози мулу, ступеня рециркуляції мулової суміші та початкової концентрації органічних забруднюючих речовин при  $C_0 = 3 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ ;  $L_{ex} = 15 \text{ мг/дм}^3$ ;  $C_{surf} = 10 \text{ мг/дм}^3$

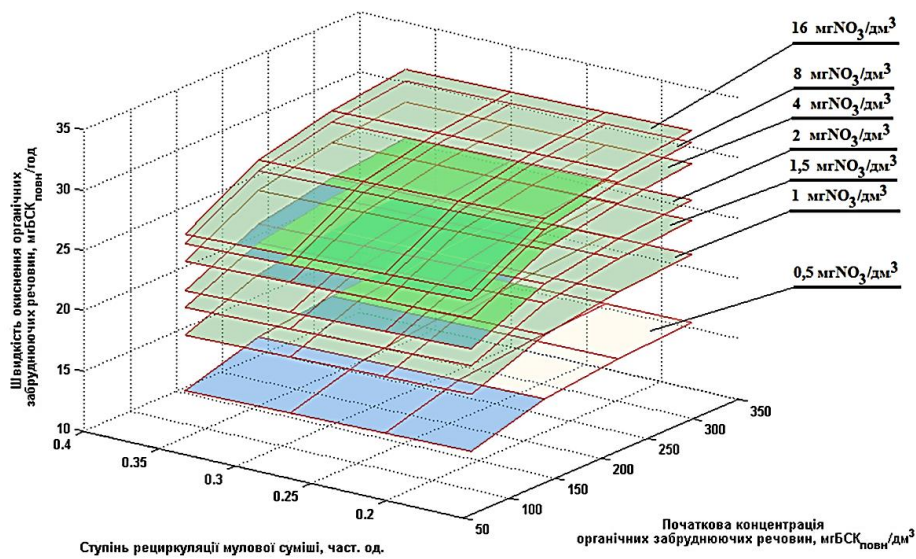


Рис. 6. Залежності швидкості окиснення органічних забруднюючих речовин в аноксидних умовах від концентрації нітратів, ступеня рециркуляції мулової суміші та початкової концентрації органічних забруднюючих речовин при  $C_0 = 0,1 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ ;  $a_i = 2 \text{ г/дм}^3$ ;  $L_{ex} = 15 \text{ мг/дм}^3$

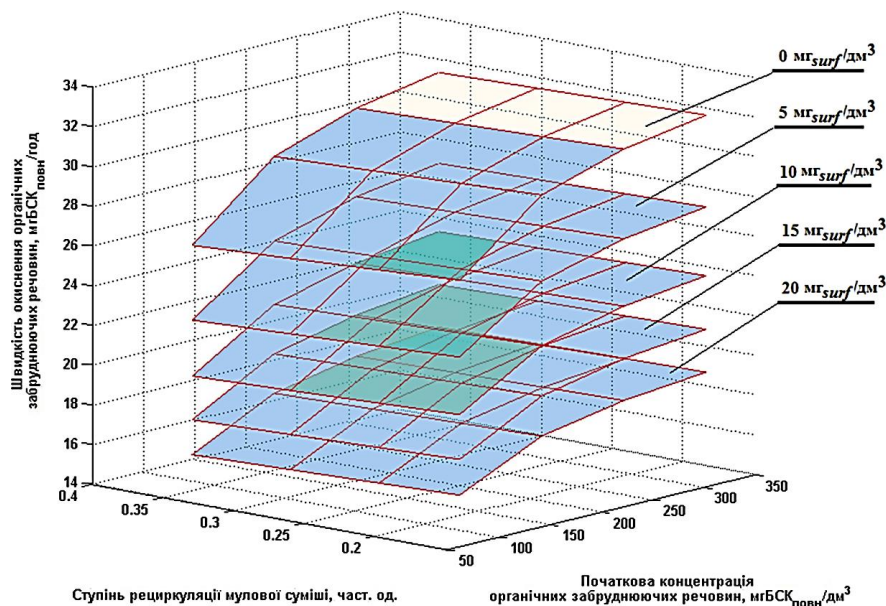


Рис. 7. Залежності швидкості окиснення органічних забруднюючих речовин в аноксидних умовах від концентрації синтетичних детергентів, ступеня рециркуляції мулової суміші та початкової концентрації органічних забруднюючих речовин при  $C_0 = 0,1 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ ;  $a_i = 2 \text{ г/дм}^3$ ;  $L_{ex} = 15 \text{ мг/дм}^3$ ;  $L_{NO_3} = 10 \text{ мг/дм}^3$

### Висновки

Визначення кінетичних показників окиснення органічних забруднюючих речовин з метою досягнення необхідного ступеня очищення стічних вод в аноксидних та аеробних біореакторах із активним мулом потребує врахування концентраційної складової синтетичних детергентів. Запропоновано вирази, які дозволяють розраховувати швидкість окиснення органічних забруднюючих речовин в біореакторах із активним мулом з аноксидними та аеробними умовами, враховуючи інгібування процесів окиснення синтетичними детергентами. За результатами чисельного експерименту встановлено, що збільшення концентрації синтетичних детергентів від 0 до  $10 \text{ мг/дм}^3$  призводить до інгібування швидкості окиснення органічних забруднюючих речовин до 24% в аеробних умовах при  $C_0 = 3 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$  й до 31% в аноксидних умовах при  $L_{NO_3} = 10 \text{ мг/дм}^3$ ,  $C_0 = 0,1 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ .

### Список літератури

1. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2010 р. / Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. К., 2011. 564 с.
2. ДБН В.2.5–75:2013 "Каналізація. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування". К.: Мінрегіонбуд, 2013. 210 с.
3. *Biodegradation and bioaccumulation data of existing chemicals based on the CSCL Japan (1992)*. Japan Chemical Industry Ecology – Toxicology and Information Center. ISBN 4-89074-101-1.

4. *Anderson, D. J., Day, M. J., Russell, N. J. and White, G. F* (1990). Dieaway kinetic analysis of the capacity of epilithic and planktonic bacteria from clean and polluted river water to biodegrade sodium dodecyl sulfate. *Applied Environmental Microbiology*. 56: 58–63.
5. *Yeh DH, Pennell KD, Pavlostathis SG*. Toxicity and biodegradability screening of nonionic surfactants using sediment-derived methanogenic consortia. *Water Science and Technology*. 1998;38(7) : 55–62.
6. *Kim HS, Weber WJ*. Polycyclic aromatic hydrocarbon behavior in bioactive soil slurry reactors amended with a nonionic surfactant. *Environ. Toxicol. Chem.* 2005;24(2):268–276.
7. *Henze, M., Grady, C.P.L., Jr., Gujer, W., Marais, G.V.R., Matsuo, T.*, 1987. Activated Sludge Model No. 1. IAWQ Scientific and Technical Report No. 1, London, UK.
8. *Олійник О. Я., Айрапетян Т. С.* Моделювання очистки стічних вод від органічних забруднень в біореакторах-аеротенках зі зваженим (вільноплаваючим) і закріпленим біоценозом // Доповіді Національної академії наук України. 2015. № 5. С. 55-60.
9. *Россінський В. М., Саблій Л. А.* Вплив поверхнево-активних речовин на процеси денітрифікації при біологічному очищенні міських стічних вод // Комунальне господарство міст : науково-технічний збірник. Вип. 126. Харків. ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, 2016. С. 32-36.
10. *Россінський В. М., Саблій Л. А.* Дефосфотація міських стічних вод, що містять синтетичні детергенти // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки : Науково-технічний збірник. Випуск 26 / Головний редактор О. С. Волошкіна. К. : КНУБА, 2016. С. 131-137.

*Надійшло до редакції 14.11.2016*

УДК 628.12

Г.А.СИЗОНЕНКО, аспірант  
Т.П. ХОМУТЕЦЬКА, кандидат технічних наук  
Київський національний університет будівництва і архітектури

## **ВИРІШЕННЯ ПИТАНЬ ЕФЕКТИВНОЇ РОБОТИ СИСТЕМ ВОДОПОСТАЧАННЯ ПРИ ВИКОРИСТАННІ ПІДЗЕМНИХ ВОД**

*Розглянуто досвід використання підземних вод для питного водопостачання, досліджено проблеми забезпечення ефективної роботи споруд гідравлічної взаємодії та шляхи їх вирішення.*

**Ключові слова:** підземні води, свердловина, водоспоживання, водопостачання.

*Рассмотрен опыт использования подземных вод для питьевого водоснабжения, исследованы проблемы обеспечения эффективной работы сооружений гидравлического взаимодействия и пути их решения.*

**Ключевые слова:** подземные воды, скважина, водопотребление, водоснабжение.

*The article describes the experience of using groundwater for drinking water supply and the problems of ensuring the efficient operation hydraulically interacting structures and solutions.*

**Keywords:** groundwater, well (borehole), water consumption, water supply.

Підземні води, як правило, мають кращу якість, більш надійно захищені від забруднення і зараження, менше схильні до сезонних і багаторічних коливань і в більшості випадків їх використання не вимагає дорогих заходів з водоочищення.

Зазвичай підземні води хорошої якості можуть бути знайдені в безпосередній близькості від водоспоживачів. У ряді районів, де поверхневі води відсутні, водопостачання населення і промисловості повністю засноване на використанні підземних вод. Важливим є економічний аспект: будівництво водозаборів підземних вод може здійснюватися поступово, в міру зростання потреби у воді, в той час як будівництво великих гідротехнічних споруд для відбору поверхневих вод вимагає зазвичай значних одноразових витрат. Ці переваги і особливо менша уразливість підземних вод до забруднення сприяють широкому використанню підземних вод для водопостачання [1].

За даними Європейської економічної комісії підземні води є основним джерелом міського господарсько-питного водопостачання в більшості європейських країн. В Австрії, Бельгії, Німеччині, Угорщині, Данії, Литві, Румунії, Швейцарії, Білорусії частка використання підземних вод в господарсько-питному водопостачанні перевищує 70% від загального водоспоживання, а в Болгарії, Італії, Нідерландах, Португалії, Франції, Чехії та Словаччині становить 50...70%. Повністю чи майже повністю на підземних водах основане водопостачання таких великих міст Європи (з населенням близько мільйона чоловік і більше) як Гамбург, Будапешт, Відень, Копенгаген, Мюнхен, Рим, Мінськ, Вільнюс, а для таких міст, як Амстердам, Брюссель, Лісабон, підземні води покривають більше половини загальної потреби у воді. В табл.1 наводяться відомості про використання підземних і поверхневих вод у водопостачанні ряду великих міст світу [2].

За останні 25-30 років у світі було пробурено понад 300 млн. свердловин для відбору води. Тільки в США щорічно буриться близько мільйона свердловин, води яких використовуються для господарсько-побутових потреб, зрошення, технічного водопостачання. Глибина експлуатаційних свердловин коливається в значних межах і визначається конкретними гідрогеологічними умовами територій. Зазвичай вона становить 100...200 м, рідко досягаючи 800...1000 і навіть 2000 м.

## Водопостачання деяких великих міст

Місто	Населення, млн. осіб	Джерела водопостачання	
		Поверхневі води, %	Підземні води, %
Амстердам	1,3	52	48
Антверпен	1,1	82	18
Барселона	33-	83	17
Берлін	5,6	58	42
Брюссель	2,3	35	65
Відень	1,7	5	95
Гамбург	3,6	-	100
Глазго	5,2	63	37
Копенгаген	1,0	16	84
Ліссабон	2,1	45	55
Лондон	6,7	86	14
Мадрид	4,1	91	9
Москва	8,5	98	2
Мюнхен	1,6	-	100
Париж	7,1	60	40
Роттердам	1,4	90	10
Цюрих	0,5	70	30
Токіо	11,3	89	11
Чикаго	1,3	88	12

Разом з тим використання підземних вод в якості джерела централізованого водопостачання крупних міст з великою водопотребою може стримуватися обмеженими ресурсами експлуатаційних запасів підземних вод або необхідністю створення на значній площі системи з сотень і навіть тисяч водозабірних свердловин для їх видобутку. При проектуванні водопроводів необхідно враховувати, що інтенсивна експлуатація підземних вод концентрованими водозабірними системами може призвести до виснаження водоносних горизонтів, зниження рівнів ґрунтових вод, неприпустимого зменшення поверхневого стоку, осідання земної поверхні, пригнічення рослинності, пов'язаної з ґрунтовими водами, активізації карстових процесів тощо. Відбір підземних вод може "підтягувати" мінералізовані води з глибоких водоносних горизонтів, які малоприсадибні для питних цілей, а в районах узбережжя – солоні морські води. Тому для попередження негативних наслідків при видобутку підземних вод необхідно обґрунтовано приймати рішення, керуючись даними гідрогеологічних досліджень та розглядаючи доцільність штучного поповнення їхніх запасів.

Україна має відносно великі запаси підземних вод, отже існують можливості забезпечення населення якісною питною водою з цих водних джерел. Найбільші запаси підземних вод зосереджені у північній та північно-західній частині України (Дніпровський і Волино-Подільський артезіанський басейн), які мають сприятливі умови для їхнього формування, а найменші – в

південній частині держави (Азовсько-Кубанський артезіанський басейн і зона тріщинувато-карстових вод Гірського Криму).

У розрахунку на одного мешканця найбільша кількість підземних вод (понад 5 м<sup>3</sup>/добу) припадає на Чернігівську область, а мінімальна (менше 0,5 м<sup>3</sup>/добу) – на Чернівецьку, Дніпропетровську, Одеську, Кіровоградську, Миколаївську, Житомирську та Вінницьку області [3].

Нині серед 25 обласних центрів України 4 (Запоріжжя, Одеса, Вінниця, Житомир) використовують для водопостачання поверхневі води, 7 (Херсон, Суми, Чернігів, Луцьк, Рівне, Тернопіль, Полтава) – підземні води, а решта мають змішане водопостачання. Із загальної кількості (474) міст України, у 77 містах водопостачання здійснюється з підземних водних джерел, у 161 місті використання підземних вод перевищує 50% [3].

Для добування підземних вод для потреб водокористувачів споруджено більше 110 тис. водозабірних свердловин, за допомогою яких здійснюється каптаж водоносних горизонтів. Частина свердловин об'єднана в групі водозабори, що дає можливість забезпечувати подачу води з великими витратами для окремих локальних користувачів (об'єкти комунального господарства, промислові підприємства тощо). У сільській місцевості ґрунтові води з першого від поверхні землі незахищеного водоносного горизонту відбираються за допомогою шахтних колодязів та каптажів, які функціонують, в основному, для індивідуальних водокористувачів.

При експлуатації систем господарсько-питного водопостачання виникають проблеми ефективної роботи водопровідних споруд щодо надійного забезпечення споживачів якісною водою при найменшій її собівартості. Ці проблеми пов'язані зі змінами характеристик споруд протягом терміну їхньої експлуатації. У системах питного водопостачання, що базуються на використанні підземних вод, найчастіше такими спорудами є: водозабірні свердловини, заглибні відцентрові насоси, водоводи і водопровідні мережі.

Під час експлуатації водозабірних свердловин можуть знижуватись відмітки статичного рівня води в них через вичерпання запасів підземних вод, а внаслідок взаємного впливу свердловин одна на одну та кольматації фільтрів і прифільтрових зон осадам, що виділяється з води, та зростання їх гідравлічних опорів спостерігається додаткове зниження динамічних рівнів води в свердловинах. Ці фактори впливають на висоту підняття води із свердловин, а отже, на питому витрату електроенергії, і в кінцевому рахунку – на собівартість води.

Електронасоси, встановлені в свердловинах (особливо типу ЕЦВ), у процесі роботи постійно зменшують свою продуктивність внаслідок фізичного спрацювання деталей, що призводить до неефективних, збиткових режимів роботи насосів з низьким ККД, перевитратами електроенергії на підйом води, недодаванням значної кількості води споживачам. Неефективно працюють свердловини і через те, що гідравлічні характеристики встановлених в них насосів не відповідають гідравлічним характеристикам свердловин та їх сумісної роботи.

Характеристики водоводів і водопровідних мереж також змінюються у процесі експлуатації внаслідок зростання гідравлічних опорів трубопроводів з часом.

Оскільки система водопостачання складається із множини елементів, що знаходяться в гідравлічній взаємодії і працюють сумісно, то зміна в режимі роботи будь-якої споруди в системі неминуче призводить до зміни роботи всіх інших взаємодіючих споруд.

Зміна робочих режимів системи водопостачання пов'язана з режимами водоспоживання населених пунктів, які змінюються за роками, сезонами року, годинами доби та навіть протягом кожної години. На практиці аналіз сумісної роботи споруд з урахуванням їх реальних характеристик і режимів водоспоживання, як правило, не виконується, що в багатьох випадках призводить до виникнення протиріч між проектними та реальними умовами експлуатації або в кінцевому рахунку – до не забезпечення споживачів водою у потрібній кількості під необхідним напором, перевитрати коштів та виникнення матеріальних і моральних збитків. Діючі водопровідні системи з часом перестають задовольняти потреби споживачів щодо забезпечення їх водою. При цьому зменшуються подача води, змінюються вільні напори в мережі, підвищується її аварійність, зростають нераціональні витрати й витоки води і, як наслідок, збільшуються експлуатаційні витрати комунальних підприємств та собівартість води.

При подачі води із однієї свердловини в напірний резервуар або башту (рис. 1) розрахункову витрату води, що подається насосом, можна визначити графічним методом (рис. 2).

Подача насоса  $Q_n$  визначається абсцисою точки В, що утворюється при перетині характеристики Q-H насоса (1) та гідравлічної характеристики шляху руху води від свердловини до башти (3), яка побудована з урахуванням зниження статичного рівня води в свердловині  $\Delta h_c$  внаслідок відкачування з неї води витратою  $Q$ , л/с, при питомому дебіті  $q$ , л/(с·м):

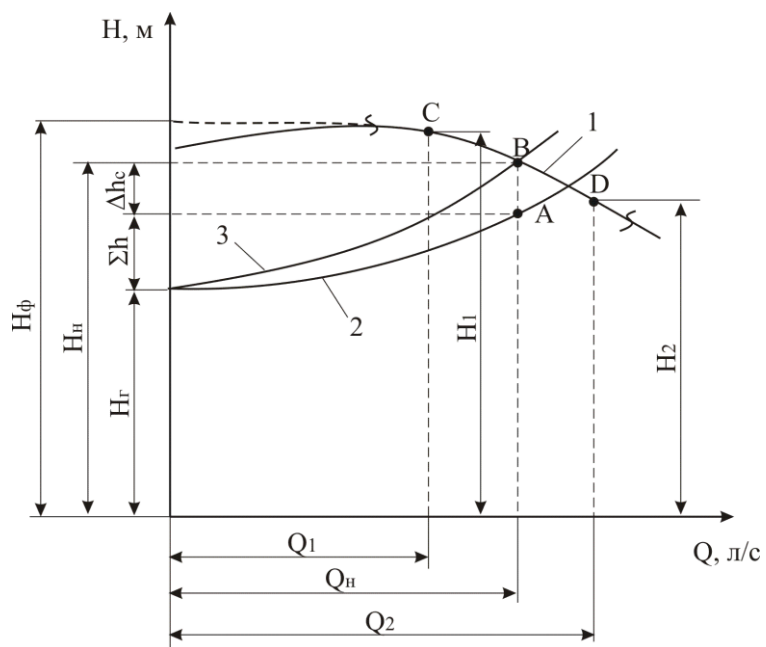
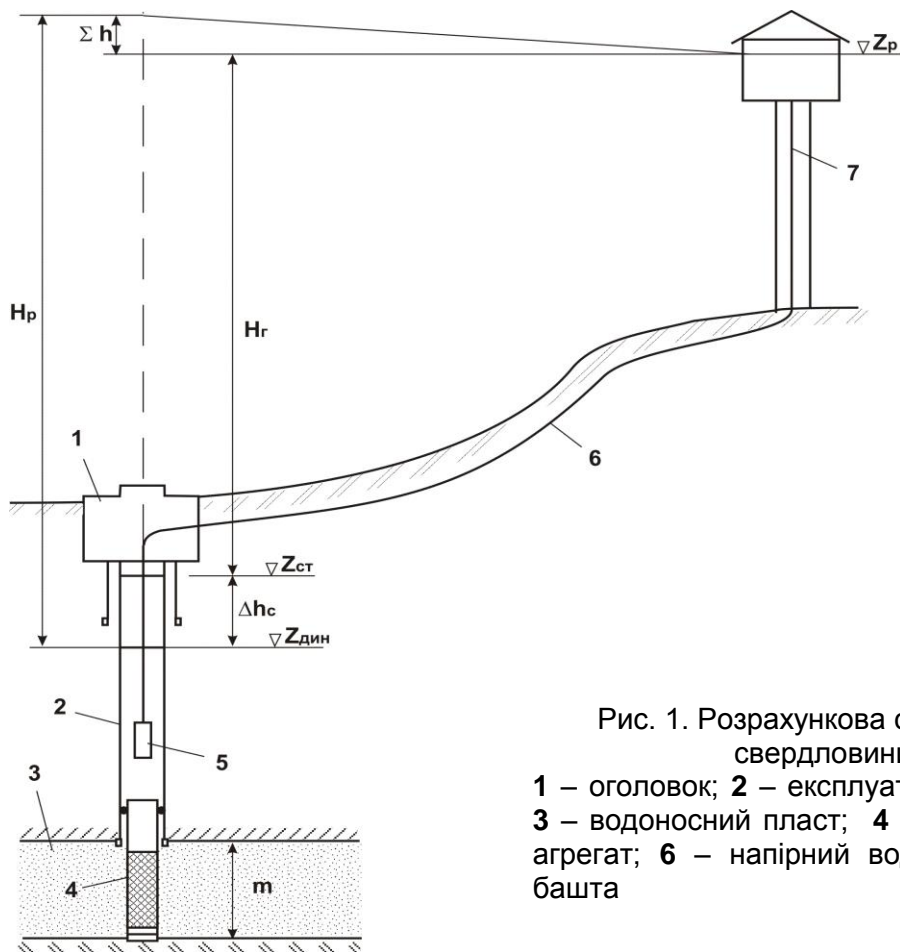
$$\Delta h_c = Q/q, \text{ м.} \quad (1)$$

Лінія 2 на рис. 2 будується з висоти  $H_f$  на осі ординат за рівнянням

$$H = H_f + (S_k + S_b) Q^2. \quad (2)$$

де  $H_f$  – геометрична висота водопідйому від статичного рівня води в свердловині  $Z_{ст}$  до розрахункового рівня води в резервуарі  $Z_p$  (рис. 1), м;  $S_k$  і  $S_b$  – гідравлічні опори відповідно у комунікаціях насосної установки і водоводі, (с/л)<sup>2</sup>·м.

Відрізок АВ визначає величину зниження статичного рівня води в свердловині  $\Delta h_c$ , а ордината точки В – величину напору насоса  $H_n$ . Досліджуючи сумісну роботу гідравлічно взаємодіючих споруд необхідно забезпечувати експлуатацію насоса в зоні рекомендованого застосування, тобто з найвищими ККД, що дозволяє мінімізувати питомі витрати електроенергії на подачу води споживачам.





Графічний метод розрахунку сумісної роботи споруд можна застосовувати лише для найпростіших випадків подачі води із однієї свердловини в напірний резервуар. Значно складнішою буде ця задача для випадків подачі води із групи свердловин, що знаходяться в гідравлічній взаємодії та з характеристиками споруд, що змінюються протягом терміну їх експлуатації. Для таких задач слід застосовувати аналітичні методи розрахунку [4-8], що дозволяють аналізувати роботу системи за будь-яких можливих варіантів (відключення з роботи деяких свердловин, заміна насосів, трубопроводів тощо) та вибирати найвигідніший варіант, при якому будуть найменшими питомі витрати електроенергії або експлуатаційні витрати комунального підприємства при використанні багатозонних тарифів за споживану електроенергію.

**Висновки.** При проектуванні нових, налагодженні побудованих та реконструкції діючих систем водопостачання необхідно вирішувати задачі вибору оптимального складу споруд, їх економічних розмірів та найвигіднішого режиму сумісної роботи. Оптимальне рішення можна знайти, аналізуючи багатоваріантні розрахунки цих систем, які представляють у вигляді математичних моделей. Достовірність результатів розрахунків залежить від достовірності вихідних даних, отриманих при визначенні характеристик всіх споруд, що входять в систему, враховуючи зміни, які відбуваються протягом часу її експлуатації.

#### Список літератури

1. Кошлякова Т.О. Сучасний стан використання питних підземних вод // Збірник наукових статей "III-го Всеукраїнського з'їзду екологів з міжнародною участю". Вінниця, 2011. Том 1. С .207. URL: <http://eco.com.ua/>
2. «Наука и жизнь» №3. М.:АНО, 2016. 144с. URL: <http://www.nkj.ru/>.
3. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2013 році // Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України, Київ, 2014. 454с.
4. Хомуцька Т.П. Оптимізація роботи водопровідних систем з водозабірними свердловинами // Науковий вісник будівництва: зб. наук. праць. Вип. 71. Харків: ХНУБА, ХОТВ АБУ, 2013. С.361-366.
5. Хомуцька Т.П., Сизоненко Г.А. Енергоощадне водопостачання: проблеми і рішення (на прикладі Чернігівського водопроводу) // Проблеми водопоста-чання, водовідведення та гідравліки: наук-техн. зб. Вип.23. К.: КНУБА, 2014. С.53-59.
6. Хомуцька Т.П., Сизоненко Г.А. Дослідження доцільності застосування багатозонних тарифів на електроенергію у водопостачанні / Меліорація і водне господарство. Вип.101. К: ІВПіМ НААН, 2014.
7. Хомуцькая Т.П. Энергосберегающие технологии в системах подачи и распределения воды // Сб. научных трудов "Современные энерго- и ресурсосберегающие, экологически устойчивые технологии и системы сельскохозяйственного производства", Рязань, 2013, № 10. С. 246-252.

8. Шкінь О.М., Хоружий П.Д., Хомуцька Т.П. Шляхи енергозбереження в системах господарсько-питного водопостачання на прикладі Чернігівського водопроводу // Водне господарство України, № 2 (104), 2013. С.18-22.

Надійшло до редакції 20.11.2016

УДК 530.19:537.8:628.1

И.Н. СИМОНОВ, доктор физико-математических наук  
Киевский национальный университет строительства и архитектуры

### **ДИНАМИЧЕСКАЯ АРХИТЕКТУРА СТРУКТУРНЫХ ЧАСТИЦ МАТЕРИИ: ВЕЩЕСТВО, САМООРГАНИЗОВАННЫЕ СИСТЕМЫ ВОДНЫХ СРЕД**

*Досліджуються можливості континуальної електродинаміки в описі структурних властивостей частинок речовини – протонів і електронів як польових утворень. Структурні частки матерії розглядається як стояча хвиля континуального електромагнітного поля. Речовину можна розглядати як один із проявів властивостей поля. Відкриваються можливості вивчати взаємний вплив водного середовища, живої і фізичної матерії як взаємодію відкритих електромагнітних систем.*

**Ключові слова:** континуальна електродинаміка, структурні частинки, стояча електромагнітна хвиля, водні середовища, жива матерія, фізична матерія.

*Исследуются возможности континуальной электродинамики в описании структурных свойств частиц вещества – протонов и электронов как полевых образований. Структурные частицы материи рассматриваются как стоячая волна континуального электромагнитного поля. Вещество можно рассматривать как одно из проявлений свойств поля. Это позволит изучать взаимное влияние водной среды, живой и физической материи как взаимодействие открытых электромагнитных систем.*

**Ключевые слова:** континуальная электродинамика, структурные частицы, стоячая электромагнитная волна, водные среды, живая материя, физическая материя.

*This paper investigates the possibility of continual electrodynamics in describing the structural properties of the particles of matter – protons and electrons as field formations. Structural particulates of matter considered as standing wave of continual form of electromagnetic field. The substance, one of the manifestations of field properties. This makes it possible to take into account*

*the mutual influence of the aquatic environment, the living and the physical matter as interaction between open electromagnetic systems.*

**Keywords:** continual electrodynamics, structural particles, standing electromagnetic wave, water environments, matter a live, a physical matter.

### **Анализ проблемы**

В работах [1-5] были исследованы возможности континуальной электродинамики в описании свойств атома, иона водорода и структурных частиц материи. В [1] рассматривалась стационарная задача распределения поля и показано, что в случае использования уравнений континуального поля радиус протона в атоме отличается на несколько порядков от его значений для свободного протона. В этой связи представляет интерес исследовать структурные частицы материи, которые составляют основу атома водорода, – протона и электрона детальнее в рамках динамических (волновых) уравнений континуальной электродинамики. Хотя в [2-5] исследовались структурные частицы, но волновые их особенности в архитектуре частиц не рассматривались подробно. Раскрытие структуры протона и электрона позволит вернуться к изучению основного элемента воды – атома водорода. Но на новом уровне понимания устройства сложных систем.

Известно, что структурные частицы материи – протон и электрон – стабильны и характеризуются следующими физическими величинами: массой, спином (собственным моментом количества движения), электрическим зарядом и магнитным моментом [6].

В работах [1-5] показано, что структурные частицы материи, как и плазму, водные растворы электролитов и атомы, можно отнести к самосогласованным системам. *Особенности самосогласованных систем определяются тем, что распределения полей в них зависят от свойств пространства, в котором они находятся и связаны с характеристиками поля, его структурой.* В этих работах исследовалась возможность построения единой полевой концепции самосогласованных систем в рамках континуальной электродинамики. Уравнения классической электродинамики находят поля посредством задания распределения источников (полей), а уравнения континуальной электродинамики оперируют свойствами пространства – способностью его что-либо вмещать, накапливать, преобразовывать, проводить.

Удалось построить ряд моделей [2-5], которые позволили описать внутреннюю структуру протона и электрона, атома водорода и определить физические характеристики частиц. Параметры этих характеристик, их величины не противоречат обсуждаемым в научной литературе значениям. Представляет интерес построение динамической теории, учитывающей волновые свойства физических полевых характеристик. Тем более, что такие физические характеристики, как спин и магнитный момент, однозначно указывают на динамичность таких систем.

*Позитивные результаты работ [1-5] послужили основанием для проведения дальнейших исследований с учетом динамичности систем в*

*рамках уравнений континуальной электродинамики. И это составляет цель настоящей работы.*

Если окунуться в историю вопроса о полевой концепции структурных частиц материи, то необходимо сделать глубокий экскурс в конец XIX и начало XX веков, когда физики заинтересовались построением электромагнитной теории электрона [6-12]. Но понятно, что объем статьи не позволяет провести такой анализ, поэтому ограничимся только цитированием одного из сторонников полевой концепции А.Эйнштейна.

Одним из достижений ОТО явилось понимание, что пространство-время не может быть пустым: "...Пустое пространство, т.е. пространство без поля не существует. Пространство-время существует не само по себе, но только как структурное свойство поля"[10,758]. Вопрос состоит в том, – какое поле и его структурные особенности отражают свойство пространства? На наш взгляд, таким может быть континуальное электромагнитное поле, которое удовлетворяет решениям уравнений континуальной электродинамики [2],[3] и определяется свойствами пространства. Структурные свойства такого пространства-поля можно определить (обозначить) так: способность вмещать, накапливать что-либо – емкостные свойства; передавать возмущение, преобразовывать что-либо – индукционные; перемещать, транспонировать что-либо – проводящие свойства. Такие характеристики известны:  $\epsilon_0$  – емкость на единицу длины,  $\mu_0$  – индуктивность на единицу длины,  $\epsilon_0 \omega(\epsilon_0 \nu)$  – проводимость на единицу длины, которые связаны с полевыми характеристиками. Эти постоянные величины присутствуют в исходной системе уравнений (1)-(2) вместе с функциями пространства-поля  $\delta, \tau, \nu$  [2,97].

«Поскольку общая теория относительности подразумевает описание физической реальности непрерывным полем, ни понятие частиц, или материальных точек, ни понятие движения не могут иметь фундаментального значения (курсив – И.С.). Частица может выступать лишь как ограниченная область пространства, в которой напряженность поля или плотность энергии особенно велики» [11,725].

Задача не может быть решена в рамках уравнений классической электродинамики. И любые решения уравнений классической электродинамики содержат расходимости типа  $(\frac{1}{r})$  в точке  $r \rightarrow 0$  или на бесконечности для решений пропорциональные  $r^n$ .

В данной же работе будем использовать полевую концепцию, в основе которой лежит идея А.Эйнштейна, что “вещество можно рассматривать как места особого сгущения поля” [12,399].

Будем полагать, что сгущение реализуется благодаря особенности континуального поля взаимодействовать с емкостными свойствами пространства, локализуя континуальную электромагнитную энергию в виде “сгущения”. Пространство, его симметрию определяет метрика, а структура поля задается решением соответствующих уравнений и формулировкой

краевых условий [2],[3]. Именно через свойство самосогласованности континуального поля и пространства, можно предположить, отражается идея “отсутствия пустого пространства”.

### Постановка задачи

Волновые уравнения континуальной электродинамики, как показано в [1-5], отражают квантовые свойства системы, они – частный случай проявления полевых свойств материи. Полевые свойства – первичны, квантовые – лишь отражение ее волновых свойств. Эта идея прекрасно и просто изложена Н.Бором, а затем обобщена в волновой теории Л. Де Бройля.

Прежде чем подойти к математическому оформлению задачи рассмотрим постановку физической составляющей. Поскольку ставится вопрос о динамической структуре самосогласованной системы, то предполагается некоторый электромагнитный процесс, в результате которого структурный паттерн становится обладателем массы, заряда, спина и магнитного момента. *Еще раз подчеркнем, что факт существования магнитного момента и спина однозначно свидетельствует, что процесс этот динамический, т.е. протекающий во времени.* Но структурные частицы стабильны и время их существования велико, около  $10^{30} \text{ сек} \approx 3.2 \cdot 10^{22} \text{ лет}$ , что на порядки больше времени жизни Вселенной. *В таком случае следует построить модель такого электродинамического процесса, в котором континуальные полевые характеристики зависели бы от времени, с одной стороны, а с другой, его можно было бы рассматривать стационарным.* Т.е. усредненные по времени физические характеристики не обращались бы в ноль. Минимальные размеры области усреднения порядка  $10^{-15} \div 10^{-17} \text{ м}$ .

Обратимся к известным фактам. Свободные электромагнитные волны распространяются прямолинейно в произвольном направлении со скоростью света, если свойства пространства однородны и изотропны. Встречая на пути препятствия, электромагнитная волна испытывает преломление, отражение, т.е. траектория ее искривляется. Известны факты отклонения луча света от прямолинейного распространения вблизи тяготеющих масс, что нашло свое подтверждение в теории относительности. *Вот в качестве основополагающей идеи воспользуемся фактом искривленной траектории движения электромагнитной волны и предположим, что в упомянутом объеме волна движется по замкнутой траектории.* Мы не обсуждаем возможные причины такого движения, а обобщаем факт искривления луча, но уже в виде замкнутой траектории. Возможно, это связано с особенностями в распространении электромагнитной волны на предельных частотах. ***Полагаем, что такая волна в форме частицы существует и перемещается как целое. Это форма существования континуальной волны, существования материи.*** Если волна движется в малом замкнутом объеме достаточный промежуток времени, то стационарность

такого движения, возможно, связана со стоячей волной, которая ассоциируется с сосредоточенной энергией.

В подавляющем числе работ решение волновых уравнений классической электродинамики ищется для случая прямолинейного распространения плоской волны в неограниченном пространстве либо в замкнутом объеме – в резонаторе. Хотя заметим, что плоская электромагнитная волна с широким фронтом, по сути, – идеализация, например, [13,53], и реальная волна всегда имеет продольную составляющую. В настоящей работе при исследовании будем использовать сферическую систему координат, т.е. образования рассматриваются сферическими.

### Математическое оформление и физические аспекты

В работе [4] системы уравнений континуальной электродинамики и условие калибровки записаны в виде

$$\begin{cases} \nabla^2 \vec{A} + \frac{\delta}{\varepsilon_0} \cdot \vec{A} - \frac{\vec{\tau}}{\varepsilon_0} \times \text{rot} \vec{A} - v \varepsilon_0 \mu_0 \cdot \frac{\partial \vec{A}}{\partial t} - \varepsilon_0 \mu_0 \cdot \frac{\partial^2 \vec{A}}{\partial t^2} = 0, & (1) \\ \nabla^2 \Phi + \frac{\delta}{\varepsilon_0} \cdot \Phi + \frac{\vec{\tau}}{\varepsilon_0} \cdot \vec{\nabla} \Phi + \frac{\vec{\tau}}{\varepsilon_0} \cdot \frac{\partial \vec{A}}{\partial t} - v \varepsilon_0 \mu_0 \cdot \frac{\partial \Phi}{\partial t} - \varepsilon_0 \mu_0 \cdot \frac{\partial^2 \Phi}{\partial t^2} = 0, & (2) \end{cases}$$

$$\text{div} \vec{A} + v \varepsilon_0 \mu_0 \Phi + \varepsilon_0 \mu_0 \cdot \frac{\partial \Phi}{\partial t} = 0. \quad (3)$$

В приведенных уравнениях  $\vec{A}$  и  $\Phi$  – векторный и скалярный потенциалы, соответственно. Система уравнений (1)-(2) и условие (3) описывают некоторый волновой процесс, связанный с  $\vec{A}$ ,  $\Phi$  и, естественно, с векторами магнитной индукции и электрическим полем:

$$\vec{B} = \text{rot} \vec{A}, \quad \vec{E} = -\vec{\nabla} \Phi - \frac{\partial \vec{A}}{\partial t}. \quad (3a)$$

Известно, что физическое содержание скалярного потенциала  $\Phi = \Phi(X)$  связано с емкостной характеристикой системы со свойством накапливать электрический заряд  $Q$  (или уменьшать его). Но в любом случае из трех составляющих электрического поля  $E_r, E_\theta, E_\varphi$  для рассматриваемой симметрии важной является радиальная составляющая поля.  $E_\theta, E_\varphi$  – ассоциируются с тангенциальными составляющими поля и соответствующими потоками, которые не вносят явный вклад в изменение  $Q$ . Это позволяет для рассматриваемой системы сделать предположение, что скалярный потенциал является только функцией радиальной переменной  $r$ , т.е. здесь  $X \equiv r, t$  и  $\Phi = \Phi(r, t)$ . Это значительно упрощает уравнение для скалярного потенциала.

Из-за того, что  $\Phi(r, t)$  является только функцией переменных  $r, t$  соответственно –  $\nabla_\theta \Phi(r, t) = 0$  и  $\nabla_\varphi \Phi(r, t) = 0$ , и тогда согласно [2],[3] обращаются также в нуль составляющие  $\tau_\theta = 0, \tau_\varphi = 0$ .

Как известно, составляющие вектора  $\vec{A} = A_r, A_\theta, A_\varphi$  в (1) определяют соответствующие токи. В локализованной замкнутой системе может существовать стационарно только финитное движение, в таком случае из симметрии задачи и ее стационарности можно полагать, что радиальная составляющая тока отсутствует. Это позволяет упростить задачу и положить  $A_r = 0$ . Тогда в уравнении (2) для  $\Phi(r, t)$  уходят составляющие  $\vec{A}$  – векторного потенциала, поскольку  $A_r = 0$ , а  $\tau_\theta = 0, \tau_\varphi = 0$  и вклад слагаемого  $\frac{\vec{\tau}}{\varepsilon_0} \cdot \frac{\partial \vec{A}}{\partial t}$  в уравнение для  $\Phi(r, t)$  равен нулю.

Будем полагать, что формирование скалярного потенциала  $\Phi(r, t)$ , а вместе с ним заряда  $Q$  частицы происходит за достаточно короткий промежуток времени и процесс носит затухающий характер в отличие от электромагнитного волнового процесса для  $\vec{A}$ . Это определено тем, что колебания электрического вектора можно рассматривать как доказательство существования некоторого излучающего диполя, что не подтверждается экспериментальными данными для исследуемых в настоящей работе систем.

Предполагая волновой процесс монохроматическим, для физических величин  $\vec{A}$  запишем  $\vec{A} = \vec{A}(X) \cdot e^{-i\omega t}$ . Уравнение для искомых функций можно получить из (1)-(3), записав:

$$\vec{A} = \vec{A}(X) \cdot e^{-i\omega t}, \quad \Phi = \Phi(r) \cdot T(t), \quad (4)$$

здесь  $X \equiv r, \theta, \varphi$ , а после подстановки (4), соответственно, в (1)-(3) получим:

$$\begin{cases} -\nabla^2 \vec{A}(X) = \frac{\delta}{\varepsilon_0} \cdot \vec{A}(X) - \frac{\vec{\tau}}{\varepsilon_0} \times \text{rot} \vec{A}(X) + v \varepsilon_0 \mu_0 \cdot i \cdot \omega \cdot \vec{A}(X) + \varepsilon_0 \mu_0 \cdot \omega^2 \cdot \vec{A}(X), & (5) \end{cases}$$

$$\begin{cases} -\nabla^2 \Phi(r) = \frac{\delta}{\varepsilon_0} \cdot \Phi(r) + \frac{\vec{\tau}}{\varepsilon_0} \cdot \vec{\nabla} \Phi(r), & (6) \end{cases}$$

$$\begin{cases} v \frac{\partial T(t)}{\partial t} + \frac{\partial^2 T(t)}{\partial t^2} = 0. & (7) \end{cases}$$

Для (3) с учетом (4) и (7) имеем:

$$\text{div} \vec{A}(X) = 0. \quad (8)$$

Два последних слагаемых в правой части (1) с учетом (3а) и (4) можно записать как соответствующие плотности токов проводимости в системе:

$$\vec{j} = (v' \cdot \varepsilon_0 - i\omega \varepsilon_0) \vec{E}, \quad (9)$$

очевидно, что множитель перед  $\vec{E}$  в (9) соответствует удельной проводимости  $\sigma$  системы.

Полученное уравнение для  $\vec{A}(X)$  можно упростить, если предположить, что  $v$  связано с удельной проводимостью пространства и его диэлектрическими свойствами. В общей постановке задачи следует предположить, что  $v$  – комплексная величина и характеризует проводящие и

диэлектрические свойства пространства, т.е. его поляризацию или реакцию на переменное континуальное поле. В работе [14,503] показано, что для проводящих сред на больших частотах мнимая часть проводимости связана с действием упругих сил (факторов), а реальная составляющая задается факторами поглощения, и тогда для удельной проводимости в данной задаче можно записать:

$$\sigma = \omega \chi_{\text{погл}} - i\omega \chi_{\text{упр}} = \varepsilon_0 \nu' - \varepsilon_0 \nu . \quad (10)$$

В настоящей модели будем полагать, что присутствие слагаемого  $\nu'$  в уравнении характеризует накопительные свойства пространства, а  $\nu$  – определяет его проводящие свойства, в частности, – волновые. В [14,503] множители  $\chi_{\text{погл}}, \chi_{\text{упр}}$  определялись поляризуемостью среды, но в данном случае среды в о вещественном смысле нет, и поэтому такие свойства определяются только присутствием постоянной  $\varepsilon_0$ , частоты  $\omega$  в (9) и переменного поля (волны).

В связи с этим мы ограничились зависимостью  $\nu$  от  $\omega$ , тем более, что связь между проводимостью и частотой (диэлектрическими свойствами систем тоже) в переменных полях хорошо известна, например [14,15]. Если предположить, что:

$$\nu = i \cdot \omega, \quad (11)$$

то уравнение (5) упрощается и тогда:

$$-\nabla^2 \vec{A}(r, \theta, \varphi) = \frac{\delta}{\varepsilon_0} \cdot \vec{A}(r, \theta, \varphi) - \frac{\tau}{\varepsilon_0} \times \text{rot} \vec{A}(r, \theta, \varphi) . \quad (12)$$

Скалярный потенциал, записанный в виде (4) как  $\Phi = \Phi(r) \cdot T(t)$  можно найти на основании уравнений (6) и (7). Для радиальной составляющей имеем уравнение, аналогичное тому, которое решалось в [3,240] и поэтому воспользуемся полученным там решением. А решение уравнения (7) для временной зависимости дает:

$$T(t) = C1 + C2 \cdot e^{-\nu' t} . \quad (13).$$

Если удовлетворить начальному условию:

$$T(0) = 0, \quad (14)$$

то для вещественной составляющей искомого потенциала  $\Phi = \Phi(r) \cdot T(t)$  получим:

$$\Phi(r, t) = \left[ \frac{F1 \cdot e^{-\frac{s}{r}}}{r^3} + F2 \left( \frac{1}{r} + \frac{s}{r^2} - \frac{Ei\left(\frac{s}{r}\right) s^2 e^{-\frac{s}{r}}}{r^3} \right) \right] \cdot (1 - e^{-\nu' t}) . \quad (15)$$

Функции самосогласованности  $\delta$  и  $\tau$  заданы, как и в [3-5] в виде:

$$\delta = \frac{3}{r^2}, \tau = \frac{3r - s}{r^2} . \quad (16)$$



Зная распределение потенциала можно найти величину заряда. Из (15) найдем соответствующие распределение полей, используя известное соотношение  $\vec{E} = -\vec{\nabla}\Phi(r,t)$  и тогда:

$$E1(r,t) = \frac{F1 \cdot e^{-\frac{s}{r}} (-s+3 \cdot r)}{r^5} \cdot (1 - e^{-v \cdot t}), \quad (17)$$

$$E2(r,t) = F2 \left( \frac{1}{r^2} + \frac{2s}{r^3} - \frac{s^2}{r^4} + \frac{Ei\left(\frac{s}{r}\right) \cdot s^3 \cdot e^{-\frac{s}{r}} - 3 \cdot Ei\left(\frac{s}{r}\right) \cdot r \cdot s^2 \cdot e^{-\frac{s}{r}}}{r^5} \right) (1 - e^{-v \cdot t}). \quad (18)$$

Определив поток вектора электрической индукции  $D = \epsilon_0 \cdot E2(r,t)$  через замкнутую поверхность радиуса  $r$ , при  $r \rightarrow \infty$  и  $t \rightarrow \infty$  найдем величину заряда для частицы и значение постоянной  $F2$ . В результате:

$$F2 = \frac{Q}{4 \cdot \pi \cdot \epsilon_0}. \quad (19)$$

Соответствующий поток вектора электрической индукции для поля  $E1(r,t)$  через замкнутую поверхность на больших расстояниях равен нулю.

Уравнения (6)-(8) и (12) определены в результате предположения, что  $v$  связана с проводимостью пространства (вакуума), т.е. со свойством проводить, распространять электромагнитное поле. Если провести аналогию с проводниками, то переносчиками электричества там являются заряженные частицы, но перенос токов смещения в разоре конденсатора уже определяются не частицами, а электромагнитным полем. Но и в том и другом случае общим является перенос электромагнитной энергии, который реализуется разными способами. Поэтому в общем случае свойство *проводимости* пространства, а точнее возможность транспортирования через него (пространство) следует связать не только с возможностью переноса заряда, но и электромагнитной энергии.

Уравнение (12) можно записать для компонент  $A_\theta$  и  $A_\varphi$  с учетом разделения переменных  $A_\theta = A_\theta(r) \cdot Y_\theta(\theta) \cdot \Phi_\theta(\varphi)$ ,  $A_\varphi = A_\varphi(r) \cdot Y_\varphi(\theta) \cdot \Phi_\varphi(\varphi)$  и того, что оператор Лапласа применен к векторной функции. Система уравнений для  $\vec{A}$  записана с учетом таких известных особенностей. Остановимся на уравнении для  $A_\theta$ .

Предположение о том, что  $A_r = 0$ , позволило из правой части уравнения  $\nabla^2 A_r = f(r, \theta, \varphi)$  установить связь между  $A_\theta$  и  $A_\varphi$ . Это дало возможность записать уравнение для угловых и радиальных функций составляющей  $A_\theta$ :

$$\frac{d^2 A_\theta(r)}{dr^2} + \frac{2}{r} \frac{dA_\theta(r)}{dr} + \tau \frac{dA_\theta(r)}{dr} + \left( \delta + \frac{\tau}{r} - \frac{l(l+1)}{r^2} \right) A_\theta(r) = 0, \quad (20)$$

$$\frac{d^2 Y_\theta(\theta)}{d\theta^2} + \frac{3 \cos \theta \frac{dY_\theta(\theta)}{d\theta}}{\sin \theta} + \left( l(l+1) - \frac{m^2 + 1 - 2 \cos \theta}{\sin^2 \theta} \right) Y_\theta(\theta) = 0, \quad (21)$$

$$\frac{d^2 \Phi_\theta(\varphi)}{d\varphi^2} + m^2 \Phi_\theta(\varphi) = 0. \quad (22)$$

Составляющие  $A_\theta$  и  $A_\varphi$  будем искать, с использованием условия (8), в виде:

$$A = f(r, \theta) \cdot e^{-i\omega t} \cdot (e^{i\varphi} + e^{-i\varphi}), \quad (23)$$

отражающее существование стоячей волны.

После подстановки (23) в (20) можно приступить к решению системы (20)-(22). Решение (22) для  $\Phi_\theta(\varphi)$  можно представить в виде:

$$\Phi_\theta(\varphi) = e^{i \cdot m \cdot \varphi} + e^{-i \cdot m \cdot \varphi}, \quad (24)$$

где  $m$  – целое число. Приведенная система уравнений (20)-(22) позволила найти комплексную функцию  $A_\theta$  при  $l=1$  и  $m=1$ . Здесь представлены только вещественные составляющие найденных функций:

$$A_\theta = -\frac{C1\sqrt{2}e^{-\frac{s}{r}}(\cos \omega t \cdot \cos \varphi + \sin \omega t \cdot \sin \varphi)}{r^2}, \quad (25)$$

а выражение для  $A_\varphi$  может быть найдено из условия (8), т.е.  $\text{div} \vec{A} = 0$ :

$$A_\varphi = \frac{C1\sqrt{2}e^{-\frac{s}{r}} \cos \theta (\cos \omega t \cdot \sin \varphi + \sin \omega t \cdot \cos \varphi)}{r^2}. \quad (26)$$

### Физические особенности в формировании структур

Прежде чем подойти к проведению соответствующих расчетов, рассмотрим подробнее формирование волнового электромагнитного процесса динамической системы из стоячей волны, присутствие которой отражено выражением  $e^{-i\omega t} \cdot (e^{i\varphi} + e^{-i\varphi})$  во всех найденных распределениях векторных полей.

Представленный вид зависимости векторного потенциала характеризует существование стоячей континуальной волны в малом объеме (как уже упоминалось радиусом порядка  $10^{-16} \text{ м}$ ). Такое внимание к данному процессу связано с тем, что стоячая волна формируется в результате интерференции, а распространение континуальной волны в замкнутом малом объеме без эффекта суперпозиции вряд ли возможно. Но интерференция характерна только для когерентных волн, одинаковых по частоте, фаза которых не меняется во времени. Это значит, что такой динамический процесс может быть стационарным только при существовании автоматической подстройки частоты и фазы, что, возможно, и *присуще континуальной стоячей волне*. И не только. Известны колебания в струне, где между длиной волны  $\lambda$  и длиной струны  $l$  существует соотношение

$\frac{l}{\lambda} = n$  – целое число. В данном случае в доказательстве этому свидетельствует продолжительность жизни протона и электрона. А они являются *стабильными частицами*.

Присутствие множителя  $e^{i\varphi}$  в приведенных решениях связано со свойствами функций Лежандра [16,484]. Заметим, что в настоящей работе процесс связан со стоячей континуальной электромагнитной волной вдоль замкнутой траектории координаты "φ".

Динамическое состояние системы определяется влиянием переменных полей и их взаимодействием. Так переменное магнитное поле индуцирует в системе электродвижущую силу  $\vec{E}$ , которая определяется уравнением электродинамики:

$$\text{rot}\vec{E} = -\frac{\partial\vec{B}}{\partial t} . \quad (27)$$

Но, так как  $\vec{B} = \text{rot}\vec{A}$ , то (27) можно записать в виде:

$$\vec{E} = -\frac{\partial\vec{A}}{\partial t} . \quad (28)$$

Представленные в (25),(26) составляющие  $\vec{A}$  позволяют найти соответствующие компоненты векторного поля  $\vec{E}$ . Но нас будет интересовать  $A_0$ , т.к. с ней связан индукционная плотность тока  $I_0$ :

$$I_0 = -\varepsilon_0 \frac{\partial^2 A_0}{\partial t^2} . \quad (29)$$

Взаимодействие этого тока с составляющей магнитного поля  $B_r$  континуальной волны приводит к возникновению локального вращательного момента плотности  $\vec{n}_\varphi$ , направленного вдоль оси "Z"

$$\vec{n}_\varphi = \frac{\vec{r} \times \vec{I} \times \vec{B}}{2\mu_0} . \quad (30)$$

Известно, что: "Поле равномерно движущего электрона должно двигаться вместе с электроном. Следовательно, производные по времени и координатам не будут независимыми" – так утверждается в работе [17,319] при исследовании поля, создающегося движущимся электроном. Нами рассматривается другая задача – формирование структурной частицы электромагнитной волной.

За время  $\Delta t$  перемещение волны составит величину  $\Delta\varphi$  по координате "φ". Связь между изменением времени и координатой можно установить следующим образом.

Исследуем процесс распространения электромагнитной континуальной волны. В рассматриваемой сферической системе координат выражение для интервала событий  $ds^2$  такого процесса можно записать в виде:

$$ds^2 = c^2 dt^2 - dr^2 - r^2 \cdot d\theta^2 - r^2 \cdot \sin^2 \theta \cdot d\varphi^2 . \quad (a)$$

При фиксированных  $r = const.$  и  $\theta = const.$  это выражение можно записать так :

$$c^2 dt^2 - a^2 d\varphi^2 = 0, \quad (6)$$

где  $a = r \cdot \sin \theta$  и, имея в виду, что интервал для электромагнитного процесса перемещения волны в вакууме равен нулю. Т.к скорость  $c$  связана с частотой соотношением  $c = \frac{\lambda \cdot \omega}{2\pi}$ , то окончательно из (6) имеем:

$$\omega \cdot dt = \frac{2\pi a}{\lambda} d\varphi, \quad (31)$$

где на выражение  $\frac{2\pi a}{\lambda}$  можно наложить условие:

$$\frac{2\pi a}{\lambda} = m, \quad (32)$$

аналогичное для стоячей волны [18,93], что, по сути, легло в основу квантового условия Бора. Заметим, что зависимость между "t" и "φ" была получена из общего выражения для интервала событий (a), записанного для сферической системы координат. Возможно, удачное использование условия квантования Н.Бора связано с генезисом (происхождением) (32) из выражения для интервала событий, т.е. отражением релятивистских закономерностей микромира, распространением фронта электромагнитной волны [19,27].

Полученная зависимость между "t" и "φ" была использована при интегрировании выражения для вращательного момента (30). В результате интегрирования  $\vec{N} = \int \frac{\vec{r} \times \vec{I} \times \vec{B}}{2\mu_0} dV$  имеем:

$$N_\varphi = \frac{3\omega^2 \varepsilon_0 C I^2 \pi^2 e^{-\frac{2s}{a}}}{4 \cdot s}. \quad (33)$$

Еще один вращательный момент  $N_\nu$ , связанный с токами с эффективной проводимостью  $\nu$ , равен по величине  $N_\varphi$ , но противоположен по знаку. Это приводит к тому, что результирующий вращательный момент в системе равен нулю. Можно сделать вывод, что в рассматриваемой системе формируется стационарный процесс – с постоянной скоростью вращения некоторой замкнутой структуры (системы) из континуального электричества, которое связано со скалярным потенциалом  $\Phi$ . Частота вращения, будем полагать, совпадает с частотой  $\omega$  стоячей волны.

### Результаты решения уравнений

Найденные выражения для векторного потенциала позволяют найти распределение *вещественных составляющих* вектора магнитной индукции

по связи  $\vec{B} = \text{rot}\vec{A}$  и плотности токов в соответствии с  $\text{rot}\frac{\vec{B}}{\mu_0} = \vec{j}$ .

Проведенные расчеты дали:

$$B_r = -\frac{C1 \cdot 2 \cdot \sqrt{2} \cdot e^{\frac{-s}{r}} \cdot \sin \theta \cdot \sin \varphi (\cos \omega t + \sin \omega t)}{r^3}, \quad (34)$$

$$B_\theta = -\frac{C1 \cdot \sqrt{2} \cdot e^{\frac{-s}{r}} \cdot \cos \theta \cdot \sin \varphi (\cos \omega t + \sin \omega t) \cdot (-r + s)}{r^4}, \quad (35)$$

$$B_\varphi = -\frac{C1 \cdot \sqrt{2} \cdot e^{\frac{-s}{r}} \cdot \cos \varphi \cdot (\cos \omega t + \sin \omega t) \cdot (-r + s)}{r^4}. \quad (36)$$

Распределение плотностей токов не равных нулю ( $j_r = 0$ ), имеет вид:

$$j_\theta = -\frac{C1 \cdot \sqrt{2} \cdot e^{\frac{-s}{r}} \cdot \cos \varphi \cdot (\cos \omega t + \sin \omega t) \cdot s \cdot (4r - s)}{r^6}, \quad (37)$$

$$j_\varphi = \frac{C1 \cdot \sqrt{2} \cdot e^{\frac{-s}{r}} \cdot \cos \theta \cdot \sin \varphi \cdot (\cos \omega t + \sin \omega t) \cdot s \cdot (4r - s)}{r^6}. \quad (38)$$

Значение магнитного момента системы можно найти, используя следующие расчеты. Компоненты магнитной индукции  $\vec{B}$ , которые представлены в (34)-(36), на больших расстояниях от рассматриваемого центра сферы формируют (при использовании условия (31)) среднее магнитное поле  $B$ . Для  $B$  – вращающейся заряженной сферы и  $B_c$  – плоского контура на больших расстояниях имеем :

$$B = \frac{C1 \cdot e^{\frac{-s}{r}} \cdot \sqrt{(5 - 3 \cdot \cos^2 \theta)}}{\sqrt{2} \cdot r^3}, \quad (39) \quad B_c = \frac{\mu_0 \cdot Mm \cdot \sqrt{(1 + 3 \cdot \cos^2 \theta)}}{4\pi \cdot r^3}, \quad (40)$$

где  $Mm$  – магнитный момент контура. Интерпретируя (39) как поле плоского контура на больших расстояниях и, рассматривая значения этих величин при  $\theta = 0$ , найдем для компонентов (34)–(36) значение постоянной интегрирования:

$$C1 = \frac{\mu_0 \cdot e^{\frac{s}{L}} \cdot Mm}{2 \cdot \pi}, \quad (41)$$

мы сохраняем для удобства множитель  $e^{\frac{s}{L}}$ , поскольку подобный множитель остается в найденных распределениях полей и дает соответствующий вклад на конечных пределах интегрирования.

Постоянную интегрирования  $F1$  в (19) найдем из условия непрерывности вектора электрической индукции на некоторой поверхности конечного радиуса  $a$ , которую можно отождествить с размерами структурной частицы, хотя для полевой системы эта величина носит только условный характер, в отличие от  $s$ , который определяет накопительные (емкостные)

свойства такой системы [2-5]. Расчеты показали, что влияние слагаемых, пропорциональных интегрально-показательным функциям, на численные значения конечных результатах много меньше, по сравнению с другими составляющими. Это позволило нам из-за ограниченного объема статьи упростить громоздкие выражения с присутствием таких функций. Тем более, что присутствие такой функции приводит к необходимости перехода на численные методы поиска значений параметров, что для аналитической работы создают крайние неудобства. В результате имеем:

$$F1 = \frac{Q \cdot a^3 \cdot e^{\frac{s}{a}}}{4 \cdot \epsilon_0 \cdot \pi \cdot (-s + 3a)} . \quad (42)$$

Значения  $a, s$  и  $\omega$  вычислим из сопоставления теоретических значений массы, магнитного момента и момента импульса в рассматриваемой модели с соответствующими известными экспериментальными данными.

Радиальная составляющая поля (17) совпадает с полем, которое было использовано в [3],[4] для построения некоторых моделей структурных частиц материи. Отличные от нуля электрические  $\vec{E} = -\vec{\nabla}\Phi$  (17),(18) и магнитные составляющие континуального поля (34)-(36), позволяют найти соответствующие значения энергии системы и вместе с ней плотности масс и значения масс в соответствии с известным выражением  $E = m \cdot c^2$ .

Используем известные соотношения для определения соответствующих плотностей энергии и массы:

$$w = \frac{\epsilon_0}{2} (\nabla\Phi(r,t))^2 + \frac{\epsilon_0}{2} \left( \frac{\partial A_\theta}{\partial t} \right)^2 + \frac{\epsilon_0}{2} \left( \frac{\partial A_\phi}{\partial t} \right)^2 + \frac{\vec{B}^2}{2\mu_0}, \quad \mu = \frac{w}{c^2}. \quad (43)$$

Плотность заряда определена в электродинамике уравнением  $div \epsilon_0 \vec{E} = \rho$ , а для векторного потенциала определено условие (8)  $div \vec{A} = 0$ . Из указанных соотношений следует, что вклад составляющих вектора  $\vec{A}$  в энергию волнового поля будет равен нулю. А предварительные расчеты показали, что учет составляющих  $\vec{A}$  уводит параметры системы из физически разумной области, по крайней мере для рассмотренной в работе задачи.

Вклад в энергию поля будут вносить распределения (17),(18) и (34) - (36).

Учет доли поля  $\vec{E}^2$  в энергию системы незначителен, поэтому мы пренебрегли влиянием этой составляющей в расчетах, в которых основной вклад задается полями, определяющие внутреннюю структуру частиц :

$$W_1 = \frac{\epsilon_0}{2} \cdot \int_0^{\omega/2\pi} \int_0^{2\pi} \int_0^{2\pi} \int_a^\infty E1(r,t)^2 dr d\theta d\phi dt . \quad (44)$$

Для магнитной составляющей энергии соответствующий вклад будет определяться соотношениями (34)-(36):

$$W_2 = \frac{1}{2\mu_0} \cdot \int_0^{\omega/2\pi} \int_0^{2\pi} \int_0^\pi \int_0^a (Br^2 + B_\theta^2 + B_\phi^2) drd\theta d\phi dt. \quad (45)$$

Значение момента импульса системы найдем из соотношений:

$$J_1 = \int_0^{\omega/2\pi} \int_0^{2\pi} \int_0^\pi \int_0^a \mu \cdot c \cdot a \cdot \sin\theta \cdot dV dt, \quad J_2 = \int_0^{\omega/2\pi} \int_0^{2\pi} \int_0^\pi \int_0^a \mu \cdot \omega \cdot r^2 \sin\theta^2 \cdot dV \cdot dt, \quad (46)$$

$$J_3 = \int_0^{\omega/2\pi} \int_0^{2\pi} \int_0^\pi \int_0^a \mu \cdot \omega \cdot a \cdot r \sin\theta^2 \cdot dV \cdot dt, \quad J_4 = \int_0^{\omega/2\pi} \int_0^{2\pi} \int_0^\pi \int_0^a \mu \cdot c \cdot r \sin\theta \cdot dV \cdot dt, \quad (47)$$

в основе которых лежат выражения для плотности момента импульса  $\vec{j} = \mu \cdot \vec{r} \times \vec{v} \cdot dV dt$  материальной точки с массой  $dm = \mu \cdot dV$ , где  $\mu$  – плотность массы, связанная со значениями плотности электромагнитной энергии (43).

Для энергий (44),(45) с учетом (42) имеем следующие выражения:

$$W_1 = \frac{Q^2 \cdot (4 - 12n + 6n^2 + 12n^3 + 18n^4 + 18n^5 + 9n^6)}{64 \cdot \epsilon_0 \cdot s \cdot \pi \cdot (-1 + 3 \cdot n)^2}, \quad (48)$$

$$W_2 = \frac{k^2 \cdot \mu_0 \cdot Mm^2 \cdot (6n^2 + 6n^3 + 3n^4 + 2)}{6 \cdot \pi \cdot s^3}, \quad (49)$$

где  $Q$  – заряд частиц и  $Mm$  – магнитный момент – экспериментальных данные (табличные значения). Здесь и далее  $k=1, n = a/s$ .

Для момента импульса получено:

$$J_1 = \frac{Q^2 n \cdot (4 - 12n + 6n^2 + 12n^3 + 18n^4 + 18n^5 + 9n^6)}{256 \epsilon_0 \cdot c \cdot (-1 + 3 \cdot n)^2} + \frac{k^2 \cdot \mu_0 \cdot Mm^2 \cdot (34n^2 + 34n^3 + 17n^4 + 10)}{128 \cdot c \cdot n^3 s^2}, \quad (50)$$

$$J_2 = \frac{s\omega Q^2 n^2 (2 - 8n + 6n^2 + 6n^3 + 3n^4)}{48 \epsilon_0 \pi (-1 + 3n)^2 c^2} + \frac{\omega k^2 \mu_0 Mm^2 (19n^2 - 6n + 6)}{30 \pi \cdot c^2 \cdot s \cdot n^2}, \quad (51)$$

$$J_3 = \frac{Q^2 n^2 s \cdot \omega \cdot (2 - 7n + 4n^2 + 6n^3 + 6n^4 + 3n^5)}{48 \epsilon_0 \pi \cdot c^2 \cdot (-1 + 3n)^2} + \frac{Mm^2 \cdot k^2 \mu_0 \cdot \omega \cdot (38n^2 + 19n^3 - 6n + 12)}{60 \pi \cdot c^2 \cdot s \cdot n^2}, \quad (52)$$

$$J_4 = \frac{Q^2 n (2 - 7n + 4n^2 + 6n^3 + 6n^4 + 3n^5)}{128 \epsilon_0 \cdot c \cdot (-1 + 3n)^2} + \frac{k^2 \mu_0 Mm^2 (58n^2 + 29n^3 - 10n + 20)}{256 \cdot c \cdot s^2 n^3}, \quad (53)$$

где учтено, что угловая скорость определяется частотой волны. Связь момента инерции со скоростью распространения волны и частотой определено в настоящей модели соотношениями (46),(47). При этом возникает проблема интерпретации полевой системы в рамках атрибутов механики:  $\vec{j} = \mu \cdot \vec{r} \times \vec{v} \cdot dV dt$ . Действительно, в данном выражении радиус-вектор определяет место локализации плотности массы и связан с пространством (но в данном случае вещества нет, есть волна и “место локализации” – условно), вектор скорости может быть любой функцией координат, т.к. определяется факторами системы. В этой связи интерпретация вполне условна, но в рамках допустимой свободы рассмотрим несколько зависимостей  $\vec{v}$  от параметров системы. Можно

предположить, что  $|\vec{r} \times \vec{v}| = a \cdot \sin \theta \cdot c$  ( $J_1$ ), где фиксируется радиус сферы на котором скорость  $c$  постоянна. При  $|\vec{r} \times \vec{v}| = r^2 \cdot \sin^2 \theta \cdot \omega$  ( $J_2$ ) – задана угловая частота на поверхности сферы произвольного радиуса. Если  $|\vec{r} \times \vec{v}| = r \cdot a \cdot \sin^2 \theta \cdot \omega$  ( $J_3$ ), то скорость задана через частоту на некоторой поверхности радиуса  $a$ . Предполагая, что  $|\vec{r} \times \vec{v}| = r \cdot \sin \theta \cdot c$  ( $J_4$ ) – скорость равна  $c$  в любой точке, где  $\mu \neq 0$ .

Магнитный момент системы был определен двумя моделями: в модели вращения поверхностно однородно заряженной сферы  $Mm_1$  и в модели вращения объемно заряженной сферы  $Mm_2$ . Плотность электричества  $\rho$  можно определить с помощью (15), помня, что  $-\epsilon_0 \nabla^2 \Phi(r) = \rho$ , а линейная скорость равна  $c$ . Тогда:

$$Mm_2 = \frac{c\omega}{4\pi} \int_0^a \int_0^\pi \int_0^{2\pi} \int_0^{2\pi/\omega} \rho \cdot r^3 \sin^2 \theta \cdot dr \cdot d\theta \cdot d\varphi \cdot dt. \quad (54)$$

Для магнитного момента в работе получены такие выражения:

$$Mm_1 = \frac{1}{3} Q \cdot \omega \cdot n^2 s^2, \quad Mm_2 = \frac{Q \cdot n \cdot \pi \cdot c \cdot s \cdot (1 - 4n + 2n^2)}{8 \cdot (3 \cdot n - 1)}. \quad (55)$$

Расчет физических характеристик  $s, a$  и  $\omega$  в работе реализован следующим образом. Известно, что энергию электромагнитного поля можно связать со значением плотности массы и с самой массой на основе зависимостей, хорошо известных в физике (43). В настоящей работе получены выражения для составляющих энергии континуального электромагнитного поля, которые приведены в (48),(49) и было использовано первое условие для определения  $s, a$  и  $\omega$ :

$$W_1 + W_2 = M \cdot c^2. \quad (56)$$

Известно, что стабильные частицы характеризуются значениями спина (собственным моментом количества движения) и магнитным моментом. Экспериментальные факты утверждают, что магнитный момент частиц  $Mm_L$  связан с их собственным моментом импульса  $L$  соотношением [6,242]:

$$Mm_L = g \cdot L, \quad (57)$$

где  $g$  – гиромагнитное соотношение. Для электрона  $g_e = \frac{q}{m_e}$  и  $L_e = \frac{\hbar}{2}$ , а для

протона соответственно –  $g_p = 2.792763 \cdot \frac{q}{m_p}$  и  $L_p = \frac{\hbar}{2}$ . Здесь  $q$  – величина,

численно равная абсолютному значению заряду электрона. Второе условие связано с определением момента импульса частиц  $J_i$ :

$$J_i = \frac{\hbar}{2}. \quad (58)$$

На значение магнитного момента могут оказывать влияние токи, связанные с перемещением плотности электричества с угловой скоростью



$\omega$ , а не только перемещением плотности массы, т.е. момент импульса. В таком случае суммарное значение магнитного момента системы будет определяться влиянием собственного момента импульса и эффективным перемещением электричества  $Mm_n$ . В таком случае третье условие для нахождения величин  $s$ ,  $a$  и  $\omega$  можно в общем виде записать так:

$$\frac{q}{m} J_i + Mm_n = Mm, \quad (59)$$

где  $J_i$  – в зависимости от рассматриваемой модели определяется соотношениями (50)-(53) для каждого сорта частиц в отдельности, а  $Mm_n$  определено в (54),(55).

Полученные значения величин  $s, a, \omega$  представлены в табл. 1 для протона и электрона. Теоретические значения величин массы, моментов импульсов и магнитных моментов численно равны экспериментальными (табличными) данным, т.к. были основой для поиска значений  $s, a, \omega$ .

Таблица 1

**Расчетные данные о геометрических параметрах, частотах, массах, моментах импульсов, магнитных моментах частиц**

Физические величины	ПРОТОН			
	$J_1 Mm_1$	$J_2 Mm_1$	$J_3 Mm_1$	$J_4 Mm_1$
<b>S(м)</b>	.1053·10 <sup>-15</sup>	.1040·10 <sup>-15</sup>	.8613·10 <sup>-16</sup>	.1983·10 <sup>-15</sup>
<b>a(м)</b>	.1272·10 <sup>-15</sup>	.1295·10 <sup>-15</sup>	.2435·10 <sup>-15</sup>	.1180·10 <sup>-14</sup>
<b><math>\omega</math> (об/с)</b>	.1048·10 <sup>26</sup>	.1011·10 <sup>26</sup>	.2860·10 <sup>25</sup>	.2028·10 <sup>24</sup>
<b><math>W_T/mc^2</math> %</b>	98.26 <u>mB</u>	98.13 <u>mB</u>	81.54 <u>mB</u>	95.27 <u>mE</u>
<b><math>Mp/Mp</math></b>	2.7928	2.7928	2.7928	2.7928
<b><math>Pp/Mp</math></b>	1	1	1	1
<b><math>MA/Mp</math></b>	1.7928	1.7928	1.7928	1.7928
<b><math>J/(\hbar/2)</math></b>	1	1	1	1
Физически величины	ЭЛЕКТРОН			
	$J_1 Mm_1$	$J_2 Mm_2$	$J_3 Mm_2$	$J_4 Mm_1$
<b>S(м)</b>	.8523·10 <sup>-13</sup>	.8760·10 <sup>-13</sup>	.8760·10 <sup>-13</sup>	.3686·10 <sup>-12</sup>
<b>a(м)</b>	.2359·10 <sup>-12</sup>	.1500·10 <sup>-12</sup>	.1500·10 <sup>-12</sup>	.2228·10 <sup>-11</sup>
<b><math>\omega</math> (об/с)</b>	.6028·10 <sup>19</sup>	.1910·10 <sup>23</sup>	.9412·10 <sup>22</sup>	.6760·10 <sup>17</sup>
<b><math>W_T/mc^2</math> %</b>	67.84 <u>mB</u>	91.68 <u>mB</u>	91.68 <u>mB</u>	99.42 <u>mE</u>
<b><math>Me_T/Me</math></b>	1.0011	1.0011	1.0011	1.0011
<b><math>Pe_T/Me</math></b>	1	1	1	1
<b><math>MA_T/Me</math></b>	.1159·10 <sup>-2</sup>	.1159·10 <sup>-2</sup>	.1159·10 <sup>-2</sup>	.1159·10 <sup>-2</sup>
<b><math>J/\hbar/2</math></b>	1	1	1	1

### Полученные результаты, обсуждение и выводы

Проведенные расчеты показали, что при разных моделях собственных моментов импульсов частиц  $J_i$  для протона удается получить идентичные значения при выборе только одного значения магнитного

момента  $Mm_1$ , который определен в модели вращения поверхностно заряженной сферы. При этом в случае  $J_4 + Mm_1$  95% массы протона составляет вклад скалярного поля. В остальных сочетаниях масса в основном определяется вкладом магнитной составляющей (см.табл.1). В таблице масса представлена в относительных единицах ( $mc^2$ ) соответствующей частицы. Для электрона также характерно, что в случае  $J_4 + Mm_1$  основной вклад в массу составляет электрическая составляющая, а в остальных сочетаниях преимущество за магнитным полем. Но следует заметить, что для электрона характерно участие модели магнитного момента  $Mm_2$ , где рассматривается модель объемно заряженной сферы с линейной скоростью равной скорости света. Это можно объяснить тем, что электрон имеет бóльшие размеры, чем протон и его архитектура более “подвижна”, т.е. значение удельной поверхности у него меньше, чем у протона. И для поля относительного “пространства больше”.

Понятно, что все значения физических величин, которые связаны с тремя условиями (56),(58) и (59) определены табличными значениями массы, момента импульса и магнитного момента частиц и отличаться от справочных не будут. В таблице они приведены в относительных единицах.

Значения геометрических параметров  $s, a$  отличаются между собой, но при выборе результатов расчета мы руководствовались условием, что  $a$  отражает размер частиц и должен быть больше, чем значение  $s$ , что и отражено в таблице. Для протона  $a$  находятся в пределах значений форм-фактора протона  $(.2 \div 1) \cdot 10^{-15}$  м [20]. А для электрона в качестве форм-фактора используют значение комптоновской длины волны электрона –  $.243 \cdot 10^{-11}$  м. Хотя классический радиус электрона считают равным  $.281 \cdot 10^{-14}$  м. Такой разброс значений связывают с различными подходами в расчетах и со сложностями в проведении экспериментальных исследований по определению размера электрона. Но заметим, что по представленным в настоящей работе результатам бóльший размер электрона, как полевой системы, определяет бóльшую подвижность (изменчивость) его размеров из-за взаимодействия с артефактами в эксперименте, что может затруднять измерение его размеров.

Значения частот стоячей волны исследуемых частиц отличны для протона и электрона. Но обращает на себя внимание факт, что в случае, когда сочетание параметров соответствует ситуации с преимуществом вклада электрической компоненты в энергию частиц, значения  $s, a$  больше, а частоты меньше соответствующих значений этих параметров в случае преимущества магнитной составляющей.

Обратим внимание, что только в одной из четырех рассмотренных в работе моделей проявился вклад электрического фактора в энергию и соответственно в массу частиц, но классический радиус электрона

рассчитывается, по сути, в модели электрического взаимодействия частей электрона между собой.

Представленные результаты показывают, что рассмотренные полевые модели, позволяют описать две структуры, отличающиеся массой (практически на три порядка), размерами, магнитным моментом и моментом импульса. Все это указывает на то, что подобная интерпретация структурных частиц материи отражает основные свойства исследуемых объектов и открывает новые возможности в освоении полевых способов управления структурами уже вещества.

Из подобных частиц сформировались также более сложные полевые структуры, которые количественно перешли в новое качественно и дали новое понятие – вещество.

Магнитный момент, как и момент импульса – суть динамического состояния системы, отражение существования стоячей континуальной волны.

Особенность предлагаемого подхода состоит в том, что структурные частицы материи, которые стабильны (протон и электрон) рассматриваются как полевые образования, “места сгущения поля”, и свойства этого сгустка можно описать, используя уравнения континуальной электродинамики.

*1. Предложенная теория позволила найти достаточно простое объяснение магнетизма частиц, не обращаясь за помощью к “виртуальным частицам” [1,243,475].* Это связано с существованием дополнительных токов, которые определены вращательным движением континуального электричества частиц. Это характерно как для протона, так и для электрона, но в меньшей степени.

На сегодняшний день нет экспериментальных свидетельств о динамической структуре электрического заряда. Ни электрон, ни протон, ни в состоянии покоя, ни равномерного движения не излучают энергии. В работе рассматривается существование стационарного состояния скалярного поля на фоне колебаний векторного. Но этот своеобразный электрический паттерн вращается вокруг оси Z, обеспечивая дополнительный магнитный момент (аномальный).

Частицы характеризуются емкостными свойствами и размерами, как в данной модели, так и рассмотренных в [2],[3]. Принято считать, что электрон – это самая маленькая частица (классический радиус электрона  $r_e = 2.818 \cdot 10^{-14}$  м. Расчеты в рамках полевой модели показывают, что размер электрона имеет больший порядок –  $r_e = 10^{-12} \div 10^{-13}$  м, а у протона значительно меньший порядок –  $r_p = 10^{-15} \div 10^{-16}$  м. Это позволяет предложить иную модель структуры атома.

*2. Структуры атома – это “матрешка”, в которой протон в центре, а электрон в виде полевой формации обволакивает протон, и нет никакой необходимости электрону вращаться вокруг протона.* Тем более в многоэлектронном атоме. *Атом, тоже полевая структура [1-3].*

Можно утверждать, если экспериментальные исследования подтвердят правильность рассматриваемой в настоящей работе модели, то не только понятие заряда, но и понятие емкости частицы и значение потенциала  $\Phi$  приобретут точный физический смысл важнейших характеристик локальных свойств пространства-поля. Пространство уже становится не «пустым».

Потенциал определен на некоторой поверхности, на некоторой границе. Но структура скалярного поля в установившемся режиме такова, что поток вектора электрической индукции через некоторую замкнутую произвольную поверхность постоянен и интерпретируется как источник поля, интенсивность которого имеет значение  $Q$  (его определяют как заряд). Из такого физического содержания заряда следует, что он не делим для частицы ни на какие части. В правой части уравнения (6) для  $\Phi(r)$  нет характеристик источника, как в уравнениях классической электродинамики. Есть только характеристики пространства  $\delta$ ,  $\vec{\tau}$  и поля  $\Phi(r)$ ,  $\vec{\nabla}\Phi(r)$ .

*3. Полевая архитектура структурных частиц материи не делима. Полевая архитектура либо есть, либо аннигилирована.*

Для макросистем, деление заряда вполне очевидно и понятно. Происходит деление не заряда, а числа структурных частиц обеспечивающие общий заряд материального тела. Построенная полевая модель структурных частиц материи не оставляет места и для монополя, указывая, что магнитное поле формируется в результате динамического состояния системы, которое в механической интерпретации сопряжено с вращением. Можно сказать, что динамичность полевой системы отражена в существовании момента импульса (спина) и магнитного момента (в смысле экспериментального значения) и заряда, он не статичен, этот паттерн в движении, во вращении.

*4. Волна, как форма существования материи динамична по сути своей. Такой же по природе своей становится и структурная частица. Динамичность структурных частиц в отражении их волновой природы. Волна и частица–формы свободного перемещения материи в пространстве.*

Если перемещение волны свободно – волна в движении, то частица может покоиться, относительно, но, оставаясь во вращении, либо свободно перемещаться, как волна. *Но абсолютного покоя нет. Есть состояние “покоя”, но во вращении, оставаясь на месте, – со стороны.*

Заряд – характеристика не только частицы, но и пространства, в которой сосредоточена стоячая континуальная электромагнитная волна. Локальная область обладает энергией, массой, зарядом имеет сложную структуру связей, токов, которые продуцируют магнитное поле, которое характеризуется магнитным моментом. Эта область малых размеров и под действием внешних сил электромагнитного происхождения может перемещаться в пространстве с ускорением или без него. Это самостоятельный объект–частица. Структурная частица не может обладать

отдельно зарядом, отдельно массой, отдельно магнитным моментом или моментом импульса. Такая архитектура, сформированная из стоячей волны в пространстве, существует в пространстве и является отражением свойств пространства к конструированию подобных структур и их перемещению.

5. Можно сделать вывод, что принципиальный результат работы состоит в доказательстве продуктивности идеи существования континуальной волны и формирования самостоятельного паттерна, называемого структурной частицей. Их два. Это электрон и протон. Отрицательно и положительно заряженные электричеством частицы. Возможно структурные частицы – отражение существования предельных частот электромагнитной волны. Это путь природы к веществу, к воде и живой материи [21]. И возможно прав А.Эйнштейн утверждая, что: “Пустое пространство, т.е. пространство без поля не существует. Пространство-время существует не само по себе, но только как структурное свойство поля” [10,с.758 ].

### Список литературы

1. Симонов И.Н. Свойства атома и иона водорода в контексте континуальной теории // Проблемы водопостачання, водовідведення та гідраліки, 2010. Вип.15. С. 7–20.
2. Симонов И.Н. Континуальная электродинамика. К.: Укр ИНТЭИ, 2001. 252 с.
3. Симонов И.Н. Континуальная теория самосогласованных систем. К.: Издательско-полиграфический центр “Киевский университет”, 2008. 311с.
4. Симонов И.Н. О полевой концепции вещества и возможном механизме взаимодействия живой материи и водных сред // Проблемы водопостачання, водовідведення та гідраліки, 2013. Вип.21. С. 44 – 57.
5. Симонов И.Н. Полевая теория структурных частиц материи и новые аспекты экологии // Екологічна безпека та природокористування. К., 2014. Вип.14. С. 154–167.
6. Физика микромира. Маленькая энциклопедия.[Гл.ред. Д.В.Ширков]. М.: Советская энциклопедия, 1980. 528с.
7. Лоренц Г.А. Электронная теория. С.Петербург: Образование, 1910. 71 с.
8. *Mie G.* Die Grundlagen einer Theorie der Materie // Ann. Phys, 1913. №1, Bd.40. S. 1 – 66
9. Паули В. Релятивистская теория элементарных частиц. М.: Изд-во ин. лит.,1947. 84 с.
10. Эйнштейн А. Относительности и проблема пространства. Сборник научных трудов. М: Наука, 1966. Т. 2. 878 с.
11. Эйнштейн А. Об обобщенной теории тяготения: Сборник научных трудов. М: Наука, 1966. Т. 2, 878 с.
12. Эйнштейн А. Современное состояние теории относительности. Сборник научных трудов. М: Наука, 1966. Т. 2, 878 с.
13. Вайнштейн Л.А. Электромагнитные волны. М.: Радио и связь,1988. 440 с.: ил.138.

14. Крауфорда Ф. Волны. М: Гл.ред.физ.-мат. н. изд.“Наука” ,1976. 528 с.
15. Ландау Л.Д., Лифшиц У.М.Электродинамика сплошных сред. М.: Гос.изд.тухн.-теор.лит.,1957. 532 с.
16. Смирнов В.И. Курс высшей математики т.III,ч.2. М.:Наука,1969. 672 с.
17. Пановский В., Филипс М. Классическая электродинамика. М.:Гос.изд. физ-мат.лит. 1963. 432 с.
18. Гарбуни М. Физика оптических явлений. М.: Энергия,1967. 496 с.
19. Фок В.А. Теория пространства, времени и тяготения. М.: Гос.изд.физ.- мат.лит. 1961. 564с.
20. Де Бенедетти С. Ядерные взаимодействия. М.: Атомиздат,1968. 476 с.
21. Симонов И.Н., Панова Е.В. Роль самосогласованных (континуальных) полей водных сред в формировании живой материи // Проблемы водопостачання, водовідведення та гідраліки, 2011. Вип.16. С.6-12.

Надійшло до редакції 26.09.2016

УДК 539/537.8+113/119+502+556

И.Н. СИМОНОВ, доктор физико-математических наук  
Киевский национальный университет строительства и архитектуры

### **ФОРМИРОВАНИЕ ЖИВОЙ МАТЕРИИ В ВОДНЫХ СРЕДАХ: ФАКТОРЫ ГРАВИТАЦИИ, ГИДРОДИНАМИКИ И КОНТИНУАЛЬНОЙ ЭЛЕКТРОДИНАМИКИ**

*Гравітаційне поле проникає всюди, воно не екранується. Це створює для гравітаційного впливу деяку перевагу. Формування живої матерії у водному середовищі пов'язано із взаємозалежними гідродинамічними, електромагнітним і гравітаційним полями. Представлені рівняння континуальної гравітації. Ієрархія структури фізичного простору дворівнева. Перший рівень визначається континуальними електромагнітними полями, структурними частинками матерії, другий - масою і гравітацією.*

**Ключові слова:** континуальна електродинаміка, гравітація, ієрархія, фізичний простір, структура, водні середовища, жива матерія.

*Гравитационное поле проникает всюду, оно не экранируется. Это создает для гравитационного воздействия некоторое преимущество.*

Формирование живой материи в водной среде связано со взаимозависимыми гидродинамическими, электромагнитным и гравитационным полями. Представлены уравнения континуальной гравитации. Иерархия структуры физического пространства двухуровневая. Первый уровень определяется континуальными электромагнитными полями, структурными частицами материи, второй – массой и гравитацией.

**Ключевые слова:** континуальная электродинамика, гравитация, иерархия, физическое пространство, структура, водные среды, живая материя.

*The gravitational field penetrates everywhere, it is not screened. This creates for the gravitational effects of some advantage. The formation of living matter in the aquatic environment due to the interdependent hydrodynamic, electromagnetic and gravitational fields. The represents in this paper of the equations of a continual of universal gravity. The hierarchy structure of the physical space of a two-tier. The first level is determined by continual electromagnetic fields, structural particles of matter, the second - the mass and gravity.*

**Keywords:** of the continual electrodynamics, gravitation, hierarchy, physical space, structure, water environment, living matter.

Трудно переоценить влияние сил земного притяжения на процессы водоснабжения, водоподготовки и гидравлики в целом. Этот вездесущий фактор играет как положительную, так и отрицательную роль при решении технологических задач, связанных с перемещением больших масс жидкости. К сожалению, в таком важном и сложном разделе прикладной физики мало внимания уделяется вопросам гравитации, как на уровне философских, так и физических проблем генерации гравитационных полей. Но интерес к гравитации связан не только с желанием “вырваться из оков земного притяжения”, но и с необходимостью понять механизм ее (гравитации) формирования с тем, чтобы научиться использовать и учитывать этот фактор.

Известные уравнения гравитации А.Эйнштейна отражают только лишь один аспект, связанный с геометрической интерпретацией пространства-времени и не раскрывают механизм формирования гравитационного поля, взаимосвязи электромагнитных полей и гравитации. Авторы работы “Эволюция физики” подчеркивают: “Наш мир неэвклидов. Геометрическая природа его обусловлена массами и скоростями. Гравитационные уравнения общей теории относительности стремятся раскрыть геометрические свойства нашего мира” [1,507]. Согласен с ними и академик В.Фок, замечая, что: “Массы определяют геометрические свойства пространства и времени, а эти свойства определяют движение масс” [2,254]. В этой связи представляет интерес исследование влияния физических свойств пространства-времени.

В настоящей работе рассмотрим формулировку уравнений континуальной гравитации на основе континуальной теории поля, которая продуктивно проявила себя на примере электродинамики [3-6]. Основная концепция континуальной электродинамики связана с учетом *физических свойств пространства – вмещать, преобразовывать, перемещать что-либо*. На наш взгляд, это позволит раскрыть новую грань связи электромагнитных и гравитационных полей в дополнение к геометрической интерпретации.

Гравитация напрямую связана с формированием условий для возникновения живой материи – *необходима водная система и планета, на которой эта система существует*. Но, как будет показано ниже, континуальные электромагнитные поля формируют первичные элементы материи, а гравитационное поле возникает как “отклик” на возникновение массы. Появляется взаимозависимое распределение двух полей с изменяемой метрикой. Возможно, эта комбинация создает изменчивые условия для возникновения в воде белковых молекул в локально переменчивом результирующем поле.

В настоящей работе мы ограничимся только обоснованием дифференциальных уравнений континуальной гравитации на примере интегральных соотношений, заимствованных по аналогии из электродинамики.

В работе [3] построена динамическая (полевая) архитектура структурных частиц материи – протона и электрона. Основной вывод работы связан с тем, что природа этих частиц, т.е. происхождение их массы, определяется энергией континуального электромагнитного поля. В таком случае, если масса является производной от континуального электромагнитного поля, то явление гравитации – отражение свойств, сформированных в пространстве структур, и следует рассматривать “поле тяготения как бы вложенным в пространство-время с фиксированными свойствами” [2,444] . В итоге: имеем массу, но нет уравнения гравитационного поля. Однако, используем опыт получения уравнения континуальной электродинамики для скалярного потенциала [4,40]. Основная концепция физического явления сосредоточена в интегральном подходе, с которым сопряжены законы сохранения. Воспользуемся им в данном случае.

Исходным пунктом системы уравнений континуальной электродинамики является экспериментально обоснованное представление о самосогласованном распределении электричества на проводниках и в проводящих средах (плазме) [3-5]. В интегральной форме оно записывается в виде:

$$Q = C \cdot \Phi, \quad (1)$$

где  $Q$  – заряд,  $C$  – емкость,  $\Phi$  – потенциал на проводнике. *Т.е. заряд может быть функцией характеристик поля, но такого классическая электродинамика не предполагает* [7,16]. Значение потенциала на поверхности проводника постоянно. Интегральное соотношение для потока



вектора электрической индукции  $\vec{D} = \epsilon_0 \vec{E}$  через замкнутую поверхность произвольного радиуса  $R$  можно записать так:

$$\int_R \epsilon_0 \vec{E} \cdot d\vec{S} = Q = C(R) \cdot \Phi(R). \quad (2)$$

Здесь  $\Phi(R)$  – значение потенциала на поверхности интегрирования, так же как и значение  $C = C(R)$ , но  $C(R)$  уже не емкость в классическом понимании.

В (2) две векторные величины  $\vec{E}$  – полевая и  $d\vec{S}$  – пространственная связаны с двумя скалярными величинами поля –  $\Phi(R)$  и пространства –  $C(R)$ , что **отражает взаимозависимость поля и пространства**.

Аналогичное соотношение может быть записано и для гравитационного поля, полагая, что для тела конечных размеров на больших расстояниях от него замкнутую поверхность можно рассматривать сферически симметричной. В таком случае, если аналогично (1) ввести гравитационную емкость  $\Gamma$ , то для массы можно записать:

$$M = \Gamma \cdot U \quad (2a)$$

и тогда в соответствии с (2) получим:

$$\int_R \gamma_0 \cdot \vec{G} \cdot d\vec{S} = M = \Gamma(R) \cdot U(R), \quad (3)$$

где  $\vec{G}$  – гравитационное поле,  $\gamma_0$  – массовая постоянная,  $M$  – масса тела,  $U(R)$  – значение потенциала на поверхности  $R$ , через которую определен поток вектора гравитационной индукции  $\vec{P} = \gamma_0 \cdot \vec{G}$ . Здесь для гравитационных составляющих поля, по аналогии с континуальной электродинамикой, введены величины  $(\Gamma, \vec{P})$ . Насколько это физически обосновано можно будет судить только на основании детального анализа полученных с их помощью результатов.

Применим соотношение (3) для структурных частиц материи, малых значений масс и потенциалов гравитационных полей. Подобные системы исследованы в [3], где показано, что в рассмотренных моделях значение потенциала скалярного электрического поля протона и электрона зависят только от радиус-вектора в сферической система координат. В распределении массы частиц нет явной зависимости от угловых переменных, хотя они присутствуют в распределении плотности энергии через характеристики векторных полей. Но в интегральных соотношениях угловые зависимости нивелируются. Это позволяет сделать вывод о том, что потенциал гравитационного поля таких частиц имеет постоянное значение на сферически симметричной поверхности. В таком случае из (3) для гравитационного поля получим следующие соотношения:

$$4\pi \cdot \gamma_0 \cdot \nabla U \cdot R^2 = \Gamma \cdot U \text{ или } \frac{\nabla U}{U(R)} = \frac{\Gamma}{4\pi \cdot \gamma_0 \cdot R^2}. \quad (4)$$

При этом учтено, что направление нормали к поверхности  $d\vec{S}$ , через который определен поток гравитационного поля, противоположно

направлению  $\vec{G}$ . Но, для  $\Gamma$  из (2а) так же следует, что  $\Gamma = \frac{M}{U(R)}$  и, подставляя  $\Gamma$  в (4), получим:

$$\nabla U = \frac{M}{4\pi \cdot \gamma_0 \cdot R^2}, \quad (5)$$

которое верно для произвольной точки с радиусом вектора  $|\vec{r}| = R$  на поверхности  $S_R$ . После интегрирования (5) для потенциала гравитационного поля имеем с учетом условия  $U(\infty) \rightarrow 0$ , что:

$$U(r) = -k \frac{M}{r}, \quad (6)$$

где  $k = \frac{1}{4\pi \cdot \gamma_0}$  – гравитационная постоянная.

Соотношение (6) совпадает с выражением для гравитационного потенциала [7,360], которое следует из закона Ньютона для тела массой  $M$ .

Полученный результат показывает, что введение интегральных соотношений (1) для заряда и (2а) для массы раскрывает роль емкостных (физических) свойств пространства в образовании материи (ее структур).

*Именно выделение емкости не только в электродинамике, но и в гравитации позволяет выявить общие свойства пространства, его физическое содержание, связанное с накоплением и формированием за счет электромагнитной энергии массы вещества и гравитационного поля. Физическое понятие емкости становится атрибутом пространства. Это приводит, в частности, к дифференциальным уравнениям, решение которых определяют поля ньютоновского типа.*

Но результаты работы [3] показывают, что, по крайней мере, структурные частицы материи имеют полевою архитектуру, т.е. являются “местами сгущения” электромагнитного поля и масса становится производной от континуального электромагнитного поля, как упоминалось выше. В таком случае *природу гравитационных волн следует искать в преобразовании масс как отражение свойств электромагнитной формации, тем более, что скорость распространения взаимодействия (как максимальна возможная) равна скорости света*, это, по крайней мере, известно из работы классиков [2,30], [9,633], что не опровергается современными исследователями.

Можно сделать вывод, что **структура физического пространства имеет два уровня организации** – первый определен полями континуальной электродинамики и свободными электромагнитными волнами, второй – структурными частицами материи и гравитационными полями, многообразием взаимодействий, что отражает интерференцию полей.

В теории гравитации не сформулированы представления о самосогласованных системах, как и нет (на сегодняшний день) экспериментального обоснования существования континуальных полей.

Возможно, самосогласованное распределение вещества реализуется в течение длительного промежутка времени, если вообще он конечен. В отличие от проводящих сред [3-6]. Но идеи потенциальности полей известны, как и понятны представления о емкости. Тогда, обращаясь к уравнениям континуальной электродинамики [4,94], где *правые части уравнений отражают “метрику” свойств пространства*: вмещать, преобразовывать и перемещать [3] что-либо, по аналогии, можно записать систему уравнений континуальной гравитации в виде:

$$\begin{cases} \operatorname{div} \gamma_0 \vec{G} = \kappa \cdot U - \vec{\alpha} \cdot \vec{G} \\ \vec{\nabla} \times \frac{\vec{F}}{\eta_0} = \frac{\kappa \cdot \vec{K}}{\gamma_0 \eta_0} - \frac{\vec{\alpha}}{\gamma_0} \times \frac{\vec{F}}{\eta_0} + \sigma \cdot \gamma_0 \vec{G} + \gamma_0 \frac{\partial \vec{G}}{\partial t} \end{cases} \quad (7)$$

Обратный переход к исходной системе уравнений континуальной электродинамики можно реализовать, используя следующие соответствия с учетом необходимых размерностей:

$$\gamma_0 \rightarrow \varepsilon_0; \eta_0 \rightarrow \mu_0; \chi \rightarrow \delta; \vec{\alpha} \rightarrow \vec{\tau}; \sigma \rightarrow \nu; \vec{P} \rightarrow \vec{D}; \vec{G} \rightarrow \vec{E}; \vec{F} \rightarrow \vec{B}; \vec{N} \rightarrow \vec{H}; U \rightarrow \Phi; \vec{K} \rightarrow \vec{A} \quad (8)$$

Из второго уравнения (7) очевидно, что для гравитационной волны может выполняться условие  $-\gamma_0 \cdot \eta_0 = 1/c^2$ .

Заметим, что приведенная система (7) возможно верна и для макросистем –  $\kappa$ ,  $\vec{\alpha}$  характеризуют удельные объемную и поверхностную гравитационную емкость масс, которые можно определить. К таким системам с самосогласованным распределением вещества близки плазменные образования (звезды), газообразные системы, крупные планеты. Возможно, и черные дыры. При этом следует учесть появление  $\varepsilon \neq \mu \neq 1$ . Уравнения (7) следует совместно решать с уравнениями континуальной электродинамики [4-6] из-за двухуровневой организации физического пространства и, можно предположить, наличие общей *континуальной природы полей*, она же в **данной концепции понимается шире – как взаимозависимость полей**.

Безусловно, представленные уравнения требуют детального анализа как с точки зрения физического смысла полученных распределений полей, так и на предмет соответствия результатов известным экспериментальным данным по воздействию гравитации. С другой стороны континуальность гравитационного поля следует рассматривать шире, чем в электродинамике. В данном случае оно выступает и как источник самосогласованного гравитационного поля, и как фактор воздействия на электромагнитное поле, изменяя метрику пространства-времени.

Именно фактор влияния гравитации на электромагнитную составляющую поля в окружающей среде и в воде, которая присутствует в живой материи, возможно, является той геопатогенной составляющей, которая влияет на живой организм. Гравитация проникает всюду, она не экранируется – “гравитационное поле нельзя заслонить” [2,445].

Если Космос сформировал структурные частицы первичной материи практически в отсутствии гравитационного поля, то живая материя возникла

в планетных системах в присутствии гравитационного поля. *Континуальные электромагнитные поля Космоса* привели к образованию первичной материи, но *аналогичные континуальные поля в водных средах на фоне гравитационного поля создали условия для формирования живой материи*. Структуры первичной материи электронейтральны и роль гравитации (сил притяжения) становится определяющей в таких условиях.

По А.Эйнштейну, гравитация определяет метрику пространства и тем самым оказывает воздействие на электромагнитные поля. Возникают условия для подстраивания системы из атомов первичной материи для формирования более сложных структур, чем, например, кристаллическая решетка первичной материи.

Путь к созданию высших (и не только) форм живой материи лежит через водные системы, в которых существует взаимозависимое распределение континуальных *гравитационного и электромагнитных полей*. Возможно, это обеспечивает необходимый баланс сил, действующий между молекулами вещества в воде для конструирования гармонических структур (например, молекул ДНК), комбинируя участие сильных и слабых электролитов в растворе.

Следует заметить, что формирование живой материи произошло очень давно на фоне гравитационного поля и континуальных полей водных сред [10-12]. Причем природные условия были другими. Но эти же поля сохраняются и по сей день – и в этой связи уместны вопросы: существует ли влияние таких комбинированных полей сейчас на живой организм и его формирование ведь он на 80...85% состоит из воды, и в чем состоит это влияние, каковы риски для человека? Возможно, неожиданное появление странных вирусов и является отражением такого влияния в условиях измененного природного ресурса Космоса. Следует подойти к исследованию этой проблемы уже сегодня.

### **Список литературы**

1. *А.Эйнштейн, Л.Инфельд*. Эволюция физики. Сборник научных трудов. М: Наука, 1967. Т. IV. 600 с.
2. *Фок В.А.* Теория пространства, времени и тяготения. М.: Гос.изд.физ.- мат.лит. 1961. 564с.
3. *Симонов И.Н.* Динамическая архитектура структурных частиц материи: вещество, самосогласованные системы водных сред // Проблемы водопостачання, водовідведення та гідравліки, 2016. Вип.21. С. 7–20.
4. *Симонов И.Н.* Континуальная электродинамика. К.: Укр ИНТЭИ, 2001. 252 с.
5. *Симонов И.Н.* Континуальная теория самосогласованных систем.К.: Издательско-полиграфический центр “Киевский университет”, 2008. 311с.
6. *Симонов И.Н.* Полевая теория структурных частиц материи и новые аспекты экологии // Екологічна безпека та природокористування. К., 2014. Вип.14, С. 154–167.

7. Пановский В., Филипс М. Классическая электродинамика. М.: Гос.изд. физ-мат.лит. 1963. 432 с.
8. Ландау Л.Д., Лифшиц Е.М. Теория поля. М.: Наука, Гл. ред. физ.-мат. лит., 1967. 460с.
9. Эйнштейн А. О гравитационных волнах. Сборник научных трудов. М: Наука, 1965. Т. 1. 700 с.
10. Симонов И.Н., Трофимович В.В. Особенности формирования живой материи и влияние континуальных электромагнитных полей окружающей среды // Екологічна безпека та природокористування. К., 2015. №2(18), С. 76–87.
11. Симонов И.Н., Трофимович В.В. Самосогласованные поля живой материи. // Екологічна безпека та природокористування КНУБА К., 2012. Вип. 11. С.174–186
12. Симонов И.Н., Панова Е.В. Роль самосогласованных (континуальных) полей водных сред в формировании живой материи // Проблемы водопостачання, водовідведення та гідраліки, 2011. Вип.16. С.6-12.

Надійшло до редакції 26.09.2016

УДК 628.16.066.1

О.А. СИРОВАТСЬКИЙ, кандидат технічних наук  
О.Г. ГАЙДУЧОК, аспірант  
Харківський національний університет будівництва та архітектури

## ОСНОВНІ МАТЕМАТИЧНІ ЗАКОНОМІРНОСТІ РОЗРАХУНКУ ФЛОТАЦІЙНОГО ПРОЦЕСУ

*За допомогою математичних закономірностей флоटाційного процесу та основних факторів, які впливають на процес очистки, визначена математична модель очистки напірною флотацією мало каламутних кольорових вод для питного водопостачання.*

**Ключові слова:** флоटाційний процес, константа швидкості, зближення, концентрація, експериментальна установка.

*С помощью математических закономерностей флотационного процесса и основных факторов, которые влияют на процесс очистки, определена математическая модель очистки напорной флотацией маломутных цветных вод для питьевого водоснабжения.*

**Ключевые слова:** флотационный процесс, константа скорости, сближение, концентрация, экспериментальная установка.

*By mathematical laws of the flotation process and the main factors that affect the cleaning process, show a mathematical model cleaning by dissolved air flotation turbidity colored waters for drinking supply.*

**Keywords:** flotation process, the rate constant, convergence, concentration, experimental installation.

Сутність флотаційного процесу полягає в специфічній дії молекулярних сил між бульбашкою та часткою, що викликають злипання у воді газу (повітря) і твердої завислої частки, утворення на поверхні пінного шару. В потоці води бульбашка наближається до частки забруднення, яка має гідрофобну поверхню. Тонкий шар, що їх розділяє, стає нестійким і розривається. Внаслідок цього, короткочасний контакт може призвести до злиття бульбашки і частки, а під дією підйомної сили агрегат, що утворився, буде прямувати на поверхню [1,50; 2,11].

Основою розрахунків флотаційних процесів є закон збереження маси: у всякій замкнутій системі маса залишається постійною незалежно від того, яких змін зазнають речовини в цій системі [2,11; 3,5] Відносно флотації, цей закон можна сформулювати так: сума вихідних компонентів повинна дорівнювати сумі виходу незалежно від того, яким змінам вони піддавалися у флотаційній установці.

За даними вчених І. Плаксіна, В. Классена і Г. Бергера, цей закон вважається теоретичною основою рівняння швидкості флотації [3,7]. Він полягає в тому, що швидкість виносу часток в піну пропорційно концентрації повітряних бульбашок і твердих частинок:

$$\frac{dC}{dt} = -KN^m C^n, \quad (1)$$

де:  $N$  – концентрація повітряних бульбашок;  $C$  – масова концентрація часток;  $m$  і  $n$  – показники порядку флотації за повітрям і твердою речовиною, а їх сума вважається порядком флотаційної системи загалом;  $K$  – константа швидкості, що показує з якою швидкістю йде процес флотації.

Знак характеризує зменшення концентрації часток в камері внаслідок виносу в піну.

Найпростіший випадок, утворення агрегату з бульбашки та частки, можливий, якщо  $m = 1$  та  $n = 1$ , тобто, коли одна бульбашка повітря приєднується до однієї твердої частки. Тоді порядок флотаційної системи дорівнює  $m + n = 1 + 1 = 2$ . Також можливі випадки, коли бульбашка стикається не з однією, а з  $n > 1$  частками, або коли частка закріплюється на двох і більше бульбашках ( $m > 1$ ). У цьому випадку порядок буде  $(n + 1)$  і  $(m + 1)$  відповідно. Однак, ймовірність того що  $m + n > 1$ , дуже мала [3,7].

Якщо вважати, що нестачі вільної поверхні рідина-газ в камері немає, то можна знехтувати зміною концентрації повітряних бульбашок ( $m = 0$ ), а найбільш ймовірно буде зіткнення бульбашки з однією часткою ( $n = 1$ ), то рівняння (1) буде мати вигляд:

$$\frac{dC}{dt} = -KC. \quad (2)$$

Кінетичне рівняння флотації записують не в концентраціях твердих часток, а увилучених (різниця концентрацій часток у вихідній і очищеній водах). Тому рівняння (2) прийме вид:

$$\varepsilon(t) = \frac{c_0 - c(t)}{c_0} \text{ або } \frac{c(t)}{c_0} = 1 - \varepsilon(t). \quad (3)$$

Підставивши умову (3) в рівняння (2), отримаємо:

$$\frac{d(c_0 - c(t))}{dt} = -K(C_0 - C(t)); \quad (4)$$

$$\frac{d(1 - \frac{c(t)}{c_0})}{dt} = -K(1 - \frac{c(t)}{c_0}); \quad (5)$$

$$\frac{d(1 - \varepsilon(t))}{dt} = -K(1 - \varepsilon(t)); \quad (6)$$

$$\frac{d(1 - \varepsilon(t))}{(1 - \varepsilon(t))} = -K dt. \quad (7)$$

Після інтегрування рівняння (7) має вигляд:

$$\ln(1 - \varepsilon(t)) = \ln e^{-Kt}; \quad (8)$$

$$\varepsilon(t) = 1 - e^{-Kt}. \quad (9)$$

У теорії флотації приймається представлення про константу флотаційного процесу у вигляді добутків умовних ймовірностей, що характеризують окремі стадії процесу [3,10; 4, 40].

Вченими Р. Шуманом, К.Ф. Белоглазовим, О.С. Богдановим були запропоновані різні варіанти розбиття процесу, однак, найбільш широке застосування отримав варіант розбиття процесу на два послідовних етапи: зближення частки з бульбашкою, здійснюваного за рахунок гідродинамічних факторів, і прилипання, що відбувається за рахунок поверхневих сил [3,12; 5,26].

У математичному вигляді даний варіант записується так:

$$K = P_{CN} P_a P_e P_f, \quad (10)$$

де  $P_{CN}$  – ймовірність зіткнення в одиницю часу однієї частки з будь-якою бульбашкою, що знаходяться в одиниці об'єму;  $P_a$  – ймовірність прилипання бульбашки до частки при зіткненні;  $P_e$  – ймовірність стійкого закріплення частки до бульбашки до виносу в піну;  $P_f$  – ймовірність виходу частки з піни в концентрат.

В подальшому для спрощення розрахунків, прийнято, що ймовірність прилипання бульбашки до частки при зіткненні ( $P_a$ ) та ймовірність стійкого закріплення частки до бульбашки до виносу в піну ( $P_e$ ) об'єднані в одну ймовірність:  $P_{ae} = P_a P_e$  і розраховується за наступною формулою:

$$P_{ae} = \frac{dC_{закр}}{dC_{зітк}}, \quad (11)$$

де  $C_{закр}$  – кількість закріплених часток на бульбашці;  $C_{зітк}$  – кількість часток, що зіткнулися з бульбашкою.

Відношення числа часток, що вийшли в концентрат до числа часток, винесених в піну є ймовірністю виходу часток з піни в концентрат:

$$P_f = \frac{d(C_0 - C)}{dC_{закр}}. \quad (12)$$

Багато авторів запропонували своє бачення ймовірності зіткнення, але, на нашу думку, ймовірність, яка була запропонована О.С. Богдановим, включає в себе більше повну сукупність факторів, які можна змінювати [2,13]. Це дозволить застосувати цю формулу для вирішення проблем очистки напірною флотацією відносно малокаламутних кольорових вод.

Ймовірність зіткнення в одиницю часу однієї частки [6,150] розраховується так:

$$P_{CN} = \frac{3qL(d+d_1)}{2VD^2} \left( \frac{b_1}{b_3} + 3 \right), \quad (13)$$

де  $q$  – витрата повітря;  $L$  – середня відстань бульбашки, яка проходить до моменту зіткнення з часткою;  $d$  – діаметр частки;  $d_1 = 2a_1$ , де  $a_1$  – відстань від центра частки до границі зони, в якій неможливо знехтувати повеневими силами;  $b_1, b_3$  – коефіцієнти швидкості падіння частки (за Стоксом) та спливання бульбашки;  $D$  – діаметр бульбашки;  $V$  – об'єм зони перемішування, заповнена частками.

Витрата повітря розраховується:

$$q = pB(1 - e^{-kt}), \quad (14)$$

де  $p$  – тиск насичення;  $B$  – розчинність повітря у воді;  $k$  – константа швидкості розчинення.

Тиск впливає не тільки на кількість повітря, яке може розчиниться у воді, але і на розмір самих бульбашок ( $D$ ). Такий тиск повинен коливається в досить широких межах від  $3 \cdot 10^5$  до  $9 \cdot 10^5$  Па, адекватно характеристиці суспензії, що видаляється (крупність часток забруднення, які обумовлюють каламутність та кольоровість, знаходиться в межах  $10^{-6} \dots 10^{-3}$  м) [7,212].

Коефіцієнт швидкості падіння частки та спливання бульбашки визначається за законами Стокса: якщо частки падають у в'язкій рідині під дією власної ваги, то стала швидкість досягається, коли ця сила тертя спільно з силою Архімеда точно врівноважуються силою гравітації [8,89]. В загальному випадку цей закон записується:

$$V_s = \frac{2}{9} \cdot \frac{r^2 g (\rho_{\text{час}} - \rho_{\text{рід}})}{\eta}, \quad (15)$$

де  $r$  – радіус Стокса частки;  $g$  – прискорення вільного падіння;  $\rho_{\text{час}}$ ,  $\rho_{\text{рід}}$  – густина частки та рідини відповідно;  $\eta$  – динамічна в'язкість рідини.

В нашому випадку:  $V_1 = b_1$  і  $V_2 = b_3$ , але вони мають різні значення, бо частка забруднення прямує вниз ( $\rho_{\text{час}} > \rho_{\text{рід}}$ ), а бульбашку повітря вгору ( $\rho_{\text{бул}} < \rho_{\text{рід}}$ ).

Тоді:

$$P_{CN} = \frac{3pB(1 - e^{-kt}) \cdot L \cdot (d + 2a_1)}{2VD^2} \left( \frac{\frac{2}{9} \frac{r_1^2 g (\rho_{\text{час}} - \rho_{\text{рід}})}{\eta}}{\frac{2}{9} \frac{r_2^2 g (\rho_{\text{бул}} - \rho_{\text{рід}})}{\eta}} + 3 \right) = \frac{3pBL(1 - e^{-kt})(d + 2a_1)}{2VD^2} \times \left( \frac{r_1^2 (\rho_{\text{час}} - \rho_{\text{рід}})}{r_2^2 (\rho_{\text{бул}} - \rho_{\text{рід}})} + 3 \right) \quad (16)$$



де  $r_1, r_2$  – радіус частки та бульбашки.

Якщо замінити радіус частки та бульбашки на їх діаметри, та виконати перетворення, то будемо мати:

$$P_{CN} = \frac{3(pBLd^2(1-e^{-kt})(d+2a_1)(\rho_{\text{час}}-\rho_{\text{рід}})+D^2(\rho_{\text{б}}-\rho_{\text{рід}}))}{2VD^4(\rho_{\text{б}}-\rho_{\text{рід}})} \quad (17)$$

Таким чином, константа флотаційного процесу має вигляд:

$$K = \frac{3(pBLd^2(1-e^{-kt})(d+2a_1)(\rho_{\text{час}}-\rho_{\text{рід}})+D^2(\rho_{\text{б}}-\rho_{\text{рід}}))}{2VD^4(\rho_{\text{б}}-\rho_{\text{рід}})} \times \frac{dC_{\text{закр}}}{dC_{\text{зітк}}} \times \frac{d(C_0-C)}{dC_{\text{закр}}} \quad (18)$$

або

$$K = \frac{3(pBLd^2(1-e^{-kt})(d+2a_1)(\rho_{\text{час}}-\rho_{\text{рід}})+D^2(\rho_{\text{б}}-\rho_{\text{рід}}))}{2VD^4(\rho_{\text{б}}-\rho_{\text{рід}})} \times \frac{d(C_0-C)}{dC_{\text{зітк}}} \quad (19)$$

Для практичної перевірки отриманої математичної закономірності була побудована експериментальна установка очищення напірною флотацією мало каламутної кольорової води. Дослідження планується проводити на штучній воді. В якості замунювача використовується синьо-зелена глина, яка дозволяє отримати необхідні розміри часток забруднення.

На рис.1 наведена технологічна схема експериментальної установки для очищення малокаламутної кольорової води.

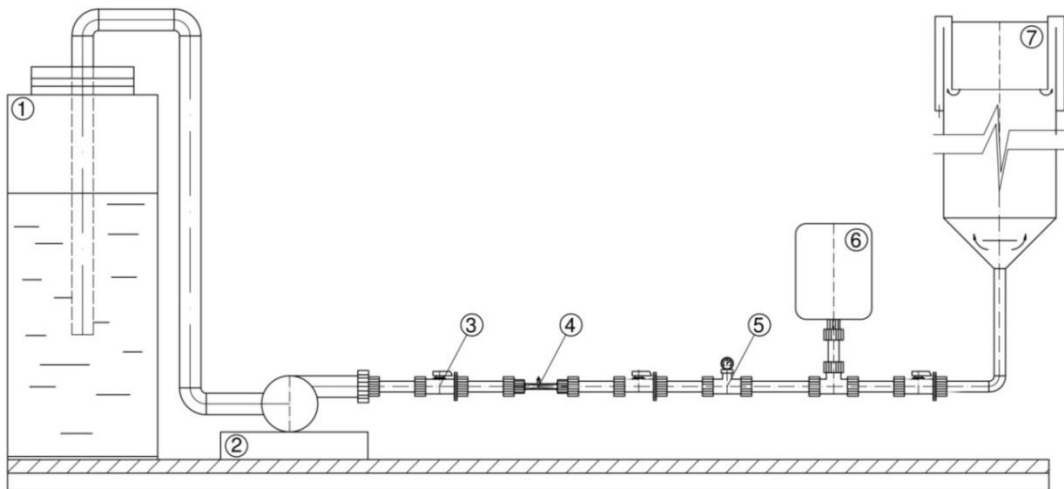


Рис. 1. Технологічна схема експериментальної установки для очищення малокаламутної кольорової води:

- 1 – бак вихідної води; 2 – насос; 3 – шаровий кран; 4 – ежектор; 5 – манометр;  
6 – бак насичення; 7 – флотаційний резервуар (флотатор)

Продуктивність експериментальної установки  $Q = 80 \dots 120$  л/год.

Вихідна вода з баку (1) ( $W_{\text{б}} = 200$  л) насосом (2) (з продуктивністю до 40 л/хв та напором до 0,8 МПа) подається в бак насичення (6) ( $W_{\text{бак насичення}} = 80$  л). Під час транспортування води, за допомогою ежектора (4) відбувається підсмоктування в потік повітря та інтенсивне його перемішування. Після потрапляння в бак насичення, вода насичується

повітрям під тиском 0,4...0,8 МПа протягом 5 хвилин. Насичена водоповітряна суміш, яка утворилась, направляється у відкритий флотаційний резервуар (7). Флотатор має циліндричну форму діаметром 0,2 м і висотою 2 м. Циліндрична форма зроблена для рівномірного розподілу бульбашок по резервуару.

Передбачається подальше регулювання тиску в баку за допомогою манометру. Це дозволить наситити максимальною кількістю повітрям задану воду.

Таким чином, подальша робота буде спрямована на практичне дослідження математичної моделі та перевірки параметрів, що впливають на ефективну очистку напірною флотацією малокаламутних кольорових вод.

### Список літератури

1. *Абрамов А.А.* Флотационные методы обогащения: Учебник для вузов. М.: Недра, 1984. – 383 с.
2. *С. Эпоян, А. Сыроватский, А. Гайдучок.* Моделирование процесса флотационной очистки маломутных цветных вод // Motrol. Comission of motorization and energerics in agriculture. Lublin-Rzeszow, 2016. Vol. 18 No 6. P. 11-18.
3. *Ю.Б. Рубинштейн, Ю.А. Филлипов.* Кинетика флотации. М.: Недра, 1980. 375 с.
4. *Н.И. Куликов, А.Я. Найманов, Н.П. Омельченко, В.Н. Чернышев.* Теоретические основы очистки воды: учебное пособие. Донецк: изд-во «Ноулидж» (Донецкое отделение), 2009. 298 с.
5. *Б.В. Дерягин, С.С. Духин, Н.Н. Рулев.* Микрофлотация: Водоочистка, обогащение. М.: Химия, 1986. 112 с.
6. *О.С. Богданов, И.В. Максимов, А.К. Поднек, Н.Л. Янис.* Теория и технология флотации руд. М.: Недра, 1990. 367 с.
7. *А.А. Сыроватский, С.П. Бабенко, А.Г. Гайдучок, Ю.М. Рыбачук.* Пути повышения эффективности очистки природных маломутных цветных вод методом напорной флотации // Науковий вісник будівництва. Харків: ХНУБА, ХОТВ АБУ, 2015. № 2 (80). С. 209-213.
8. *Годэн А.* Флотация. // Перевод с английского под общей редакцией проф. докт. техн. наук О. Богданова и канд. техн. наук Е. Даниловой. М.: Государственное научно-техническое издательство литературы по горному делу, 1959. 660 с.

Надійшло до редакції 18.11.2016

В.М. СІВАК, кандидат технічних наук

О.Є. ЩОДРО, доктор технічних наук

М.І. ПИЛИПЕЙ, аспірант

Національний університет водного господарства та природокористування,  
м.Рівне

## ВПЛИВ РОЗТАШУВАННЯ АЕРАТОРІВ НА МАСООБМІН І ГІДРОДИНАМІКУ АЕРОТЕНКІВ

*В статті проаналізовано вплив розташування систем аерації на масообмін і гідродинаміку аеротенків. Зниження затрат електроенергії на аерацію, підвищення якості очищеної води та зменшення енергоємності аеротенків очікується.*

**Ключові слова:** аератори, гідродинаміка, масообмін, аеротенк, електроенергія.

*В статье проанализировано влияние расположения системы аэрации на массообмен и гидродинамику аэротенков. Снижение затрат электроэнергии на аэрацию, повышение качества очищенной воды и уменьшение энергоемкости аэротенков.*

**Ключевые слова:** аэраторы, гидродинамика, массообмен, аэротенк, электроэнергия.

*The article analyzes the influence of aeration systems disposition on water exchange and hydrodynamics of aerotanks. The reduction of costs of energy and quality improviny are expectable.*

**Key words :** aerators, hydrodynamics, mass transfer, aeration tank, electric power.

**Вступ.** Ефективність очищення стічних вод в аеротенках базується на вмілому (грамотному) використанні знань про кінетику, масообмін та гідродинаміку процесів, що відбувається в цих спорудах. Чомусь при розрахунку та проектуванні аеротенків часто забувають про гідродинаміку, а це, на наш погляд, є недостатнім підходом до методики проектування, тому, що інженерне оформлення сучасних процесів біохімічного очищення стічних вод в аеротенках представляє собою комплексну інженерну задачу, яка включає кінетику масообміну та гідродинаміку.

Аерація в аеротенках є самою затратною статтею при очищенні стічних вод, а тому цій проблемі приділяють і продовжують приділяти велику увагу науковці та практики.

Відомо, що ефективність залежить від оптимального вибору типу аераторів. Так, для крупних аеротенків найбільш ефективними виявились

пневматичний, дрібнобульбашковій системі аерації. Вони є найбільш всебічно дослідженими, тому широко використовуються, як в світовій так і вітчизняній практиці. Основною проблемою при використанні цих систем є підвищення ефективності розчинення кисню повітря у воді та коефіцієнт корисної дії (ККД) аерації.

Таким чином оптимальне технологічне-конструктивне рішення щодо розташування системи аерації в умовах повздовжньої рециркуляції мулової суміші представлятиме собою енергозберігаючу проблему. Раціонально її можна розв'язати на базі комплексного розв'язання задач кінетики біохімічної деструкції забруднюючих речовин при збільшенні дози активного мулу в аеротенку та масообміну кисню з урахуванням гідродинамічної структури потоку мулової суміші.

Найбільш широко використовуються аеротенки, в яких аератори розташовані біля однієї із повітряних стінок в один-два ряди.

Така конструкція базується на припущенні, що одностороннє розташування аераторів приводить до обертового руху мулової суміші по спіралі вздовж аеротенку. Передбачалось, що такий характер руху мулової суміші краще за все забезпечить її перемішування і рівномірний розподіл у ній бульбашок повітря.

Однак дослідження ряду авторів виявили суттєві недоліки такої конструкції у порівнянні з розташуванням аераторів по всій площі дна аеротенку.

**Метою статті** є математичне моделювання та дослідження впливу розташування пневматичних дрібнобульбашкових аераторів по дні аеротенку на масообмін і гідродинаміку біохімічного очищення стічних вод в аеротенках.

**Об'єктом дослідження** є аеротенки різних типів (змішувачі, витиснювачі дифузійного типу, і т.п.)

**Предметом дослідження** є вплив розташування пневматичних аераторів та його щільності на дні аеротенків на масообмін і гідродинаміку потоку в ньому.

**Актуальність теми** підтверджується тим, що багаторічний світовий та вітчизняний досвід експлуатації аеротенків висуває перед дослідниками задачу пошуку шляхів щодо зменшення затрат на очищення стічних вод в аеротенках шляхом зниження витрат повітря та покращенням його використання.

Подача стиснутого повітря є найважливішим фактором, який визначає економічні показники очищення стічних вод аерацією у присутності активного мулу. За даними багатьох вчених затрати електричної енергії на подачу стиснутого повітря складають 20...30% від всіх експлуатаційних затрат по очищенню стічних вод на станціях аерації.

Кисень, що подається в аеротенк з повітрям, використовується лише на 5...10%. Звідси ясно, що шляхи зниження вартості очищення стічних вод в аеротенках лежать, в першу чергу, в пошуку способів підвищення цього відсотку, що одночасно дасть змогу знизити витрати повітря, а отже приведе до зниження витрат електроенергії повітродувними станціями.

**Постановка проблеми.** Повітря, що подається в аеротенк, виконує дві функції: насичення мулової суміші розчиненим киснем і здійснення інтенсивного перемішування активного мулу із стічною водою, що очищується.

Сучасне повітродувне обладнання дає змогу розташовувати пневматичні аератори при глибинах аеротенків до 12 м, але у практиці зустрічаються пропозиції щодо збільшення їх глибин до 12...15 м. з метою підвищення їх ефективності. Але наукових досліджень щодо масообміну кисню для таких глибин нема; в основному такі дослідження були проведені до глибин 5 м.

Дослідженнями встановлено, що ефективність масообміну кисню залежить від періоду контакту повітряної кожної бульбашки з водою: чим більший цей контакт, тим більша маса кисню перейшла у мулову суміш. Так, в аеротенках глибиною 3м період контакту повітряної бульбашки з муловою сумішшю становить тільки 3...4 с, замість оптимальних 10...12 с, при відповідному зниженні масопередачі кисню. Крім того, ефективність аерації залежить від щільності розташування аераторів на дні аеротенку та її впливу на масопередачу кисню.

**Результати досліджень та їх аналіз.** Розглядаючи проблему впливу розташування пневматичних аераторів на дні аеротенків в історичному аспекті, можна відмитити наступне. Ще в сорокових роках ХХ століття проф. Н.О. Базякіна [1] на основі експериментальних досліджень, проведених на харківських аеротенках, вказали на значні недоліки системи подачі повітря з однієї сторони аеротенку. Вимірювання інтенсивності аерації та аналіз концентрації розчиненого кисню в різних точках по середині аеротенку виявили низький коефіцієнт масопередачі його над аераторами та уповільнення швидкості окислювальних процесів через недостачу кисню біля протилежної стінки.

Вимірювання інтенсивності аерації в різних точках по ширині аеротенка та визначення концентрації розчиненого кисню в них виявили низький коефіцієнт його абсорбції. При чому над аераторами (фільтросами) має місце також уповільнення швидкості окислювальних процесів через дефіцит кисню біля протилежної від фільтросів сторони. При цьому Н.О. Базякіна вказує на можливість анаеробного біохімічного окислення в точках, що найбільш віддалені від фільтросів по горизонталі.

Зміни величин інтенсивності аерації, швидкості споживання кисню та коефіцієнту його абсорбції над аераторами на початку і в кінці аеротенку представлені у табл. 1 і 2 згідно до роботи [1.10].

В кінці 60-х і на початку 70х років ХХ століття проблемою впливу різних розташувань аераторів на дні аеротенку на гідродинаміку та масообмін кисню займались д.т.н. Орловський З.О. та його учні кандидати техн. наук. Худенко Б.М. та Шпірт Є.О. [2].

В 90-х роках ХХ століття також були опубліковані роботи [3,20;4,15;5,32] щодо впливу розташування аераторів на дні аеротенків на гідродинаміку та масообмін кисню.

Таблиця 1

**Значення величини інтенсивності аерації (в  $\text{м}^3/\text{м}^2\cdot\text{год}$ )  
в різних точках аеротенків**

Місце вимірювання	Інтенсивність аерації в $\text{м}^3/\text{м}^2\cdot\text{год}$		
	Над аераторами	В середині ширини аеротенку	З протилежної сторони від аераторів
На початку аеротенку	9,15	7,45	1,64
В кінці аеротенку	13,55	7,85	4,71

Аналогічно в цих самих місцях аеротенку Н.О. Базякіною досліджувались такі параметри: швидкість споживання кисню та коефіцієнт його абсорбції. Ці дані представлені в табл. 2.

Таблиця 2

**Швидкість споживання кисню ( $M$ , в  $\text{мг/л}\cdot\text{год}$ )  
та коефіцієнт його абсорбції при аерації ( $n$ , відсоток)**

Місце вимірювання	Над аераторами		В середині ширини аеротенку		З протилежної сторони від аераторів	
	$M$	$n$	$M$	$n$	$M$	$n$
На початку аеротенку	42,0	4,76	33,3	3,20	18,5	9,13
В кінці аеротенку	36,1	3,04	28,4	2,93	19,40	9,08

В останні роки в роботі [6,55] були проаналізовані результати наукових досліджень стосовно впливу розташування аераторів на дні аеротенків на гідродинаміку та масообмін кисню. Наприклад, в табл. 3 [6,55] представлені результати щодо впливу щільності розташування аераторів на величину витрат повітря, що подається в аеротенк.

Таблиця 3

**Вплив щільності розташування аераторів на дні аеротенку на  
оптимізовану кількість повітря, що подається в систему аерації**

$f/F$	0,05	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,75	1,0
$K_1$	1,34	1,47	1,68	1,89	1,94	2	2,13	2,3
$K_2$	1	1,1	1,25	1,41	1,44	1,49	1,59	1,72

Примітка:  $f$  – площа, яку займає аератор на дні аеротенку;  $F$  – площа дна аеротенку;  $K_1$  – коефіцієнт, що відображає вплив  $f/F$  на швидкість масопередачі кисню;  $K_2$  – коефіцієнт, що враховує зниження витрат повітря на аерацію.

Із табл. 3 видно, що при 100% укладанні аераторів на дні аеротенку (по всій його ширині) витрати повітря на аерацію мулової суміші можна знизити на 72%. Хоча цей факт і раніше був відомим, але рідко був реалізований на практиці. Чому? Відповідь проста. Не було засобів перемішування мулової

суміші з стічною водою, особливо при збільшенні дози активного мулу. А збільшення останньої дає можливість прискорити кінетику біохімічних процесів в аеротенку. Але при цьому виникають проблеми масообміну кисню та осідання активного мулу на дні аеротенка, який повинен бути у завислому динамічному стані. Таким чином, знову зростає роль гідродинаміки потоку в аеротенку та в аналогічних біоокислювачах (наприклад: циркуляційних окислювальних каналах, біологічних ставках і т.п.).

Аналізуючи статтю [6,55] та наведені в ній факти, можна засвідчити, що енергія горизонтального потоку в аеротенках збільшує ефект масоперенесення при зонованому розташуванні аераторів з однієї сторони коридорі аеротенку. Так, наприклад, рядом робіт (цитуємо по [6,55]) зафіксовано, що в реальних умовах (16 тис. мешканців, глибина води в аеротенку 4,0 м) при швидкості горизонтального потоку 0,21 м/с окислювальна здатність (ОЗ) системи аерації зросла на 17,5%, при збільшенні загальних енергетичних витрат (Е) на 9,8%. Подальше підвищення швидкості води в аеротенку розподілилось наступним чином: 0,25 м/с – ОЗ збільшилась на 33,6%, Е – на 17,3%, а при швидкості 0,32 м/с – збільшення ОЗ відбулося на 49%, Е – на 21,1%.

Важливою проблемою при збільшенні дози активного мулу в аеротенках при різній щільності розташування аераторів на дні цих споруд є забезпечення умов завислого стану пластівців активного мулу. Для вирішення цієї проблеми автори статті пропонують наступну математичну модель, аналогічну тій, що була запропонована для річок В.М. Маккавеевим.

Для опису процесу перемішування активного мулу в аеротенку розглядається рівняння турбулентної дифузії:

$$\frac{\partial s}{\partial t} + u \frac{\partial s}{\partial x} + v \frac{\partial s}{\partial y} + w \frac{\partial s}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left( D \frac{\partial s}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( D \frac{\partial s}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( D \frac{\partial s}{\partial z} \right) - w_0 s. \quad (1)$$

Вважаючи, що  $D_z \gg D_x$ ,  $D_z \gg D_y$ , з дифузійного рівняння (1) отримано наступне рівняння шляхом його спрощення:

$$\frac{\partial}{\partial z} \left( D_z \frac{\partial s}{\partial z} \right) - V \frac{\partial s}{\partial x} = \frac{\partial s}{\partial t}; \quad (2)$$

де  $x, y$  – декартові координати;  $t$  – часова координата;  $\Delta x, \Delta y, \Delta t$  – кроки рівномірної сітки, яка покриває розрахункову область:

$$\omega_{\Delta x, \Delta z, \Delta t} = \omega_{\Delta x} \times \omega_{\Delta z} \times \omega_{\Delta t},$$

де:  $\omega_{\Delta x} = \left\{ i \cdot \Delta X : i = \overline{0, n}; \Delta X = \frac{N}{n} \right\}$ ,  $\omega_{\Delta z} = \left\{ j \cdot \Delta Z : j = \overline{0, m}; \Delta Z = \frac{M}{m} \right\}$ ,

$\omega_{\Delta t} = \left\{ k \cdot \Delta T : k = \overline{0, l}; \Delta T = \frac{L}{l} \right\}$ ,  $i, j, k$  – відповідні координатні індекси;  $D(x, y)$  – коефіцієнт дифузії.

Враховуючи, що дифузійний член в рівнянні (1) може бути представлений наступним чином

$$\frac{\partial}{\partial z} \left( D \frac{\partial s}{\partial z} \right) = D \frac{\partial^2 s}{\partial z^2} + \frac{\partial D}{\partial z} \frac{\partial s}{\partial z}; \quad (3)$$

скінчено-різницевий аналог рівняння (3) приймає вигляд

$$D_{ijk} \frac{S_{i,j-1,k} - 2S_{ijk} + S_{i,j+1,k}}{(\Delta z)^2} + \frac{D_{i,j+1,k} - D_{i,j-1,k}}{2\Delta z} \cdot \frac{(S_{i,j+1,k} - S_{i,j-1,k})}{2\Delta z} - V_{ijk} \frac{S_{i+1,j,k} - S_{i-1,j,k}}{2\Delta x} = \frac{S_{i,j,k+1} - S_{i,j,k-1}}{2\Delta t}; \quad (4)$$

Враховуючи нумерацію і діапазони зміни кожного координатного індексу  $i = (\overline{0, n})$ ,  $j = (\overline{0, m})$ ,  $k = (\overline{0, 1})$ , покриємо розрахункову область рівномірною сіткою  $\omega_{\Delta x, \Delta z, \Delta t}$ .

Для прикладу взято  $n = m = k = 4$ , номери вузлів показано на рис. 1 у прямокутниках.

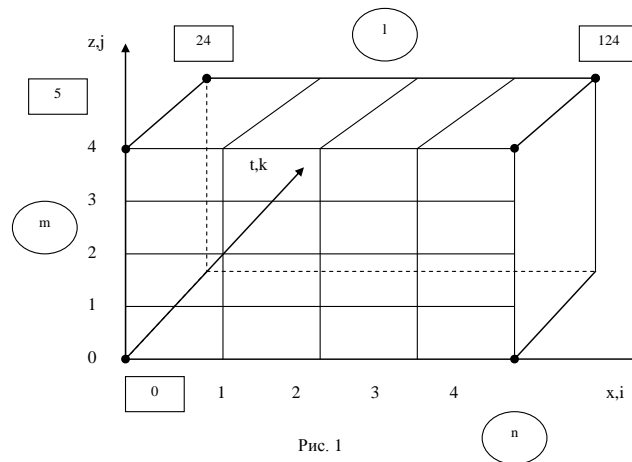


Рис. 1. Схема розрахункової області і сітка

На основі рівняння (4) явним методом шукається його розв'язування при заданні початкових і граничних умов наступним чином:

при  $t = 0$  задано розподіл концентрації у всій розрахунковій області

$$S_0 = S(x, z, 0); \quad (5)$$

на верхній поверхні при  $z = H$   $S = S^*$ ; (6)

на дні при  $z = 0$   $S = 0; \frac{\partial S}{\partial z} = 0$ ; (7)

на вхідній вертикалі ( $x = 0$ ),  $S = S_*(z)$ . (8)

Вважається заданим і поле швидкостей, яке може бути пораховано за методикою [8,1-5].

Екологічний стан річок залежить від якості води, яка випускається через каналізаційні випуски. Саме для покращення якості їх випусків застосовуються аеротенки, в яких штучно інтенсифікується масообмін та здійснюється оксигенація. Їх розрахунок може вестися за описаною схемою. На процес біологічної очистки впливає багато показників: концентрації органічних забруднень, кисню, активного мулу; температура, величина рН (кислотні властивості середовища); перемішування; токсичні домішки (солі



важких металів, хлориди); біогенні елементи (азот, фосфор). З написаного вище стає зрозуміло, що процес біологічної очистки в аеротенках є дуже складним і не передбачуваним, але на основі проведених розрахунків можна оцінити інтенсивність основних процесів переносу.

Самі аеротенки є досить громіздкими спорудами. Якщо правильно підібрати його режим, можна створити умови, за яких можливо зменшити його розміри в плані і це не вплине на ефективність його роботи. Перенесення кисню має особливе значення для розвитку мікроорганізмів, і кисень частіше є лімітуючим фактором, ніж інші субстрати. Це пояснюється його малою розчинністю і відносно високою швидкістю споживання при аеробному рості мікроорганізмів [1,10]. Крім того, молярне споживання кисню за сумарними реакціями є значно більшим, ніж субстратів.

Аналогічним чином можуть бути розглянуті процеси і при організації подачі стиснутого повітря в аеротенк. Відомо, що штучна подача стиснутого повітря в аеротенк здійснюється для забезпечення киснем окислювальних процесів мінералізації органічних забруднень, що містяться в стічних водах, а також для створення інтенсивного змішування (барботажу) стічної води з активним мулом і повітряними бульбашками. Цим визначається найважливіша роль повітря поряд з іншими факторами (склад стічних вод, доза і якість активного мулу, тощо).

На рис.2 показано результати розрахунків за складеною програмою.

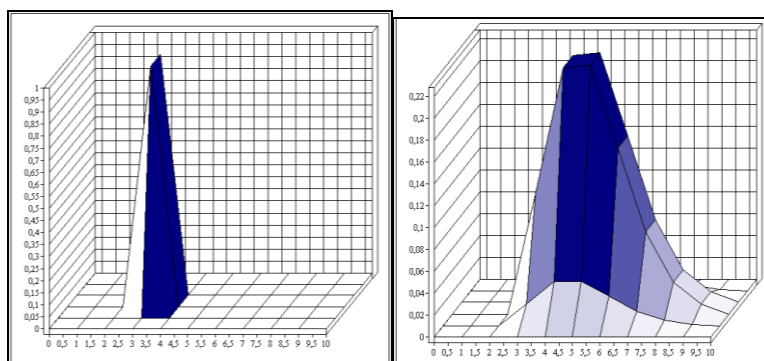


Рис. 2. Розподіл концентрацій у потоці у моменти часу  $t = 0$  с та  $t = 1$  с за результатами розрахунків

Розподіл забруднень в аеротенку дає можливість оцінити ефективність перемішування активного мулу зі стічною водою.

Ідеї Тейлора-Шмідта, які були використані В.М. Маккавеєвим для річкових наносів, можуть бути застосовані для опису руху мулової суміші у водному потоці. Згідно його теорії, перенесення частинок з гідравлічною крупністю (швидкістю осідання частинок в стоячій воді)  $w_0$  в трьох напрямках визначається рівностями:

$$q_{sx} = -\varepsilon \cdot \frac{\partial s}{\partial x}; \quad q_{sy} = -\varepsilon \cdot \frac{\partial s}{\partial y}; \quad q_{sz} = -\varepsilon \cdot \frac{\partial s}{\partial z} + w_0 s, \quad (9)$$

де  $\varepsilon = \frac{A}{\rho}$  – коефіцієнт турбулентної дифузії;  $w_0$  – швидкість осідання інертних часток у потоці.

Запропонована Маккавеевим теорія дозволяє отримати розрахункові формули профілю мутності, транспортуючої здатності річкового потоку а так само і для активного мулу в аеротенках. Виведена ним формула мутності при умові  $A=const$  тривалий час застосовувалась в багатьох практичних розрахунках. Ця формула записується у вигляді

$$s = s_H e^{-\frac{w_0 H}{\varepsilon} \left(1 - \frac{z}{H}\right)}, \quad (10)$$

де  $s_H$  – концентрація наносів поблизу дна;  $H$  – глибина потоку.

### Висновки

Аналіз досліджень зарубіжних і вітчизняних вчених свідчить про те, що щільність розташування аераторів на дні аеротенку впливає на кінетику, масообмін та гідродинаміку процесу очищення стічних вод.

Проблема конструктивно-технологічних рішень систем пневматичної аерації не достатньо досліджена і є актуальною.

Методичний підхід стосовно визначення характеристик масообміну в аеротенках та їх гідродинаміки, наведений в даній роботі, дозволяє покращити методику проектування аеротенків та значно підвищити їх енергомісткість.

### Список літератури

1. *Н.А. Базякина.* Аэротенк-смеситель для очистки промышленных вод с высокой концентрацией органических веществ. М.: Изд.во ВОДГЕО, 1948. 70 с.
2. *Худенко Б.М., Шпирт Е.А.* Аераторы для очистки сточных вод. М. Стройиздат, 1973. 112 с.
3. *S.Rissler* // Effect of horijntal flow on aeration. Scienfic smpeller, №3 1995
4. *C. Ramel, W Scriabin* // L'amelijration du transfert d'oxygete pan circulation des boues actives dans les station d'epuration. L'eau, L'industrie les nuisances December, 1992.
5. *Gillot's Heduit A.* // Effect air flow rate on oxygen transfer in an oxidation ditch equipped with fine bubble diffusens and slow speed mixens. Water resear v 34, № 5. 2000.
6. *В.И. Баженов.* Инжерное офромление крупных аэротенков по экономическому принципу // Водоочистка. № 4. 2008. С.49-59.
7. *Щодро А Е., Шинкарук Л.А. Барановський С.В.* Зксдериментальные и теоретические исследсвания кинематики потока и местных деформаций дна в зоне мостових переходов // Міжвідомчий науково-технічний збірник НТУ Автомобільні дороги і дорожнє будівництва. Вип 63. К., 2001. С.266-270.

8. Щодро О.Є., Ходневич Я.В. Розрахунки просторових течій в зоні активного вимиву ґрунту при місцевому розмиві // Збірник наукових праць викладачів та студентів факультету кібернетики. Рівне, Міжнародний економіко-гуманітарний університет ім. акад. С. Дем'янчука, 2006. С 28-34.

Надійшло до редакції 23.11.2016

УДК 628.16

Н.В. СОРОКИНА, кандидат технических наук,  
Л.А. ФЕСИК, кандидат технических наук,  
Одесская государственная академия строительства и архитектуры

### ПУТИ УТИЛИЗАЦИИ ОСАДКОВ ВОДОПРОВОДНЫХ ОЧИСТНЫХ СТАНЦИЙ

*Розглянуто проблеми, які пов'язані з накопиченням осадів на станціях водопідготовки, і шляхи утилізації осадів залежно від їх складу і властивостей.*

**Ключові слова:** осади станцій водопідготовки, утилізація, безвідходні технології, добрива, ґрунти, будівельні матеріали, регенерація коагулянту.

*Рассмотрены проблемы, связанные с накоплением осадков на станциях водоподготовки, и пути утилизации осадков в зависимости от их состава и свойств.*

**Ключевые слова:** осадки станций водоподготовки, утилизация, безотходные технологии, удобрения, почвогрунты, строительные материалы, регенерация коагулянта.

*Problems, related to the accumulation of sediments on the stations of natural water treatment, and the ways of utilization of sediments depending on their composition and properties, are considered.*

**Key words:** sediments of the stations of natural water treatment, utilization, nonwaste technologies, fertilizers, soils, building materials, the regeneration of coagulant.

Бессточные схемы работы очистных сооружений водопроводных станций предотвращают сброс всех «хвостовых» вод и осадков в окружающую среду и решают задачу создания безотходных технологий [3].

Одной из проблем является то, что на большинстве станциях водоподготовки Украины, не предусмотрены сооружения для обработки водопроводных осадков и промывных вод [4].

Находящиеся на станциях водоподготовки осадки, представляют собой сложную органно-минеральную смесь, которая содержит ценные элементы, в которых нуждается народное хозяйство.

Получающиеся при обезвоживании осадки на водопроводных станциях могут накапливаться и храниться в значительных количествах. На станции производительностью 800 тыс. м<sup>3</sup> воды в сутки образуется в среднем до 15 тыс. т обезвоженного осадка. Хранение осадков, складирование, вывоз в отвалы загрязняет окружающую среду и требует отчуждения части земель.

Преобладающими минеральными составляющими большинства осадков вод средней мутности являются глинистые минералы – каолинит и монтмориллонит, в меньшем количестве присутствуют гелеобразные гидроксиды алюминия, кремния, железа, гидрослюды, кварц и органические включения. Осадки маломутных высокоцветных вод представлены в основном органическими веществами.

В зависимости от преобладающего состава и свойств осадка той или иной станции могут быть выбраны различные пути их утилизации.

Типичные осадки, идентичные по составу к природному глинистому или лессовидному сырью, используются в качестве керамического сырья, компонентов при производстве различных строительных материалов: цементов, бетонов, защитных покрытий и т.д.

Осадки с высоким содержанием органических составляющих можно применять в сельском хозяйстве в качестве удобрений и мелиорантов, получения пористых наполнителей и фильтрующих материалов.

На основании проводимых научных исследований институтом «УкркоммунНИИпрогресс» совместно с рядом институтов и организаций г. Харькова установлена возможность и практическая целесообразность утилизации осадков. Для решения проблемы о путях переработки и утилизации осадка каждой водопроводной станции огромное значение имеют его химико-минералогический состав и физико-химические свойства [2].

**Цель работы** – разработка оптимальной схемы утилизации осадка станций водоподготовки для уменьшения эксплуатационных затрат и повторного использования возобновляемых природных ресурсов.

Выбор технологической схемы по утилизации осадка основывался на комплексном изучении химических и физико-химических свойств осадка, образующегося на станциях водоподготовки, и на анализе имеющихся современных технологий по утилизации осадка в мире, где данная проблема стоит не менее остро. В мировой практике выделяются следующие направления, где доказана возможность использования водопроводного осадка в промышленных масштабах: использование в строительстве в производстве цемента, кирпичей, а также материала для дорожных покрытий, красок и мастик; использование в производстве почвогрунта.

Ниже приведены основные направления утилизации осадков водопроводных очистных станций [2; 5; 6].

**В металлургии.** На заводе «Азовсталь» проведены промышленные эксперименты по защите футеровки покрытием из осадка водопроводных

станций. Установлено повышение стойкости футеровки на 20% при сохранении жаростойких противопожарных свойств.

**В сельском хозяйстве.** В состав водопроводных осадков, образующихся на очистных сооружениях ряда станций, входят соединения азота, фосфора, калия в легкодоступных для растений формах. Это объясняется тем, что в период дождей и паводков в реки с полей попадают смытые органо-минеральные удобрения, которые задерживаются затем на очистных сооружениях в составе осадков. Внесение водопроводных осадков в почву в жидком или сухом виде в качестве удобрений под посевы различных сельскохозяйственных культур (кукурузы, сахарной свеклы и др.) способствует повышению их урожайности.

### **В производстве строительных материалов**

**Производство пеностеклогранулята.** В целях расширения возможностей утилизации водопроводного осадка разработана инновационная технология по производству пеностеклогранулята с использованием стеклобоя. Пеностеклогранулят – теплоизоляционный материал, который может применяться в строительстве. Его особенностями являются конструкционная устойчивость, износоустойчивость, способность выдерживать широкий спектр температур, негорючесть, возможность использования в агрессивных средах, экологическая безопасность.

**Производство кирпича.** Сравнение химических анализов состава глин с составом водопроводного осадка станций водоподготовки показало его пригодность в качестве добавки к сырью для производства кирпича.

Использование водопроводного осадка в качестве опудривателя гранул при производстве керамзита позволит повысить качество и увеличить его выпуск при том же расходе сырья взамен дорогостоящих высокоогнеупорных опудривателей (глинозема).

**Производство цемента.** Основными компонентами для производства цемента являются известняк, мергель, глинистые материалы, керамзит. При сравнении состава сырьевых компонентов цемента с составом водопроводного осадка установлено, что при производстве цемента возможно добавление до 50% (по сухому веществу) воздушно-сухого осадка. При этом необходимо снижение влажности осадка до 50% методом сушки.

При выпуске опытной партии портландцементов на заводе института «Южгипроцемент» установлена возможность утилизации обезвоженного осадка в составе цементных сырьевых смесей вместо глинистого компонента от 5 до 12%. Введение осадка в сырьевую смесь увеличивает содержание в клинкере трехкальциевого алюмината, повышая прочность цемента на 35...55 кгс/см<sup>2</sup>.

**В производстве почвогрунтов.** Проблема техногенного загрязнения и деградации почв является очень актуальной для городов. Городские почвы должны обладать повышенной буферностью, сопротивляемостью к неблагоприятным факторам. Когда плодородный слой загрязнен необратимо, необходимо полностью его заменить естественными или искусственными почвами. Одним из путей решения данной проблемы является применение в

зеленом строительстве города почвогрунтов с использованием осадков станций водоподготовки.

Осадок может быть использован на самой водопроводной станции с целью интенсификации процесса хлопьеобразования и экономии коагулянта. Так, на Днепровском водопроводе г. Киева установили, что целесообразно добавлять осадок к исходной воде в дозах 25...45 мг/дм<sup>3</sup>, а на Владимирском водопроводе – в дозах 155...200 мг/дм<sup>3</sup>, что дает экономию до 35% коагулянта Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>.

Почвогрунт обладает высокими противозерозивными свойствами, высокой буферностью по отношению к неблагоприятным условиям городской среды. Утилизация осадка в почвогрунты позволит произвести более 20000 м<sup>3</sup> почвогрунтов для городского хозяйства в год [5].

По оценке специалистов ВИА им. Д. Н. Прянишникова водопроводные осадки по всем показателям соответствуют нормативным требованиям к сапропелевым удобрениям. Обезвоженный водопроводный осадок имеет благоприятные агрохимические свойства и может быть использован в качестве компонента почвогрунта. Он содержит питательные элементы для растений и создает в почвогрунте оптимальные условия по кислотности, по формированию почвенной структуры и оптимальным влагоудерживающим свойствам.

При **регенерации коагулянтов из осадков** водопроводных станций решается проблема сокращения объемов осадка и коагулянта, расходуемого в процессе очистки воды. Регенерируемый коагулянт состоит в основном из растворимого в воде сернокислого алюминия, незначительного количества сульфата железа и других соединений. Этим способом удастся вернуть в производство до 80% отработанного коагулянта и снизить объем осадка в 5-20 раз.

Известна кислотная обработка осадков с целью регенерации из него коагулянта на водопроводных станциях Франции, Японии, США и других странах. При кислотной обработке доза соляной кислоты составляет 0,7...1,05 кг/кг сухого вещества осадка, а серной кислоты – 0,5...0,9 кг/кг осадка, что предполагает устройство сложного реагентного хозяйства, повышение себестоимости очистки воды и экологическое загрязнение водоисточников при сбросе частично нейтрализованной воды.

**Совместная обработка осадков водопроводных станций с осадками станций очистки городских сточных вод.** Возможность применения данного метода подтверждается следующим: исходная влажность водопроводных осадков составляет 97,0...99,5%, а осадков городских сточных вод – 93,0...99,0%; потери при прокаливании, соответственно, 25...50% и 20...60%; удельное сопротивление фильтрации соответственно (1,45...14,5)×10<sup>4</sup> м/кг и (0,6...10)×10<sup>4</sup> м/кг, что свидетельствует об идентичности основных физико-химических характеристик водопроводных осадков и осадков городских сточных вод.

Актуальной задачей является снижение влажности осадков до значений, обеспечивающих их транспортировку и последующую утилизацию.

Обе категории осадков имеют высокую степень гидрофильности, вода в них находится в связанном и свободном состояниях. Для обработки водопроводных осадков и осадков городских сточных вод применяют следующие методы: механическое обезвоживание (центрифуги, фильтр-прессы, ленточные прессы), обработка реагентами (коагулянты, флокулянты), замораживание-оттаивание, естественная сушка, термическое воздействие.

Для окончательного решения по выбору методов обработки водопроводных осадков и совместной их обработки с осадками городских сточных вод принимается только с учетом технико-экономического сравнения вариантов.

В соответствии с заданием на проектирование и технических условий допускается очистка городских сточных вод вместе с промывочными водами и водами от обезвоживания осадков станций водоподготовки. Сброс этих вод в систему канализации должен быть равномерным и количество загрязнений учтено при расчетах канализационных очистных сооружений [1].

### **Вывод**

Утилизация водопроводных осадков дополняет бессточную схему работы очистных сооружений, позволяют предотвратить их сброс в окружающую среду и обеспечивает получение значительного народнохозяйственного эффекта.

### **Список литературы**

1. *Каналізація. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування.* ДБН В.2.5-75:2013. К.: Мінрегіонбуд. 2013. 210 с.
2. *Козловская С.Б., Сорокина Е.Б.* Преимущества бессточных схем водопроводных очистных сооружений. Коммунальное хозяйство городов. Науч.-техн. сборник. Харьков, ХНАГХ. Выпуск №74, С.58-64.
3. *Любарский В.М.* Осадки природных вод и методы их обработки. М.: Стройиздат, 1980. 128 с.
4. *Твердохлеб М.Н.* Проблема утилизации осадков на станциях водоподготовки [Электронный ресурс] // Матеріали XVI Всеукраїнської науково-практичної конференції «Інноваційний потенціал української науки – XXI сторіччя» (09–14 квітня 2012 р.) URL: [hauka.zinet.info/16/tverohleb.php](http://hauka.zinet.info/16/tverohleb.php).
5. *Хамидов М.Г.* Опыт обработки водопроводных осадков на канализационных очистных сооружениях // Водоснабжение и санитарная техника. М.: Издательство ВСТ. 2007. Вып. 7. С. 41-44.
6. *Храменко С.В., Козлов М.Н., Щеголькова Н.М.* Перспективные направления утилизации осадка станций водоподготовки. Материалы Конференции Международной водной ассоциации (IWA) «Водоподготовка и очистка сточных вод населенных мест в XXI веке: Технологии, проектные решения, эксплуатация станций» ЭКВАТЭК-2010. М.: 2-4.06.2010.

*Надійшло до редакції 18.11.2016*

Т.М. ТКАЧЕНКО кандидат біологічних наук  
Київський національний університет будівництва і архітектури

## ЗЕЛЕНІ ПОКРІВЛІ ЯК РЕСУРС ДОЩОВОЇ ВОДИ В СУЧАСНОМУ УРБОЦЕНОЗІ

*Важливими екологічним і економічним перевагами зелених покрівель в сучасних урбоценозах є: зменшення кількості стічних вод за рахунок випаровування і вбирання вологи рослинами; поліпшення якості стічних вод за рахунок природної фільтрації; зменшення навантаження на зливові каналізації за рахунок зниження швидкості водного потоку. Очищена дощова вода з зелених покрівель може збиратися в резервуари і використовуватися для технічних потреб. Наведено розрахунок обсягу резервуара для зберігання дощової води, зібраної з інтенсивної плоскої покрівлі на південному сході України за німецькою методикою Wilo.*

**Ключові слова:** зелена покрівля, стічні води, очищена дощова вода, розрахунок об'єму резервуара.

*Важными экологическим и экономическим преимуществами зеленых кровель в современных урбоценозах является: уменьшение количества сточных вод за счет испарения и впитывания влаги растениями; улучшение качества сточных вод за счет естественной фильтрации; уменьшение нагрузки на ливневые канализации за счет снижения скорости водного потока. Очищенная дождевая вода с зеленых кровель может собираться в резервуары и использоваться для технических нужд. Приведен расчет объема резервуара для хранения дождевой воды, собранной с интенсивной плоской кровли на юго-востоке Украины по немецкой методике Wilo.*

**Ключевые слова:** зеленая кровля, сточные воды, очищенная дождевая вода, расчет объема резервуара.

*Important environmental and economic advantages of green roofs in the modern urbocenosis is: reduction the amount of waste water due to evaporation and absorption of water plants; improving wastewater quality through natural filtration; decrease the load on storm water drain by reducing the water flow rate. Purified rainwater from green roofs can be collected in tanks and used for technical purposes. The calculation of the volume of the tank for storing rainwater, a collection of intensive flat roof on the south-eastern Ukraine, according to the German Wilo procedure.*

**Key words:** green roofing, waste water, purified rainwater, the calculation of the volume of the tank.



**Літературний огляд.** Покрівельне озеленення вже давно успішно використовується у Європі, Канаді, США, Китаї[1, 47]. Воно вважається пріоритетним через низку екологічних та економічних переваг.

Екологічні переваги:

- поліпшення мікроклімату приміщень (ефект кондиціонування);
- очищення повітря, поглинання пилу і шкідливих речовин; виділення фітонцидів;
- звукоізоляція (завдяки рослинному покриттю зелених покрівель збільшується на 8 ДБ);
- збереження флори і фауни (є альтернативою природних ландшафтів для життя комах, птахів та інших мешканців антропогенних зон);
- використання перероблених матеріалів (для виробництва дренажної системи широко застосовуються і використовуються отримані шляхом утилізації відходів гума, поліетилен і пінополістирол).

Економічні переваги:

- скорочення витрат на реконструкцію покрівель (рослинний шар ефективно захищає покрівлю від ультрафіолетових променів, граду і перепаду температур, озеленення покрівлі веде до значного збільшення терміну служби покрівельної гідроізоляції (до 40 років));
- збільшення теплоізоляції (озеленення покрівлі покращує її теплозахисні властивості, що дозволяє власникові такої покрівлі скоротити витрати енергоносія на обігрів приміщення; завдяки випаровуванню вологи відбувається зниження температури);
- ефект вологозатримання (дозволяє скоротити кошти, які витрачаються на встановлення трубопроводів і водовідводів великих розмірів);
- перспективи використання вільного простору (нові можливості використання поверхні покрівлі від галявини і саду до кафе, ігрових та спортивних майданчиків, що компенсує ділянки землі зайняті під забудову) [2,257; 3,159].

**Актуальність досліджень.** Однак, однією з найважливіших екологічних переваг зелених покрівель для сучасних урбоценозів є зменшення кількості стічних вод. Швидкий стік значної кількості зливової води з незамошених мостових і дахів має негативні наслідки. Зокрема, він викликає руйнівні повені, ерозію, забруднення і руйнування середовища перебування тварин. Здатність зелених покрівель зменшувати цей стік частково за рахунок його уповільнення, частково за рахунок накопичення в ґрунті давно і добре відома. Зелена покрівля забезпечує регулювання стоку за рахунок тих же заходів, що і звичайний водорегулюючий басейн. У порівнянні з подібними способами регулювання дощового стоку, зелена покрівля недорога, не вимагає особливого догляду і надійна. Зелені покрівлі є єдиним практичним способом контролю стоку в урбанізованих районах, що не вимагають додаткового будівництва. Рослинні покриття даху особливо ефективні в регулюванні швидкості стоку з великих дахів, таких як типові дахи

комерційних або освітніх будівель. Вони можуть бути спроектовані так, щоб забезпечувати заданий рівень контролю зливого стоку, включаючи як зменшення загального річного обсягу стоку (50-60% є звичайною величиною), так і швидкості пікового стоку.

Надійна методика передбачення швидкості і кількості зливових стоків з рослинних покрівель була успішно використана в Німеччині, де вже існують великі системи з нульовим стоком. Ці системи в великій мірі засновані на зелених дахах. Наприклад, на будівлях Bondorftransportationcenter в Зінгельфінгене (рис.1) досягнуто повна відсутність скидання зливових стоків, в основному за рахунок використання 46000 м<sup>2</sup> зелених покрівель.



Рис.1. Будівлі Bondorftransportationcenter в Зінгельфінгене

Озеленені покрівлі поглинають опади і, якщо води мало, вони повертають її в природний колообіг шляхом випаровування, минаючи міську зливу каналізацію. Цей процес імітує природний спосіб поглинання і віддачі води лісами, який допомагає запобігти повені вниз за течією. Будь-яка, навіть найменша зелена покрівля в змозі повністю увібрати шар води завтовшки близько 2,54 см.

Якщо ж площа покрівлі не дозволяє повністю увібрати дощову воду - наприклад, під час затяжних зливових дощів, то вона все одно фільтрує воду, очищає її і затримує на своїй поверхні. Воді потрібно більше часу, щоб дістатися до водостічних труб, в порівнянні з неозеленою покрівлею. Швидкий сход великих обсягів води небезпечний для районів розташованих нижче, де зливу каналізація може не впоратися з підвищеним навантаженням.

Зелені покрівлі захищають інші системи будівлі від впливу води. У більшості приватних володінь дах займає близько 40% плями забудови, а значить, за допомогою озеленої покрівлі є можливість затримати більшу частину падаючої на ділянку води і запобігти пошкодженню саду або мощених доріжок.

Поверхня неозеленої покрівлі далека від ідеальної чистоти, так як на ній осідає абсолютна більшість забруднювачів з атмосфери. При сильному зливні потік брудної води спрямовується вниз, накопичуючись в найнижчих

точках ландшафту. Зелені покрівлі частково можуть нейтралізувати шкідливі викиди.

В районі Берліна Potsdamer Platz для зменшення забруднення річки Шпрее були масштабна використані екстенсивні зелені покрівлі. Ця програма продемонструвала, що екстенсивні зелені покрівлі можуть значно зменшувати кількість органіки, яка змивається з дахів, але, разом з тим, показала і важливість правильного вибору рослинного середовища і рослин [4,95].

Перевага зелених покрівель в урбоценозах не тільки в зменшенні навантаження на зливову каналізацію і фільтрації стічних вод. Очищена дощова вода з зелених покрівель може збиратися в резервуари і використовуватися для технічних потреб (змив туалетів, роботи пральних машин, садове використання, миття машин тощо). У зв'язку із зростанням тарифів на водопостачання, використання дощової води стає все більш виправданим. Німці вважають, що незабаром застосування дощової води буде таким же звичайним явищем, як сортування відходів, 60% питної води можна заощадити, застосовуючи дощову воду. Ці кошти можуть бути використані на інші цілі. Але більш важливим є збереження води, найбільш цінного ресурсу. Екологічні технології німецької компанії Wilo мають найкращу в світі репутацію в області застосування дощової води. Дана компанія розробила довідковий посібник з використання дощової води. У цьому посібнику наведено приклади розрахунків припливу дощової води, визначення потреб у воді, розрахунок обсягу бака для зберігання дощової води і вибір системи водопостачання. Крім того, цікавим і цінним є введення коефіцієнта стоку (с) для різних типів поверхонь покрівель, в тому числі для інтенсивних і екстенсивних зелених покрівель [5,48]. В українському ДБН 2.6-14-97 така методика відсутня[6].

**Мета.** В завдання наших досліджень входило розрахунок резервуара для зберігання дощової води з інтенсивної покрівлі зі степовим типом озеленення, зробленої нами на південно-сході України.

**Об'єкт і методи дослідження.** Об'єктом наших досліджень була плоска покрівля приватного будинку, піднята над поверхнею землі на висоту 12 м. Загальна площа покрівлі становить 1443, 75 м<sup>2</sup>. При цьому площа озелененої території становить 200 м<sup>2</sup>. Було зроблено інтенсивне озеленення покрівлі (передбачається можливість виходу людей на дах) зі степовим типом озеленення. Даний тип озеленення (рис.2) найбільш прийнятний для посушливих кліматичних умов регіону. У нашому випадку створення зеленої покрівлі здійснювалося спільно з архітекторами і будівельниками, використовувалося 9 підготовчих шарів. Шар ґрунтового субстрату робився на основі ґрунту, піску, керамзиту, перліту, торфу, глини і подрібненої кори. Товщина шару – 0,80 м (з урахуванням ущільнення). Для додаткового зволоження ґрунту на даху був встановлений автополив. З метою дотримання техніки безпеки, вся поверхня даху була обнесена парапетом заввишки близько 1 м. В межах композиційної частини даху для полегшення ходіння і поливу були прокладені спеціальні доріжки з кераміки, що нагадують

деревні спилати. Згідно з даними ДБН 2.6-14-97 річна кількість опадів для даного регіону – 524 мм/рік [6, 56].



Рис. 2. Інтенсивна зелена покрівля зі степовим типом озеленення

Розрахунок обсягу резервуара за методикою Wilo [5,48].

1. Розрахунок кількості опадів

Кількість опадів на рік: 524 л/м<sup>2</sup>;

Площа збору: 200 м<sup>2</sup>;

Коефіцієнт стоку (с): 0,5

$$524 \text{ л/м}^2 \cdot 200 \text{ м}^2 \cdot 0,5 = 52400 \text{ л/рік}$$

$$52400 \text{ л/рік} / 365 \text{ дн.} \approx 144 \text{ л/день}$$

2. Розрахунок потреб в дощовій воді на одну людину

Зливний бак без економної кнопки: 14 м<sup>3</sup>/рік;

Пральна машина: 6 м<sup>3</sup>/рік;

Кран для миття (прибирання): 1 м<sup>3</sup>/рік;

Кількість проживаючих в будинку людей: 4 людини;

$$4 \text{ люд.} \cdot 21 \text{ м}^3/\text{рік} = 84 \text{ м}^3/\text{рік};$$

Потреби на полив саду (на кожні 100 м<sup>2</sup>): 6 м<sup>3</sup>/рік

Сад площею 250 м<sup>2</sup>:

$$250 \text{ м}^2 \cdot 6 \text{ м}^3/\text{рік} / 100 \text{ м}^2 = 15 \text{ м}^3/\text{рік}$$

Сумарні потреби на будинок і полив саду:

$$84 \text{ м}^3/\text{рік} + 15 \text{ м}^3/\text{рік} = 99 \text{ м}^3/\text{рік};$$

Щоденні потреби: сумарні потреби / 365 дн.;

$$99 \text{ м}^3/\text{рік} / 365 \text{ дн.} = 0,271 \text{ м}^3/\text{день}$$

3. Розрахунок резервуара

Досвід показує, що об'єм резервуара для зберігання 2-3 тижневого запасу води є оптимальним. Більший обсяг призводить до погіршення якості води, менший – до більшого використання питної води.

Щоденні потреби м<sup>3</sup> x 15 днів = потрібний об'єм резервуара, м<sup>3</sup>

$$0,271 \text{ м}^3/\text{день} \times 15 \text{ днів} = 4 \text{ м}^3 \text{ обсяг накопичувального}$$

резервуара.

**Висновки.** Таким чином, важливими екологічним і економічним перевагами зелених покрівель в сучасних урбоценозах є: зменшення кількості стічних вод за рахунок випаровування і вбирання вологи рослинами; поліпшення якості стічних вод за рахунок природної фільтрації; зменшення навантаження на зливові каналізації за рахунок зниження швидкості водного потоку. Очищена дощова вода з зелених покрівель може збиратися в резервуари і використовуватися для технічних потреб. Для збору дощової води з інтенсивної плоскої покрівлі площею 200 м<sup>2</sup> для сім'ї з 4 осіб необхідний резервуар об'ємом 4м<sup>3</sup>(річна кількість опадів для даного регіону – 524 мм/рік). При цьому сумарні потреби на будинок і полив саду складають 99 м<sup>3</sup>/рік, а щоденні потреби - 0,271 м<sup>3</sup>/день.

### Список літератури

1. *Титова Н.П.* Сады на крышах. М.: «ОлмапрессГранд», 2003. 112 с.
2. *Ткаченко Т.Н.* Возможность создания энергоэффективных экологически чистых зеленых технологий в условиях Украины // Строительство, материаловедение, машиностроение: сб. научн. трудов. Вып. 81. Приднепр. гос. академия стр-ва и архитектуры. Днепропетровск, 2015. С. 256-260.
3. *Плоский В.О., Ткаченко Т.М., Мілейковський В.О., Дзюбенко В.Г.* Моделирование термического опору трав'яного шару зеленої покрівлі // Вісник національного університету «Львівська політехніка», серія: «Теорія і практика будівництва». № 844. С.158-163.
4. *Кордюков П.С.* Сад на крыше. Инновационный метод воздействия на экологическое состояние окружающей среды города // Наука о земле. № 2, 2012. С.93-97.
5. *Wilo* – Использование дождевой воды. Справочное пособие, 04/2016. 50 с.
6. *ДБН В.2.6-14-97* (с поправкой, опубликованной в журнале «Будівництво України», 2002, № 4, с.42). К,1998. 108 с.

*Надійшло до редакції 22.11.2016*

Д.В. УНГУРЯНУ, кандидат технических наук  
В.А. ВИРЛАН, аспирант  
Технический университет Молдовы, Кишинев

## СИСТЕМЫ ЕСТЕСТВЕННОЙ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ КОММУНАЛЬНЫХ СТОЧНЫХ ВОД В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНЫХ ФИЛЬТРАХ (ФИТОФИЛЬТРАХ)

*Розглядаються відносно нові технології біологічного природного очищення стічних вод у штучних плавнях тобто у фітофільтрах з горизонтальним та вертикальним рухом води. Наведено описання рекомендованих процедур до проектування їх складових компонентів.*

**Ключові слова:** природне біологічне очищення стічних вод, штучні плавні, горизонтальні та вертикальні фітофільтри.

*Статья относится к одной из относительно новых технологий естественной/экстенсивной биологической очистки сточных вод в искусственных плавнях, в частности в фитофильтрах с горизонтальным и/или вертикальным направлением движения очищаемой воды. В статье приводится описание систем очистки в фитофильтрах, а также рекомендации по их проектированию.*

**Ключевые слова:** естественная биологическая очистка сточных вод, искусственные плавни, фитофильтры, горизонтальные и вертикальные фитофильтры.

*The paper to report on the relatively new natural/extensive biological wastewater treatment in constructed wetlands, particularly in reed bed filters with horizontal and/or vertical flows. In this work is described the extensive wastewater treatment fitofilters system and the proceeding of design and engineering of their component parts.*

**Key words:** natural biological wastewater treatment, constructed wetlands, reed bed filters, vertical subsurface fitofilters, horizontal subsurface fitofilters.

### **Введение**

Настоящая работа относится к одной из относительно новых технологий естественной/экстенсивной биологической очистки сточных вод – к системам очистки в искусственных плавнях, в частности, в почвенно-растительных фильтрах (фитофильтрах) с высшей водной растительностью, а именно в горизонтальных и/или вертикальных подпочвенных фитофильтрах.

Системы естественной очистки основаны на процессах самоочищения в водной среде и в почвах путем седиментации, фильтрации, биологического

разложения и под действием солнечного излучения. Биологические процессы самоочищения сточных вод в таких системах происходят благодаря жизнедеятельности микроорганизмов, особенно бактерий прикрепленных на твердой подложке – стеблях растений и их корневищах.

Системы естественной биологической очистки в искусственных плавнях воспроизводят процессы самоочищения природных экосистем и включают ряд дополнительных средств с учетом разнообразия видов высшей водной растительности и почв:

- системы свободного движения сточной воды по поверхности – биологические пруды;

- системы ирригации энергетических растительных культур – поля орошения;

- системы фильтрации сточной воды под воздушной поверхностью фильтрующих почв – подпочвенные поля фильтрации с горизонтальным либо вертикальным потоком воды и засаженные макрофитами – фитофильтры, составляющие предмет настоящей статьи.

Системы экстенсивной биологической очистки сточных вод по определению занимают большие площади, чем интенсивные системы (аэротенки, биофильтры и их различные модификации и комбинации, использующие взвешенную и/или прикрепленную микрофлору выращенную и поддерживаемую искусственным способом), применяемые почти повсеместно в населенных пунктах имеющих централизованные системы канализации и не только. Однако экстенсивные системы, как правило, требуют меньших капиталовложений, а условия их работы/эксплуатации являются более легкими, гибкими и экономичными по затратам энергии.

Настоящая статья относится к фитофильтрам, предназначенным для автономной биологической бытовых сточных вод и, возможно, их смеси с промстоками содержащими аналогичные органические биоразлагаемые загрязнения, преимущественно предприятий пищевой промышленности. В принципе фитофильтры могут служить как в качестве единственной /самостоятельной ступени очистки в составе канализационных очистных сооружений, так и конечной ступени очистки или доочистки, в случае необходимости. Они могут обеспечивать удаление из сточных вод взвешенных веществ (ВВ) и органических загрязнений (ХПК и БПК), а в благоприятных условиях и нитрификацию аммонийного азота. В целом, фитофильтры могут обеспечивать и дезинфекцию сточных вод, но на данном этапе пока невозможно предложить конкретные рекомендации из-за недостатка соответствующих данных. Кроме того, при использовании фитофильтров невозможно гарантировать удаление из сточных вод соединений фосфора, для этого, при необходимости, следует предусмотреть дополнительную ступень очистки, предпочтительно химическое осаждение.

#### **Фитофильтры. Концепция и практическое применение**

В фитофильтрах реализуются различные механизмы очистки, включая:

а) *физические*, путем фильтрации сточной воды в пористой среде фильтрующего материала и корневой системы (удаление взвешенных веществ);

б) *химические*, путем осаждения, адсорбции, разложения благодаря УФ-облучению (уничтожение вирусов и патогенных бактерий) и реакций окисления-восстановления (удаление металлов);

в) *биологические*, благодаря развитию преимущественно прикрепленных а также свободноплавающих бактерий, осуществляющих биохимическое разложение органических загрязнений (ХПК и БПК), нитрификацию в аэробных зонах и денитрификацию – в анаэробных.

Таким образом, в фитофильтрах очистка сточных вод происходит в соответствии с принципом биологической очистки, преимущественно аэробной, проходящей в фильтрующей среде; при этом фильтрующий слой не промывается и не обновляется/регенерируется.

Фитофильтры являются предпочтительными сооружениями среди других сооружений естественной биологической очистки сточных вод в сельских местностях с небольшим количеством населения. Различают два типа фильтров засаженных макрофитами (фитофильтров): с вертикальным и горизонтальным направлением движения воды (рис. 1 а,б), при чем уровень воды в фильтрующем слое находится ниже воздушной поверхности, а фильтрующая загрузка предпочтительно состоит из гальки и песка, которые составляют пористую среду.

Фитофильтры состоят из следующих зон:

а) питания или ввода/поступления-распределения исходной сточной воды;

б) засаженной макрофитами, предпочтительно тростником (основная, рабочая);

в) сбора и выпуска очищенной воды.

Составные части этих зон включают: входные распределительные устройства исходной воды; фильтрующую загрузку с разными крупностью частиц и гидравлической проводимостью; засаженные и укорененные в фильтрующем слое макрофиты; микрофлору, состоящую из аэробного и анаэробного бактериального населения, позвоночных и беспозвоночных; поток очищаемой сточной воды, движущийся через фильтрующую загрузку и корневую систему растений; дренажные или сборно-выпускные устройства для очищенной сточной воды.

Растения/макрофиты в водной среде представляют элемент накопления питательных/биогенных веществ, а потребление загрязнений сточной воды связано с ростом растений и их воспроизводством. Сбор/покос растений ведет к постоянному и окончательному удалению ассимилированных загрязнений в системе фитофильтров. В водной толще фильтров стволы и корни растений служат опорой/поверхностью для прикрепления микробной популяции(био пленки). Растения способны переносить кислород и другие газы из атмосферы в воду через корневую систему.



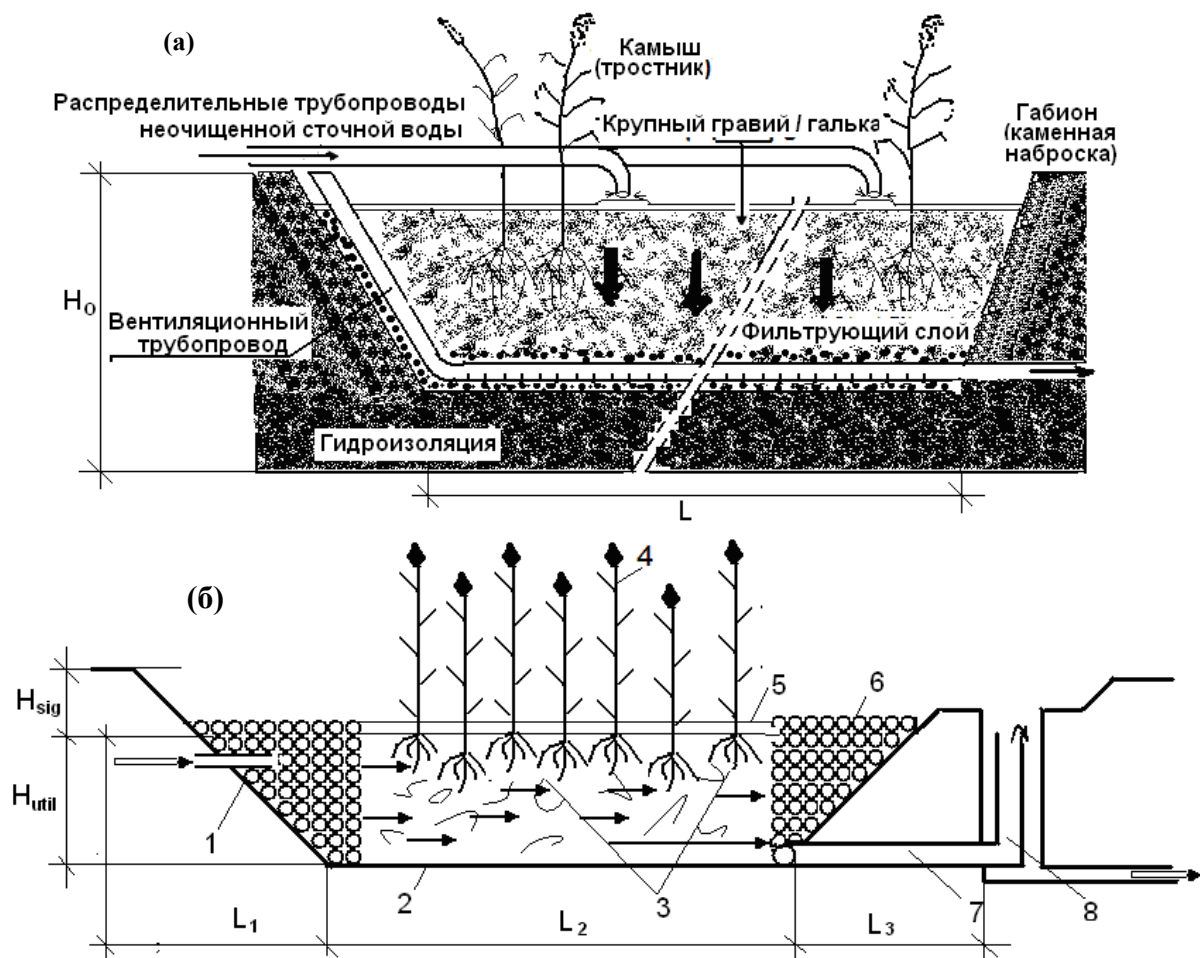


Рис.1. Фитофильтры: **(а)** с вертикальным направлением движения воды;  
**(б)** с горизонтальным направлением движения воды:  
**1,6** – габионы; **2** – гидроизоляция; **3** – фильтрующий слой комбинированный с  
корневой системой растений; **4** – макрофиты (тростник); **5** – воздушная поверхность  
фильтрующей загрузки; **7** – трубопровод для отвода очищенной воды; **8** – гибкий  
шланг для регулирования уровня воды в фильтре

Фильтрующие материалы включают щебенку, гравий, гальку, песок и различные фильтрующие почвы взятые по отдельности и расположенные послойно или в их комбинации друг с другом. Фильтрующая загрузка размещается на непроницаемой основе для предотвращения инфильтрации в подземные воды и для возможности обеспечения контроля уровня воды в фильтрующем слое фитофильтров. Сточная вода протекает/движется через фильтрующий слой, очищаясь при контакте с поверхностью фильтрующего материала и корней растений, покрытой биопленкой.

Эффективность процессов протекающих в фитофильтрах зависит от температуры и времени пребывания сточных вод в фитофильтре. Большая длительность контакта увеличивает удаление многих видов загрязнений, при высоких температурах (более 15°C) эффективность процессов очистки также более высокая.

Фитофильтры с горизонтальным потоком воды лучше сочетаются с неблагоприятным/суровым климатом, в то время как фитофильтры с вертикальным потоком более чувствительны к холоду.

Рекомендуемая форма фитофильтров в плане близка к прямоугольной. Максимальная площадь одной карты/площадки фильтров не должна превышать примерно 500 м<sup>2</sup>, во избежание сложностей связанных с равномерным распределением очищаемой сточной воды.

### **Технологические схемы очистки сточных вод в фитофильтрах**

Фитофильтры проектируются и строятся таким образом, чтобы водная растительность характерная для искусственных плавней более эффективно осуществляла очистку сточных вод, чем природные плавни. Они представляют собой экологический вариант вторичной и третичной очистки коммунальных сточных вод.

В случае коммунальных сточных вод фитофильтры могут следовать и за традиционными процессами очистки в качестве завершающей/дополнительной ступени очистки. Различные типы фитофильтров могут эффективно очищать сточные воды на первичной, вторичной или третичной ступенях. Более того, фитофильтры могут быть предусмотрены в одну, две и более ступеней что может увеличить как степень очистки, так и надежность эксплуатации очистных сооружений.

В зависимости от конфигурации и рельефа местности где расположены фитофильтры может применяться или отсутствовать перекачка сточных вод насосами. Как уже было отмечено, фитофильтры могут предусматриваться для вторичной либо третичной очистки, после предварительной ступени механической очистки в септиках или других установках комбинированного первичного отстаивания – сбразивания сырого осадка, а также после модульных компактных установок интенсивной/искусственной биологической очистки.

Технологическая схема очистных сооружений в составе фитофильтров (рис. 2) должна включать грубую механическую предочистку, состоящую из решеток с тонкими прозорами и жиросепараторов. В схему необходимо включить приемный уравнивающий резервуар расходов и концентраций загрязнений ввиду их больших колебаний в широком диапазоне в течение дня, а также в случае периодической/прерывистой подачи очищаемых сточных вод на фильтры. При применении очистки в вертикальных фитофильтрах в технологической схеме могут отсутствовать первичные отстойники.

Удаление биоразлагаемых органических загрязнений представленных в коллоидной и растворенной формах предусматривается путем естественной биологической очистки в фитофильтрах одновременно с частичным удалением бактериологических загрязнений (патогенных микроорганизмов и яиц гельминтов).

Основное различие между естественной и искусственной биологической очисткой состоит в отсутствии в первой образования биологического ила и необходимости его обработки.



Рис.2. Технологическая схема экстенсивной биологической очистки сточных вод в фитофильтрах (фильтрах, засаженных макрофитами)

Вторичная биологическая очистка с фитофильтрами может состоять из одной или нескольких карт расположенных как параллельно, так и последовательно, то-есть в одну или несколько ступеней. Ступени, в свою очередь, могут быть составлены как из одноименных, так и из разных типов фитофильтров (горизонтальных и /или вертикальных), в последнем случае они носят название “гибридных” сооружений (рис. 3).

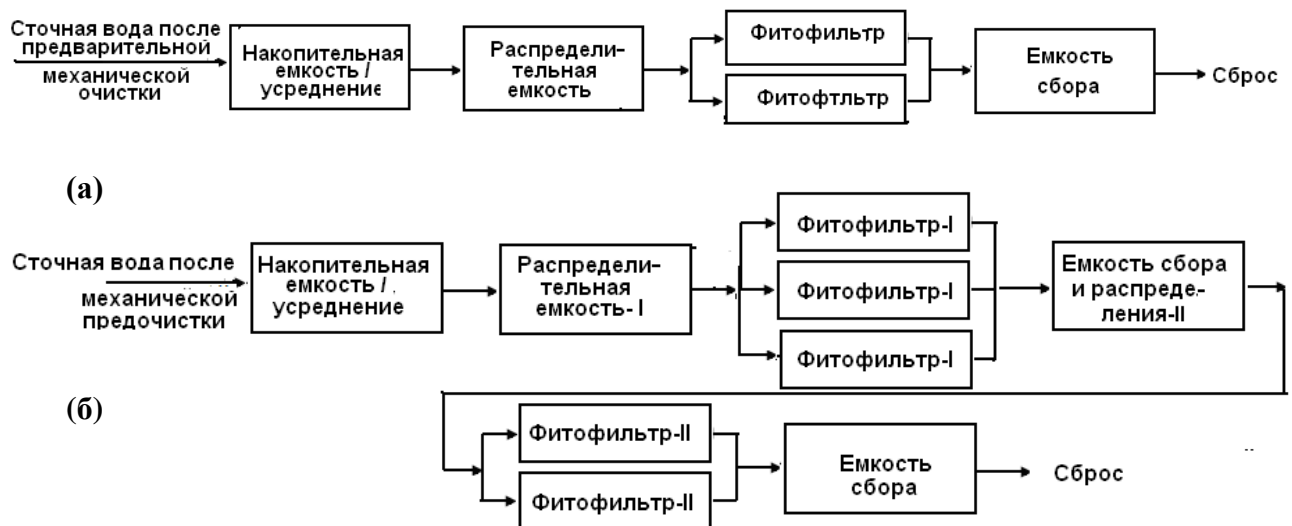


Рис.3. Технологическая схема естественной/экстенсивной биологической очистки сточных вод в фитофильтрах (а) с одной ступенью очистки, (б) с двумя ступенями очистки

### Вертикальные фитофильтры, устройство и работа

Очистные сооружения с фитофильтрами с вертикальным направлением движения очищаемой сточной воды, как правило, включают две последовательные ступени, каждая из которых состоит из двух или трех параллельных фильтров, работающих поочередно (возвращаясь в работу по очереди). Целью такого чередования является предотвращение заиливания фильтров, так как во время перерывов достигается минерализация накопившихся органических веществ. Длительность перерыва для первой ступени примерно в два раза превышает время работы/подачи сточных вод, что делает необходимым предусматривать три параллельных карты. Для

второй ступени время работы и перерыва примерно одинаковы и поэтому можно предусмотреть две параллельные карты (рис. 3). Чередование/оборот фильтров, как правило, производится каждые 3-4 дня. Фильтры первой ступени загружаются исключительно галькой/гравием, в фильтрующем слое которых процессы аэрации путем диффузии из атмосферного воздуха являются более интенсивными, чем в слое песка.

Таким образом, периодическое и чередующееся питание вертикальных фитофильтров улучшает эффективность очистки и способствует продлению гидравлической проницаемости фильтрующего материала.

Фитофильтры с вертикальным потоком питаются с поверхности путем равномерного распределения по всей площади и сточная вода стекает, просачиваясь через фильтрующий слой. Первоначально вода подвергается фильтрации, в результате чего происходит физическое задержание взвешенных веществ на поверхности фильтров с образованием слоя осадка. Биологическое разложение растворенных органических загрязнений происходит в ненасыщенном фильтрующем слое с помощью микробной биомассы прикрепленной на твердой подложке, а также на слое осадка отложившегося/аккумулированного в поверхностном слое фильтров. В первой ступени происходит в основном снижение БПК и частичная нитрификация. Вторая ступень завершает удаление БПК и дополняет нитрификацию в той степени в которой условия насыщения кислородом (оксигенация), температура и pH это позволяют.

Растворение/снабжение кислородом процесса аэробной очистки (оксигенация) обеспечивается при периодическом затоплении благодаря явлению конвекции при движении воды сквозь фильтрующий слой и диффузии газов из атмосферы через соприкасающуюся с воздухом поверхность когда поры слоя пусты/свободны от воды. Помимо этого, важную роль в оксигенации фильтрующей загрузки путем диффузии играют дренажные трубопроводы находящиеся в контакте с атмосферой благодаря системе вентиляции (рис. 1а). Аэробные условия, доминирующие в вертикальных фитофильтрах, не способствуют денитрификации. Дефосфатирование также не достигается в полной мере как из-за слабой абсорбционной способности фильтрующего материала (он является кремнистым), так и вследствие невысокой степени его ассимиляции растениями, учитывая применяемые нагрузки. Обеззараживание/дезинфекция также является недостаточной из-за небольшого времени пребывания сточной воды в фитофильтрах с вертикальным потоком.

Избежание заиливания фильтрующего слоя из-за избыточного роста бактериальной биомассы обеспечивается ее автоокислением в течении фазы перерыва в питании водой вертикальных фитофильтров.

Роль макрофитов, в основном тростника, в вертикальных фитофильтрах первой ступени является преимущественно механической. В них происходит развитие густой массы ствол/стеблей, произрастающих из узелков корневищ (подземные стебли), которые пронизывают слой ила

образованного на поверхности фильтров. Стебли и корневища создают пути/каналы которые продлеваются до дренажного слоя фильтров, благодаря чему не происходит заиливания фильтров даже в случае подачи на фильтры неочищенной сточной воды, без предварительного отстаивания.

В осадке накопившемся на поверхности вертикальных фитофильтров развивается микробная биомасса которая способствует минерализации органической составляющей осадка примерно на 65%. В результате образуется слой стабилизированного осадка толщиной около 15 мм в год, который представляет собой своеобразный биофильтр, сохраняющий хорошую фильтруемость. Очищающее действие такого слоя осадка дополняет действие основного фильтрующего слоя, создавая в фитофильтрах тенденцию повышения эффективности очистки по мере их «старения».

### **Горизонтальные фитофильтры, устройство и работа**

Фитофильтры с горизонтальным потоком питаются сточной водой, как правило, непрерывно и характеризуются полностью насыщенным водой фильтрующим слоем благодаря сифонной системе расположенной на выходе/при сбросе очищенной воды, что позволяет, кроме того, регулировать высоту водного слоя в фильтре. Структуры в виде габионов, расположенных на входе и выходе из фильтров, позволяют осуществлять равномерное распределение исходной сточной воды и сбор очищенной воды по всему поперечному сечению фитофильтров (рис. 1 б). Такой тип фитофильтров более чувствителен в отношении заиливания, чем вертикальные фильтры, и поэтому они должны питаться сточной водой из которой предварительно удалены взвешенные вещества или прошедшей первую ступень очистки в вертикальных фитофильтрах.

Снабжение аэробных процессов протекающих в горизонтальных фитофильтрах происходит в основном кислородом, выделяемым корневой системой растений – макрофитов, и, в небольшой степени, путем диффузии газов из атмосферы в верхнюю ненасыщенную часть фильтрующего слоя, соприкасающуюся со слоем воды. Поэтому вклад кислорода, приходящегося на единицу поверхности горизонтальных фитофильтров намного меньше такового в вертикальных фитофильтрах и, следовательно, их поверхность должна устанавливаться и изменяться в зависимости от поставленных задач и целей их использования, учитывая также степень очистки сточной воды в предшествующих сооружениях.

Сравнительно небольшой вклад кислорода в горизонтальных фитофильтрах сдерживает прохождение аэробных процессов и, соответственно, развитие аэробных гетеро- и автотрофных бактерий и, как следствие, ограничивает степень удаления БПК и особенно окисления соединений азота. Поэтому фитофильтры с горизонтальным потоком рекомендуется преимущественно в качестве второй ступени, после вертикальных фитофильтров.

## Роль макрофитов

Макрофиты, помимо эстетического вида и механической роли, косвенно способствуют разложению органических загрязнений, содержащихся в неочищенной сточной воде: рост / развитие корней и корневищ позволяет поддерживать или регулировать исходную гидравлическую проводимость фильтрующего слоя фитофильтров; кислород, вводимый благодаря фотосинтезу в растениях, переносится к верхушкам корней, обеспечивая аэробную среду в соседних зонах; рост корневой системы увеличивает площадь как прикрепления развивающихся микроорганизмов (биопленки), так и реакций осаждения; ткань корней и их экссудат представляют ниши, удобные для передвижения микроорганизмов, это явление связано с хорошо известной в агрономии концепции под названием "ризосфера"; метаболизм растений связан с поглощением питательных веществ, влияющих на очистку в зависимости от поверхности; лиственный покров защищает воздушную поверхность от высыхания в летнее время, влияя таким образом, посредством развивающихся бактерий, на минерализацию органического вещества; суммарное испарение летом приводит к существенному снижению расхода очищенной сточной воды выпускаемой / сбрасываемой в водоем-приемник; в зимний период опавший лиственный покров снижает отрицательное воздействие низких температур в холодное время года.

Благодаря корневой системе макрофитов, в более общем плане фильтровальная среда фитофильтров обладает более широким спектром видов (бактерии, простейшие, беспозвоночные), активность которых зависит от нагрузки сточных вод и условий снабжения кислородом. Все эти микроорганизмы также участвуют в качестве конкурентов и потребителей при снижении патогенной популяции, но это снижение также зависит и от времени пребывания сточной воды в теле фитофильтров.

**Проектирование фитофильтров.** Наиболее распространенным способом определения размеров фитофильтров в международной практике является применение нормативной удельной площади, приходящейся на условного жителя. Основные величины удельной площади рекомендуемые в специальной литературе для **фитофильтров с вертикальным потоком:**

- для определения общей полезной площади – 2...2,5 м<sup>2</sup>/жителя;
- для определения площади первой ступени – 1,2...1,5 м<sup>2</sup>/жителя;
- для определения площади второй ступени – 0,8...1,0 м<sup>2</sup>/жителя.

Указанные величины применимы для постоянно проживающего населения.

Они установлены таким образом, чтобы необходимая степень очистки достигалась и в зимнее время, менее благоприятное для биологических процессов очистки сточных вод. Достигаемая в летнее время степень очистки показывает что фитофильтры способны выдержать более высокие нагрузки и при этом удельная площадь может быть снижена до 1 м<sup>2</sup>/жителя.

Площадь поверхности **фитофильтров с горизонтальным потоком** зависит от концентрации загрязнений в очищаемой воде. Рекомендуемые удельные площади для двух типов предочистки следующие:

- при использовании для предочистки отстойников – сбраживателей – 5 м<sup>2</sup>/жителя;
- при использовании в качестве первой ступени вертикальных фитофильтров – 2...3 м<sup>2</sup>/жителя.

Для равномерного распределения исходных сточных вод с содержанием взвешенных веществ (в отсутствии первичных отстойников) по поверхности **вертикальных фитофильтров** подача должна производиться с расходом превышающим поступление воды на очистные сооружения. Это требует предусмотрения подачи исходной воды из резервуара-усреднителя с довольно длительным накоплением в нем, за которым следуют короткие периоды затопления фильтров большими расходами воды (0,5...1,5 м<sup>3</sup>/м<sup>2</sup>.час). При этом затопляемый объем, приходящийся на каждую карту, должен обеспечить слой воды толщиной от 2 до 5 см, распределенный равномерно по поверхности затопляемой им работающей площадки.

Первая ступень фитофильтров с вертикальным потоком проектируется с фильтрующим материалом исключительно из гравия/галки в три слоя крупностью частиц от 3 до 80 мм. Дренажный слой высотой 10...20 см имеет крупность частиц от 20 до 60 мм. Материал верхнего слоя фитофильтров второй ступени составляет песок. Его роль состоит в задержании взвешенных веществ. Если необходима высокая степень нитрификации может быть предусмотрен дополнительный слой мелкой галки с размером частиц от 2 до 8 мм.

Для сбора очищенной сточной воды в дренажном слое предусматриваются дренажи из перфорированных труб диаметром не менее 100 мм. Концы дренажной системы должны быть соединены с атмосферным воздухом.

Удаление осадка с поверхности вертикальных фитофильтров первой ступени предусматривается с периодичностью около одного раза в 10...15 лет. Такой осадок хорошо стабилизирован и не подвергается более сбраживанию.

В случае **фитофильтров с горизонтальным потоком** для обеспечения непрерывного равномерного поступления исходной сточной воды должны быть предусмотрены распределительные устройства в виде желобов с водосливной стенкой со строго горизонтальной кромкой или перфорированных трубопроводов, по всей ширине фильтра. Проектирование геометрии площадок/карт фитофильтров должно основываться на гидравлической проницаемости фильтрующего материала через который сточная вода проходит по горизонтали вдоль фильтра, в соответствии с законом Дарси. Если фитофильтры питаются отстойной сточной водой рекомендуется использовать фильтрующий материал с крупностью частиц от 4 до 8 мм. Для фитофильтров расположенных после вертикальных

фитофильтров можно использовать более мелкие частицы – от 1 до 4 мм. Устройство выпуска очищенных сточных вод должно обеспечить сохранение уровня воды в фильтрующем слое по меньшей мере на 5 см ниже световой поверхности загрузки. Дренаж диаметром 100 мм предусмотрен для сбора очищенной воды в выпускном габионе. Устройство выпуска может быть снабжено трубопроводом с поворотным коленом или гибким шлангом с верхним концом установленным на регулируемой высоте.

### **Заключение**

В соответствии с опытом накопленным в течение 1980-2014 годов в различных странах ЕС, правильно спроектированные и построенные фитофильтры обеспечивают соблюдение требований Директивы ЕС об очистке городских сточных вод в отношении удаления взвешенных веществ (ВВ) и органических загрязнений (ХПК и БПК), при этом данные показатели указывают степень очистки более 80-90%, в зимний и летний период, соответственно.

Что касается очистки от биогенных элементов (N и P) фитофильтры с одной ступенью обеспечивают только частичное снижение этих элементов, а патогенные бактерии снижаются на 1-3 log.

Более высокую степень биологической очистки, по данным специальной литературы, обеспечивают фитофильтры в две ступени: а) в фильтрах с вертикальным потоком – «французская» система или б) «гибридная» система – на первой ступени вертикальные и на второй – горизонтальные фитофильтры. Такая технология может обеспечить нитри – денитрификацию, а для удаления фосфора и достаточной дезинфекции сточной воды необходима более глубокая очистка путем химического дефосфатирования и специальная дезинфекция в прудах отстаивания или УФ – облучением.

### **Список литературы**

1. *Свод Правил* СР G 03.01: 2016. Системы биологической очистки сточных вод в почвенно-растительных фильтрах (фитофильтрах). МРРС, Кишинев, 2016. 45 с.
2. *ONORM B 2505* (2009) –Subsurface flow constructed wetlands – applications, design, construction and operation. Vienna, Austria. 22 p.
3. *Kadlec R.K., Wallace S.D.* Treatment wetlands, Second edition. CRC press, Taylor and Francis Group, New York, 2009. 965 p.
4. *Code of good practices. Constructed wetlands* (CEE Project, Flemish Government HON/002/07). Deun R.V., Dyck M.V., Geel, Belgium, 2010. 56 p.
5. *Mazoni M.* Linee guida per la progettazione e gestione di zone umide artificiali per la depurazione dei reflui civili. Arpat, Firenze, 2005. 88 p.
6. *Vymazal J.* Constructed wetlands for wastewater treatment. Five decades of experience. *Environmental Science and Technology*, 2011, 45: P.61-69.
7. *UN-HABITAT.* Constructed wetlands manual. 2008.102 p.

*Надійшло до редакції 22.11.2016*



Т.П. ХОМУТЕЦЬКА, кандидат технічних наук

В.С. МАЛЕЦЬКИЙ, аспірант

Київський національний університет будівництва і архітектури

## ВИБІР РАЦІОНАЛЬНОЇ СХЕМИ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ВОДОЮ МАЛИХ ОБ'ЄКТІВ ВОДОПОСТАЧАННЯ

*Проаналізовано сучасний стан водопостачання в Україні, досліджено проблеми забезпечення ефективної роботи водопровідних систем за різними схемами, розглянуто шляхи їх вирішення.*

**Ключові слова:** водопостачання, водоспоживання, питна вода, водопровідна система, ресурсозбереження.

*Проанализировано современное состояние водоснабжения в Украине, исследованы проблемы обеспечения эффективной работы водопроводных систем по различным схемам, рассмотрены пути их решения.*

**Ключевые слова:** водоснабжение, водопотребление, питьевая вода, водопроводная система, ресурсосбережение.

*The article analyzes the current state water supply in Ukraine, the problems of ensuring the efficient operation water supply systems according to different schemes, the ways to solve them.*

**Keywords:** water supply, water consumption, drinking water, plumbing system, resource saving.

Як відомо, системи водопостачання класифікують за багатьма ознаками та застосовують різні схеми забезпечення споживачів водою, що у кожному конкретному випадку залежить від цілої низки факторів. Основними вимогами, які ставлять до систем водопостачання, є забезпечення подачі розрахункових витрат води під необхідним вільним напором і потрібної якості для всіх її споживачів при найменших витратах на будівництво та експлуатацію водопровідних споруд. Робота системи водопостачання повинна бути надійною, а експлуатація простою, з широким використанням механізації та автоматизації, при цьому не повинна порушуватись екологічна рівновага, що склалась у даному регіоні.

Досягти виконання поставлених вимог при проектуванні чи реконструкції систем водопостачання не завжди просто, оскільки необхідно проводити складні техніко-економічні порівняння можливих варіантів водозабезпечення, аналізуючи різні схеми подачі води споживачам з використанням тих чи інших споруд та враховуючи вплив негативних наслідків при зміні будь-яких показників роботи системи з часом. Тому важливими завданнями нині є вивчення сучасного стану водопостачання в

державі, аналіз проблем, пов'язаних із забезпеченням ефективної роботи діючих водопроводів, дослідження шляхів їх вирішення.

Аналіз сучасного стану водозабезпечення в Україні [1] показав наступне.

1. Близько 70% систем водопостачання базуються на використанні води з поверхневих джерел.
2. Зарегулювання стоку і значне антропогенне навантаження стало причиною суттєвого погіршення якості поверхневих вод. При цьому значно посилені вимоги нового ДСанПіН [2] щодо якості водопровідної води порівняно з попередніми нормативами. У таких умовах діючі технології водопідготовки з поверхневих джерел не завжди здатні забезпечити потрібну якість очищеної води.
3. Комунальним підприємствам притаманна велика зношеність основних фондів, насамперед, водопровідних мереж, що призводить до значних втрат і вторинного забруднення води.
4. Зміна норм і режимів водоспоживання в населених пунктах, а також характеристик водопровідних споруд гідравлічної взаємодії при експлуатації призводять до створення надлишкових тисків в системі водопостачання та зростання її аварійності, а також незабезпечення споживачів потрібними витратами і напорами води та збільшення матеріальних і моральних збитків.
5. Значна частина діючого насосного обладнання в Україні потребує заміни чи реконструкції, оскільки робота насосів перебуває поза межами їх рекомендованого застосування, тобто з низькими ККД і високим енергоспоживанням. Питомі витрати електроенергії на подачу води в Україні мають набагато вищі показники ніж в інших європейських державах.

Поліпшити ситуацію можна завдяки реконструкції споруд водопровідної системи з використанням раціональних схем, енергозберігаючих технологій і сучасного ефективного обладнання, матеріалів і засобів на всьому шляху транспортування води від водного джерела до споживача, а також шляхом оптимізації системи водопостачання на основі математичного моделювання роботи гідравлічно взаємодіючих споруд з урахуванням зміни їхніх характеристик протягом часу експлуатації, аналізу отриманих результатів розрахунку при різних можливих варіантах водозабезпечення та визначення економічно доцільних режимів роботи споруд з найменшим енергоспоживанням.

У великих населених пунктах при достатній потужності водних джерел, як правило, застосовують централізовані системи водопостачання, що призначені для забезпечення водою усіх категорій споживачів, розташованих у ньому, або їх переважної більшості. Зазвичай вони характеризуються значними обсягами водоспоживання, включають широкий перелік водоприймальних, водопідйомних, очисних, водонапірних і регулюючих споруд, водоводів, магістральних і розподільних мереж, установок енергопостачання, автоматизації, телемеханізації і зв'язку.

Для задоволення потреб у воді невеликих об'єктів і населених пунктів найчастіше проектують локальні системи водопостачання. Їх застосовують для обслуговування окремих будинків або групи будівель житлового та комунального призначення, невеликих окремо розташованих промислових підприємств, тваринницьких ферм та комплексів, залізничних вузлів тощо. Вони характеризуються наявністю своїх індивідуальних джерел водопостачання (переважно підземних вод), значною нерівномірністю водоспоживання протягом доби внаслідок малої кількості водоспоживачів, невеликою протяжністю водопровідних ліній та насиченістю обладнанням, відсутністю громіздких споруд для очищення і зберігання води, що значно зменшує будівельну вартість таких систем та спрощує експлуатацію.

Вода в підземному джерелі, як правило, має вищу якість порівняно з поверхневими водами, іноді взагалі не потребує очищення, що значно спрощує схему водопостачання (рис.1), коли воду із свердловини подають заглибним електронасосом у водонапірну башту, а від неї – в розвідну водопровідну мережу об'єкта водопостачання [3].

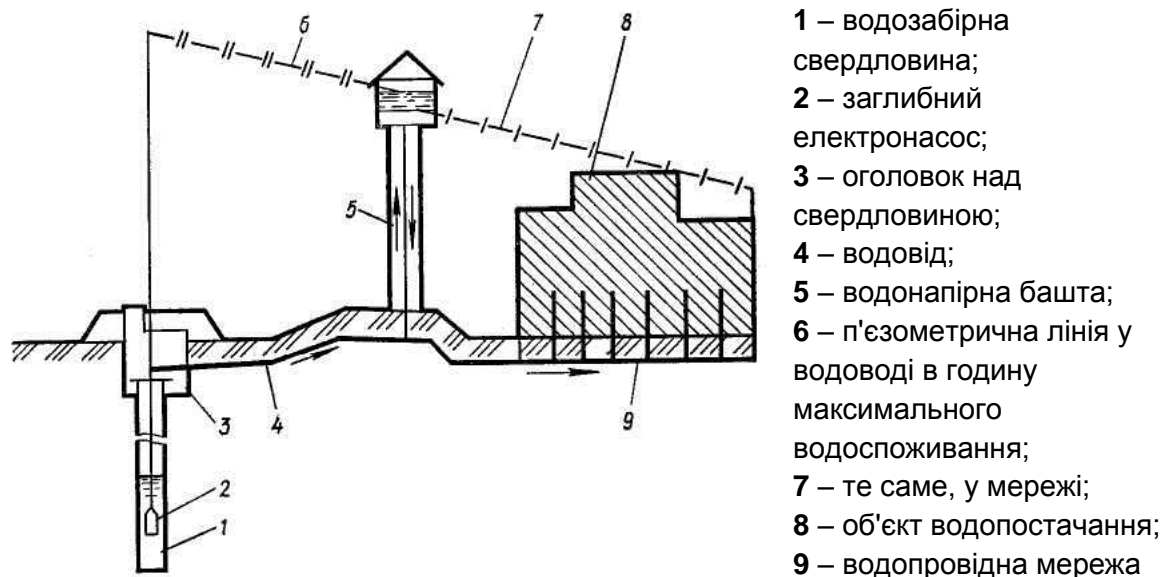


Рис. 1. Схема водопостачання із свердловини

При необхідності очищення підземних вод від заліза його доцільно здійснювати біологічним методом в напірних або баштових водознезалізнювальних установках (рис. 2), що мають такі переваги порівняно з аналогами: завдяки використанню залізобактерій у волокнистому завантаженні досягається висока ефективність очищення води від заліза (до 98%); надійність роботи, оскільки відсутні в конструкції сітки, що утримують пінополістирол від спливання і які, як показує практичний досвід, часто прориваються, що призводить до виносу гранул пінополістиролу; більші питома брудомісткість фільтра та тривалість фільтроциклу і менші витрати промивної води [3].

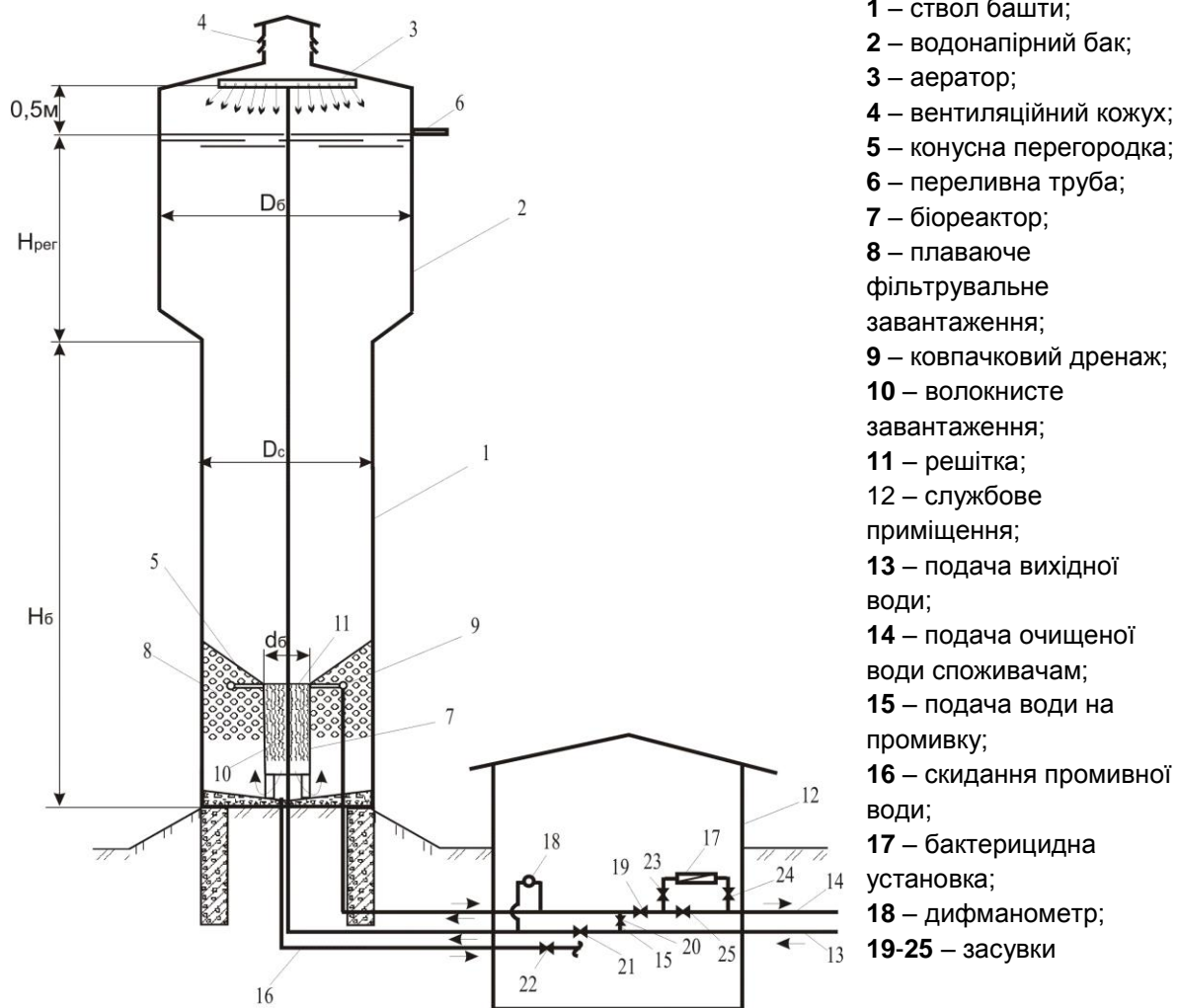
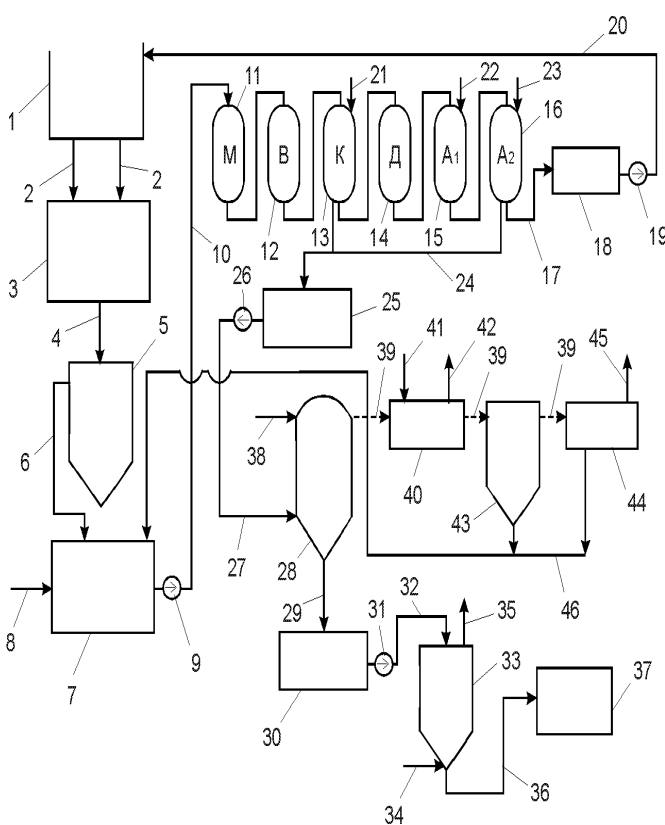


Рис. 2. Технологічна схема баштової водознезалізнювальної установки

Нині все частіше постають питання будівництва нових та виносу існуючих промислових підприємств за межі міст, що потребує створення для них повноцінного комплексу необхідних комунікацій та гарантування екологічної безпеки навколишнього середовища. Тому при забезпеченні водою промислових і сільськогосподарських підприємств великого значення набувають питання створення замкнених безстічних систем водопостачання.

У промисловості воду багаторазово використовують в таких основних циклах: термічному (охолодження, теплопередача); транспортному (гідротранспорт сировини, матеріалів, відходів); екстрагенному (розчинення, вилужування тощо). В основу принципів раціонального використання водних ресурсів у промисловості покладені водозберігаючі технологічні процеси, що виключають забруднення водних об'єктів шкідливими відходами. На рис.3 показано технологічну схему системи замкнутого водозабезпечення підприємства гальванічного виробництва. Вона призначена для забезпечення підприємства технічною водою при виключенні скидання високомінералізованих хромовміщуючих стоків [3]. В цій системі попередньо нейтралізовані стоки після усереднення надходять на установку попередньої

підготовки води, що складається з механічних (13) та вугільних (14) фільтрів, на яких вода очищається від механічних домішок. На фільтрах знесолення 13-16 вода остаточно звільняється від солей, накопичується в резервуарі 18 і насосом 19 по трубопроводу 20 подається в систему технічного водопостачання підприємства для використання на технологічні потреби виробництва. Регенерацію катіоно- і аніонообмінних фільтрів установки знесолення виконують за допомогою регенераційних розчинів, які подають по трубопроводах 21-23. Відпрацьований регенераційний розчин, що скидається по трубопроводу 24 в установку нейтралізації 25, вміщує переважно кальцієво-амонійну селітру. Цей розчин насосом 26 по трубопроводу 27 подається у випарювальний апарат 28, в який подають також природний газ по трубопроводу 38 для нагрівання розчину в апараті при згоранні газу і упарювання його до концентрації 60-70%. Випарений розчин скидається по трубопроводу 29 в збірний резервуар 30, звідки він насосом 31 по трубопроводу 32 подається у барабанну сушилку 33, в яку також підводять димові гази з котельної по трубі 34. Просушені азотні добрива скидають по трубі 36 в збірну ємність 37 для використання в сільському господарстві.



1 – виробництво; 2 – скидання кислотних та хромовміщуючих стоків; 3 – установка для реагентної очистки стоків; 4 – скидання нейтралізованих стоків; 5 – відстійник; 6 – освітлена вода; 7 – резервуар технічної води; 8 – подача свіжої води; 9 – насос; 10 – подача промислової води на іонообмін; 11 – механічний фільтр; 12 – вугільний фільтр; 13 – катіонітовий фільтр; 14 – декарбонізатор; 15-16 – катіонітові фільтри відповідно I-го і II-го ступеня; 17 – відведення знесоленої води; 18 – резервуар; 19 – насос; 20 – подача оборотної води на виробництво; 21, 22 і 23 – подача регенераційних розчинів; 24 – відведення регенераційних стоків; 25 – установка нейтралізації; 26 – насос; 27 – відведення стоків на випаровування; 28 – випарювальний апарат; 29 – скидання випареного розчину; 30 – збірник випареного розчину; 31 – насос; 32 – подача випареного розчину для сушіння; 33 – барабанна сушилка; 34 – підведення димових газів з котельної; 35 – випуск газів в атмосферу; 36 – скидання мінеральних добрив; 37 – збірник азотних добрив; 38 – подача природного газу; 39 – відведення паро-газової суміші; 40 – теплообмінний апарат; 41 – підведення оборотної води; 42 – відведення оборотної води; 43 – розподільник; 44 – фільтр волокнистий; 45 – випуск газів в атмосферу; 46 – відведення конденсату

Рис. 3. Схема безстічної системи водопостачання підприємства гальванічного виробництва

З випарювального апарату 28 гаряча паро-газова суміш подається в теплообмінник 40, в який підводять оборотну воду для її нагрівання по трубі 41 і відводять по трубі 42. З розподільника 43 конденсована вода відводиться в резервуар технічної води 7, а газу очищаються на волокнистому фільтрі 44 і випускаються в атмосферу по трубі 45. У резервуар технічної води 7 подають розрахункову кількість свіжої води по трубі 8 для компенсації технологічних втрат води на виробництві.

Впровадження на промислових підприємствах такої безстічної системи водопостачання дає можливість виключити скидання у водойми хімічно забруднених мінералізованих стоків, утилізувати відходи виробництва шляхом отримання з них азотних добрив і ефективно використати тепло димових газів котельної.

Підприємства по переробці сільськогосподарської продукції мають свої характерні особливості: їх стічні води, як правило, не токсичні і мають велику кількість органічних речовин, які після мікробіологічної переробки можна використовувати як добрива для підживлювання сільськогосподарських культур; розташування підприємств у сільській місцевості дає можливість використовувати для біологічної очистки стічних вод поля зрошення, поля фільтрації, біологічні ставки.

На рис.4 показано технологічну схему замкненої системи очищення і використання стічних вод на птахофабриці. В цій системі очищена стічна вода разом з необхідною кількістю природної води з річки 1 насосною станцією 2 по трубопроводу 3 подається на птахофабрику 4, з якої виробничі і побутові стічні води по трубопроводу 5 скидаються у двоярусні відстійники 6, де відбувається їх механічна очистка. Осівший мул насосною станцією 7 по трубопроводу 8 подається на поля для заорювання, а попередньо очищена вода по трубопроводу 9 скидається на поля фільтрації 13 або на біофільтри 10 в залежності від температурних умов. Після біофільтрів стічна вода подається для доочищення і використання на поля зрошення 12. З полів зрошення 12 її фільтрації 13 вода збирається дренажними трубами і по колектору 14 скидається в біоставок 15, повертається до насосної станції 2, або скидається в річку 1 в залежності від конкретних умов [3].

В цій системі використовується механічна і біологічна очистки стічних вод. Біологічне очищення базується на здатності деяких мікроорганізмів руйнувати для своєї життєдіяльності органічні речовини, які повністю мінералізуються, утворюючи азотнокислі та вуглекислі солі. В даній схемі ці процеси відбуваються в природних умовах (в теплу пору року на полях зрошення, фільтрації і в біоставку), а також на штучній інженерній споруді – біофільтрі.

У випадках дефіциту прісних вод та необхідності їх перекидання на великі відстані із водозабезпечених районів або за економічної недоцільності буріння для кожного населеного пункту окремих водозабірних свердловин проектується груповий водопровід (рис. 5), головні споруди якого розраховують на сумарну витрату води всіма її споживачами [3].

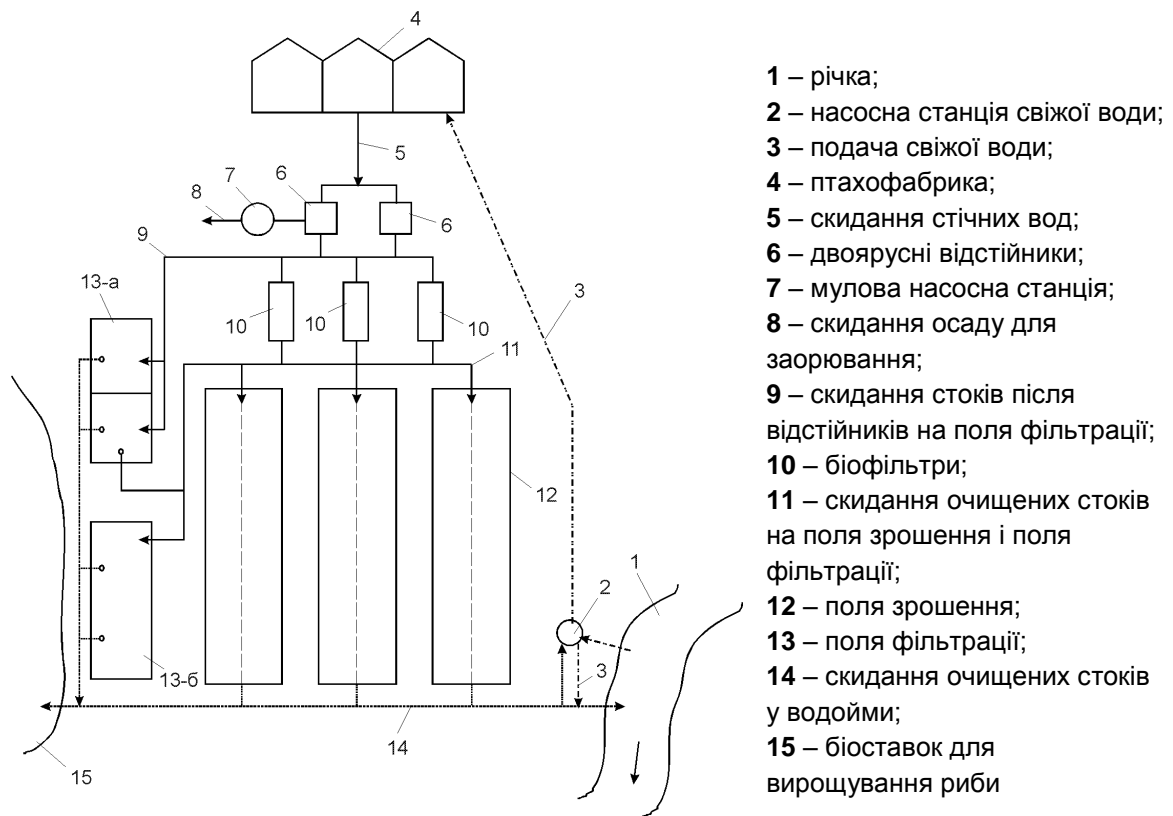


Рис. 4. Технологічна схема замкненої системи очищення і використання стічних вод на птахофабриці

Вода з багатоговодного, як правило, поверхневого джерела надходить на станцію водопідготовки для очищення і знезараження до нормативних показників, накопичується у підземних резервуарах, з яких насосами II-го підняття по магістральному водоводу подається у розвідну мережу. З метою підвищення напору в системі для віддалених споживачів споруджують насосні станції III, IV і вищих підняття, що залежить від довжини магістрального водоводу і рельєфу місцевості.

Такі водопроводи побудовані у Миколаївській (Казанковський), Дніпропетровській (Софіївський), Одеській (Кілійський та Татарбунарський), Запорізькій (Західний) областях. Однак, як показують дослідження, при експлуатації групових систем водопостачання в Україні можуть виникати серйозні проблеми, що призводять до зростання собівартості води та незабезпечення її належної якості у споживачів, нанесення моральних та матеріальних збитків. Прикладом може слугувати складна ситуація, що склалася на Західному груповому водопроводі, який було запроєктовано і побудовано з метою забезпечення сільських населених пунктів Запорізької області, що користуються мінералізованою або привізною водою, централізованим водопостачанням, в якому питна вода відповідала б сучасним нормативним вимогам [4].

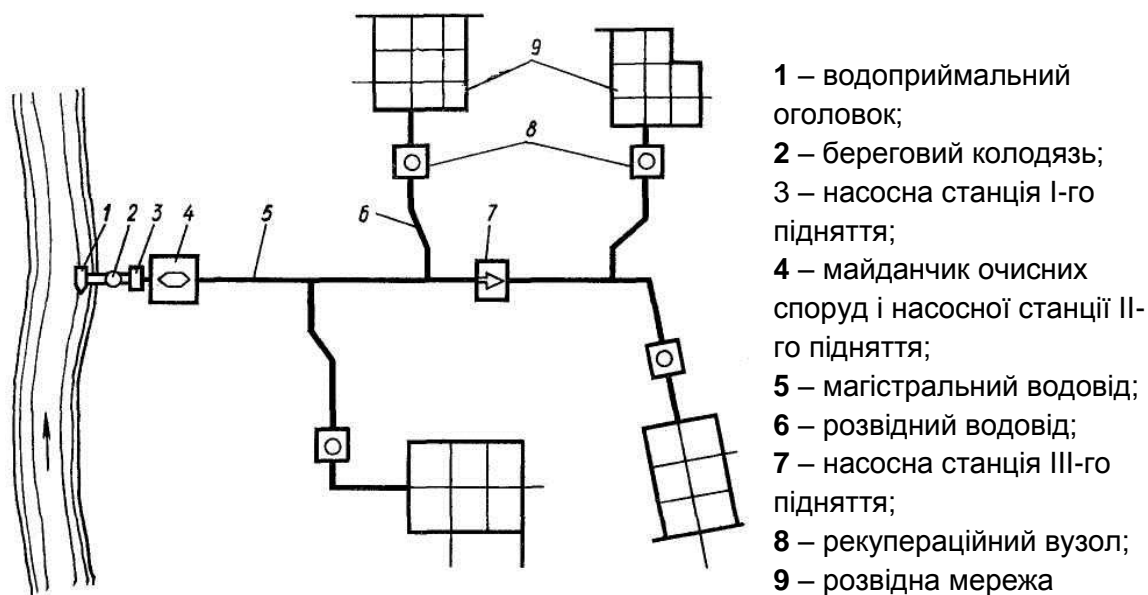


Рис. 5. Принципова схема групового водопроводу

Джерелом водопостачання цього водопроводу з передбаченою проектом загальною продуктивністю 200 тис. м<sup>3</sup>/добу служать поверхневі води Дніпра, що надходять з Каховського магістрального каналу. Розпочате у 1986 році будівництво водопроводу було призупинено у 1996 році через нестачу коштів. Нині експлуатується комплекс водозабірних споруд з насосною станцією 1-го підняття, водоочисні споруди, РЧВ і насосна станція 2-го підняття, що подає воду по напірному водогону в одну нитку діаметром 1420 мм до камери переключень подачі води на м.Мелітополь та діаметром 1220 мм на решті шляху магістральної лінії у напрямку до м.Бердянськ. На даний час продуктивність водозабірних і водоочисних споруд становить 75 тис. м<sup>3</sup>/добу, а загальна довжина водоводу складає 175 км.

Через значно нижчі порівняно з проектом обсяги води, що подається водоводом, невеликою є і швидкість руху води в ньому, а тому внаслідок значної протяжності лінії тривалість перебування води в трубах на шляху до кінцевих споживачів досягає 8 діб. Щоб досягти достатнього знезаражуючого ефекту під час тривалого транспортування води у неї необхідно подавати підвищені дози хлору, що призводить до утворення шкідливих хлорорганічних домішок та підвищення агресивності (нестабільності) води. В таких умовах відбувається корозія внутрішньої поверхні сталевих труб, що з одного боку викликає руйнування цих труб, а з іншого призводить до вторинного забруднення очищеної води продуктами корозії. При цьому значно погіршуються властивості води за показниками каламутності, кольоровості, загального вмісту заліза, що вимагає повторного очищення води на очисній станції м.Бердянськ, а отже, призводить до суттєвого подорожчання 1 м<sup>3</sup> очищеної води. Через велику вартість води 24 сільські населені пункти і селище Якімівка відмовляються брати воду із Західного групового водопроводу та використовують для своїх потреб високомінералізовану воду



із свердловин. Отже на даний час споживачем води являється лише м.Бердянськ після додаткового очищення на власних очисних спорудах, а також селища Приморське та Приазовське, у яких воду із Західного групового водопроводу змішують із підземною водою для зменшення її мінералізації. Таким чином, свого основного призначення, що полягає у забезпеченні сільських населених пунктів, які користуються неякісною питною водою, централізованим водопостачанням даний водопровід не виконує.

Виходом із такого скрутного становища може бути застосування децентралізованої системи водопостачання, у якій водопровідна вода поділяється на умовно чисту (технічну) і питну [5]. Технічну воду готують на головних спорудах (витратою 100%) і в подальшому використовують для санітарно-побутових потреб споживачів, поливу присадибних ділянок, обслуговування техніки, прання білизни, гасіння пожеж, виробничих потреб тощо. Вона має невелику собівартість і по всім показникам якості відповідає гігієнічним вимогам ДСанПіН для води з колодязів і каптажів. Воду високої якості для питних потреб та приготування їжі (обсягом 10-15% від загальної витрати) готують шляхом доочищення технічної води на локальних установках, встановлених біля споживачів, до вимог ДСанПіН для водопровідної води. Такі підходи дають можливість значно зменшити загальні витрати на водопідготовку при забезпеченні високої якості питної води.

При підготовці технічної води рекомендуються такі заходи [6, 7]:

- затримувати значну кількість забруднень безпосередньо у водному джерелі за допомогою водозабірно-очисних споруд, що дає можливість не тільки збільшити продуктивність водоочисної станції, а й значно зменшити її будівельну вартість, спростити експлуатацію споруд і зменшити річні експлуатаційні витрати;
- використовувати біохімічне окислення органічних домішок за допомогою прикріплених на поверхні волокнистого завантаження мікроорганізмів у біореакторах, що крім того, виконують функції забезпечення постійної швидкості фільтрування води, насичення її киснем та видалення газів з метою виключення пухирцевої кольматації у підфільтровому просторі прояснювальних фільтрів;
- інтенсифікувати процеси очищення води на швидких фільтрах, що досягається шляхом використання сил гравітації при висхідному русі води через плаваюче фільтрувальне завантаження контактних прояснювальних фільтрів, у підфільтровому просторі яких накопичується осад із пластівців гідроксидної групи, що додатково бере участь в очищенні води, як в прояснювачі із завислим осадам;
- замість дорогого і вибухонебезпечного рідкого хлору для знезараження води застосовувати технічний гіпохлорит натрію.

Запропоновані заходи з поліпшення роботи водопровідних споруд сприяють підвищенню ефективності водоочищення при економії матеріальних і енергетичних ресурсів. Застосування децентралізованої схеми водопідготовки дає змогу забезпечити високу якість питної води при

зменшенні загальної вартості системи водопостачання з поверхневих джерел і питомої вартості очищення води.

**Висновок.** Вибираючи схему забезпечення водою малих об'єктів і населених пунктів в системах сільськогосподарського водопостачання необхідно керуватися принципами ресурсозбереження для економії капітальних, енергетичних і водних ресурсів з дотриманням необхідних вимог охорони довкілля, враховуючи усі негативні наслідки, що можуть виникати при зміні з часом розрахункових обсягів водоспоживання і показників роботи системи. При проектуванні водопроводів необхідно виконувати техніко-економічні порівняння різних можливих варіантів подачі споживачам води нормативної якості, визначаючи найбільш економічно доцільний.

### Список літератури

1. *Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2013 році* / Мінрегіон, Київ, 2014. 454 с.
2. *ДСанПіН 2.2.4-171-10*. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною. Затверджено наказом МОЗУ 12.05.2010 № 400. Зареєстровано в МЮУ 1.07.2010 №452/17747.
3. *Хоружий П.Д., Хомуцька Т.П., Хоружий В.П.* Ресурсозберігаючі технології водопостачання. К: Аграрна наука, 2008. 534 с.
4. *Хоружий П.Д., Петроченко О.В.* Аналіз роботи Західного групового водопроводу Запорізької області // Водне господарство України, 2012, № 5. С.27-30.
5. *Василюк А.В.* Техніко-економічне обґрунтування доцільності застосування децентралізованого господарсько-питного водопостачання // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки, 2010. Вип.15. С.66-73.
6. *Хоружий П.Д., Хомуцька Т.П., Хоружий В.П., Василюк А.В.* Шляхи ресурсозбереження в системах водопостачання // Міжнародний конгрес "ЕТЕВК –2009": зб. доповідей 1-5 червня 2009 р. м. Ялта. С.105-109.
7. *Хоружий В.П., Василюк А.В.* Рекомендації до проектування групових сільськогосподарських водопроводів // Зб. матеріалів міжнародної н.-пр. конференції "Сучасні проблеми охорони довкілля, раціонального використання водних ресурсів та очищення природних і стічних вод". К.: Тов. "Знання" України, 2008. С. 21-23.

*Надійшло до редакції 12.09.2016*

В.П. ХОРУЖИЙ, доктор технічних наук

Р.О. НІКОЛОВА

І.П. НЕДАШКОВСЬКИЙ, кандидат технічних наук

А.В. ВАСИЛЮК, кандидат технічних наук

Одеська державна академія будівництва і архітектури

## ОСОБЛИВОСТІ СИСТЕМИ ВОДОВІДВЕДЕННЯ ТА ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД В РЕКРЕАЦІЙНИХ ЗОНАХ

*Проведено аналіз і порівняння існуючих методів водовідведення стічних вод (СВ) в Україні і пошук більш економічного і сучасного метода. На сьогоднішній день існують різні методи відведення СВ: гравітаційна, або самопливна каналізація, напірна та інші, які використовуються в містах країн колишнього СРСР. В ході вивчення сучасних зарубіжних методів було запропоновано вакуумну каналізацію, як перспективний і сучасний метод рішення проблеми відводу СВ. За цією системою майбутнє водовідведення, бо воно має незаперечні переваги не тільки технічного, економічного, але й екологічного характеру.*

**Ключові слова:** пилкоподібний профіль, збірна камера, вакуумний клапан, перепад тиску, вакуумна каналізація.

*Проведен анализ и сравнение существующих методов водоотведения сточных вод (СВ) в Украине. На сегодняшний день существуют разные методы отведения стоков: гравитационная или самотечная, напорная и другие, которые используются в странах бывшего СССР. В процессе изучения современных зарубежных методов была предложена вакуумная канализация, как перспективный современный метод решения проблемы водоотведения стоков. За вакуумной системой, будущее водоотведения, потому что оно имеет неоспоримые преимущества не только технического, экономического, но и экологического характера.*

**Ключевые слова:** пилообразный профиль, сборная камера, вакуумный клапан, перепад давления, вакуумная канализация.

*An analysis and comparison of existent methods of sewerage of effluents (SE) were conducted. Today there are different methods of diversion drains: self-flowing or gravity, pressurized and others that are used in the countries of the former USSR. In studying modern foreign methods was proposed a vacuum sewerage, a promising method for solving modern problems of waste water disposal. Unlike gravitational and pressure systems, vacuum works due to the overfalls of pressure in the system of pipes, that is due to creation of vacuum.*

**Key words:** saw-tooth profile, the collection chamber, the vacuum valve,



Рис.1. Прибережна зона 8-а станція  
Великого Фонтану м. Одеса

the pressure difference, the vacuum sewage.

У всьому світі практикується створення спеціальних територій, де жителі того чи іншого населеного пункту, а також його гості проводять години дозвілля. До таких територій належать рекреаційні зони. Тут відпочивають абсолютно всі верстви населення,

починаючи від найменших громадян і закінчуючи пенсійним віком.

Сьогодні, понад півмільйона відвідувачів щороку приїжджають до нашого міста і приміські райони відпочинку, щоб насолодитися морською красою. Однією особливістю даної місцевості є те, що тут можуть знаходитися різні об'єкти, в тому числі житловий фонд, інфраструктура, приватні будівлі, котеджи та інше. Нормальне функціонування рекреаційних зон неможливе без створення надійної та ефективної системи водовідведення.

Оскільки дані території розташовуються на рівнинній місцевості поблизу водойм та моря там присутній високий рівень залягання ґрунтових вод. Ці фактори ускладнюють, або роблять неможливим використовувати самопливні системи водовідведення.

Але в останні роки, забруднення навколишнього середовища, стічними водами, від котеджних будинків, розташованих уздовж прибережної зони, а також окремо розташованих сучасних комфортабельних будинків санаторіїв, досяг небезпечного рівня. Жителі, а також місцеві та державні чиновники, почали розуміти, що чудовий природний ресурс на межі зникнення, якщо ми не розглянемо питання про необхідність ефективної каналізації.

Велику зацікавленість викликають питання будівництва каналізації в малих населених пунктах, тому що вони чинять негативний вплив на навколишнє середовище, скидаючи неочищені стоки. У Європейських державах останніми роками було проведено багато міжнародних конференцій, які було присвячено цій проблемі [1,58].

У сучасних містах України влаштовують централізовану самопливну систему водовідведення, що складається з внутрішніх і зовнішніх водовідвідних мереж, насосних станцій та очисних споруд. У м. Вілково, розташованому в дельті річки Дунаю, порізаному струмками, річечками і іншими водотоками, практично немає каналізації. Мають місце: забруднення довкілля і постійні спалахи інфекційних захворювань через відсутність централізованої каналізації і можливості її влаштування, з-за плоского рельєфу місцевості і високого рівня ґрунтових вод (РГВ).

**Цілі і завдання.** Аналіз існуючих вітчизняних методів зовнішньої самопливної та напірної каналізації, та порівняння переваг і недоліків систем водовідведення. Вивчення наукової літератури і передових технологій, вітчизняних досягнень в галузі водовідведення і очищення СВ та економії водних ресурсів і енергозбереження за кордоном. Вивчення наукових результатів, отриманих теоретично чи експериментально і знаходження найбільш прийняттого фінансового і технічного рішення проблеми для конкретного об'єкту.

Вакуумна каналізація – це продукт передових технологій у Європейських державах в системах каналізації будівель, за яким майбутнє. Тому оволодіння методикою розрахунку і проектування даної системи є дуже важливим завданням на даному етапі. Не менш важливим є очищення цих стічних вод на компактних установках.

**Об'єкти і методи дослідження.** У статті розглядається комплексно питання водовідведення стічних вод в прибережних районах і рекреаційних зонах та їх повна біологічна очистка на модульній установці «Віяпласт», яка складається з анаеробного і аеробного біореакторів, а також контактної-освітлювальних фільтрів. В ході дослідження проведено аналіз останніх джерел досліджень і публікацій та порівняльну характеристику [2,89] і доведені всі переваги вакуумної каналізації, яка на сьогоднішній день є найбільш перспективною й економічною системою водовідведення у Європейських та інших країнах світу. Теоретичні дослідження проведені опираючись на існуючі новітні журнали, наукові статті і вивчення вітчизняної та зарубіжної літератури з метою з'ясування і доведення, які причини змушують двофазну рідину "повітря-вода" рухати і транспортувати стоки в трубах.

Новизна вакуумної каналізації полягає в тому, що транспортуючим засобом є не рідина, а повітря. З огляду на зростання тарифів на воду, економія водних ресурсів стає дуже актуальною проблемою, і її необхідно вирішувати. В Україні при будівництві спортивної арени «Олімпійська», у 2012 році було побудовано внутрішню вакуумну систему каналізації, і вона вже показала свої переваги. Це дійсно, інноваційне рішення внутрішньої каналізації на спортивних аренах, в супермаркетах, вищих навчальних закладах, аеропортах, залізничних вокзалах з великою прохідністю людей і дає економію 80% води.

Розглянемо самопливний метод. На перший погляд найпростіший, найдешевший і кращий метод за ідеальних умов місцевості. Але на практиці при його реалізації виникає ряд ситуацій, для вирішення яких його застосування зовсім виявляється неможливим, або призведе до значного подорожчання [3]. До таких ситуацій можуть належати:

– великі і дорогі обсяги земельних робіт та витрати палива, тому що згідно вимогам п. 8.4.3. табл. 6 [4,44] при проектуванні слід дотримуватися рекомендованих швидкостей, позитивного ухилу з постійним заглибленням всієї мережі до 6...7 м;

- з цієї ж причини великі діаметри труб, велика кількість оглядових колодязів, витрати бетону;
- водозниження при укладанні труб в місцевостях з високим стоянням РГВ – це дорогі роботи. До того ж вони тривають цілодобово увесь період будівництва і енерговитрати зростають;
- глибокі та широкі траншеї відображаються на інфраструктурі, роблячи протягом тривалого часу неможливим рух транспорту в зоні будівництва;
- значні витрати на упорядкування території будівництва після його закінчення;
- забруднення навколишнього середовища за рахунок ексфільтрації через застарілі керамічні та залізобетонні труби, котрі, як зазвичай, протікають. Це явище серйозний недолік.

Напірну каналізацію згідно влаштовують в тих випадках, коли через несприятливий ухил місцевості неможливо відвести СВ самопливом. Розрахунок напірних трубопроводів полягає у визначенні діаметрів труб і втрат напору за формулами гідравліки.

Але в ній є недоліки: Насосна станція – це основна споруда, яка споживає електроенергію і має значні експлуатаційні витрати. Іноді їх може бути декілька і працюють вони цілодобово 365 днів на рік. А на сьогоднішній день енергозбереження дуже актуальне.

У багатьох країнах світу вже протягом 40 років використовують вакуумну каналізацію.

Переваги вакуумної системи – це єдина альтернатива традиційної (самопливної) системи при складних умовах будівництва. Більш економічна і швидка установка в порівнянні з самопливною системою. Ідеальна для муніципальної, котеджної і індустріальної забудови.

Технологія відповідає Європейським стандартам EN 1091, DWA-ATV 116. Рекомендована багатьма Європейськими організаціями та інститутами. Замкнута система – без витоків і запаху складається: з збірної камери, вакуумних трубопроводів, вакуумної насосної станції, а також вакуумних резервуарів збору стічних вод та фекальних насосів, що перекачують СВ на очисні споруди (в нашому випадку на модульну установку «Віяпласт»).

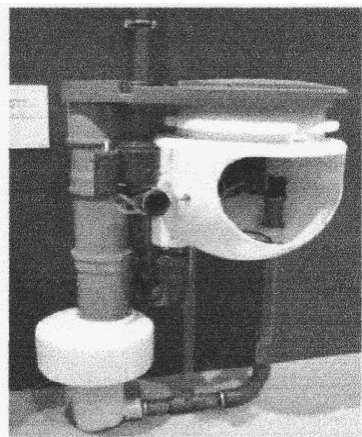


Рис.2.Збірна камера

Принцип дії: стічні води з кожного будинку самопливом потрапляють в збірну камеру (рис.2), встановлену поза будівлею, де відбувається їх накопичення. Приєднання труб від збірних камер до каналізаційного колектора слід виконувати під кутом більш 45° [5]. Коли рівень СВ у збірній камері досягає певного обсягу, відкривається клапан на 5...7 с, через нього в систему надходить повітря, яке витісняє стічну воду у вакуумну мережу. Найбільш ефективна і рентабельна зовнішня вакуумна каналізація для групи будинків не менше

100. Дана система є екологічно чистою і дуже ефективною.

У порівнянні з традиційною глибокою траншейною каналізацією, будівництво та монтаж вакуумної каналізації (рис.3) значно простіше і дешевше. У зв'язку з тим, що вакуумна система герметична, вона безпечніша для навколишнього середовища. Невеликий діаметр труб (80...250 мм), поліетилен або ПВХ. Неглибокі траншеї (1...1,2 м), трохи більше глибини промерзання ґрунту.

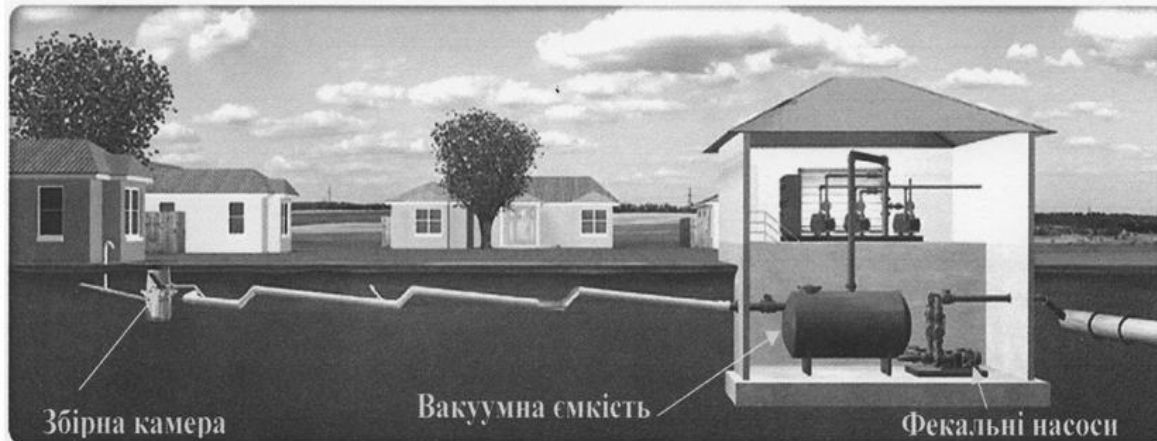


Рис.3. Схема вакуумної каналізації

Вакуумна система менш вимоглива до обслуговування та сервісної інфраструктури. Відсутній інфільтрат – немає забруднення навколишнього середовища.

В цій системі необхідна тільки одна вакуумна станція – не потрібно додаткових насосів. Висока швидкість (3...5 м/с) переміщення стоків у трубах запобігає їх закупорюванню, труби завжди чисті. Не вимагає підведення електрики до елементів системи, крім живлення центральної станції. Немає необхідності в каналізаційних оглядових колодязях.



Рис. 4. Пристрій ліфт-фітингу на трубопроводі

Вакуумні труби укладаються пилоподібним способом з ухилом не менш 0,002 з перериванням ухилу (рис. 4). Що дозволяє прокладати каналізацію по рельєфу місцевості на глибині трохи більше глибини промерзання. Вузькі і не глибокі траншеї дозволяють значно зменшити обсяги земляних робіт і вартість будівельно-монтажних робіт та витрату палива.

Крім того, витрати на експлуатацію вакуумної каналізації також значно нижчі. По-перше, через мале споживання води, а, по-друге, в силу того, що вакуумні насоси споживають у кілька разів менше електроенергії, ніж напірні.

**Результати досліджень.** У результаті порівняння трьох методів водовідведення СВ можна сказати, що аналіз витрат життєвого циклу показав, що вакуумна система водовідведення в рекреаційних зонах є найбільш доцільною.

За даних [1,59] запропонована методика розрахунку для систем вакуумної каналізації визначено початково: система працює ефективно, при співвідношенні газ-рідина  $Q_g / Q_p = 0,3...0,4$  при використанні клапана певної конструкції, який являє собою пристрій для одночасного впуску води і повітря. Клапан працює автоматично в періодичному режимі в залежності від накопичення рідини в збірній камері. Відкриття клапана і закриття здійснюється за певною величиною вакууму в системі і гідростатичного тиску рідини перед ним. Коли відкривається впускний пристрій, відбувається одночасно забір рідини і повітря в певному співвідношенні і інтенсивний їх рух з швидкістю до 5 м/с по трубопроводу. Залежно від розміру повітряної трубки, по якій надходить повітря, регулюється водоповітряне співвідношення.

Максимальний перепад висот між крайнім абонентом мережі і вакуумною станцією не повинен перевищувати 4 м. До збірної камери допускається підключення не більше 4-х абонентів, а піковий потік в камері не повинен перевищувати 0,2 л/с, тобто обсяг збірної камери повинен бути не менше 200 л [5,22]. Якщо на вакуумному трубопроводі не встановлювати ліфт-фітинг, то потік повітря не захоплює стоки у повному обсязі, а проходить над ними (рис. 4), при цьому кількість повітря для транспортування стічної води буде дуже великим і відповідно збільшується витрата електроенергії. При встановленні ліфт-фітинга повітря витрачається тільки на транспортування стічної води.

Оскільки вакуумна каналізація повторює контур рельєфу місцевості, необхідно періодично повертати лоток трубопроводу на колишню позначку, щоб мати можливість прокласти трубопровід з ухилом. Для цього влаштовують ліфт-фітинги під  $45^\circ$ . Тому трубопровід набуває пилкоподібний профіль (рис. 5).

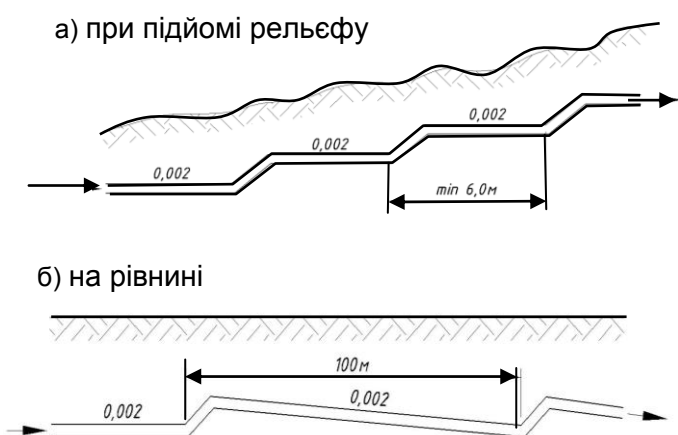


Рис. 5. Прокладання вакуумних труб

Крім того функцією ліфт-фітингів є також часткове накопичення стічної рідини до наступного відкриття клапана. У цей час рідина знаходиться в коліні (ліфт-фітингу) в стані спокою. Відстань між ліфт-фітингами не повинно перевищувати 100 м [5,23]. Якщо не влаштовувати ці ліфт-фітинги, то система не зможе працювати на великих відстанях, так як будуть втрати тиску і створити негативний



тиск вище 8 м проблематично, а в системі необхідно періодично відновлювати певну величину вакууму для подальшої роботи системи до –0,6 бар.

Типова вакуумна станція складається з однієї або двох вакуумних емкостей об'ємом від 5 до 27 м<sup>3</sup>, кількох фекальних насосів (1 робочий + 1 резервний) і пульта управління. Необхідний напір насосів визначається за формулою

$$H_{\text{нас}} = Z_{\text{ос}} - Z_{\text{р.ср.}} + h_{\text{нс}} + h_{\text{н}}, \quad (1)$$

де  $Z_{\text{ос}}$  – позначка, на яку потрібно подавати стоки, м;  $Z_{\text{р.ср.}}$  – відмітка рівня стічних вод у приймальному резервуарі, м;  $h_{\text{нс}}$  – втрата напору у внутрішньостанційних трубопроводах (приймається 1,5...3 м);  $h_{\text{н}}$  – втрати напору в напірному трубопроводі, м.

Необхідний обсяг ( $V_{\text{tot}}$ ) вакуумного збірною резервуару визначається за формулою:

$$V_{\text{tot}} = 3W_{\text{рег}} + 1,5, \quad (2)$$

де  $W_{\text{рег}}$  – об'єм рідини в збірному резервуарі, м<sup>3</sup>.

Фекальні насоси можуть стояти як окремо, так і всередині будівлі вакуумної станції. Співвідношення обсягу повітря і рідини в вакуумних каналізаційних системах має бути не менше: 4 частини повітря до 1 частини рідини на початку мережі (біля насосної станції) і 12 частин повітря до 1 частини рідини у найбільш віддаленого споживача.

Каналізаційні насоси для перекачування стічних вод зі збірною резервуара повинні бути розраховані згідно [5,24] за наступною формулою:

$$Q_{\text{нас}} = Q_{\text{max}} = Q_{\text{ном}} \cdot k, \quad (3)$$

де  $Q_{\text{нас}}$  – продуктивність каналізаційного насоса, м<sup>3</sup>/год;  $Q_{\text{max}}$  – максимальна витрата насосної станції, м<sup>3</sup>/год;  $Q_{\text{ном}}$  – середньодобова витрата, м<sup>3</sup>/год.

При плоскому рельєфі ступінчасті підйоми роблять через 165 м. Якщо рельєф йде в гору відстань між підйомами труби скорочується аж до мінімуму – 6,5 м. Основним завданням є оптимальний вибір відстані між перепадами (ліфт-фітингами) і правильний підбір діаметра трубопроводу, що в свою чергу скоротить втрати тиску в мережі [5,23]. Особливо ця система економічна при її використанні у прибережних рекреаційних зонах з плоским рельєфом місцевості.

Не менш важливим завданням системи водовідведення в рекреаційних зонах є очистка стічних вод та утилізація осаду, що утворюється в результаті очистки. Під час руху стічних вод у вакуумній системі каналізації можливі біологічні процеси, які знижують вміст органічних речовин і насичують воду киснем [6, 48].

$$\rho = \frac{\text{ХПК}_1 - \text{ХПК}_2}{t \cdot a_i (1 - s)} \text{ мг/г} \cdot \text{год}, \quad (4)$$

де,  $\rho$  – питома швидкість окислення, мг/г. год;  $\text{ХПК}_1$ ,  $\text{ХПК}_2$  – перманганатна окислюваність до і після перебування в системі вакуумної каналізації, мг/л;  $t$  – час окислення, год;  $a_i$  – концентрація активного мулу, г/л;  $s$  – зольність активного мулу.

Згідно з розрахунками питома швидкість окислення  $\rho$  становить 58,5 мг/г-год [6,49]. З чого можна зробити висновок, що у вакуумній системі каналізації можливі біологічні процеси, які знижують вміст органічних речовин і насичують воду киснем. Тобто, в трубопроводах відбуваються анаеробні процеси окислення органічних речовин. Отже, мережа вакуумної каналізації може бути використана в якості споруди попереднього очищення стічних вод [6,49].

Повна біологічна очистка стічних вод може здійснюватись на установці «Віяпласт» (рис.6), яка складається з анаеробного і аеробного біореакторів, а також контактнo-прояснювального фільтра [7, 442 ].

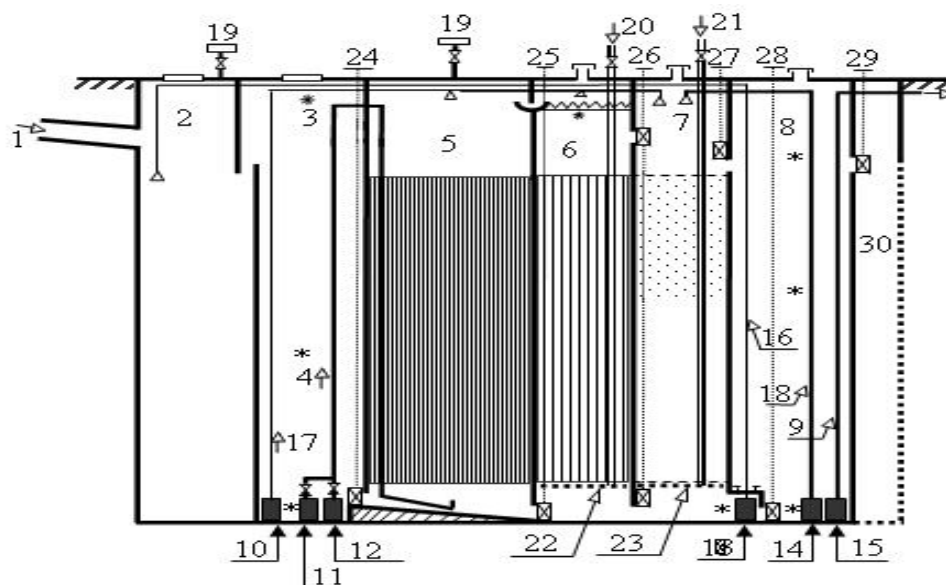


Рис.6. Установа «Віяпласт»

Стічна вода надходить у прийомний резервуар 2, звідки насосом 12 по трубопроводу 4 надходить на анаеробний біореактор з волокнистою завантаженням 5 і рухається в напірному режимі знизу вгору. У цьому біореакторі відбуваються анаеробні процеси біологічного очищення стічної рідини за допомогою анаеробних мікроорганізмів, прикріплених до ниток волокнистого завантаження, які натягуються між колосниковими ґратами.

Після анаеробного біофільтра стічна вода потрапляє в аеробний біореактор 6, в якому вона рухається зверху вниз через волокнисте завантаження. У цьому біореакторі подається знизу повітря від компресора на аератор 22, внаслідок чого у завантаженні інтенсивно протікають аеробні процеси біологічного очищення стічної рідини.

Біологічно очищена стічна вода після аеробного біореактора подається на контактнo-прояснювальний фільтр 7 і рухається в ньому знизу вгору, проходячи підфільтровий простір і плаваюче пінополістирольне фільтрувальне завантаження. В контактнo-прояснювальному фільтрі відбувається доочищення води, в якому приймають участь: завислий мул в підфільтровому просторі, зтиснутий шар мулу в нижніх шарах фільтрувального завантаження та біоплівка на гранулах пінополістиролу. Далі вода збирається в ємності для

збору очищеної води 8 і відводиться по трубопроводу 9 у розподільчу мережу для підґрунтового зрошення зелених насаджень, або для скидання у водойму. У другому випадку в резервуар 8 подається реагент для знезараження води.

Очищені стічні води доцільно використовувати для підґрунтового зрошення зелених насаджень в рекреаційній зоні або після доочищення та знезараження використовувати в якості технічної води, наприклад для мивання в бачках унітазів, мийки вулиць, тощо [8,314].

### **Висновки**

1. В рекреаційних зонах доцільно використовувати вакуумну систему водовідведення, оскільки вона має незаперечні переваги не тільки технічного, економічного, але й екологічного характеру.

2. При транспортуванні стічних вод по трубопроводах вакуумної каналізації відбуваються анаеробні процеси окислення органічних речовин, що дозволяє зменшити час перебування стічних вод в анаеробному біореакторі та відповідно зменшити його розміри.

3. Очистку стічних вод доцільно здійснювати на очисних установках до показників, які дозволяють використовувати її для підґрунтового зрошення зелених насаджень в рекреаційних зонах, або в якості технічної води.

4. Модульна установка може розташовуватися поруч з вакуумної станцією завдяки своїй компактності і таким чином зменшується довжина водоводу, втрати напору в ньому і знижується напір фекальних насосів, внаслідок чого скорочується енергоспоживання.

### **Список літератури**

1. *В.И. Нездойминов, Н.И. Григоренко.* Применение на практике модели расчета системы вакуумной канализации // Вестник БрГТУ, 2013. № 2(80): Водохозяйственное строительство, теплоэнергетика и геоэкология.

2. *Рацлавски Я. Я., Григоренко Н. И.* Экономическое сравнение прокладки вакуумной и самотечной систем канализации на примере ПГТ Новоамвросиевское Донецкой обл. /зб. тез доп. III Міжнар. конф. – Макіївка: ДонНАБА, 2012. С. 89–91 (розрахунок техніко–економічних показників).

3. *Коновалов О.* Вакуумная канализация – достойная альтернатива традиционной системы. «ЯМЯ – ИНЖИНИРИНГ», Санкт-Петербург, 2011 г. URL: [www.estateline.ru/interviews/177/](http://www.estateline.ru/interviews/177/).

4. *ДЕРЖАВНІ БУДІВЕЛЬНІ НОРМИ УКРАЇНИ* Каналізація. Зовнішні мережі та споруди Основні положення проектування ДБН В.2.5–75:2013. [Чиний від 01-01-2014р.]. К.: «УкрНДІводоканалпроект», 2012. С.44.

5. *Стандарт* підприємства СП 32.13330.2012. «СП «СИСТЕМЫ НАРУЖНОЙ ВАКУУМНОЙ КАНАЛИЗАЦИИ КОТТЕДЖНЫХ ПОСЕЛКОВ ГОРОДСКИХ И СЕЛЬСКИХ ПОСЕЛЕНИЙ» М.,2015. (27). С. 3–5; С. 22–23.

6. *В. И Нездойминов, Н. И. Григоренко.* Исследование возможности использования систем вакуумной канализации для окисления органических загрязнений // Вісник ДонНАБА. Будівлі та конструкції із застосуванням нових

матеріалів та технологій. Макіївка: ДонНАБА, 2012. №3(95). С. 48– 51 (дослідження аераційних та біологічних процесів у системах вакуумної каналізації).

7. Хоружий В.П., Недашковський І.П. Ефективність біологічної очистки стічних вод на установці з використанням капронових ниток типу «ВІЯ» і пінопласту // Науковий вісник будівництва. Харків: ХДТУБА, 2009. Вип.52. С.441–444 (автором зроблено аналіз ефективності очистки стічних вод запропонованою технологією).

8. Недашковский И.П. Очистка сточных вод малых населённых пунктов на фильтрах с волокнисто–пенопластовой загрузкой // Вісник ОДАБА. Одеса: 2009. вип.36. С. 308 – 314.

Надійшло до редакції 3.11.2016

УДК 627.8.034.9:624.131.63

П.Д. ХОРУЖИЙ, доктор технічних наук

В.Д. ЛЕВИЦЬКА

Інститут водних проблем і меліорації НААН України

## КОМПЛЕКСНЕ ВИКОРИСТАННЯ ІНФІЛЬТРАЦІЙНИХ ВОД У ЗОНАХ ПІДТОПЛЕННЯ ВІД ДНІПРОВСЬКОГО КАСКАДУ ВОДОСХОВИЩ

*Проаналізовано роботу Дніпровського комплексу захисних споруд від підтоплення прилеглих територій та населених пунктів. Запропоновано спосіб комплексного використання інфільтраційних вод з цих водосховищ для систем сільськогосподарського водопостачання і краплинного зрошення.*

**Ключові слова:** водосховища, захисні дамби, насосні станції, захисні масиви, берегові вертикальні дренажі, горизонтальний дренаж, водоочисна станція, системи водопостачання і краплинного зрошення.

*Проанализирована работа Днепровского комплекса защитных сооружений от подтапливания прилегающих территорий и населенных пунктов. Предложены способы комплексного использования инфильтрационных вод из этих водохранилищ для систем сельскохозяйственного водоснабжения и капельного орошения.*

**Ключевые слова:** водохранилища, защитные дамбы, насосные станции, защитные массивы, береговой вертикальный дренаж, горизонтальный дренаж, водоочистительная станция, системы водоснабжения и капельного орошения.

The operation of the Dnipro's complex protection structures that protect against flooding adjacent territory and conglomeration has been analyzed, and the method of lowering ground water of that water storages while multiple using it in the systems of agricultural water supply and irrigation is proposed.

**Keywords:** water storages, protecting dikes, pump stations, protecting massive, riverside pump drainage, horizontal drainage, water purifying station, water supply and drip irrigation systems.

### Аналіз сучасного стану Дніпровського комплексу захисних споруд

Більша частина зарегульованого стоку в Україні припадає на каскад Дніпровських водосховищ сумарним об'ємом 43,8 км<sup>3</sup>. Усі шість Дніпровських водосховищ (Київське, Канівське, Кременчуцьке, Кам'янське (Дніпродзержинське), Дніпропетровське, Каховське) мають комплексне призначення. За рахунок водних ресурсів Дніпра підвищилась водозабезпеченість у Херсонській області у 5,5 рази, у Кіровоградській – у 2,5 рази, у Дніпропетровській – в 3 рази.

Але підвищення рівня води, яке відбулося під час створення Дніпровських водосховищ, призвело до підтоплення і затоплення великої території. Для захисту населених пунктів, промислових підприємств та територій у межах впливу Дніпровських водосховищ створено захисний комплекс (рис.1).

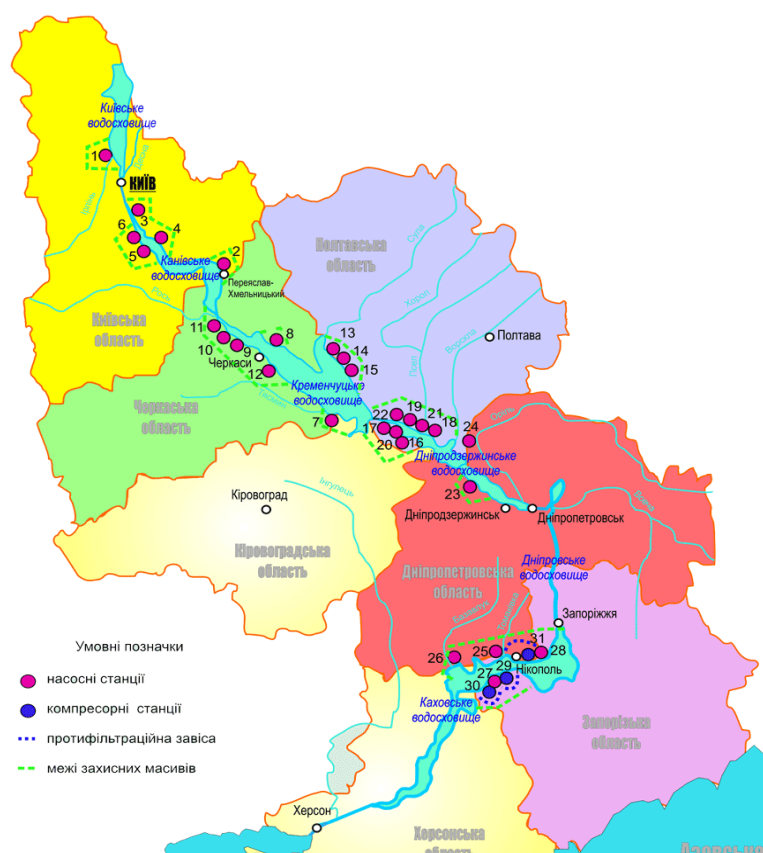


Рис.1. Загальні характеристики захисного комплексу р.Дніпро

Крім того, до складу основних захисних споруд, які знаходяться на балансі підвідомчих організацій Дніпровського БУВР, входять 3 компресорні станції, що забезпечують роботу 370 свердловин протифільтраційних завіс, що підтримують встановлений рівень ґрунтових вод у м. Кам'янка-Дніпровська, с. Велика Знам'янка та містах Нікополі і Кременчуці.

Для перекачування води із захисних масивів щороку витрачається 50...70 млн. кВт год електроенергії, але зростаюча її вартість вимагає вжиття різноманітних заходів, спрямованих на її економію. Цього досягають шляхом роботи енергоємного обладнання у нічні години, коли тариф на електроенергію є значно меншим, ніж у години пік. Хоч обсяг спожитої на перекачування води із захищених масивів не перевищує 1% виробництва електроенергії Дніпровським каскадом [1,2], проте ця вода використовується неефективно. Після необхідної підготовки (очищення та знезараження) цю воду доцільно використовувати в системах сільськогосподарського водопостачання та краплинного зрошення.

Схема захисту населених пунктів, промислових підприємств та територій у межах впливу Дніпровських водосховищ. Захисних масивів – 19, площею 197 тис. га, на якій проживає 600 тис. чоловік.

Насосних та компресорних станцій – 31 шт., потужністю 515,94 м<sup>3</sup>/с; каналів 222,4 км; дамб – 300,6 км; гідротехнічних споруд – 70 шт.

Балансова вартість споруд перевищує понад 700 млн. грн.

Річний обсяг робіт: перекачка 2...3 км<sup>3</sup> води.

### **Аналіз роботи Кам'янської протифільтраційної завіси (ПФЗ)**

Комплекс захисних споруд Кам'янського Поду забезпечує захист від затоплення і підтоплення територій забудови та сільгоспугідь площею 6,7 тис.га, де розміщені шість населених пунктів, у тому числі м.Кам'янка-Дніпровська, село Велика Знам'янка, село Водяне, державні та приватні підприємства, зрошувальна система близько 2,8 тис. га та ін.

Кам'янська протифільтраційна завіса (ПФЗ) розміщена впродовж Кам'янської дамби, що має висоту 11 м і довжину 8,6 км, на відстані від 50 до 200 м від її осі. Вона призначена для пониження рівнів ґрунтових вод на захищеній території шляхом відкачування води зі свердловин, розміщених одним рядом глибиною до 30 м і обладнаних ерліфтами, до яких повітропроводом від компресорних станцій подається стисле повітря. Дренажні води відводяться по колектору до скидного каналу довжиною 4,85 км у Білозерський лиман. Загальна довжина ПФЗ становить 9,87 км. Свердловини розташовані на відстані 50 м одна від одної.

Кам'янська компресорна станція трьома компресорами подає стисле повітря обсягом 360 м<sup>3</sup>/хв для забезпечення роботи ерліфтною системою відкачування ґрунтових вод.

Аналіз роботи свердловин з ерліфтною системою водовідбору [3-4] показав неефективність і неекономічність такої ПФЗ з таких основних причин:

1. У ґрунтових водах даного регіону залізо знаходиться у закисній формі (Fe<sup>2+</sup>) у кількості в межах 0,41...3,34 мг/дм<sup>3</sup>, а при ерліфтному водопідйомі воно окислюється при контакті з киснем повітря, що подається до

свердловини, до трьохвалентної форми ( $\text{Fe}^{3+}$ ) і випадає в осад на фільтрі, прифільтровій зоні та водопідйомних трубах.

При цьому утворюється осад із трьохвалентного гідроксиду заліза ( $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ), який кольматує фільтри дренажних свердловин, значно знижуючи їхній питомий дебіт. За 8-10 років експлуатації цей дебіт зменшується удвічі, це вимагає ліквідації малодебітних свердловин і буріння та введення в експлуатацію нових, що потребує значних капітальних витрат.

2. Ерліфти мають низький коефіцієнт корисної дії (ККД), що призводить до перевитрат електроенергії на відкачування води із дренажних свердловин.

3. Відкачувана із дренажних свердловин ґрунтова вода перекачується у Каховське водосховище, звідки вона знову фільтрується та піднімає рівні ґрунтових вод, які є причиною підтоплення навколишніх територій.

При ерліфтному способі водопідйому та наявності у дренажних водах гідрокарбонату заліза ( $\text{Fe}(\text{HCO}_3)_2$ ) такі свердловини працюють як водознезалізнювальні установки з утворенням нерозчинного осаду з гідроксиду заліза ( $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ), що швидко кольматує дротяні фільтри, у яких ширина щилини між витками дроту становить 1,5...2 мм.

Для покращення роботи дренажних свердловин з ерліфтною системою водопідйому в роботі [5] запропоновано удосконалену конструкцію гравійно-кожухового фільтра, що складається з секцій діаметром  $d = 240$  мм і висотою  $h = 1500$  мм.

При застосуванні такої конструкції фільтра значно збільшується тривалість безперебійної роботи дренажної свердловини, але зростає її вартість, оскільки потрібно бурити свердловини великого діаметра ( $d = 800$  мм) роторним способом зі зворотною промивкою та ускладнюється конструкція фільтра. Крім того, застосування ерліфтного способу підняття води із дренажних свердловин призводить до значних витрат електроенергії.

**Пропозиції з покращення роботи ПФЗ.** Значно покращити роботу таких систем можна при застосуванні таких заходів.

1. Замість вертикального дренажу з відкачуванням води з дренажних свердловин малоефективними ерліфтами застосувати горизонтальні дрени при самоплинному русі води до водозбірного колодязя [6-8].

2. Дренажну воду слід відкачувати з водозбірного колодязя вискоелективними відцентровими насосами, забезпечуючи при мінімізації питомих витрат електроенергії на водопідняття, розрахункові рівні ґрунтових вод, тобто надійний захист територій від підтоплення.

3. Відкачувану воду після відповідної підготовки слід використовувати для сільськогосподарського водопостачання, краплинного зрошення та забезпечення потреб у воді всіх інших навколишніх споживачів.

При застосуванні для пониження рівня ґрунтових вод замість вертикального дренажу горизонтальних дрен із самопливним рухом води до водозбірного колодязя значно зменшуються капітальні та експлуатаційні витрати, оскільки простіша конструкція дренажних систем і не витрачається електроенергія на підняття води зі свердловин.

Проте для використання цих вод, що фільтруються з Каховського водосховища і насичуються сполуками двоуглекислого заліза ( $\text{Fe}(\text{HCO}_3)_2$ ) з концентрацією більше  $3\text{мг/дм}^3$ , в системах водопостачання або краплинного зрошення необхідно здійснювати знезалізнення води, що доцільно робити на установках, показаних на рис. 2. Установа складається з корпусу, біореактора, фільтра з плаваючим піностирольним завантаженням, труб для подачі вихідної, відведення очищеної та скидання промивної води, службового приміщення (оглядового колодязя), в якому розміщуються прилади і арматура для управління роботою установки.

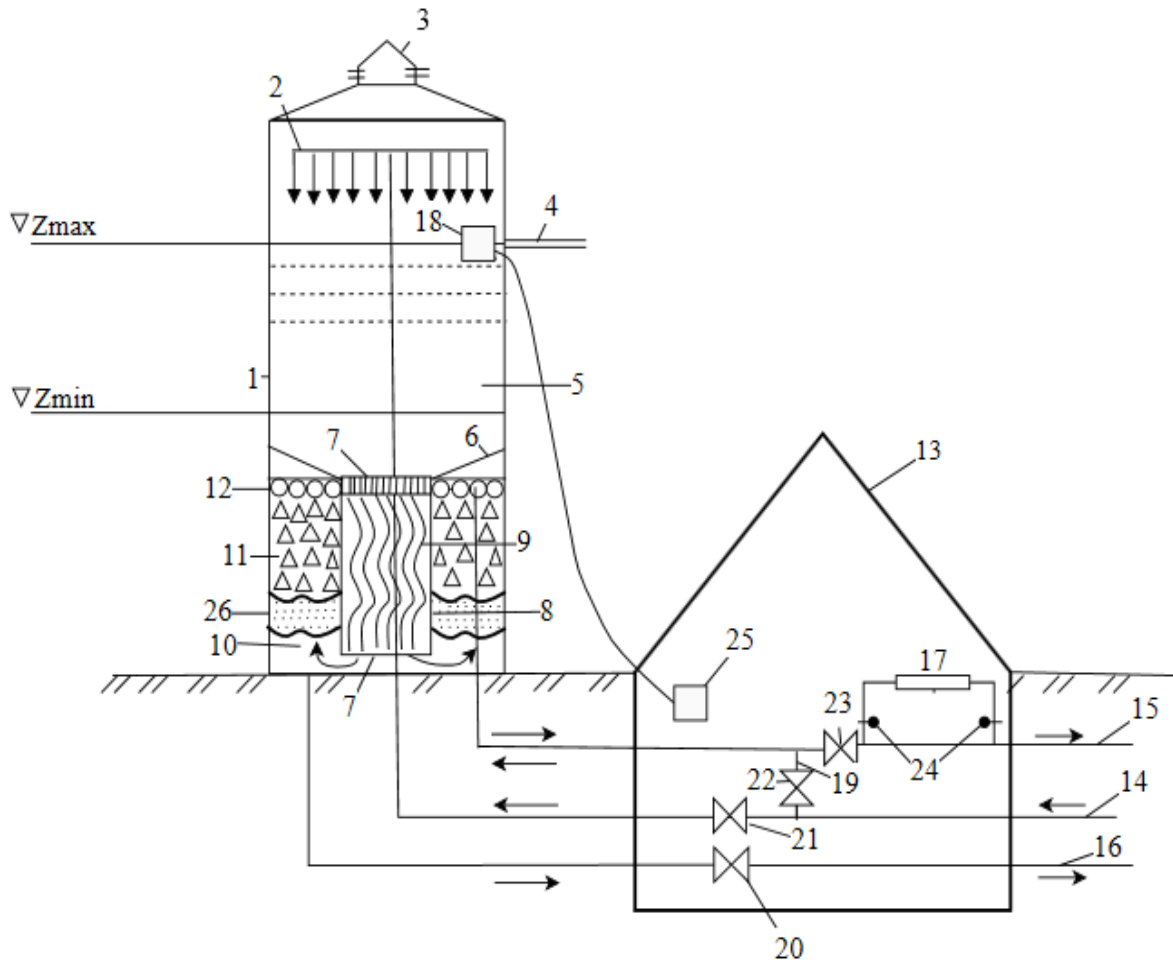


Рис 2. Технологічна схема автоматизованої водознезалізнювальної установки: 1 – корпус установки; 2 – аератор; 3 – вентиляційний кожух; 4 – переливна труба; 5 – надфільтровий об'єм води; 6 – перегородка; 7 – колосникові решітки; 8 – біореактор; 9 – волокнисте завантаження; 10 – підфільтровий простір; 11 – плаваюче пінополістирольне завантаження; 12 – ковпачковий дренаж; 13 – службове приміщення (оглядовий колодязь); 14 – подача вихідної води; 15 – відведення очищеної води в РЧВ; 16 – скидання промивної води; 17 – бактерицидна установка; 18 – реле рівня; 19 – подача води на промивку; 20-23 – засувки; 24 – вентиля, 25 – камера управління засувками; 26 – активний мул.



Установка працює так [10]. Вихідна вода по трубі 14 подається до аератора 2, за допомогою якого розбризкується на дрібні крапельки, які падаючи з висоти не менше 0,5 м, насичується киснем повітря, що приймає участь у біохімічному окисленні розчиненого у воді бікарбонатного заліза. Ця реакція в біореакторі 8, де специфічні залізобактерії, що накопичуються на нитках волокнистого завантаження 9, натягнутих між колосниковими решітками 7, дуже швидко переводять двохвалентне залізо  $Fe^{2+}$ , у трьохвалентну форму, використовуючи виділяему при цьому енергію для своєї життєдіяльності. Після біореактора вода рухається знизу догори через підфільтровий простір 10 і плаваєче пінополістирольне завантаження 11, збирається ковпачковим дренажем 12 і по трубі 15 відводиться в резервуар чистої води (РЧВ) після її знезараження за допомогою бактерицидної установки 17.

Надфільтровий об'єм води 5 має такі призначення:

- для виділення з води розчинених газів (переважно  $CO_2$ ), щоб запобігти утворенню пухирцевої кольматації з газів пінополістирольного фільтрувального завантаження;
- для забезпечення постійної швидкості фільтрування води на фільтрі ( $V_{\phi} = \text{const}$ ) при зміні його гідравлічного опору протягом фільтроциклу внаслідок випадання з води забруднень шляхом підняття рівнів води в корпусі установки від  $Z_{\min}$  до  $Z_{\max}$ ;
- для протидії виштовхуючої сили плаваючого фільтрувального завантаження на перегородку 6.

В підфільтровому просторі 10 здійснюються основні процеси по очистці води:

1) коагуляція малорозчинного у воді гідроксиду заліза  $Fe(OH)_3$  у крупні пластівці та накопичення його у вигляді активного мулу 26, що має каталітичну дію;

2) стиснене осідання крупних пластівців заліза при висхідному русі води.

Ефективність знезалізнення води залежить від питомої брудомістності фільтра  $G_{бр.}$ ,  $кг/м^2$ , тобто кількості цього мулу в кг, що припадає на  $1 м^2$  фільтрувальної поверхні пінополістирольного завантаження.

Нормативна якість очищеної води знаходиться в межах від мінімальної  $G_{бр. \min}$  до максимальної  $G_{бр. \max}$  питомої брудомістності, які залежать від конструкції фільтра, якості вихідної води і швидкості її фільтрування.

Для забезпечення величини  $G_{бр. \min}$  новий фільтр потрібно «заряджати», а промивку фільтра здійснювати шляхом вимивання забруднень від  $G_{бр. \max}$  до  $G_{бр. \min}$ . При корисній роботі фільтра тривалістю фільтроциклу  $T_{\phi}$  рівень води на фільтрі змінюється від  $Z_{\min}$  (при  $G_{бр. \min}$ ) до  $Z_{\max}$  (при  $G_{бр. \max}$ ), після чого фільтр необхідно промивати, тобто видалити з нього надлишок забруднень

$$\Delta G_{бр.} = G_{бр. \max} - G_{бр. \min}, \text{ кг/м}^2. \quad (1)$$

При досягненні рівня води  $Z_{\max}$  в корпусі установки (рис.2) з реле рівня 18 надходить сигнал у камеру управління 25, за допомогою якої включаються в роботу засувки з електроприводом 20-23: засувки 21 і 23 закриваються, а засувки 20 і 22 відкриваються і здійснюється промивка пінополістирольного фільтрувального завантаження 11 вихідною водою, що рухається у зворотньому напрямку через ковпачковий дренаж зверху вниз, вимиваючи з підфільтрового простору 10 надлишки активного мулу  $\Delta G_{\text{бр}}$ . Одночасно по біореактору 8 скидається вода з надфільтрового об'єму 5 до рівня  $Z_{\min}$ , промиваючи волокнисте завантаження 9. Тривалість промивки фільтрів  $t_{\text{пр}}$  контролюється реле часу, що знаходиться в камері управління 25. Після його закінчення закриваються засувки 20 і 22 та відкриваються засувки 21 і 23 та фільтроцикл продовжується. Під час промивки фільтрів промивна вода скидається по трубопроводу 16 в каналізацію або мокрий колодезь.

Щоб не робити «зарядки» фільтра, після промивки в ньому треба залишати активний мул величиною  $G_{\text{бр. min}}$ . Величина  $\Delta G_{\text{бр}}$  залежить від інтенсивності та тривалості промивки фільтра, що визначається внаслідок пуско-налагоджувальних робіт.

Інтенсивність промивки фільтра вихідною водою визначається за формулою:

$$q_{\text{пр}} = V_{\text{ф}}/3,6 \text{ л/с/м}^2, \quad (2)$$

де  $V_{\text{ф}}$  – швидкість висхідного фільтрування води через плаваюче пінополістирольне завантаження, м/год.

Під час промивки видаляється з корпуса водознезалізнювальної установки надлишковий активний мул  $\Delta G_{\text{бр}}$  у кількості, що визначається за формулою (1), тобто зменшується питома брудомісткість фільтра від  $G_{\text{бр. max}}$  до  $G_{\text{бр. min}}$ .

Розрахункова тривалість промивки  $t_{\text{пр}}$  задається для реле часу в камері управління засувками (рис.2) для регулювання процесом промивки фільтра. Оптимальна швидкість висхідного фільтрування води  $V_{\text{ф}}$  визначається на основі техніко-економічних розрахунків, тобто це така швидкість, при якій будуть найменшими приведені витрати на будівництво і експлуатацію водознезалізнювальних установок.

**Висновки.** Еколого-економічний аналіз сучасного стану функціонування комплексу захисних споруд Кам'янського Поду показав, що існуючі ПФЗ є ненадійними, неефективними і неекономічними. Вони вимагають великих капітальних витрат на перебудування дренажних свердловин і значних перевитрат електроенергії на відкачування води ерліфтами, що мають низький ККД. Для покращення роботи таких систем запропоновано замість дренажних свердловин застосовувати горизонтальний дренаж із відкачуванням води з водозбірних колодезів високоефективними насосами для мінімізації питомих витрат електроенергії на підняття води, яку доцільно використовувати після відповідної підготовки в системах водопостачання та краплинного зрошення.

Знезалізнення та знезараження відкачаної води доцільно здійснювати на безнапірних установках (рис.2), що забезпечують високу ефективність очищення води при мінімальних витратах на їх будівництво і експлуатацію.

### Список літератури

1. *Вишневський В.І., Сташук В.А., Сакевич А.М.* Водогосподарський комплекс у басейні Дніпра. К: Інтерпрес ЛТД, 2011. 188 с.
2. *Вишневський В.І.* Ріка Дніпро: Наукове видання. К: Інтерпрес ЛТД, 2011. 384 с.
3. *Крученюк В.Д.* Дослідження гідротехнічних характеристик дренажних вод з Каховського водосховища // Вісник національного університету водного господарства та природокристування. Рівне: НУВГП, 2004. Вип. 3 (27). С. 61-65.
4. *Хоружий П.Д., Крученюк В.Д.* Аналіз роботи дренажних свердловин з ерліфтною системою водовідводу // Меліорація і водне господарство, 2004. Вип. 91. С. 209-218.
5. *Крученюк В.Д.* Удосконалення конструкцій гравійних фільтрів для дренажних свердловин // Вісник національного університету водного господарства та природокристування. Рівне: НУВГП, 2005. Вип. 29. С. 22-31.
6. *Ромащенко М.* Стан та проблеми вертикального дренажу в Херсонській області [М.Ромащенко, А.Шевченко, Д. Савчук та ін.] // Водне господарство України, 2007. № 4 С. 44-55
7. *Рябцев М.П.* Зависимость эффективности вертикального дренажа от стабильности работы дренажных насосных станций // Водне господарство України, 2010. № 5. С. 9-13
8. *Савчук Д.П.* Особливості використання вертикального дренажу / Д.П.Савчук // Меліорація і водне господарство, 2013. Вип.100. С.221
9. *Хоружий П.Д., Хомуцька Т.П., Кукла І.О.* Шахтний колодязь з горизонтальними дренами для забору і подачі інфільтраційних вод в зонах підтоплення сільських територій // Меліорація і водне господарство, 2016. Вип. 103. С. 16-20
10. *П.Д.Хоружий, Т.П.Хомуцька, В.П.Хоружий.* Ресурсозберігаючі технології водопостачання. К.: Аграрна наука, 2008. 534 с.

Надійшло до редакції 15.11.2016

О.П. ХОХОТВА, кандидат технічних наук

К.А. МАЛИХІНА

П.В. ЛИШТВА

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут ім.І. Сікорського»

## ВИЛУЧЕННЯ ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ З ВОДИ ФОСФОРИЛЬОВАНИМ ВУГЛЕЦЕВИМ СОРБЕНТОМ В ПРИСУТНОСТІ СОЛЕЙ ЖОРСТКОСТІ

*Синтезовано фосфоровмісний вуглецевий сорбент термічною обробкою соснової тирси, попередньо просякнutoї розчинами  $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$  та сумішшю  $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$  і карбаміду. Отриманий сорбент проявляв іонообмінні властивості. Досліджено його сорбційну здатність по відношенню до іонів міді з модельних розчинів, приготованих на дистильованій воді та у присутності іонів кальцію.*

**Ключові слова:** соснова тирса, адсорбція, важкі метали, фосфат амонію, фосфорилування, карбамід.

*Синтезирован фосфорсодержащий углеродный сорбент термической обработкой сосновых опилок, предварительно пропитанных растворами  $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$  и смесью  $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$  и карбамида. Полученный сорбент проявлял ионообменные свойства. Исследована его сорбционная способность по отношению к ионам меди из модельных растворов, приготовленных на дистиллированной воде и в присутствии ионов кальция.*

**Ключевые слова:** сосновые опилки, адсорбция, тяжелые металлы, фосфат аммония, фосфорилирование, карбамид.

*Phosphorus-containing carbon sorbent was synthesized by heat treatment of pine sawdust, pre-impregnated with  $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$  solutions and a mixture of  $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$  and carbamide. The resulting sorbent revealed ion-exchange properties. Its sorption capacity to copper ions was investigated from model solutions in distilled water and in the presence of calcium ions.*

**Key words:** pine sawdust, adsorption, heavy metals, ammonium phosphate, phosphorylation, carbamide.

### Вступ

Раціональне використання водних ресурсів є однією з актуальних задач екології, у вирішенні яких значна роль відводиться очищенню промислових оборотних і стічних вод. При цьому особливе значення має контроль за вмістом важких металів, які є одними з біологічно найнебезпечніших компонентів. Сорбційне очищення вод від металів є

найбільш дієвим способом, що дозволяє не тільки знешкодити промислові стоки, а й повернути у виробництво очищену воду і цінні компоненти.

Активоване вугілля широко використовується в практиці очищення природних і стічних вод. Деякі сорти вугілля, наприклад, БАУ [1,350], можна використовувати для видалення з води іонів важких металів. Активоване вугілля отримують високотемпературним піролізом сировини – зокрема, деревини, шкаралупи кокосового горіха, бітуму.

Парогазова активація вугілля, отриманого карбонізацією вуглецевої сировини, сприяє підвищенню його адсорбційної здатності внаслідок збільшення його пористості і питомої поверхні. Активоване вугілля є неселективним адсорбентом, тому для підвищення селективності використовують різні способи модифікування, що призводить до його подорожчання.

Для збільшення пористості, міцності, сорбційної здатності, виходу вугілля, зниження температури карбонізації вихідні матеріали просочують піролітичними добавками, найбільш часто з яких застосовують фосфорну кислоту [2,255; 3,525; 4,209; 5,2857]. В результаті карбонізації у присутності активатора в структуру вуглецевої поверхні впроваджуються гетероатоми фосфору, що призводить до значного покращення сорбційних властивостей вуглецю внаслідок зростання кількості кислотних поверхневих груп [6,265; 7,245].

Застосування фосфорної кислоти як активатора має істотний недолік – це агресивна рідина, яка потребує при поводженні з нею підвищених заходів безпеки. Зазначеного недоліку позбавлені амонійні солі цієї кислоти. Дана робота присвячена дослідженню сорбційних властивостей вуглецевих сорбентів, отриманих з лігноцелюлозної сировини із застосуванням  $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$  в якості активатора карбонізації.

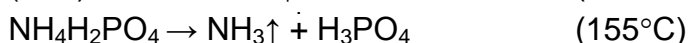
#### **Методики проведення експерименту**

Вихідної сировини для отримання вуглецевого сорбенту була тирса сосни *Pinus sylvestris*. Наважки тирси просочували розчинами  $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$  з концентрацією 2...14% (співвідношення тирса:розчин = 1:6) протягом 24 годин. В окремих дослідах розчин для просочування містив 10%  $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$  і 5% карбаміду. Після цього зразки висушували при 105°C і витримували при 170°C протягом 2 годин. Після охолодження зразки відмивали гарячою дистильованою водою до нейтральної рН і відсутності фосфатів в промивних водах (визначали за реакцією з молібдатом амонію), висушували і зберігали в ексикаторі.

Для дослідження сорбційних властивостей отриманих вуглецевих матеріалів наважки вугілля по 1 г поміщали у модельні розчини  $\text{CuSO}_4$  об'ємом 100 см<sup>3</sup> з різними концентраціями і перемішували 2 год, після чого розчини фільтрували і визначали залишкову концентрацію міді у фільтраті фотометричним методом з діетилдитіокарбаматом натрію [8,133], а також вимірювали рН. На основі отриманих даних розраховували величини питомої сорбції (мг/г).

## Результати та їх обговорення

Залежно від концентрації фосфату амонію, отриманий сорбент мав чорний колір або вкраплення частинок чорного кольору в результаті обвуглювання деревини, оскільки висушування просоченої тирси супроводжувалося термічним розкладом амонійних солей з утворенням кислих солей (гідрофосфат, дигідрофосфат) і фосфорної кислоти, яка має водовіднімаючі властивості. Зазначені процеси описуються наступними реакціями:



Основна дія  $\text{H}_3\text{PO}_4$  зводиться до каталізу реакції дегідратації. Крім того,  $\text{H}_3\text{PO}_4$  може вступати в реакцію етерифікації з частиною гідроксильних груп з утворенням кислих ефірів. Утворення газоподібних продуктів розкладу  $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$  сприяє формуванню пористої структури. Отриманий вуглецевий сорбент проявляв виражені властивості катіоніту.

Зі збільшенням концентрації модифікатора  $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$  сорбційні властивості фосфоровмісних вуглецевого матеріалу зростали (рис. 1).

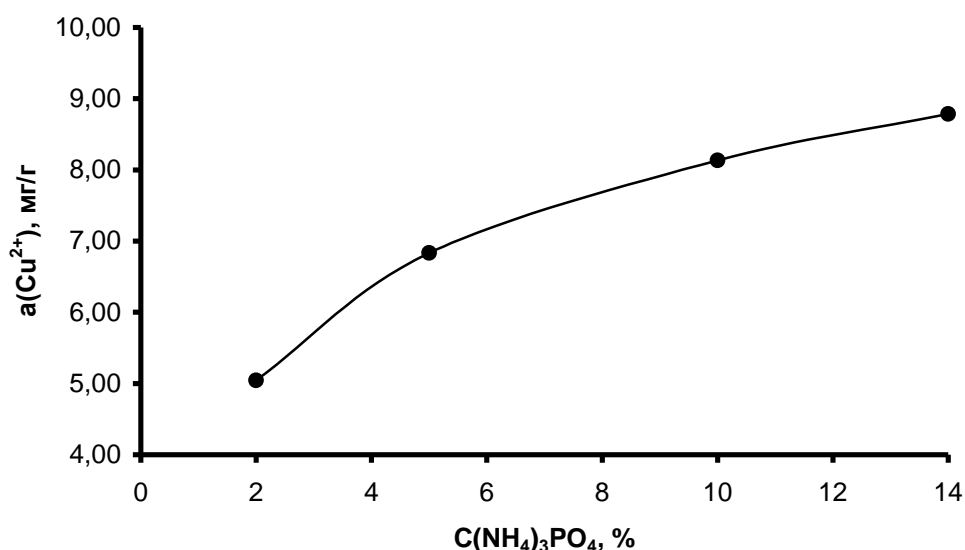


Рис. 1. Вплив концентрації  $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$  при карбонізації соснової тирси на величину питомої сорбції  $\text{Cu}^{2+}$  ( $C_{\text{поч.}} = 137 \text{ мг/дм}^3$ )

В процесі сорбції рН розчинів міді знижувалося з 5,35 до 3,8...3,4 в залежності від концентрації модифікатора. Оскільки в процесі вилучення іонів міді задіяні кілька механізмів, основними з яких є іонний обмін і комплексоутворення, за зниженням рН в процесі сорбції можна визначити, що у випадку 2%-го  $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$  на іонний обмін припадає 8% сорбованої міді і зі збільшенням концентрації ця частка зростає до 11,4% у випадку 14%-го  $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$ .

Підвищення концентрації модифікатора вище 10% не призводить до значного росту питомої сорбції, але суттєво збільшує витрату води на

промивку, тому для подальших дослідів вуглецевий сорбент готували з використанням 10%-го  $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$ .

Традиційно для фосфорилування деревини використовують ортофосфорну кислоту у суміші з карбамідом для зниження деструктивної дії кислоти на лігноцелюлозний матеріал [9,1585]. Тому частину наважок соснової тирси було модифіковано сумішшю 10%-го  $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$  5%-го карбаміду і випробувано сорбційні властивості отриманого вуглецевого матеріалу.

Оскільки фосфорильований сорбент, як було вказано вище, проявляє катіонообмінні властивості, після відмивання до нейтрального рН він знаходиться в  $\text{H}^+$ -формі. Кожну порцію фосфорильованого сорбенту ділили навпіл і одну з половин витримували у 10%-му розчині  $\text{NaCl}$  для переведення у  $\text{Na}^+$ -форму, після чого відмивали і висушували. Таким чином отримали ряд сорбентів, отриманих фосфорилуванням в присутності карбаміду і без нього в  $\text{H}^+$ - і  $\text{Na}^+$ -формі, властивості яких порівнювали по ефективності вилучення іонів міді з розчинів з однаковою початковою концентрацією. Результати досліджень наведені у табл. 1.

Таблиця 1

**Порівняння сорбційних властивостей зразків фосфорильованого вуглецевого сорбенту в  $\text{H}^+$ - і  $\text{Na}^+$ -формі.**

№	Модифікатор	Форма	$\text{C}(\text{Cu}^{2+})_{\text{поч.}}$ , мг/дм <sup>3</sup>	$\text{pH}_{\text{поч.}}$	$\text{pH}_{\text{кін.}}$	a, мг/г
1	10%-й $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$	$\text{H}^+$	153	5,43	3,37	8,86
2		$\text{Na}^+$			3,98	9,76
3	10%-й $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$	$\text{H}^+$			3,66	9,58
4	+ 5%-й карбамід	$\text{Na}^+$			4,73	10,66

При переході з  $\text{H}^+$ -форми в  $\text{Na}^+$ -форму питома сорбція дещо зростає при одночасному меншому падінні величини рН. Присутність карбаміду під час модифікації також позитивно впливає на сорбційні властивості отриманих матеріалів. Менша кислотність очищеної води означає меншу необхідність корекції рН перед поверненням у водооборотний цикл або перед скидом.

Як відомо, присутність інших електролітів, особливо іонів жорсткості, суттєво впливає на ступінь вилучення іонів важких металів у процесах, де одним з механізмів є іонний обмін. За значного надлишку солей кальцію досягнути помітного зниження вмісту іонів міді у катіонообміннику практично неможливо.

Була визначена здатність зразків фосфорильованого вуглецевого сорбенту, отриманих у попередній серії дослідів, вилучати іони міді з розчинів  $\text{CuCl}_2$  в присутності іонів кальцію, що містили  $\sim 1$  г/дм<sup>3</sup> кальцію у вигляді  $\text{CaCl}_2$ . Залишковий вміст  $\text{Ca}^{2+}$  визначали методом комплексонометричного титрування при рН = 12 з мурексидом. Результати наведені у табл. 2.

**Вилучення іонів  $\text{Cu}^{2+}$  фосфорильованим вуглецевим сорбентом  
в  $\text{H}^+$ - і  $\text{Na}^+$ -формі в присутності іонів  $\text{Ca}^{2+}$  ( $C_{\text{поч.}} = 970 \text{ мг/дм}^3$ )**

№	Модифікатор	Форма	$C(\text{Cu}^{2+})_{\text{поч.}}$ , мг/дм <sup>3</sup>	$\text{pH}_{\text{поч.}}$	$\text{pH}_{\text{кін.}}$	$C(\text{Ca}^{2+})_{\text{зал.}}$ , мг/дм <sup>3</sup>	a, мг/г
1	10%-й	$\text{H}^+$	150	5,98	3,21	920	7,66
2	$(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$	$\text{Na}^+$			3,33	900	8,38
3	10%-й	$\text{H}^+$			3,22	920	8,29
4	$(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$ + 5%-й карбамід	$\text{Na}^+$			3,95	890	9,11

Порівнюючи дані у табл. 1 і 2 видно, що у випадку сорбції в присутності кальцію падіння рН в очищених розчинах більше, однак зниження питомої сорбції міді, порівняно з сорбцією у відсутності кальцію, було на 13,5...14,5%, що приблизно відповідає частці міді, вилученої за іонообмінним механізмом. Очевидно, ця обмінна ємність заповнилася іонами  $\text{Ca}^{2+}$ , а  $\text{Cu}^{2+}$  вилучався переважно за механізмом хелатоутворення.

Іони міді, сорбовані фосфорильованим вуглецевим сорбентом, практично не переходять назад у розчин при тривалому контакті з водою. Так наважкою сорбенту 1 г, отриманого з використанням 10%-го  $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$ , при сорбції міді зі 100 см<sup>3</sup> модельного розчину з початковою концентрацією 137 мг/дм<sup>3</sup> було вилучено 8,13 мг іонів міді, а при наступному її контакті з 20 см<sup>3</sup> дистильованої води протягом тижня при періодичному струшуванні у розчин перейшло лише 2,3 мкг, що становить 0,03% від адсорбованої кількості.

### Висновки

Основним механізмом у вилученні іонів міді є фосфорильованим вуглецевим сорбентом є хелатоутворення за донорно-акцепторним механізмом з неподіленими електронними парами кисню, нітрогену і фосфору. Сорбція краще протікала у випадку використання як модифікатора суміші 10%-го  $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$  і 5%-го карбаміду з наступним переведення отриманого вуглецевого сорбенту в  $\text{Na}^+$ -форму. Процес вилучення іонів  $\text{Cu}^{2+}$  зразками фосфорильованого вуглецевого сорбенту виявився малочутливим до присутності іонів  $\text{Ca}^{2+}$ .

### Список літератури

1. Сорбция ионов тяжелых металлов из воды активированными углеродными адсорбентами / А. Р. Гимаева, Э. Р. Валинурова, Ф. Х. Кудашева, Д. К. Игдавлетова // Сорбционные и хроматографические процессы, 2011. Т.П. № 3. С. 350-356.
2. Toles C. A. Phosphoric Acid Activation of Nutshells for Metal and Organic Remediation: Process Optimization / C. A. Toles, W. E. Marshall, M. M. Johns // Chem. Technol. Biotechnol., 1998. № 72. P. 255-263.



3. *Aggarwal P.* The Production of Active Carbon from Corn Cob by Chemical Activation / P. Aggarwal, D. Dollimore // *Thermal Anal.*, 1997. № 50. P. 525-531.
4. *Adsorption* characteristics of activated carbons obtained from corncobs / A. Abdel-Nasser, El.-Hendavy, S.E. Samra, B. S. Girgis // *Colloids and Surfaces A: Physicochem. and Eng. Aspects*, 2001. № 180. P. 209-221.
5. *Surface* chemistry of phosphorus-containing carbons of lignocellulosic origin / A. M. Puziy, O. I. Poddubnaya, A. Martinez-Alonso, F. Suárez-García, Juan M. D. Tascón // *Carbon*. 2005. № 43 (14). P. 2857-2868.
6. *Пузий А. М.* Способы получения, структура и физико-химические свойства фосфорилированных углеродных адсорбентов / А. М. Пузий. // *Теоретическая и экспериментальная химия*, 2011. Т. 47, № 5. С. 265-278.
7. *Puziy, A. M.* Adsorption by phosphorus-containing carbons / A. M. Puziy, J. M. D. Tascon // *Novel Carbon Adsorbents*. / J. M. D. Tascon, Editor. Amsterdam: Elsevier, 2012. P. 245-267. - ISBN 9780080977447.
8. *Хохотва О. П.* Видалення з води іонів міді модифікованим феритним сорбентом / О. П. Хохотва, Ю. І. Аветісян // *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки*, 2014. № 23. С. 133 -136.
9. *Лунева К. Н.* Термические превращения системы  $\text{H}_3\text{PO}_4\text{-CO}(\text{NH}_2)_2$  / К. Н. Лунева, Л. И. Петровская, Н. И. Рекашова // *Журн. прикл. Химии*, 2000. Т. 10. С. 1585-1589.

*Надійшло до редакції 20.11.2016*

УДК 628.161.2:546.71

Д.В. ЧАРНИЙ, кандидат технічних наук  
Інститут водних проблем і меліорації НААН України

### **СТВОРЕННЯ НОВИХ РЕСУРСОЗБЕРІГАЮЧИХ ТЕХНОЛОГІЙ ОЧИЩЕННЯ І ВИКОРИСТАННЯ ВОДИ В СИСТЕМАХ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ**

*Розкрито підходи з безреагентної технології очищення багатокомпонентних підземних вод з підвищеним вмістом розчинних сполук заліза, марганцю та сірководню, а також поверхневих вод, що зазнали впливу сучасних кліматичних змін та антропогенного навантаження. Технології базуються на біо-фізико-хімічному методі порушення термодинамічної рівноваги вихідної води. Результатами такого підходу стало отримання безреагентних рішень з одночасної деманганації і деферизації і з паралельним отриманням нового фільтруючого матеріалу з каталітично-окисними властивостями на базі полімерних гранул,*

*модифікованих плівкою тодорокіту, та отримання технологій з реконструкції існуючих станцій водопідготовки поверхневих вод.*

**Ключові слова:** гранули, фільтруюче завантаження, залізо, марганець, залізобактерії, хемолітотрофи, термодинаміка, фітопланктон, пінополістирол, очищення, температура, відстійники контактні фільтри, повільні фільтри.

*Раскрыто подходы безреагентной технологии очистки многокомпонентных подземных вод с повышенным содержанием растворимых соединений железа, марганца и сероводорода, а также поверхностных вод, подвергшихся современному воздействию климатических изменений и антропогенной нагрузке. Технологии базируются на био-физико-химическом методе нарушение термодинамического равновесия исходной воды. Результатами такого подхода стало получение безреагентных решений по одновременной деманганации и деферризации, с параллельным получением нового фильтрующего материала с каталитически окислительными свойствами на основе полимерных гранул, модифицированных пленкой Тодорокита, а также получение технологий по реконструкции существующих станций водоподготовки поверхностных вод.*

**Ключевые слова:** гранулы, фильтрующая загрузка, железо, марганец, железобактерии, хемолитотрофы, термодинамика, фитопланктон, пенополистирол, очистка, температура, отстойники, контактные фильтры, медленные фильтры.

*Exposed nonchemical approaches to technology for multi groundwater with high content of soluble compounds of iron, manganese and hydrogen sulfide, as well as surface water affected by the current climate change and human activity. Technologies based on bio-physical-chemical method of thermodynamic equilibrium violations source water. The results of this approach was the acquisition reagentless decisions and deferyzatsiyi demanhanatsiyi simultaneous and parallel reception of a new filter material with catalytically-oxidizing properties based on polymer beads, modified Todorokitu film, and obtaining technology from rehabilitation of existing water treatment plants surface water.*

**Key words:** granules, filtering batch, iron, manganese, iron bacteria, chemolithotrophs, thermodynamics, phytoplankton, polystyrene, purification, temperature, sedimentation tanks, contact filters, slow filters.

Визначальними для розробки технологій очистки вихідної води є стан джерел водопостачання, кліматичні особливості та соціально – економічні фактори. Для України є характерним необхідність розробки нових технологічних рішень здатних на ефективну і мало витратну обробку води з поверхневих джерел, що зазнала впливу кліматичних змін, а також змін в характері антропогенного навантаження. Також необхідна технологія яка дозволить зменшення витрат при підготовці багатоконпонентних підземних

вод з підвищеним вмістом розчинних сполук заліза, марганцю та сірководню це є нагальною проюлемою. Особливо гостро стоїть це питання для малих населених пунктів: сіл, селищ, невеликих міст, де просто відсутній кваліфікований обслуговуючий персонал, необхідний для класичної реагентної схеми, а застосування сучасних каталітичних фільтруючих матеріалів і рішень на базі ультра і мікрофільтрації обмежується ціновим фактором.

Нами розроблені напрями розвитку технологій, що здатні забезпечити економічно доступну, якісну воду з додатковим отриманням не потребуючого реагентної регенерації каталітичного фільтруючого матеріалу з низькою щільністю.

Для цього проведено комплекс робіт з загальною ідеологією, що відображена схематично на (рис. 1).

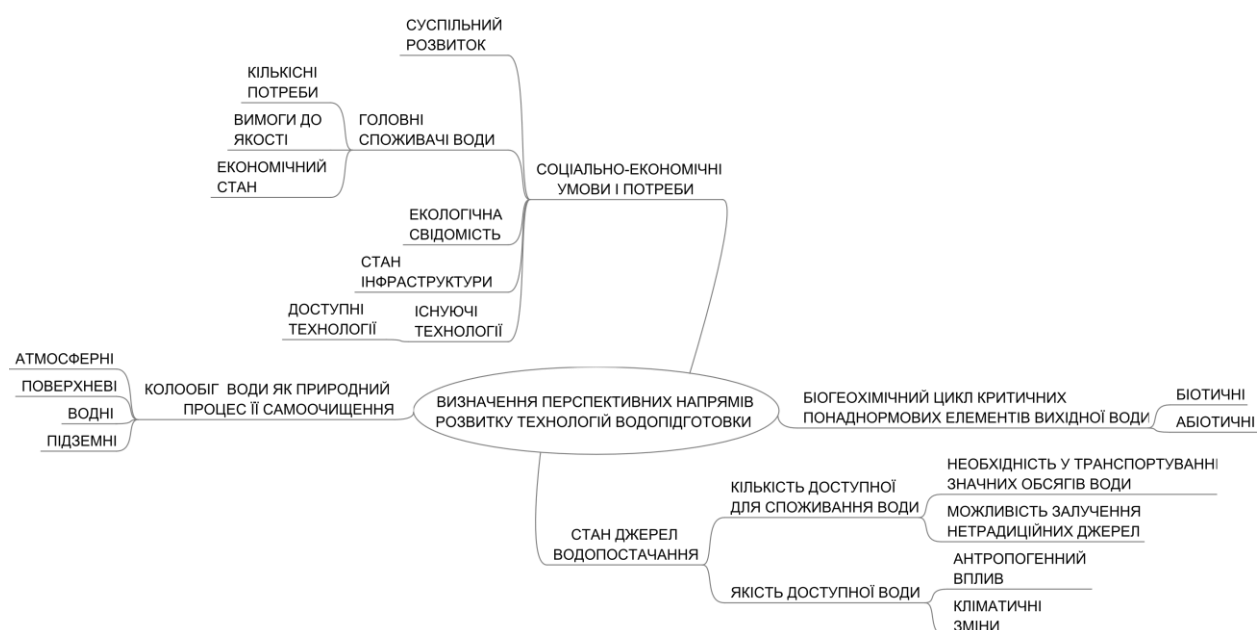


Рис. 1. Обумовленість напрямку роботи

Початок розробки ґрунтується на вивченні сучасного стану джерел водопостачання, впливу на них кліматичних змін, соціально – економічних особливостей і обумовленого цим способу їх використання. Існуючого стану очисних споруд. А також ретельного вивчення біогеохімічного циклу головних компонентів, що є найпоширенішими понаднормовими елементами у наших водах, вилучення яких стає метою очищення вихідної води. Визначення чинників, що можуть сприяти їх утворенню і так само визначення природних чинників, що сприяють їх затриманню.

Робота має три головні розділи.

1. Стан джерел водопостачання, вплив на них кліматичних змін, соціально – економічних особливості і існуючий стан очисних споруд. Умови формування якісного складу вихідної води і визначення чинників, що можуть сприяти зменшенню понаднормових концентрацій складових елементів вихідної води на базі їх біогеохімічного циклу.

2. Очищення поверхневих вод за рахунок підвищення бар'єрної здатності існуючих споруд завдяки використанню природних особливостей, реконструкції камер реакції і відстійників у контактні фільтри – префільтри та комбіновані повільні фільтри з пінополістирольним фільтруючим завантаженням

3. Очищення багатоконпонентних підземних вод з понаднормовими концентраціями заліза, марганцю, сірководню за рахунок зсуву полів стійкості обумовленого аерацією вихідної води, з додатковим утворенням сприятливих умов для розвитку хемолітотрофної мікробіоти. З попереднім термодинамічним моделюванням процесу аерації вихідної води.

Вивчено доцільність і ефективність розташування водозабору в природних мало проточних затоках. Запропонована модульна технологія реконструкції існуючих класичних очисних споруд які працюють на поверхневих вод з можливістю поетапного впровадження цих модулів. Пояснено і описано механізм безреагентного затримання фітопланктону на пінополістирольному фільтруючому завантаженні (рис. 2). Встановлено ефективність застосування контактного фільтру, та комбінованого повільного фільтру – відстійника з пінополістирольним завантаженням.

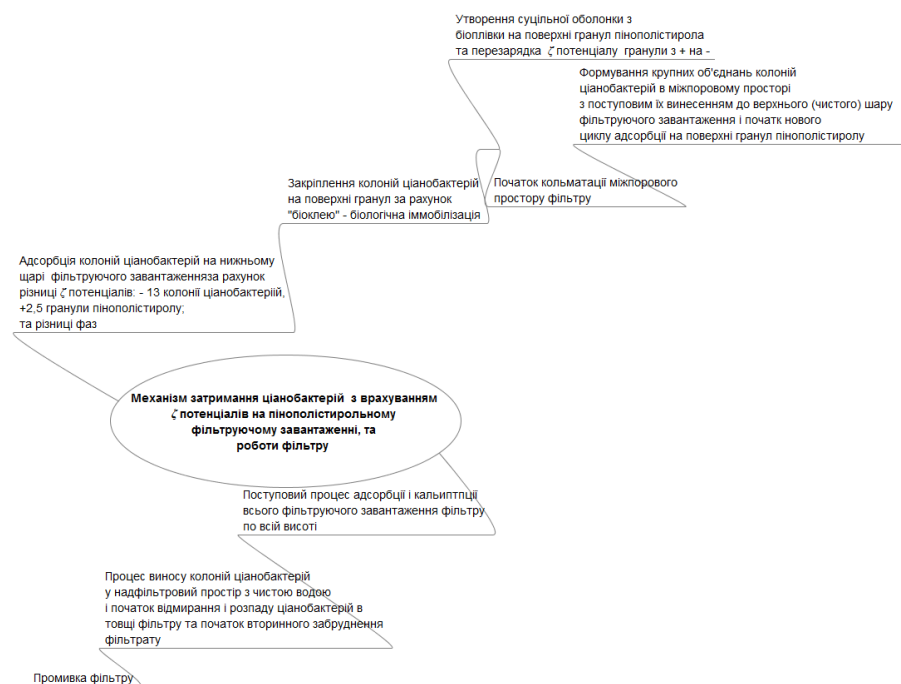


Рис. 2. Схема затримання фітопланктону

При розробці безреагентних технологій очищення багатоконпонентних підземних вод з понаднормовими концентраціями заліза, марганцю, сірководню є декілька етапів (рис. 3). На першому етапі розробки вивчено біогеохімічні цикли заліза, марганцю, сірки, вивчена роль біотичних процесів у цих циклах, та проаналізовано формування залізо і марганець вмисних вод на території України, та їх вплив на здоров'я людини. Також проаналізовані технології очищення води від понаднормових концентрацій заліза і марганцю. На другому етапі проведено термодинамічне моделювання процесу аерації

природної підземної води Бучакського водоносного горизонту з понаднормовими концентраціями заліза, марганцю, сірководню. В процесі моделювання виявилась відсутність термодинамічної завади окисненню атмосферним киснем  $Mn^{2+}$ . В той же час широко відомий енергетичний бар'єр окиснення марганцю атмосферним киснем може бути подоланий за схемою (рис.4), за рахунок цілого ряду абіотичних і біотичних процесів першопричиною запуску полів стійкості стає аерація підземної води. В процесі такого видалення понаднормових концентрацій  $Mn^{2+}$  на поверхні фільтруючого завантаження формується каталітична плівка з Тодорокіту – мінералу з значним вмістом вищих оксидів марганцю, або ренгенаморфних сполук з високим вмістом оксидів марганцю.

Механізм затримки фітопланктону, головним чином ціанобактерій, у товщі пінополістирольного фільтруючого завантаження завдяки різниці  $\zeta$ -потенціалів і біотичним факторам наведено на (рис. 2).

Так визначені нами гідродинамічні і електрокінетичні характеристики колоній ціанобактерій наступні: гідродинамічний радіус становить  $342,432 \pm 72,241$  нм, а  $\zeta$ -потенціал  $-13,0 \pm 4,29$  мВ, а заряд поверхні гранул пінополістиролу  $+2,1 \pm 0,4$  мВ – визначено у дослідях *Anne-Catherine Greven* [1] за допомогою приладу *Zetasizer 3000HSA* від *Malvern Instruments Ltd*.

Бар'єрні властивості пінополістирольного фільтруючого завантаження, що до фітопланктону обумовлені багатьма факторами. Так відбуваються процеси фізичної адсорбції зумовлені в тому числі розділом фаз – рідка/тверда, відповідна різниця  $\zeta$  потенціалів, та схильність більшості фітопланктону і ціанобактерій в тому числі до іммобілізації на твердих поверхнях.

Відновлення бар'єрної здатності фільтру відбувається в процесі зворотної промивки. За рахунок механічного тертя гранул порушуються зв'язки, що обумовлюють фізичну адсорбцію і надлишок біоплівки виноситься з промивною водою.

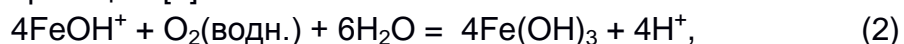
Загальна схема очищення підземних вод наведена на (рис.3).

Згідно розрахункам Дж. Хема, в "автокаталітичній реакції" окиснення марганцю киснем відбувається відповідно до рівняння (1).

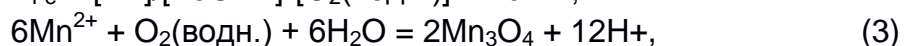
$$\frac{-d[Mn^{2+}]}{dt} = k_0[Mn^{2+}] + k_1[MnO_2][O_2][OH^-]^2 \quad (1)$$

Відповідно до цього рівняння, при рН = 8,5 для формування шару оксиду марганцю товщиною 0,1 мм потрібно близько 1 млн. років.

Причиною ефективного окислення марганцю є каталітична дія гідроксиду заліза. Відповідно до термодинамічних розрахунків Дж. Хема, якщо в аерованій воді розчинені одночасно у мікрограммових (5...6 мкг/дм<sup>3</sup>) кількостях  $Mn^{2+}$  і  $Fe^{2+}$ , то вони будуть окиснюватися і гідролізуватися відповідно до таких реакціях [2]:



$$K_{Fe} = [H^+]/[FeOH^+][O_2(\text{водн.})] = 10^{4909},$$



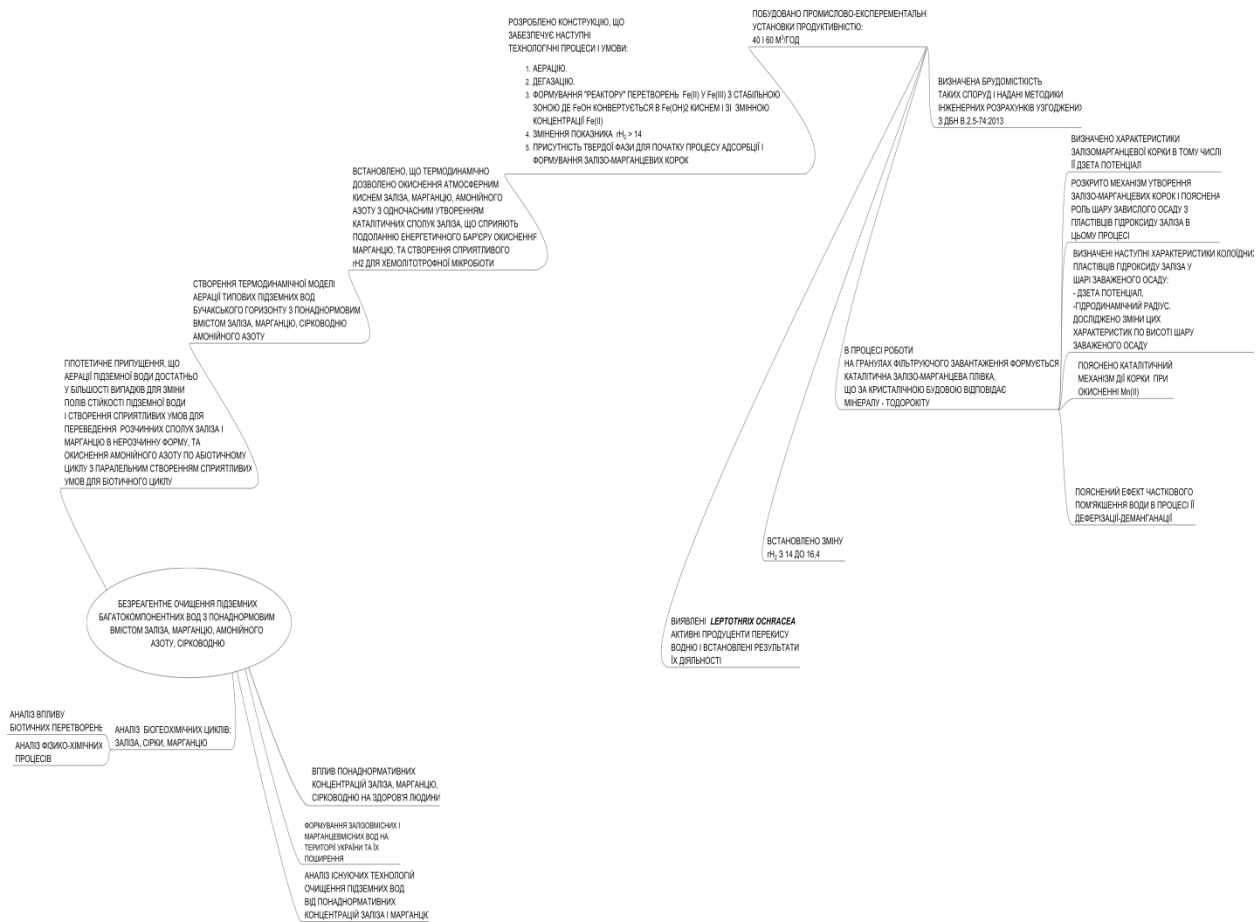


Рис. 3. Схема технології безреагентного очищення багатокомпонентних підземних вод з понаднормовими концентраціями заліза, марганцю, сірководню, та результати її впровадження

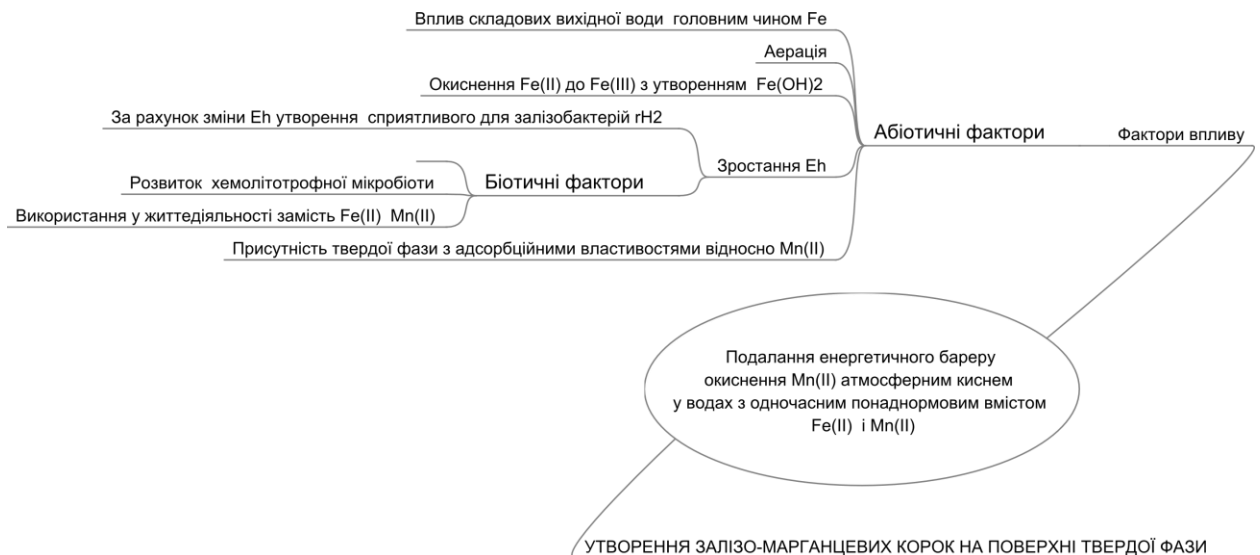
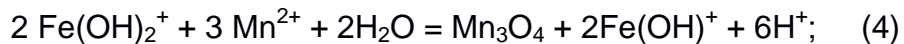


Рис. 4. Схема подолання енергетичного бар'єру окиснення марганцю атмосферним киснем

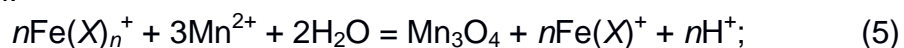
$$K_{Mn} = [H^+]/[Mn^{2+}]^6[O_2(\text{водн.})] = 10^{36,54}.$$

Оскільки константа  $K_{Fe} > K_{Mn}$ , то окиснення і гідроліз заліза протікає набагато швидше, ніж марганцю. На проміжній стадії процесу гідролізу Fe(II) утворюється певна кількість неповністю гідролізованого іона  $Fe(OH)_2^+$ . За [3] гідросокомплекс  $Fe(OH)_2^+$  може виступати окиснювачем для  $Mn^{2+}$  відповідно до реакцій (4).



Fe(III) каталізує повільний процес окиснення  $Mn^{2+}$ . Як зазначає Дж. Хем, «щоб отримати істотний каталітичний ефект, механізм рециклізації, в якому  $FeOH^+$  конвертується в  $Fe(OH)_2^+$  киснем і вертається назад в  $FeOH^+$  шляхом реакції з  $Mn^{2+}$ , має бути відносно швидким, якщо в системі присутні лише малі концентрації розчиненого заліза [3]».

При абіотичному окисненні  $Mn^{2+}$  атмосферним  $O_2$  вже виявлена каталізуюча роль додаткових складових, що можуть входити у склад природної води. Так іон Fe(III) у різних формах сполук може окиснювати  $Mn^{2+}$  загальним шляхом:



Обрахувати поведінку декількох компонентів, що складають природну воду, теоретично можливо за допомогою діаграм полів стійкості. Зазвичай при обрахунках все ж намагаються обмежитися двома або трьома змінними і показати їх дію в якості безперервних функцій. Однак якщо задаватися цілком конкретними значеннями кожної зі змінних і будувати відповідні діаграми, то можна оперувати п'ятьма або шістьма змінними. Побудова діаграм, які охоплювали б такий порядок змінних являє собою трудомістку роботу з побудови численних, але необхідних діаграм і з кожною додатковою змінною ускладнюють процес отримання реального стану складної системи [4]. Подібний підхід для реальних робіт є непродуктивним і громіздким, так як природна вода це багатоконцентне середовище, що містить набагато більше компонентів ніж п'ять чи шість. На сучасному етапі розвитку стало можливим достовірне і оперативне моделювання фізико-хімічних процесів за допомогою програмних комплексів термодинамічного моделювання.

Нами було проведено моделювання аерації підземної води водозабору м. Узин Білоцерківського району Київської обл. Бучакський водоносний горизонт. Розрахунки, проведені методом мінімізації вільної енергії Гіббса, за допомогою програмного комплексу GEMS3 [5, 6]. GEMS3.

Склад моделі визначається, з одного боку, елементним хімічним складом води, а з іншого боку, метастабільними станами деяких компонентів системи в гіпергенних умовах. Ця особливість гіпергенних процесів може бути врахована в термодинамічній моделі шляхом використання принципу часткової рівноваги П. Бартонна [7, 8], згідно з яким в нерівноважній в цілому системі може досягатися рівновага для частини реакцій, що відбуваються найбільш швидко.

Валовий склад системи (вектор  $b$ ) відповідає природному складу підземної води водозабору Узин: 1000г  $H_2O$  + розчинені компоненти

(аналітичні дані були перераховані на утримання сольових компонентів для виключення дисбалансу зарядів, внаслідок аналітичних неточностей).

На першому кроці розраховано рівновагу для системи, склад якої відповідає аналітичним даним з використанням процедури System ПК GEMS3. На другому кроці моделювання використовувалася процедура *Process*, за допомогою якої автоматично формувалася вихідний склад системи шляхом послідовного додавання порції кисню – на кожному кроці  $\square$  0,0031986 мг. Всього було виконано 2501 розрахунків до 7,9997 мг кисню в системі.

В процесі аерації таких вод відбувається зміна Eh, а стає  $rH_2 = 14,43$ , відповідно є висока вірогідність створення сприятливих умов для життєдіяльності автолїтотрофної мікробіоти, яка ще більше прискорює процес окиснення  $Mn^{2+}$ .

Нерозчинним продуктом окиснення  $Mn^{2+}$  в результаті моделювання виявився піролюзит  $MnO_2$  – вищий оксид марганцю, відомий своїми гетерокаталітичними властивостями що до окиснення  $Mn^{2+}$  і  $Fe^{2+}$ . При цьому спершу відбувається окиснення  $Fe^{2+}$  до  $Fe^{3+}$  і лише після цього проходить окиснення  $Mn(II) \rightarrow Mn(III \text{ і } IV)$ .

В процесі моделювання виявлено, що при окисненні  $Fe(II)$  до  $Fe(III)$  утворюються різноманітні залізовмісні сполуки, в т.ч.  $Fe(OH)_2^+$  і в особливо значних об'ємах аморфний феріжедрит –  $Fe(OH)_3$ . Вони сприяють створенню умов (окиснення, адсорбція  $Mn^{2+}$  і каталіз) для подолання енергетичного бар'єру і отримання ефективного за кінетикою процесу окиснення  $Mn(II) \rightarrow Mn(IV)$ , маючи на меті деманганацію підземних вод.

Спираючись на результати моделювання, ми стверджуємо, що в водах, подібних за своїм складом до вод Узинського водозабору, по співвідношенню  $Fe^{2+}/Mn^{2+}$  та за pH/Eh характеристиках, при аерації атмосферним  $O_2$  створюються всі умови, необхідні для проведення успішного процесу їх деманганації по безреагентній схемі.

Розроблена технологічна схема включає систему спрощеної аерації, нову конструктивну споруду, що поєднує в собі відстійник з шаром зваженого осаду з колоїдів  $Fe(OH)_3$ , з можливістю зміни концентрації  $Fe^{3+}$  у вихідній воді на вході в споруду, та фільтр з псевдозрідженим фільтрувальним завантаженням на базі гранул пінополістиролу. Псевдозріджений стан фільтрувального завантаження був обраний як оптимальний для процесів енергомасообміну, характерних для біосорбційних споруд [9–13].

При створенні умов, при яких  $rH_2$  (від'ємний логарифм концентрації молекул водню) дорівнює 14 і більше, починається бурхливий розвиток колоній хемолїтотрофних мікроорганізмів у фільтруючому завантаженні фільтрів очисних споруд, у наших умовах це ***Leptothrix ochracea*** та ***Gallionella ferruginea*** [14–16]. Показник  $rH_2$  у вихідній воді дорівнював 14, що відповідає нижній межі розвитку автолїтотрофної мікробіоти [15], а після аерації  $rH_2$  вже дорівнював 16,3, це вже є сприятливим показником умов розвитку автолїтотрофної мікробіоти.



Для візуального виявлення мікроорганізмів в приймальному резервуарі промивних вод було розміщено знежирені предметні скельця закріплені на пінопластовому поплавці. Після 3,5 год експозиції скельця з біобростаннями були відповідним чином підготовлені і проведена мікрофотографія препарату зі збільшенням 1350 (об'єktiv 90 x окуляр 15x) наведено на (рис.5).



Рис. 5. Препарат з культурою мікроорганізмів з приймального резервуару промивних вод. Стеблиноподібні мікробні тіла візуально подібні до *Leptothrix ochracea*

Брудомісткість комбінованої споруди визначено як кількість затриманого загального заліза в споруді за період фільтроциклу – 4 доби. Визначення брудомісткості проведено опосередковано за вмістом заліза у промивній воді за час промивки. Інтенсивність промивки становила 12 л/с·м<sup>2</sup> [17], площа перерізу споруди 8,245 м<sup>2</sup>, час промивки ~5 хв., об'єм промивної води для промивки установки становив ~ 29681 л.

Головна форма затриманого заліза – колоїдні пластівці Fe(OH)<sub>3</sub>, її молекулярна маса 106,869 г/моль. на відміну від молекулярної маси: Fe – 55,847 г/моль, відповідно при перерахунку Fe на Fe(OH)<sub>3</sub> отримуємо:

$$\frac{29400603,59 / 1000}{55,847} = \frac{Fe(OH)_3}{106,869}$$

~ 56,261 кг колоїдів гідроксиду заліза в "сухий" або "чистий" формі.

Звідси реальна експлуатаційна брудомісткість споруди  $G_{б\text{ експл}}$  становить ~ 6,824 кг/м<sup>2</sup>. Що порівняно з теоретичними розрахунками Хомутецької Т.П. 12,95 кг/м<sup>2</sup> – [18] свідчить про присутність значного запасу додаткового часу роботи споруди між промивками. Відповідно час фільтроциклу можливо подовжити більше ніж у два рази. Але на практиці це призводить до недбалого виконання регламентних робіт обслуговуючим персоналом і в подальшому до такого ступеня кальмататії фільтруючого завантаження, при якому його промивка штатним способом стає неможливою.

В процесі розробки і впровадження технології очищення багатокомпонентних вод з підвищеним вмістом заліза, марганцю та кремнію отримано фільтруючий матеріал на основі полімерних гранул з покриттям з залізо-марганцевих корками. Отримані в процесі очищення вихідної води модифіковані гранули фільтруючого матеріалу покриті характерною темно-коричнево-чорною плівкою, вірогідно з вищих оксидів марганцю, а також зустрічаються гранули з покриттям жовто-рудюю плівкою з  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ , що утворилася при зневодненні  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ .

Для визначення металів, що входять до складу плівки, застосований неруйнівний метод рентгенофлуоресцентної спектроскопії за допомогою спектрометру ElvaX. На (рис. 6) наведена спектрограма, отримана за його допомогою. На спектрограмі є два великі піки заліза та марганцю, а також присутні невеликі піки кальцію і бромю.

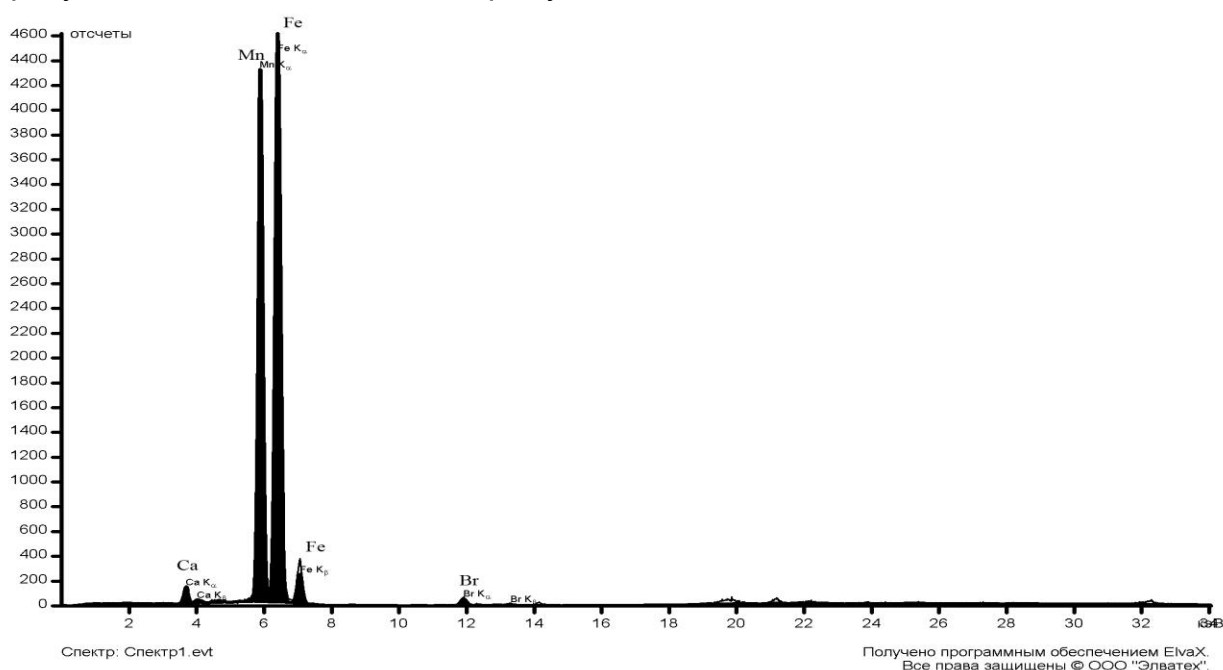


Рис.6. Спектрограма гранул фільтруючого матеріалу

Для визначення кількісних характеристик заліза і марганцю проведено їх вилугування з гранул фільтруючого завантаження та визначення їх концентрацій фотометричним методом. Концентрація марганцю, що був вилугуваний з плівки становлять:  $(115,593 \pm 4,332)$  мг/дм<sup>3</sup> при  $P = 0,95$  і  $\varepsilon = 3,747\%$ . Результат вимірів концентрації загального заліза, що було вилугуване з плівки становлять:  $(55,333 \pm 30,853)$  мг/дм<sup>3</sup> при  $P = 0,95$  і  $\varepsilon = 55,777\%$ . Результати вимірів товщини плівки становлять:  $(0,518 \pm 0,209)$  мм при  $P = 0,95$  і  $\varepsilon = 40,347\%$ . Маса плівки на гранулах:  $(0,0039 \pm 0,0004)$  г при  $P = 0,95$  і  $\varepsilon = 10,256\%$ .

Кристалічну структуру плівки вивчали за допомогою рентгенівської дифрактометрії (рис. 7).

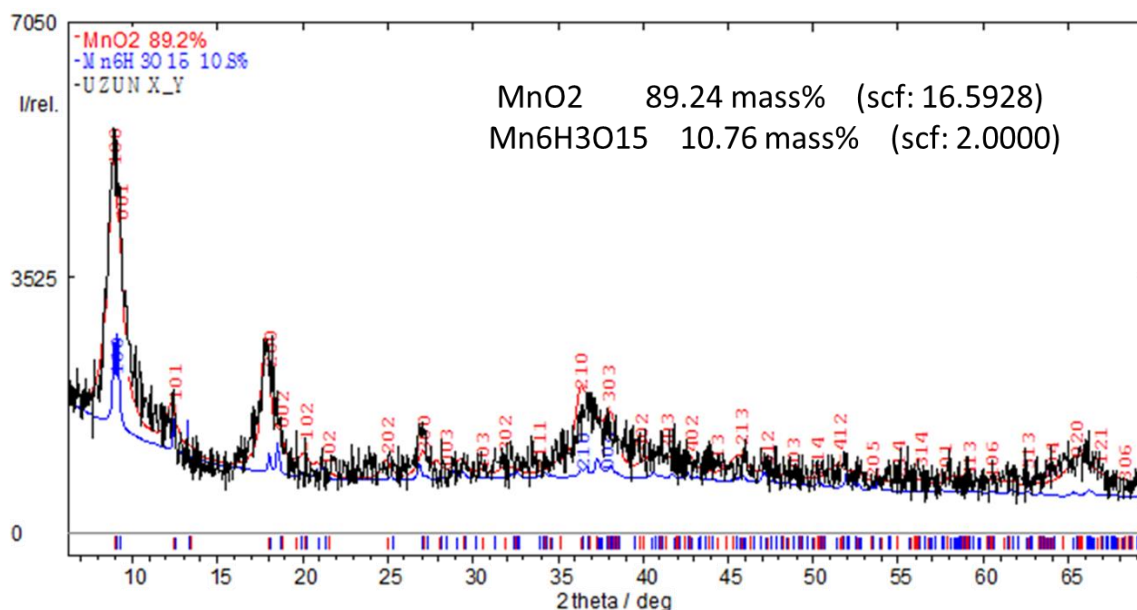


Рис.7. Ренгенодифрактометрія гранул фільтруючого завантаження.

Структуру MnO<sub>2</sub> наведено в табл.1.

Таблиця 1

**Структура MnO<sub>2</sub>**

MnO <sub>2</sub>			
lattice	a :	9,8293	9,8848
	b :	2,8429	2,8502
	c :	9,451	9,451
	beta :	94,4416	94,7

Структуру Mn<sub>6</sub>H<sub>3</sub>O<sub>15</sub> наведено в табл.2.

Таблиця 2

**Структура Mn<sub>6</sub>H<sub>3</sub>O<sub>15</sub>**

Mn <sub>6</sub> H <sub>3</sub> O <sub>15</sub>			
lattice	a :	9,7705	9,7719
	b :	2,8476	2,8507
	c :	9,5178	9,5137
	beta :	93,706	93,5563
	zero shift:	0,1899	0,1425

Отримані мінерали відносяться до манганітів – загальної формули MnO<sub>x</sub>, де 1 < x < 2. Манганіти характеризуються дисперсністю; деякі з них містять значну кількість рентгенаморфної фази і є метастабільними – з тенденціями перетворення в більш стійкі кристалічні фази [19]. Нецілочисельне значення величини x веде до появи негативного заряду структури манганітів [19]. Синтезований нами манганіт дуже близький за структурою до тодорокіту табл. 3 [20].

## Структура Тодорокіту

$(\text{Mn}^{2+}, \text{Ca})\text{Mn}^{4+}_3\text{O}_7 \cdot n\text{H}_2\text{O}$	
a :	9,75
b :	2,84
c :	9,59
beta :	90

Відмінності можливо пояснити тим, що значна частина плівки знаходиться у рентгеноаморфному та нанокристалічному стані, а частина отриманих манганітів знаходиться у метастабільному стані. Маючи значний від'ємний заряд поверхні і відкриті кристалічні структури, манганіти захоплюють ряд низьковалентних катіонів:  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ba}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Co}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  [19] нейтралізуючи тим самим свій заряд. Ці виклади підтверджуються нашими спостереженнями про стабільне зменшення загальної жорсткості очищеної води у порівнянні з вихідною, яке спостерігаємо в процесі водопідготовки. Підтверджують це і діаграми рентгенофлуоресцентної спектрометрії (рис.8), на яких присутній піки кальцію.

Згідно з дослідженням Р. і В. Бернсів [21], манганіти поділяють за структурною ознакою на шаруваті (філломанганіти), ланцюгові і тунельні. Скрізь структура манганітів будується з Mn - октаєдрів  $\text{MnO}_6$ , але змінюється їх розташування в просторі, кількість молекул води і склад домішкових катіонів, що займають структурні вакансії і/або розташовані в міжшарових проміжках. До тунельних відносять 9,6 Å – тодорокіт  $(\text{Na}, \text{Ca}, \text{K})(\text{Mg}, \text{Mn})[\text{Mn}_5\text{O}_{12}] \cdot \text{H}_2\text{O}$ . Його структура складається з зшитих поперечними зв'язками ланцюжків октаєдрів шириною в один або два октаєдра. У тетрагональних мінералах вони розташовуються паралельно осі *c*, а в моноклінних – паралельно осі *b*. Структура тодорокіту схожа на структуру бузеріту, але має поперечні ряди октаєдричних ланцюжків різної довжини, розташованих уздовж осі *a*.

Дзета  $\zeta$ -потенціал отриманої ЗМК вимірювали за допомогою приладу Malvern Zetasizer Nano ZS,  $\zeta$ -потенціал становить  $(-9,33 \pm 0,341)$  мВ, електропровідність – 0,168 мС/см

Від'ємний заряд свідчить про здатність до адсорбції катіонів. В нашому випадку  $\text{Mn}^{2+}$  і  $\text{Fe}^{2+}$ , це підтверджує адсорбційно-кінетичні властивості манганітів. Порівняно невеликий від'ємний заряд можливо пояснити заповненням структурних вакансій катіонами [22], в нашому випадку  $\text{Ca}^{2+}$ , це припущення підтверджується результатами рентгенофлуоресцентної спектрометрії (рис.11) на діаграмі присутній піки кальцію, а також нашими спостереженнями зменшення загальної жорсткості очищеної води у порівнянні з вихідною.

Впровадження технології безреагентної очистки багатоконпонентних підземних вод з понаднормовими концентраціями заліза, марганцю,

сірководню, амонійного азоту та кремнієвих сполук у м. Узин Київської обл. дозволило відмовитися, як від будівництва опалюваного приміщення здатного забезпечити температурний режим необхідний для роботи ультрафільтраційного обладнання, так і від самого обладнання.

По розробленим рекомендаціям був виконаний проект на реконструкцію водопровідних очисних споруд, що включає технологію безреагентного очищення багатокомпонентних підземних вод за рахунок інтенсифікованих природніх процесів які спричиняють порушення полів стійкості у вихідній воді. В результаті чого відбувається подолання енергетичного бар'єру окиснення Mn(II) до Mn(IV) за допомогою атмосферного кисню, а також окиснення Fe(II) → Fe(III) і NH<sub>4</sub> → NO<sub>2</sub> → NO<sub>3</sub>.

Експлуатація станції підготовки підземних вод водозабору м. Узин протягом 4 років показала високу її ефективність і надійність роботи.

Економічний ефект від впровадження безреагентної технології очищення багатокомпонентних підземних вод при очищенні підземних вод водозабору м. Узин склав 559,63 тис. грн. на рік.

### Список літератури

1. Greven A.-C. Polycarbonate and polystyrene nanoparticles act as stressors to the innate immune system of fathead minnows (*Pimephales promelas*, rafinesque 1820) / A.-C. Greven. Imu, 2016.
2. Hem J. D. Reactions of metal ions at surfaces of hydrous iron oxide / J. D. Hem. 1977.
3. Hem J. D. Chemical equilibria and rates of manganese oxidation / J. D. Hem // U.S. Geol. Surv. Water Supply. Pap. 1963. No. 1667A. P. 63.
4. Гаррелс Р. М. Растворы, минералы, равновесия / Р. М. Гаррелс, Ч. Л. Крайст. М. : МИР, 1968. 367 p.
5. Kulik D. A. Gem software (gems) home / режим доступу <http://gems.web.psi.ch> // D. A. Kulik, T. Wagner, S. V. Dmytrieva[et al.
6. Kulik D. A. Gem-selektor geochemical modeling package: revised algorithm and gems3k numerical kernel for coupled simulation codes / D. A. Kulik, T. Wagner, S. V. Dmytrieva[et al.]. Villigen PSI, Switzerland: Computational Geosciences, 2012. 59 p.
7. Крайнов С. Р. Геохимия подземных вод. теоретические, прикладные и экологические аспекты / С. Р. Крайнов, Б. Н. Рыженко, В. М. Швец. М. : Наука, 2004. 677 с.
8. Крайнов С. Р. Методы геохимического моделирования и прогнозирования в гидрогеохимии / С. Р. Крайнов, Ю. В. Шваров, Д. В. Гричук. Недра, 1988. 254 с.
9. Тодес О. М. Аппараты с кипящим зернистым слоем: гидравлические и тепловые основы работы / О. М. Тодес, О. Б. Цитович. Л.: 1981. 296 с.
10. Василенко І. В. Інженерний розрахунок анаеробного біореактору з псевдозрідженим шаром завантаження / І. В. Василенко, О. І. Давиденко // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки, 2007. С. 103–108.

11. *Василенко, М. Г.* Рециркуляція в биосорбере с псевдооживленной загрузкой / М. Г. Василенко, А. Ю. Ямпольская // Пробл. водопостачання, водовідведення та гідравліки. Вип. 6. С. 90–94.
12. *Василенко М. Г.* Моделирование очистки воды в биосорбере с псевдооживленной загрузкой / М. Г. Василенко // Пробл. водопостачання, водовідведення та гідравліки, 2005. Вип. 5. С. 85–91.
13. *Чарний Д. В.* Методика розрахунку біосорбційних споруд для очищення води / Д. В. Чарний // Меліорація і водне господарство, 2010. No. 98. С. 312–324.
14. *Мушэ П.* Биологическая деферризация воды: обоснование и реализация / П. Мушэ Г. Н. Герасимов // 2006. No. 11 (2). С. 40–47.
15. *Мушэ П.* Биологическая деферризация воды: обоснование и реализация / П. Мушэ, Г. Н. Герасимов // 2006. No. 12. С. 35–39.
16. *Чарний Д. В.* Дослідження каталітичної плівки на зернах фільтруючого завантаження та процеси, що викликають її утворення / Д. В. Чарний, Н. М. Чернова // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки, 2015. Вип. 25. С. 279–286.
17. *Водопостачання* зовнішні мережі та споруди основні положення проектування (дбн в.2.5-74:2013) / 2013.
18. *Хомутецька Т. П.* Розробка технології знезалізнення підземних вод на пінополістирольно-цеолітових фільтрах / Т. П. Хомутецька. К: Київський національний ун-т будівництва і архітектури, 2000. 177 с.
19. *Yudovich Y. E.* Manganese geochemistry in supergene processes. a review. / Y. E. Yudovich, M. P. Ketris // Biosphere, 2013. Vol. 5, No. 1.
20. *Post J. E.* Synchrotron x-ray diffraction study of the structure and dehydration behavior of todorokite / J. E. Post, P. J. Heaney, J. Hanson // American Mineralogist, 2003. No. 88. P. 142–150.
21. *Burns R. G.* Manganese oxide / R. G. Burns, V. M. Burns // Marine Minerals. Reviews in Mineralogy, 1976. P. 1–46.
22. *В'юнов О. І.* Компенсація заряду при заміщеннях мангану в манганіті лантану / О. І. В'юнов, А. І. Товстолиткін, О. З. Янчевський // Украинский химический журнал, 2009. С. 91–98.
23. *Лысюк Г. Н.* Кристаллохимия наноразмеры марганцевых агрегатов / Г. Н. Лысюк. Сыктывкар: ИГ Коми НЦ УрО РАН, 2011.

*Надійшло до редакції 18.11.2016*

И.Н. ЧУБ, кандидат технических наук  
Харьковский национальный университет городского хозяйства  
имени А.Н. Бекетова

## ПОСТРОЕНИЕ ИНФРАСТРУКТУРЫ УПРАВЛЕНИЯ КАНАЛИЗАЦИОННЫМИ ОЧИСТНЫМИ СООРУЖЕНИЯМИ И БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКОЙ

*Розглядається автоматизована система управління технологічним процесом водовідведення (АСУТП). В якості рішення для цілей практичного проектування АСУТП обґрунтовується вибір процесорного модуля (ПМ). Наводяться основні характеристики та можливості ПМ.*

**Ключові слова:** автоматизація, система водовідведення, контролери, програмовані комутатори, процесорний модуль, модуль живлення, глобальна мережа, автоматизоване робоче місце (АРМ), біологічна очистка, нитриденітрифікація.

*Рассматривается автоматизированная система управления технологическим процессом водоотведения (АСУТП). В качестве решения для целей практического проектирования АСУТП обосновывается выбор процессорного модуля (ПМ). Приводятся основные характеристики и возможности ПМ.*

**Ключевые слова:** автоматизация, ситема водоотведения, контроллеры, программируемые коммутаторы, процессорный модуль, модуль питания, глобальная сеть, автоматизированное рабочее место (АРМ), биологическая очистка, нитри-денитрификация.

*The automated process control system drainage (APCTP) is considered in the article. As a solution for the design of practical control system the choice of the processor module (PM) is justified. The basic features and capabilities of the PM are described below.*

**Key words:** automation, redundant system drainage controllers, programmable switches, processor module, power supply module, a global network workstation (AWS), biological treatment, nitrification-denitrification.

Развитие коммунальных предприятий Украины в современных экономических условиях должно осуществляться на основе ресурсосберегающих технологий. Для этого необходимо внедрять современное оборудование и решать вопросы повышения эффективности работы отдельных сооружений и установок в общей системе водоснабжения, водоотведения предприятий. Достичь этого можно путем использования разнообразных средств автоматизации, в том числе автоматизации

технологических процессов. Одним из наивысших достижений в реализации этого направления является внедрение автоматизированных систем управления технологическими процессами (АСУТП). Автоматизация любого технологического процесса позволяет повысить стабильность его протекания, оптимизировать процессы управления и исключить влияние человека из технологической цепочки процесса производства.

В качестве примера таких систем можно привести [1, 75], где описан проект централизованной системы управления водоотведением. Собственно АСУТП водоотведения (в дальнейшем – АСУТП) представляет собой систему нижнего уровня в иерархической многоуровневой структуре. При этом на верхних уровнях предусмотрены автоматизированные рабочие места (АРМ) операторов и диспетчеров, связанные между собой и с АСУТП сетями коммуникации. Целесообразно дать небольшую детализацию рассмотренной структуры с учетом конкретных комплексов технических средств (КТС), в частности, КТС *Modicon M340* компании *Schneider Electric*, проанализированного в [2].

Одним из главных системотехнических решений при проектировании АСУТП является обоснованный выбор процессорного модуля (ПМ), поддерживающего все необходимые коммуникации, обеспечивающего операции ввода-вывода информации объекта управления и соответствующей переработки информации. В связи с этим рассмотрим возможности ПМ *BMX P34 2020*.

Основные возможности поддержки ввода/вывода данного ПМ - до 48 слотов (мест для других модулей), расположенных на 4 монтажных шасси максимум, в том числе:

- до 1024 каналов дискретного ввода/вывода;
- до 512 каналов аналогового ввода/вывода.

В составе специализированных каналов ввода/вывода рассматриваемого ПМ для управления электрифицированными вентилями представляют 2 канала управления сервоприводом. Существенным преимуществом данного ПМ также является наличие встроенных коммуникационных портов:

- *Ethernet TCP/IP*, позволяющий интегрироваться в глобальную сеть без применения дополнительных программно-технических средств;
- последовательный порт с реализацией сопряжений *RS232/RS485*.

Магистральная связь может реализовываться физически как с помощью медного кабеля с двумя витыми парами категории *5E*, так и при помощи оптоволоконного кабеля через систему *ConneXium*.

Остальные характеристики рассматриваемого ПМ (объемы памяти, структура обрабатываемых приложений, логико-арифметическое быстродействие и т.п.) не хуже, чем указано в [2]. Таким образом, *BMX P34 2020* – вполне удовлетворяет требованиям к ядру локальной подсистемы АСУТП.

Далее выскажем ряд соображений по поводу других модулей и компонентов, которые необходимы при проектировании подсистем АСУТП.



Перечень предлагаемых в семействе М340 шасси включает позиции от 4 до 12 слотов. Из соображений расширяемости целесообразно использовать шасси типа *BMX XBP1200* на 12 слотов, часть из которых останется неиспользованными. Такое решение не повлечет за собой ни существенных дополнительных финансовых затрат, ни ухудшения массогабаритных показателей аппаратуры в целом. Зато оно минимизирует затраты, связанные с возможным расширением системы.

Исходя из типового электропитания, используемого на объектах управления (промышленная сеть) целесообразно выбрать модуль питания для аппаратуры, установленной на шасси, с номинальным переменным входным напряжением 220 В, в частности, *BMX CPS 2000*.

Приведенные выше аналоговые входные сигналы можно классифицировать, как токовые сигналы высокого уровня. Кроме того, следует принять во внимание, что при управлении объектами рассматриваемого класса достаточно широко применяются разнообразные регуляторы с аналоговым управлением. Отсюда представляется целесообразным выбор модуля аналогового ввода/вывода *BMX АММ 0600*, который способен не только принимать и преобразовывать в цифровую форму соответствующие сигналы напряжения и тока, но и выдавать на объект управления аналоговые сигналы в соответствии с активным приложением.

Дискретные входные/выходные сигналы в схеме рассматриваемой АСУТП не предусмотрены, однако на практике ситуация отсутствия таких сигналов является маловероятной. Поэтому необходимо обязательно ввести в состав выбираемых технических средств такие модули. Таким образом, структура типовой подсистемы в структуре АСУТП может быть представлена следующим образом (рис.1).

Конструктивной основой подсистемы является монтажное шасси на 12 слотов типа *BMX XBP 1200*, причем слоты 3-11 являются резервными и могут быть использованы для установки дополнительных модулей при расширении функций. Первые два слота (являются специальными и не входят в состав 12) предназначены для модуля питания (*BMX CPS 2000*) и процессорного модуля (*BMX P34 2020*) соответственно. На передней панели ПМ имеется сетевой разъем типа RJ 45, при помощи которого подсистема физически подключается к глобальной сети. В слоты с номерами 1 и 2 установлены соответственно:

- модуль аналогового ввода/вывода (*BMX АММ 600*);
- модуль дискретного ввода/вывода (*BMX DDM 16025*).

Монтажное шасси заканчивается соединительным разъемом (обозначен *XBE* – обозначение производителя) под модуль расширения для подключения дополнительных монтажных шасси.

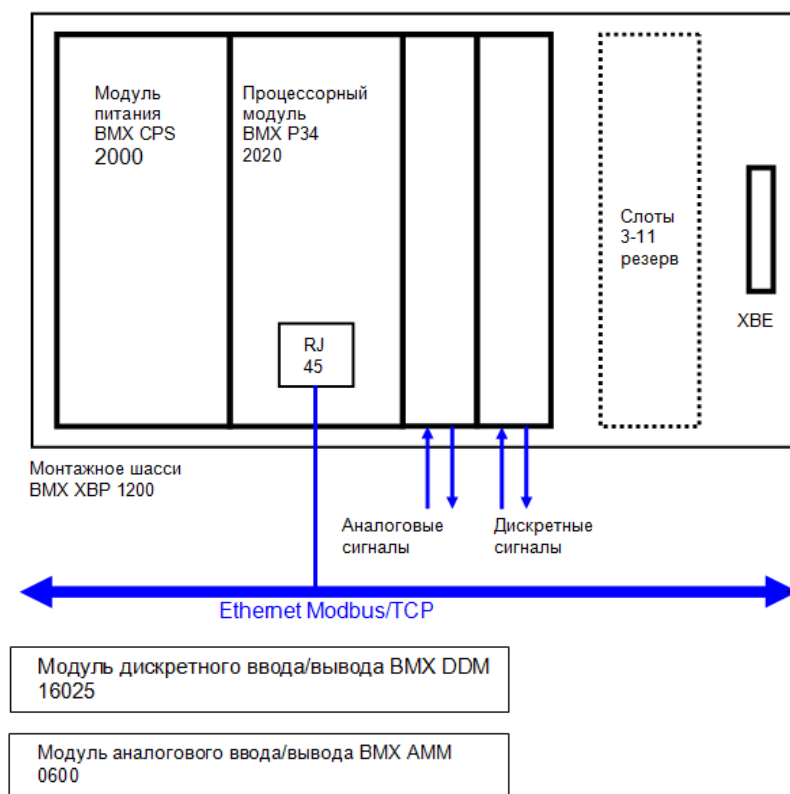


Рис. 1. Структура типовой подсистемы АСУТП

Таким образом, структура перспективной АСУТП системы водоотведения, приведенная в [1, 75], в целом может быть успешно реализована совокупностью предложенных выше подсистем, соединенных в глобальную сеть. К этой же сети могут быть подключены серверы, автоматизированные рабочие места (АРМы) диспетчерских служб и корпоративной сети.

Наиболее сложной системой управления в очистке сточных вод является управление сооружениями биоочистки с удалением азота и фосфора. Определение конфигурации системы АСУТП для таких технологий в практике проектирования до сих пор является проблемой. Системы управления проектируются с избыточной сложностью. Имеются отдельные работы по автоматизации биологической очистки [3]. Однако они связаны с управлением подачей воздуха в аэротенки и процессом перемешивания.

Для автоматизации процесса нитри-денитрификации необходимо установить факторы воздействия и оценить их применимость в качестве контролируемых и управляющих параметров данного процесса. К факторам, влияющим на процесс биологической очистки, относятся расход и концентрация сточных вод, концентрация растворенного кислорода, концентрации азота аммонийного и азота нитратного, объем возвратного ила, внутренняя циркуляция ила, возраст активного ила, перенос кислорода, температура сточных вод, рН и окислительно-восстановительный потенциал. К перечисленному можно добавить скорость роста нитрифицирующих бактерий и контроль за биологическим удалением фосфора. Из большого

количества перечисленных параметров только некоторые могут использоваться в качестве управляющих. А именно объем возвратного ила, внутренняя циркуляция и концентрация кислорода. Остальные перечисленные параметры должны контролироваться на очистных сооружениях и использоваться в расчетах. Применение математического моделирования позволяет определить основные принципы конструирования систем автоматического управления аэротенками с биологическим удалением азота и фосфора.

Основным методом контроля массы азота нитратов, поступающего в анаэробную зону, является контроль процесса денитрификации путем изменения рециркуляционных расходов и кислородного режима в зонах с переменным режимом. Контроль процесса в анаэробной зоне сегодня рекомендуется проводить по датчику окислительно-восстановительного потенциала. Для поддержания процесса нитрификации следует контролировать кислородный режим и аэробный возраст ила.

При проектировании системы следует придерживаться следующих приоритетов: сохранение процесса нитрификации, сохранение процесса денитрификации и лишь затем – биологическое удаление фосфора.

#### **Список литературы**

1. Привин Д. И. Современные системы автоматизированного управления для предприятий коммунального водоснабжения и водоотведения // Водоснабжение и канализация: Журнал. М.: ООО «Издательский дом НиКа», 2011. Вып. 1-2. С. 72 – 79.

2. Оборудование для систем малой автоматизации Telemecanique [Электронный ресурс] URL: [http://www.ingelec.ru/production/schneider\\_electric/automation/](http://www.ingelec.ru/production/schneider_electric/automation/)

3. Денисов С. Е., Максимов С. П., Микляева Т. А. Автоматизация и управление процессом биологической очистки сточных вод // Естественные и математические науки в современном мире: сб. ст. по матер. XXX междунар. науч.-практ. конф. № 5(29). Новосибирск: СибАК, 2015.

*Надійшло до редакції 25.11.2016*

В.О. ШАДУРА, кандидат технічних наук  
Національний університет водного господарства та природокористування

## ВИЗНАЧЕННЯ ФАКТИЧНОГО ГІДРАВЛІЧНОГО ОПОРУ ВОДОЗАБІРНИХ СВЕРДЛОВИН ДЛЯ ПОДАЛЬШОГО ВИКОРИСТАННЯ В ГІДРАВЛІЧНИХ РОЗРАХУНКАХ

*Наведена причини втрат напору при русі води з пласта до свердловини та запропонована проста залежність визначення загального опору свердловини, яка може бути використана в математичній моделі для розрахунку підземних водозаборів із свердловинами, та служити для вирішення складних задач із визначення оптимальних режимів та інтенсифікації їх роботи.*

**Ключові слова:** водоносний пласт, водозабірна свердловина, дебіт, математична модель, водозабір, гідрогеологічні умови, втрати напору, гідравлічний опір, кольматація, експлуатація.

*Приведены причины потер напора при движении воды из водоносного пласта к скважине и предложена простая зависимость определения общего сопротивления скважины, которая может быть использована в математической модели для расчета подземных водозаборов из скважин, и может служить для решения сложных задач при определении оптимальных режимов и интенсификации их работы.*

**Ключові слова:** водоносный пласт, водозаборная скважина, дебит, математическая модель, водозабор, гидрогеологические условия, потери напора, гидравлическое сопротивление, кольматация, эксплуатация.

*Pressure loss factors during movement of water from water bearing bed to water well were reported. Offered a simple relationship determining the total resistance of the water well, which could be used in mathematical models to calculate underground water intake from water wells and used to solve complex problems for determining optimum operation and intensify their work.*

**Keywords:** water bearing bed, water well, production rate, mathematical model, water intake, hydrogeological conditions, pressure loss, hydraulic resistance, colmatation, operation.

Як відомо, при відборі рідини із пористого середовища напір зменшується з наближенням від крайової зони до центру свердловини. Безпосередньо біля стінки свердловини можуть виникати додаткові втрати за рахунок зменшення проникності призабійної зони під впливом бурових робіт або кольматаційних процесів при відкачці.

Характерна особливість відбору рідини із свердловини - безперервне приєднання частинок рідини, що надходять крізь бічну поверхню, до основного потоку в приймальній частині. Тому рух потоку в приймальній частині свердловини проходить із зростаючою вздовж руху витратою опору. В зв'язку з тим, що швидкості вхідних частинок відрізняються за величиною та напрямку від швидкості основного потоку, приєднання частинок і вирівнювання швидкостей супроводжується втратами енергії на удар, обмін кількістю руху між частинками та перебудову профілю осьових швидкостей. Втікання рідини крізь бічну поверхню фільтра обумовлює появу нормальної складової на внутрішній поверхні фільтрової частини і, як наслідок цього, руйнування граничного шару та перетворення його в дискретні завихрення. В наслідок чого стрімко зростає опір руху, що виражається в додатковому зниженні напору в середині приймальної частини свердловини вздовж шляху руху рідини.

Рух частинок рідини в породі, фільтрі та обсадних колонах, виражається як в зниженні напору в периферійній зоні водоносного шару, так і в додатковому його зниженні в зоні впливу свердловини, безпосередньо в призабійній зоні. Таким чином, незалежно від умов фільтрації (напірні або безнапірні) між рівнями за стінкою свердловини та в ній існує розрив (скачок рівня), який залежить від ефекту накладання частинок породи на прохідні отвори фільтра, особливостей конструкції фільтра свердловини та втрат напору в колонах обсадних труб.

З врахуванням додаткових втрат напору внаслідок гідродинамічної досконалості свердловини вираз для пониження рівня всередині свердловини, можна також представити у вигляді рисунку (рис. 1) та математично (1) [ 1,с.58 ]

$$\Phi_x = f x_1 + f x_2 + f x_3 + f x_4, \quad (1)$$

де  $f x_1$  – опір викликаний фільтром свердловини;  $f x_2$  – опір викликаний із зміною водопроникності у призабійній зоні;  $f x_3$  – опір, який характеризує порушення лінійного режиму руху води;  $f x_4$  – додаткове пониження рівня біля зовнішньої стінки свердловини, обумовлене втратою напору всередині водопідйомних труб свердловини.

В співвідношенні (1) відображені фактори, що визначають характер притоку рідини в свердловину. Для аналізу кількісних характеристик притоку слід отримати диференціальні рівняння відносно понижень рівня і швидкостей потоку в свердловині. При цьому необхідно розглянути окремо зовнішню і внутрішню задачі для свердловини при заданій інтенсивності току вздовж приймальної частини. Під зовнішньою задачею розуміється фільтрація рідини в пласті, під внутрішньою – витікання рідини із пласту в свердловину і рух рідини всередині приймальної частини та в колонах обсадних труб.

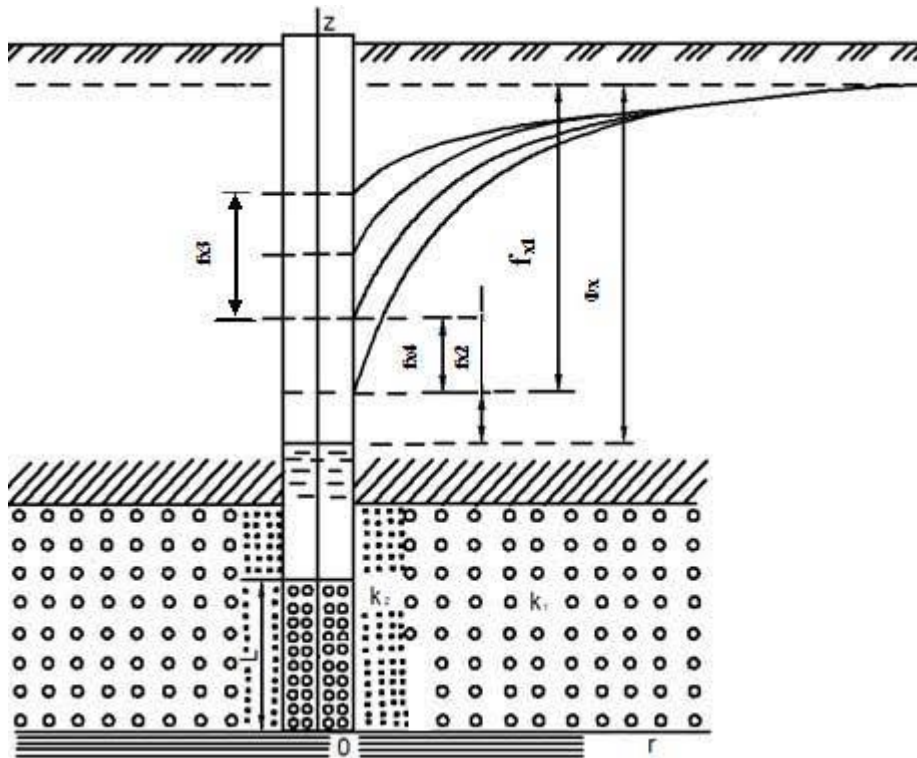


Рис. 1. Схема пониження напору у водоносному шарі та поблизу свердловини

Таким чином, у фільтрах з отворами, що затримують частинки породи, внаслідок зменшення розмірів водоприймальної площі при втіканні води в свердловину спостерігаються значні втрати напору.

При використанні математичного апарату підземної і трубопровідної гідравліки пониження рівня  $S_i$  в кожній з  $n$  свердловин, що діють, в загальному вигляді описується рівняннями вигляду [3, с.180]

$$S_{ti} = f(Q_i, km_{ij}, a_{ij}, \xi_i, x_i, y_i, t), i = 1, \dots, n, \quad (2)$$

де пониження рівня  $S_t$  виражає в кожній свердловині функціональну залежність від: дебітів  $Q$ , граничних умов і параметрів водоносного пласта (водопровідність  $(km)$ ; і коефіцієнта п'єзопровідності  $a_i$  або рівнепровідності  $\mu$ ), сумарні додаткові опори, обумовлені мірою і характером розкриття пласта  $\xi$  свердловин, координат розташування свердловин  $x_i, y_i$  і періоду роботи свердловини  $t$ .

Зокрема, система лінійних рівнянь (2) для несталого режиму фільтрації, необмеженого і однорідного пласта відповідно [3, с.180] має вигляд

$$S_i = \frac{1}{4\pi} \left[ \frac{Q_i}{(km)_i} E_i\left(-\frac{r_i^2}{4a_i t}\right) + \frac{Q_i}{(km)_i} \xi_i + \sum \frac{Q_j}{(km)_i} E_i\left(-\frac{l_{ij}^2}{4a_{ij} t}\right) \right], \quad (3)$$

де  $S_i$  – пониження рівня в  $i$ -й свердловині, м;  $Q_i$  – дебіт  $i$ -й свердловини, м<sup>3</sup>/доб.;  $r_i$  – радіус свердловини, м;  $km$  – водопровідність пласта в місці  $i$ -й свердловини, м/доб.;  $a_{ij}$  – коефіцієнт п'єзопровідності в місці  $i$ -й свердловини, м<sup>2</sup>/доб.;  $t$  – час умовної стабільності рівнів, доб.;  $Q_j$  – дебіти взаємодіючих свердловин, м/доб.;  $l_{ij}$  – відстані до взаємодіючих

свердловин, м;  $(mk)_{ij}$  – середня провідність пласта між  $i$ -й і  $j$ -й свердловинами, м/доб.;  $a_{ij}$  – середня величина коефіцієнта п'єзопровідності  $i$ -й  $j$ -й свердловин, м<sup>2</sup>/доб.;  $E_i$  – інтегральна показова функція.

Складові у цих формулах визначаються по досить складним залежностям і для практичних розрахунків на діючих водозабірних свердловинах не завжди можливо достовірно отримати.

Для здобуття необхідного ступеня точності відповідності математичній моделі натурі потрібна наявність фактичних значень параметрів системи [2], експериментальне визначення яких в масовому масштабі вимагає проведення величезного об'єму робіт по обстеженню водозаборів і необхідності наявності відповідних приладів і устаткування на свердловинах.

Заміна ж окремих параметрів теоретичними (характеристик насоса – паспортними даними; опорів трубопроводів – обчисленими по напівемпіричних залежностям; прийняття усереднених параметрів водоносного пласта, експлуатаційних запасів підземних вод, що використалися при оцінці) призводить до зниження точності наближення моделі до натурі в такій мірі, що цілі, що переслідуються при моделюванні, стають недосяжними. Відносна помилка визначених в такий спосіб параметрів пласта і опору фільтрів свердловин може досягти 1,50...2,5 рази, пропускна спроможність збірних водозаборів – 1,0...3,0 рази, характеристик насосного обладнання – 1,0...2,0 рази.

Головна задача, яка ставиться до математичної моделі заключається в тому, що результати гідравлічного розрахунку повинні відповідати і бути достатньо близькими до даних натурних замірів на діючих водозаборах. Найпростіше це те, що критерієм адекватності математичної моделі є співпадіння розрахункових та вимірних напорів на горловині та збірних водоводах свердловин [2,198].

Оцінка загального опору свердловин зводиться до уточнення їх опорів з врахуванням кольматажу для математичної моделі.

Для практичних розрахунків загальних опорів свердловини користуються даними про фактичні опори, які отримані в результаті досліджень. Методика визначення загального опору водозабірних свердловин використовується для подальших гідравлічних розрахунків по реконструкції діючих водозабірних свердловин, а також по вибору оптимальних експлуатаційних режимів їх роботи. Необхідність проведення таких розрахунків викликана наступними причинами.

1. Зменшенням дебітів свердловин та зростанням загальних опорів внаслідок кольматациї в процесі експлуатації.
2. Спрощення, які допускаються для практичних розрахунків.
3. Не достатньою кількістю зібраних даних по діючим водозабірним свердловинам.
4. Для розрахунку сумісної роботи діючих водозабірних свердловин.
5. Для вироблення заходів по наладці, реконструкції та інтенсифікації роботи водозабірних свердловин.

Визначення загального опору свердловини проводиться поетапно:

- заміряють напори  $H_M$  на горловині свердловини зразковим манометром;
- заміряють витрати води  $Q$ ;
- заміряють динамічний рівень в свердловині  $Z$ .

Втрати напору в свердловині можна записати рівнянням

$$\Delta H = H_\phi - H_M - \Delta Z. \quad (4)$$

Або можна записати, як суму втрат напору в окремих її частин, а саме втрат напору в самій свердловині, насосній установці та комунікаціях

$$\Delta H = \Delta H_{св} + \Delta H_{н.уст} + \Delta H_{ком}. \quad (5)$$

Представивши останню формулу через витрати води та опір отримаємо

$$\Delta H = \theta_{св} Q + S_{н.уст} Q^2 + S_\phi Q^2. \quad (6)$$

Прирівняємо два рівняння (5) та (6) та отримаємо

$$\theta_{св} Q = \Delta H - S_{н.уст} Q^2 - S_\phi Q^2. \quad (7)$$

Замінивши  $\Delta H$  із рівняння (4), отримаємо

$$\theta_{св} Q = H_\phi - H_M - \Delta Z - (S_{н.уст} + S_\phi) Q^2_{н.уст}. \quad (8)$$

Перша частина рівняння представляє собою втрати напору у фільтрі і прифільтровій зоні. Записавши втрати напору в комунікаціях і насосній установці

$$h_k = (S_{н.уст} + S_\phi) Q^2_{н.уст}. \quad (9)$$

Отримаємо загальний опір фільтра та прифільтрової зони

$$(H_\phi - H_M - \Delta Z - h_k) / Q. \quad (10)$$

### Висновки

1. Гідравлічний опір фільтрів складається із опорів ґрунту і конструкції фільтра, що працює в контакті з цим ґрунтом. Безпосередній контакт зерен породи з водоприймальними отворами приводить до їх закупорювання, збільшенню гідравлічного опору.

2. Запропоновані нові залежності, які враховують загальний опір водозабірної свердловини.

3. Застосування спрощеної залежності загального опору, який враховує кольматацию фільтра та прифільтрової зони, при моделюванні водозабірних свердловин, дозволяє просто проводити гідравлічні розрахунки сумісної роботи свердловини – водоводи – резервуари.

### Список літератури

1. *Дренаж переувлажненних земель* // Олейник А.Я., Поляков В.Л. К.: Наук.думка, 1987. 280 с.

2. *Шадура В.О.* Визначення коефіцієнта збільшення опору фільтрів водозабірних свердловин. Актуальні проблеми систем теплогазопостачання і



вентиляції, водопостачання і водовідведення. Зб.наук. праць. Рівне: НУВГП, 2015. 198 с.

3. *Системы* питьевого водоснабжения с водозаборными скважинами: планирование, проектирование, строительство и эксплуатация: Монография /А.Д. Гуринович. Мн.:УП«Технопринт», 2004. 244 с.

Надійшло до редакції 22.11.2016

УДК 628.33

Т.О. ШЕВЧЕНКО, кандидат технічних наук  
Харківський національний університет міського господарства  
імені О.М. Бекетова

### **ВИВЧЕННЯ ВПЛИВУ БІОГЕННИХ РЕЧОВИН У МІСЬКИХ СТІЧНИХ ВОДАХ, ЩО СКИДАЮТЬСЯ, НА ПОВЕРХНЕВІ ВОДОЙМИ**

*Показаний негативний вплив скиду недостатньо очищених стічних вод на поверхневі водойми, зокрема біогенних речовин. Проаналізовано основні методи очистки стічних вод від сполук азоту та фосфору. Обґрунтовано застосування біологічних методів очищення, показано, що ефективність видалення фосфатів обумовлена дозою реагенту та його видом, а ефективність видалення азоту – концентрацією органічних речовин у вихідній стічній воді.*

**Ключові слова:** поверхневі водойми, сполуки фосфору, сполуки азоту, біологічна очистка, хімічне видалення забруднень.

*Показано негативное влияние сброса недостаточно очищенных сточных вод на поверхностные водоемы, в частности биогенных веществ. Проанализированы основные методы очистки сточных вод от соединений азота и фосфора. Обосновано применение биологических методов очистки, показано, что эффективность удаления фосфатов обусловлена дозой реагента и его видом, а эффективность удаления азота – концентрацией органических веществ в сточной воде.*

**Ключевые слова:** поверхностные водоемы, соединения фосфора, соединения азота, биологическая очистка, химическое удаление загрязнений.

*The article shows the negative impact of discharge of insufficiently treated wastewater into surface waters, particularly nutrients. Analyzed the main methods of wastewater treatment by nitrogen and phosphorus compounds. The application of biological methods of cleaning. It is shown that promises more effective removal*

*of phosphates caused dose reagent and its views. The efficiency of removal of nitrogen due to the concentration of organic substances in the waste water.*

**Key words:** surface water, phosphorus, nitrogen, biological treatment, chemical removal of contaminants.

Питне водопостачання країни майже на 80% забезпечується за рахунок поверхневих вод. Якість води у поверхневих водних об'єктах є вирішальним чинником санітарного та епідемічного благополуччя населення. Забезпечення населення України питною водою є для багатьох регіонів країни однією з пріоритетних проблем, розв'язання якої необхідно для збереження здоров'я, поліпшення умов діяльності і підвищення рівня життя населення [1, 41].

Сучасний незадовільний стан водних об'єктів показує, що проблеми у сфері охорони вод від забруднення та виснаження не тільки не знайшли вирішення, а й значно загострилися, особливо в останні роки. Проведеними дослідженнями якості води поверхневих водойм, які є джерелами питного водопостачання – Червонооскільське водосховище, р. Оскіл та р. Сіверський Донець, був виявлений ряд показників, які мають концентрації у водах, що перевищують граничнодопустимі концентрації: концентрації сполук азоту та фосфору (табл. 1).

Основною з причин такого стану поверхневих водойм, які є джерелами питного водопостачання декількох населених пунктів трьох регіонів, є скидання недостатньо очищених господарсько-побутових стічних вод м. Ізюму. Такі висновки були зроблені після вивчення результатів аналізів очищених стічних вод, що скидаються з очисних споруд системи водовідведення м. Ізюму за 2008-2014 роки.

З проведеного аналізу витікає, що нітрифікація проходить практично до кінця: амонійний азот переходить у нітрити, а потім у нітрати. Загальний вміст амонійного азоту у каналізаційних скидах збільшується з року в рік.

Тому нагальною є проблема видалення сполук азоту та фосфору зі стічних вод Ізюмського комунального виробничого водопровідно-каналізаційного підприємства шляхом реконструкції очисних споруд та удосконалення існуючої технології біологічного очищення стічних вод.

Регламентування вмісту біогенних елементів тільки за останній час набуло широкого розголосу через різке погіршення стану водних об'єктів, їх евтрофікації. У разі надходження поживних речовин (біогенних елементів) разом зі стічними водами швидкість протікання процесів фотосинтезу різко збільшується, призводячи до бурного розвитку водоростей та вищої водної рослинності [2, 41].

## Вміст сполук азоту та фосфору у воді поверхневих водойм регіону

Поверхнєве джерело	Точка відбору проби води	Показник якості води	Концентрація у джерелі, мг/дм <sup>3</sup>	ГДК відповідно класу якості, мг/дм <sup>3</sup>
Червонооскільське водосховище	Поверхневий горизонт	азот амонійний	0,11	0,3
		азот нітратний	<b>2,10</b>	> 1
		азот нітритний	<b>0,14</b>	> 0,05
		фосфор фосфатний	0,1	0,2
	Придонний горизонт	азот амонійний	0,02	0,1
		азот нітратний	0,37	0,5
		азот нітритний	0,03	0,05
		фосфор фосфатний	<b>0,23</b>	> 0,2
Річка Оскіл	Поверхневий горизонт	азот амонійний	0,03	0,1
		азот нітратний	0,01	0,2
		азот нітритний	0,001	0,002
		фосфор фосфатний	0,14	0,2
	Нижній б'єф	азот амонійний	0,01	0,1
		азот нітратний	0,05	0,2
		азот нітритний	0,001	0,002
		фосфор фосфатний	0,15	0,2
Річка Сіверський Донець (вище м. Ізюму)	Поверхневий горизонт	азот амонійний	0,06	0,1
		азот нітратний	<b>1,39</b>	> 1
		азот нітритний	<b>0,12</b>	> 0,05
		фосфор фосфатний	<b>0,62</b>	> 0,2
Річка Сіверський Донець (нижче м. Ізюму)	Поверхневий горизонт	азот амонійний	0,15	0,3
		азот нітратний	<b>1,07</b>	> 1
		азот нітритний	<b>0,13</b>	> 0,05
		фосфор фосфатний	<b>0,64</b>	> 0,2

Підвищення рівня трофності супроводжується зміною складу фітопланктону – починають переважати синьо-зелені водорості (90...95% від загальної чисельності), прибережні мілководні зони заростають вищою водною рослинністю. Буйний розвиток водоростей перешкоджає роботі водозабірних споруд та рибному промислові, зменшує гідравлічні параметри потоку (швидкості берегових течій), цвітіння водойм також призводить до зниження органолептичних показників води.

Найгіршими наслідками евтрофікації є погіршення якісних показників питної води та масовий замор риби [3, 185].

Присутність у стічних водах біогенних елементів – сполук азоту й фосфору започатковує процеси цвітіння та евтрофікації водойми, що змінює фізико-хімічні властивості середовища: в евтрофованих водоймах підвищується вміст біогенних і органічних речовин, знижується рівень насиченості води киснем, у придонних шарах з'являються анаеробні зони, зростає каламутність води, забрудненість її мікроорганізмами, які

потрапляють туди із стічними водами, в тому числі патогенними. Накопичення надлишкової кількості органічних речовин у донних мулових відкладеннях супроводжується утворенням метану, водню, сірководню, аміаку, які можуть виділятися у вигляді бульбашок, а при розчиненні у воді надають їй неприємного запаху і справляють токсичну дію на рибу, безхребетних і рослини, особливо при низьких температурах, що призводить до нестачі кисню й масової загибелі риби [4, 282].

Традиційна біологічна очистка дозволяє видалити основну масу органічно забруднюючих речовин, але не спроможна забезпечити достатню, за вимогами теперішнього часу, глибину видалення сполук азоту та фосфору, а також органічних речовин (БСК, ХСК). У процесі очистки відбувається трансформація та часткове (20...40%) видалення амонійного азоту та фосфору. При цьому в ході очистки протікають процеси амоніфікації та наступної нітрифікації азоту, а також гідроліз сполук фосфору.

Сполуки фосфору зі стічних вод видаляються такими методами: фізико-хімічний, адсорбційний, електро-коагуляційно-флотаційний, біологічний.

Найпоширенішим на теперішній час являється біологічний метод видалення сполук фосфору через те, що вказані вище методи мають ряд істотних недоліків з точки зору експлуатації споруд та економічної доцільності застосування того чи іншого методу.

Було встановлено [5, 223], що розчинені фосфати, акумулюються деякими видами бактерій зі стічних вод у аеробних умовах, вони накопичуються в клітинах бактерій у вигляді поліфосфатів та використовуються в якості джерела енергії для підтримки обміну речовин у період несприятливих умов, наприклад, короткочасної відсутності розчиненого кисню. Цю здатність бактерій і використовують для видалення фосфатів без або за мінімального застосування реагентів. Здатністю в аеробному стані накопичувати значну кількість фосфатів, а в анаеробному – виділяти їх володіють бактерії родів *Acinetobacter*, *Acetobacter*, *Nocardia* та деякі інші. Застосування анаеробно-аеробної технології дозволяє підвищити ступінь видалення фосфатів до 80...90%.

Основним методом біологічного видалення фосфору є метод з анаеробною обробкою циркулюючого активного мулу (рис. 1), застосування такої технології дозволяє видаляти фосфати з ефективністю  $\approx 90\%$  [3, 187].

В даній системі видалення фосфору відбувається з надлишковим мулом та муловою водою, що утворюється в споруді для анаеробної обробки мулу.

У разі використання схеми, запропонованої на рис. 2, почерговій аеробній та анаеробній обробці підлягає суміш стічної рідини та активного мулу, а фосфор з системи виводиться з надлишковим мулом.

В технології *Phoredox* (рис. 3) активний мул зі вторинного відстійника направляється в анаеробну зону, а мулова суміш з аеробної зони, так же як і у попередній схемі, повертається в першу аноксидну зону.

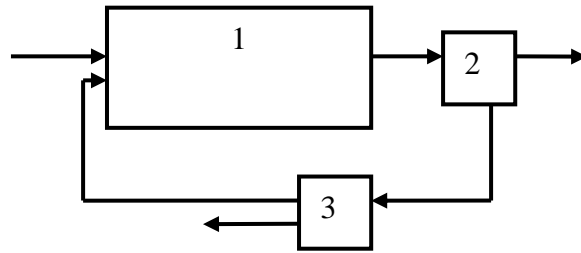


Рис. 1. Метод біологічного видалення фосфору:  
1 – аеротенк; 2 – відстійник; 3 – споруда для анаеробної обробки

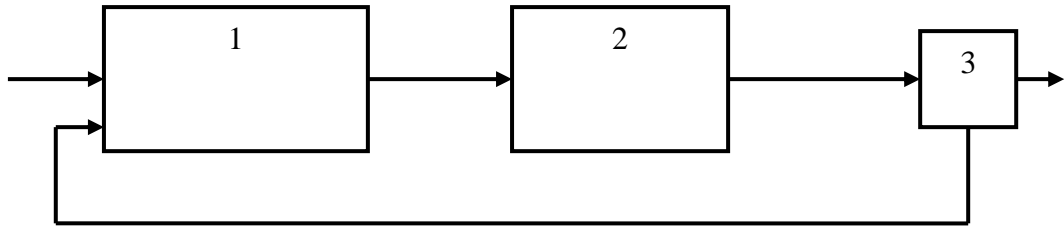


Рис. 2. Метод біологічного видалення фосфору A/O (Анаеробіс-Охіс):  
1 – анаеробна зона; 2 – аеробна зона; 3 – вторинний відстійник

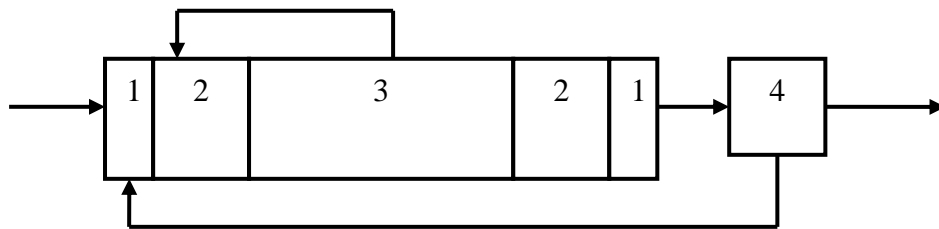
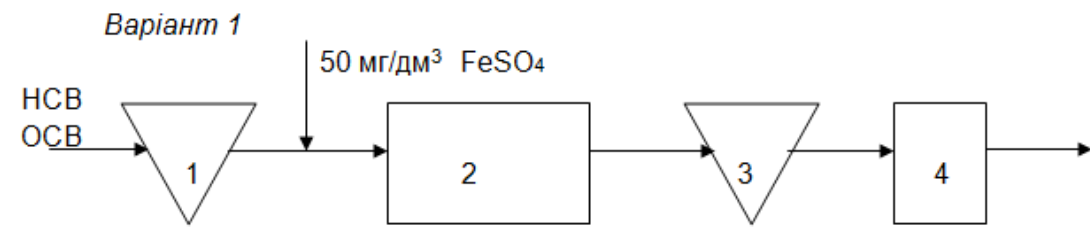


Рис. 3. Метод біологічного видалення фосфору *Phoredox*:  
1 – анаеробна зона; 2 – аноксидна зона; 3 – аеробна зона; 4 – вторинний відстійник

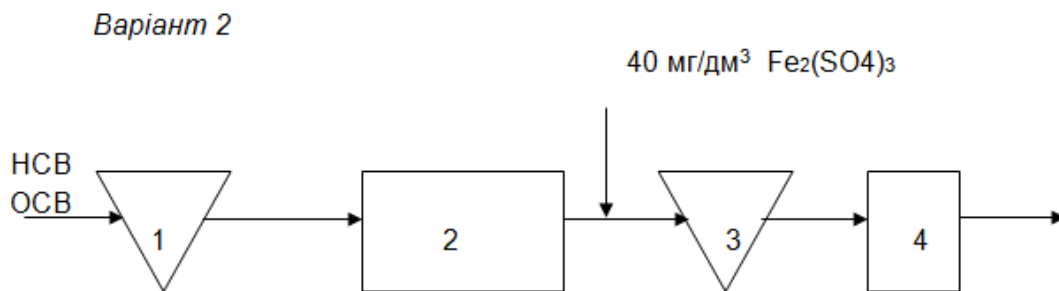
Для підвищення ефективності очистки стічних вод від грубо дисперсних та колоїдних забруднень використовують мінеральні коагулянти. В останні роки застосовують також синтетичні флокулянти самостійно або разом з коагулянтами (солями алюмінію та заліза) і вапном [6, 305].

Дослідження схем біохімічної очистки міських стічних вод з введенням реагенту показали, що ефективність видалення фосфатів обумовлена дозою реагенту та його видом (рис. 4).

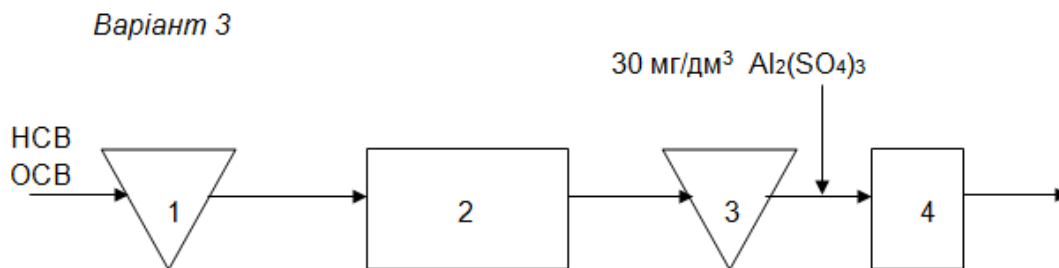
Так, у разі введення  $25 \text{ мг/дм}^3 \text{ Fe}_2\text{O}_3$  після вторинних відстійників досягається видалення загального фосфору на 75...80 % з остаточним вмістом завислих речовин  $10...15 \text{ мг/дм}^3$ .



Параметри, мг/дм <sup>3</sup>	Після вторинного відстійника	Після піщаного фільтру
БСК	10...15	3,5
Завислі речовини	10	2,0
Загальний фосфор	0,8	0,6
Ортофосфати-Р	0,1	0,1



Параметри, мг/дм <sup>3</sup>	Після вторинного відстійника	Після піщаного фільтру
БСК	10	2,5
Завислі речовини	10...20	2,0
Загальний фосфор	1,0	0,7
Ортофосфати-Р	0,3	0,3



Параметри, мг/дм <sup>3</sup>	Після вторинного відстійника	Після піщаного фільтру
БСК	10	1,0...1,5
Завислі речовини	10...15	< 10
Загальний фосфор	2,5...3,0	0,5
Ортофосфати-Р	2	0,2-0,3

Рис. 4. Реагентне видалення сполук фосфору  
 1 – первинний відстійник; 2 – аеротенк; 3 – вторинний відстійник; 4 – піщаний фільтр;  
 НСВ – неочищені стічні води; ОСВ – очищені стічні води

Більш високі концентрації завислих речовин в очищеній воді (30...36 мг/дм<sup>3</sup>) зумовлюють зниження ефективності видалення сполук фосфору до 55...60% з тією ж дозою реагенту. Фільтрування стічної води через піщані фільтри після вторинних відстійників призводить до підвищення ефективності видалення загального фосфору в цілому до 90%.

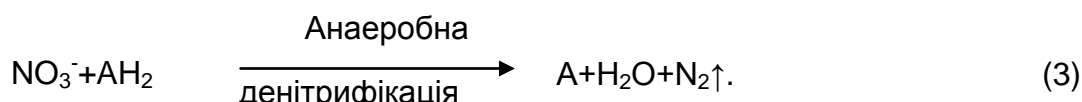
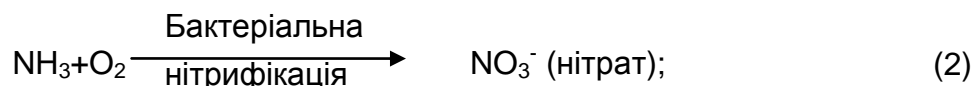
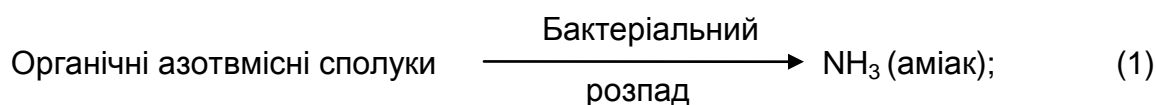
Якість очистки стічних вод за загальним фосфором, окрім дози реагенту та його виду, залежить від вмісту завислих речовин в очищених стічних водах.

Серед методів очистки стічних вод від сполук азоту відомі наступні: фізико-хімічні, електрохімічні, метод іонного обміну, біологічні [7, 157; 8, 28].

Все ці методи мають своє розповсюдження в різних галузях промисловості, але мають ряд недоліків, і тому не завжди можуть бути застосовані на практиці очистки стічних вод від біогенних елементів.

У разі розпаду азотовмісних органічних речовин у розчин виділяється аміак у відповідності зі схемою (1). В аеробних умовах бактерії активного мулу окислюють аміак в нітрит і далі в нітрат, як показує схема реакції (2). Бактерії - нітрифікатори являються автотрофними, використовуючи для синтезу енергію, яка виділяється під час окислення аміаку, і вуглець вуглекислого газу.

Бактеріальна денітрифікація за схемою (3) відбувається в анаеробних умовах, коли органічні речовини окислюються, а нітрат використовується в якості акцептора водню з виділенням при цьому газоподібного азоту:



Під час біологічної нітрифікації – денітрифікації відбувається окислення аміаку в нітрат та відновлення останнього у газоподібний азот. Важливі параметри кінетики бактеріальної нітрифікації – температура, рН і концентрація розчиненого кисню.

Швидкість протікання реакції помітно знижується у разі знижених температур; мінімально допустимою являється температура 8°C. Оптимальне значення рН складає приблизно 8,4, а вміст розчиненого кисню має перевищувати 1,0 мг/л.

На ступінь видалення азоту впливають чимало факторів, основними з яких являються концентрація органічних речовин у вихідній стічній воді. Для більш повного видалення азоту зі стічної рідини необхідно використовувати додатково живильний субстрат на стадії денітрифікації, в якості якого можуть

бути застосовані різні органічні речовини (оцтова кислота, ацетон, глюкоза, метанол, етанол та ін.) або стічні води багатьох виробництв.

Нітрифікація-денітрифікація за двохступеневою схемою, якій передують біологічна очистка, забезпечує з розрахунковими витратами стічних вод зниження неорганічного азоту на 90% і загального азоту на 80...95% [9, 322].

Переваги біологічного видалення азоту полягають у тому, що у результаті процесу нітрифікації може бути досягнутий необхідний ступінь видалення аміаку (якщо виникає необхідність, потім проводять денітрифікацію). Крім того, таку систему можна пристосувати у якості доповнення до існуючої системи біологічної очистки.

Аналіз існуючих біологічних методів видалення біогенних елементів з господарсько-побутових стічних вод дозволяє зробити висновок, що вони не завжди можуть бути застосовані у технологічному процесі очистки стічних вод. Це зумовлено тим, що ефективність очистки залежить від багатьох факторів, таких як температура, рН, доза мулу, наявність легко окислюваної органіки та інш., які не завжди враховані під час експлуатації очисних споруд.

Усе вище наведене свідчить про те, що очисні споруди системи водовідведення м. Ізюму потребують нагальної реконструкції та вдосконалення існуючої технології очистки стічних вод, що можливо шляхом розробки та впровадження відповідного проекту.

### Список літератури

1. *О. В. Третьяков, В. Л. Безсонний, Т. О. Шевченко.* Підвищення рівня екологічної безпеки питного водопостачання Харківського регіону (Україна) // Східно-Європейський журнал передових технологій. Вип. 5/10 (77), жовт. 2015. С. 40-49.

2. *Т. А. Шевченко, А. Н. Коваленко.* Удаление азота и фосфора из хозяйственно-бытовых сточных вод // Водопостачання та водовідведення: Виробничо-практичний журнал. № 5, 2008. Київ: ТОВ «Гнозіс», 2008. С. 41-43.

3. *А. Н. Коваленко, Г. И. Благодарная, Т. А. Шевченко.* Анализ методов очистки сточных вод от биогенных элементов // Коммунальное хозяйство городов: Науч.-техн. сб. Вып. 74. К.: Техника, 2007. С. 185-190.

4. *Л.А. Саблій, Є.В. Кузьмінський, В.С. Жукова, М.В. Бляшина.* Технологія біологічного очищення стічних вод Української антарктичної станції «Академік Вернадський» // Український антарктичний журнал. № 13. 2014. С. 281–287.

5. *N. Matsche, G. Usrael, C. Ludwig.* Die biologische phosphorentfernung mit dem belebungskerfahren am beispiel von klarahlagen im eihzugsgebiet des neusiedler sees // Osterreichische Wasserwirtschaft, 1982. 34. № 9–10. С. 219-227.

6. *Шевченко Т. А.* Основные факторы, влияющие на выбор типа реагента при удалении соединений фосфора из бытовых сточных вод // Гідромеліорація та гідротехнічне будівництво: Міжвідомчий науково-технічний збірник. Вип. № 34, 2009. Рівне: НУВГП, 2009. С. 303-308



7. Л. И. Дегтерева, Т. А. Шевченко. Кинематика процессов аммонификации, нитрификации, денитрификации // Коммунальное хозяйство городов: Научно-технический сборник. Вып. 93 К.: Техника, 2010. С. 156-161.

8. С. С. Душкин, А. Н. Коваленко, М. В. Дегтярь, Т. А. Шевченко. Ресурсосберегающие технологии очистки сточных вод: монография. Х.: ХНАГХ, 2011. 146 с.

9. О. В. Третьяков, В. Л. Безсонний, Т. О. Шевченко. Підвищення ефективності очищення побутово-промислових стоків // Збірка наукових статей, що видана за матеріалами VII міжнародної науково-методичної конференції НТУ «ХПІ» та 105-ї міжнародної конференції EAS – «Безпека людини в сучасних умовах», 3-4 грудня 2015 р.: за ред. проф. В.В. Березуцького. Харків, ГО СФБЖДЛ, 2015. С. 315–323.

Надійшло до редакції 25.10.2016

УДК 628.164

Є.В. ЮРКОВ, кандидат технічних наук

Київський національний університет будівництва і архітектури

В.А. ПОТІЄНКО

О.Д. ЮРКОВ

ДІ «УкрНДІводоканалпроект»

### **ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ ВОДИ З ВИКОРИСТАННЯМ ЛУГОМІСТКИХ РЕАГЕНТІВ**

*Технологічна та економічна оцінка використання вапна, кальцинованої та каустичної соди ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ,  $\text{NaOH}$ ,  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ) в технології знезалізнення питної та промислової води, з визначенням оптимальних доз лугомистких реагентів та технологічної доцільності їхнього використання.*

**Ключові слова:** вапно, кальцинована сода, каустична сода, рН води, знезалізнення води.

*Технологическая и экономическая оценка использования извести, кальцинированной и каустической ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ,  $\text{NaOH}$ ,  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ) в технологии обезжелезивания питьевой и промышленной воды, с определением оптимальных доз щелочных реагентов и технологической целесообразности их использования.*

**Ключевые слова:** известь, кальцинированная сода, каустическая сода. рН воды, обезжелезивания воды.

*Technological and economic evaluation of the deferritization technologies of drinking and industrial water using slaked lime, caustic and washing soda*

*(Ca(OH)<sub>2</sub>, NaOH, Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>), determination of the optimal dose of the alkaline containing reagents and technological feasibility of their use.*

**Key words:** slaked lime, caustic soda, washing soda, pH of water, water deferrization.

Для знезалізнення питної та промислової води застосовують різні методи обробки: аерація, іонний обмін, зворотний осмос, хлорування, сорбція з використанням різних сорбційних матеріалів. Так, для знезалізнення природних вод найбільшого поширення набув аераційний метод, однак він малоефективний при знезалізненні води з низьким рН, тому нормативними документами при рН нижче 6,8 даний метод використовувати не рекомендується [1,121].

Для знезалізнення води з низьким діапазоном рН 6,2...6,5, що має місце при водопостачанні з підземних джерел, в даних дослідженнях були використані лугомісткі реагенти: каустична сода NaOH, кальцинована сода Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> і гашене вапно Ca(OH)<sub>2</sub> для визначення технологічної та економічної доцільності їх використання. При плануванні експерименту використовувалася методика Протодьяконова та Тедера [2].

Модельні розчини готувалися з концентрацією заліза в межах від 2,1 до 10,0 мг/л, з рН 3...8, жорсткістю від 3,3 до 8,0 мг-екв/л, час контакту реагентів з вихідною водою від 5 до 15 хв. Розчин NaOH використовувався 0,05%-ої концентрації, розчин Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> і Ca(OH)<sub>2</sub> готувалися 5%-ої концентрації. При проведенні експерименту в колбу ємністю 500 мл заливали 200 мл модельного розчину заданої концентрації, рН і жорсткості перемішували і залишали на визначений час. По закінченню часу контакту, проби відфільтровувались, визначалася концентрація заліза, рН і жорсткість води, для визначення цих показників використовувалися стандартні методики. Метою експерименту було визначити оптимальні дози каустичної, кальцинованої соди і гашеного вапна. Визначався вплив рН, жорсткості і часу контакту на процес знезалізнення води.

Суттєвий вплив на процес утворення гідроксиду заліза при знезалізненні води має рН вихідної води, так найбільш інтенсивно цей процес протікає при рН в межах 8,0...9,0, а при низьких рН води утворення гідроксиду заліза протікає вкрай повільно. У досліджах ставилося завдання визначити оптимальну дозу реагенту, при якій значення рН знаходилося б у зазначених вище межах (рис.1-2). Жорсткість підземних вод найчастіше коливається в межах від 1,5...2,0 до 9,0 мг-екв/л і вище. У проведених досліджах жорсткість води перебувала в межах від 3,3 до 9,0 мг-екв/л.

При всіх зазначених значеннях жорсткості і рН зі збільшенням дози NaOH, жорсткість вихідної води значно знижується. Встановлено також, що час реакції розчину каустичної соди з вихідною водою суттєво впливає на залишковий вміст заліза у вихідній воді.

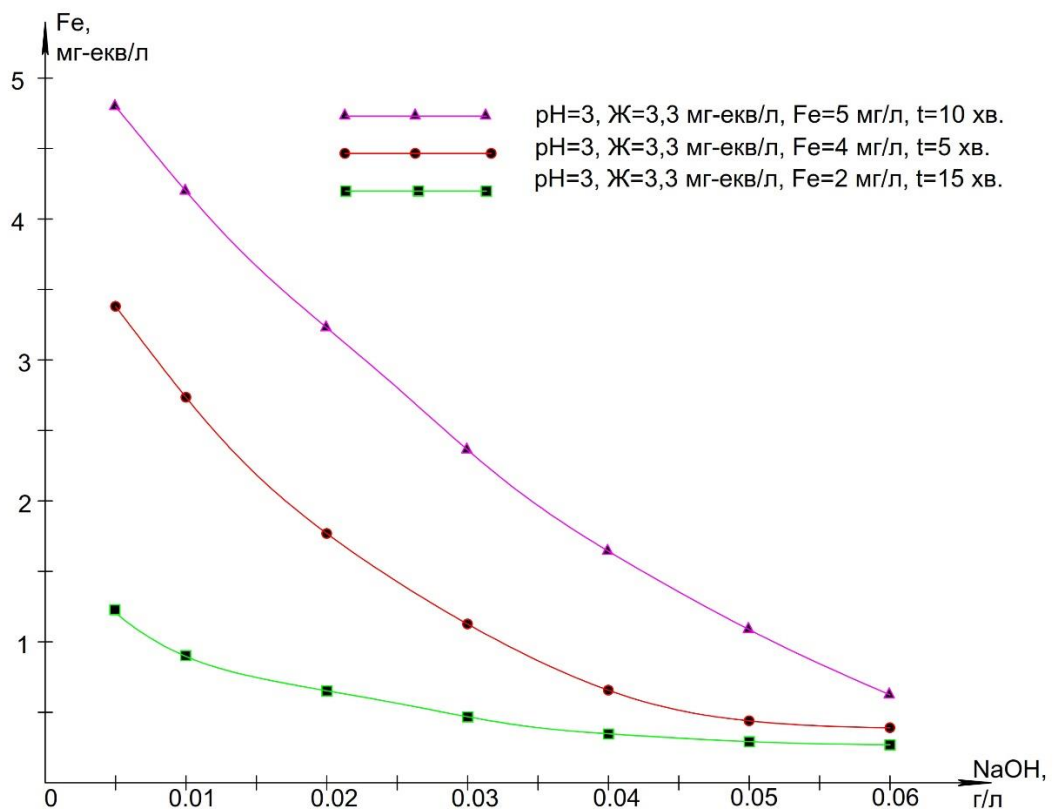


Рис.1. Залежність концентрації заліза від дози розчину NaOH

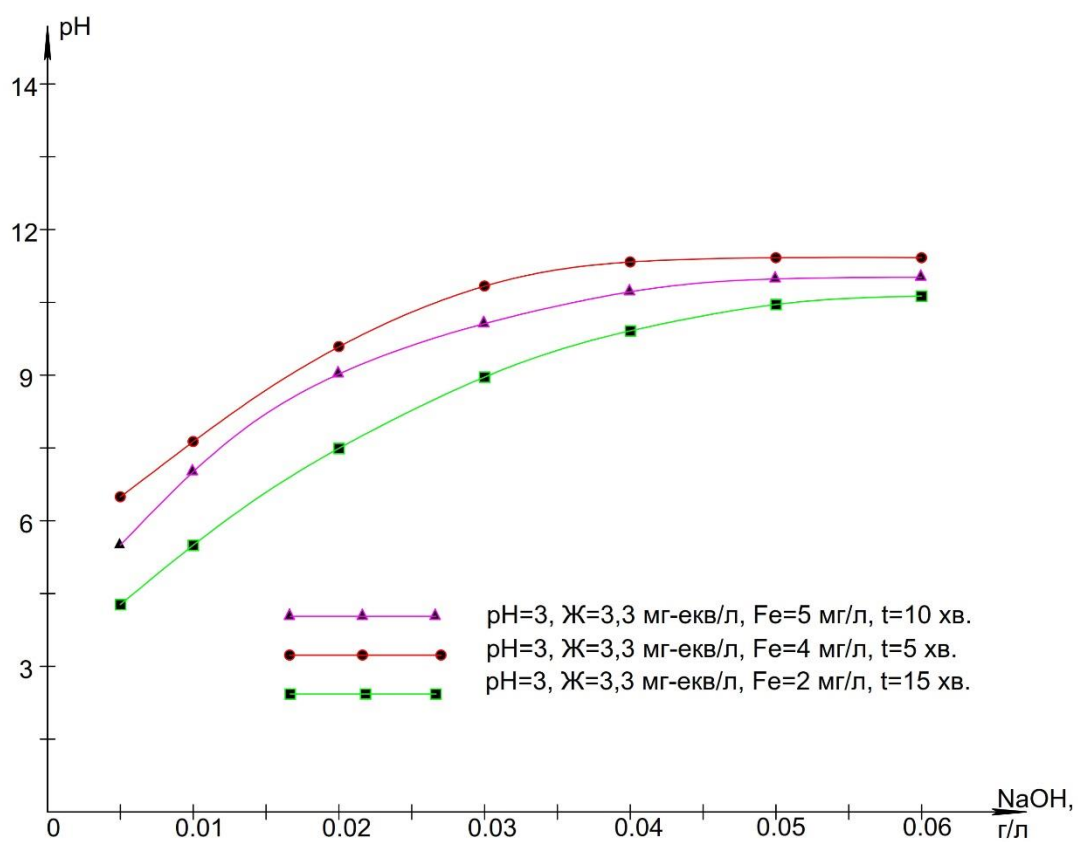


Рис.2. Залежність величини pH від дози розчину NaOH

Карбонат натрію  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  або кальцинована сода широко використовується в різних галузях промисловості, в тому числі в системах опалення для пом'якшення води. У даних досліджах кальцинована сода використовували для коригування рН (рис.3). Методика проведення експерименту аналогічна методиці при використанні  $\text{NaOH}$ , визначалися оптимальні дози соди для отримання залишкової концентрації заліза 0,2 мг/л.

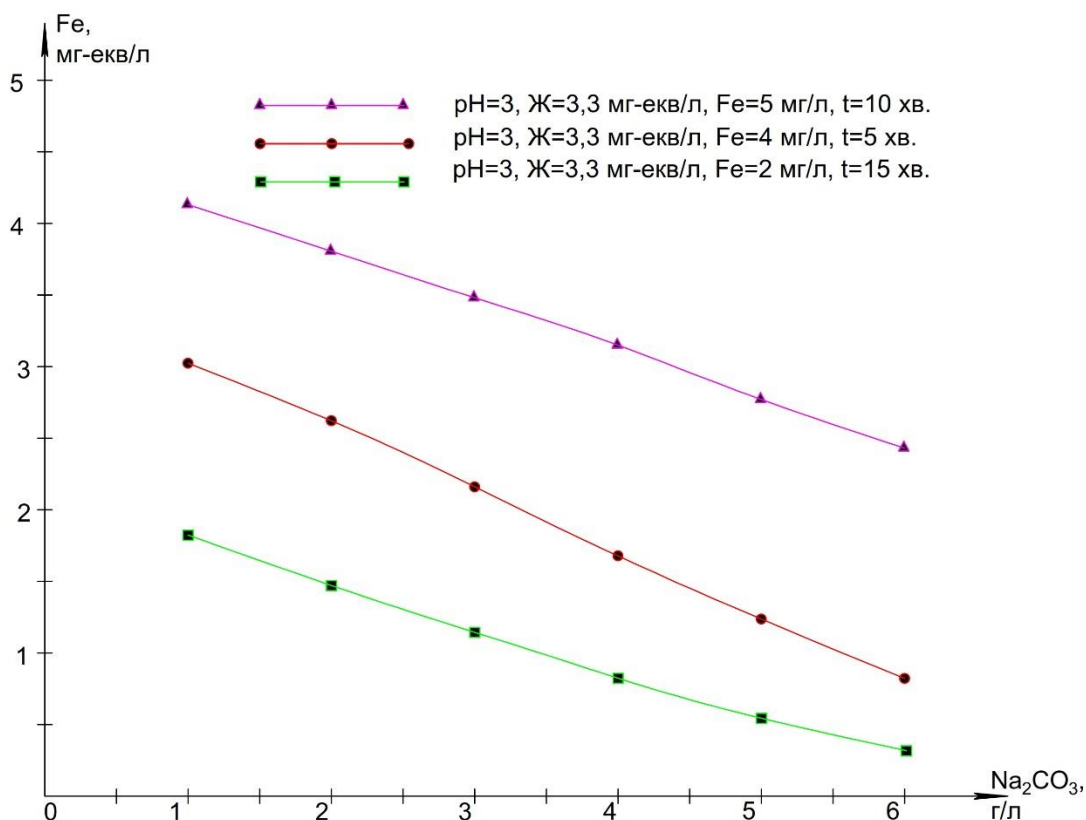


Рис.3. Залежність концентрації заліза від дози розчину  $\text{Na}_2\text{CO}_3$

Гашене вапно  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , як найбільш дешевий реагент, широко використовується в технології очищення води для коригування її рН, пом'якшення та нейтралізації іонів важких металів. При проведенні дослідів ставилося завдання визначити оптимальні дози вапна для отримання залишкової концентрації заліза в обробленій воді в межах 0,2...0,3 мг/л, для знезалізнення води при рН в межах від 3 до 8, вмісті заліза у вихідній воді в кількості 2,1...10,0 мг/л, жорсткості в межах 3,3...9,0 мг-екв/л, часу реакції вапняного 5% -ного розчину з вихідною водою протягом 5...15 хв. В ході дослідів виявилось, що в вапно при пом'якшенні води зв'язує бікарбонати кальцію і магнію в нерозчинні сполуки  $\text{CaCO}_3$  і  $\text{Mg}(\text{OH})_2$ . В результаті досліджень встановлено, що найменша концентрація заліза у вихідній воді при обробці вапном досягається при 15-ти хвилинному часу контакту (рис.4-5).

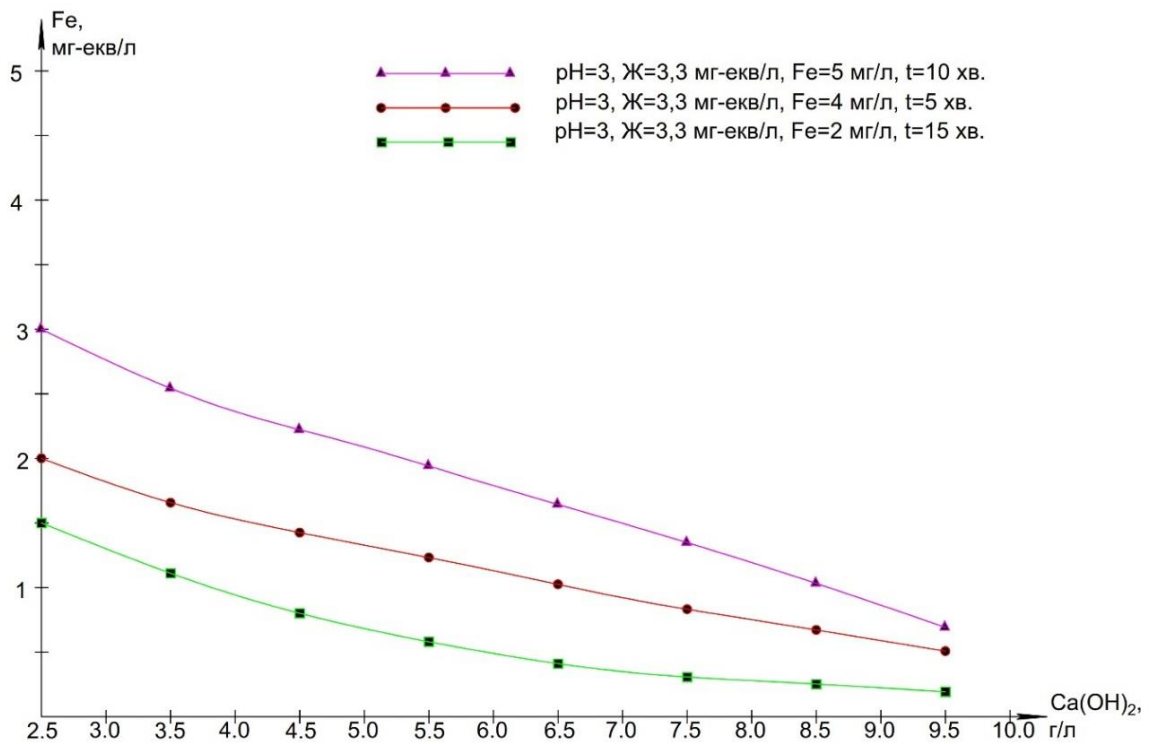


Рис.4. Залежність концентрації заліза від дози розчину Ca(OH)<sub>2</sub>

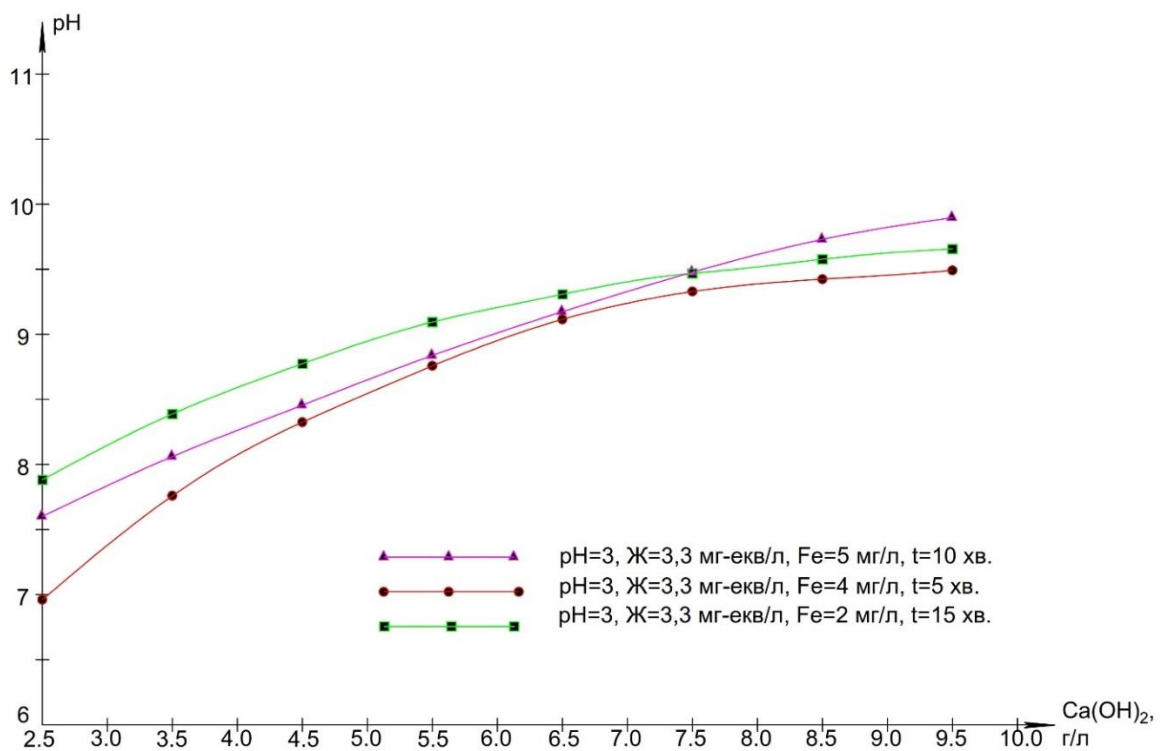


Рис.5. Залежність величини pH від дози розчину Ca(OH)<sub>2</sub>

На підставі проведених експериментів з використанням каустичної, кальцинованої соди і гашеного вапна можна зробити наступні **висновки**.

1. Оптимальні дози та вартість обробки  $1\text{ м}^3$  води лугомисткими реагентами для видалення заліза до допустимих норм становить:

- каустична сода  $\text{NaOH}$  доза  $0,03\dots 0,05$  г/л, вартість  $0,08$  грн/ $\text{м}^3$ ;
- кальцинована сода  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  доза  $3,5\dots 6$  г/л, вартість г/л  $0,08$  грн/ $\text{м}^3$ ;
- гашене вапно  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  доза  $7,5\dots 8,5$  г/л, вартість  $0,20$  грн/ $\text{м}^3$ .

2. Найбільший ефект видалення заліза досягається при значеннях Рн 8-9

3. Лугомисткі реагенти зменшують жорсткість вихідної води на  $40\dots 70\%$  від вихідного значення.

4. Необхідний час для реакції лугомистких реагентів з вихідною водою становить  $10\dots 15$ хв.

#### **Список літератури**

1. *ДБН В.2.5-74:2013* Водопостачання. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування. К., 2013. 69 с.

2. *Протодьяконов М.М., Тедер Р.И.* Методика рационального планирования экспериментов. М. Наука, 1971.

*Надійшло до редакції 14.11.2016*

*Наукове видання*

# **ПРОБЛЕМИ ВОДОПОСТАЧАННЯ, ВОДОВІДВЕДЕННЯ ТА ГІДРАВЛІКИ**

*Науково-технічний збірник*

**Випуск 27**

Дизайн обкладинки *Плоский В.О.*  
Коректура та комп'ютерна верстка *Аргатенко Т.В.*