

Д.В. ЧАРНИЙ, доктор технічних наук
Є.М. МАЦЕЛЮК, кандидат технічних наук
Ю.А. ОНАНКО
О.М. ГАЙДАБУРА
М.Ю. ХАРЧЕНКО
Інститут водних проблем і меліорації НААН України

ВИКОРИСТАННЯ СЛАБОПРОТОЧНИХ ЗАТОК РІЧОК ЯК ПЕРШОЇ ЛАНКИ У ТЕХНОЛОГІЧНОМУ ЛАНЦЮЗІ ВОДОПІДГОТОВКИ ТА ЗАСТОСУВАННЯ КОНТАКТНОЇ КОАГУЛЯЦІЇ ДЛЯ ПОКРАЩЕННЯ ПРОЦЕСУ ОБРОБКИ ВОДИ

Природні та штучні слабопроточні затоки великих річок іноді слугують джерелами водопостачання. Висунуто гіпотезу про доцільність їх використання як першого бар'єру в системах очисних споруд, проведено дослідження бар'єрної здатності слабопроточних заток на прикладі Дніпровської затоки "Річище" – джерела водопостачання м. Горішні Плавні Полтавської області. Заміна фільтруючого завантаження та покращення процесів коагуляції є актуальною, проблемою для водопроводів. Проведені натурні дослідження та порівняння фільтрувальних властивостей гранул пінополістиролу та цеоліту на очисних спорудах водопроводів міст Горішні Плавні та Чернівці, та вивчено особливості впливу контактної коагуляції на вміст залишкового алюмінію і затримання фітопланктону

Ключові слова: затоки, фільтр, фітопланктон, коагулянт, алюміній, каламутність, кисень.

Природные и искусственные заливы больших рек иногда служат источниками водоснабжения. Выдвинута гипотеза о целесообразности их использования в качестве первого барьера в системах очистных сооружений, проведено исследование барьерной способности слабопроточных заливов на примере Днепровского залива "Ричеце" - источнике водоснабжения г. Верхние Плавни Полтавской области. Замена фильтрующей загрузки и улучшение процессов коагуляции является актуальной проблемой для водопроводов. Представлены результаты натурных исследований фильтрующих свойств гранул пенополистирола и цеолита. Исследования проведены на очистных сооружениях водопроводов городов Верхние Плавни и Черновцы. Исследовались особенности влияния контактной коагуляции на содержание остаточного алюминия с одновременным задержанием фитопланктона на контактном префильтре.

Ключевые слова: залив, фильтр, фитопланктон, коагулянт, алюминий, мутность, кислород.

Natural and artificial low flowing bays of large rivers sometimes serve as sources of water supply. We put forward a hypothesis about the expediency of using them as the first barrier in water treatment plant systems, the barrier capacity of slightly flowing bays was investigated using the example of the Dnipro Bay "Ruslo" - the source of water supply in Gorishni Plavni Poltava region. Replacing the filter loading and improving coagulation processes is a constant problem for water pipes. Full-scale studies and comparison of filtering properties of granules of foamed polystyrene and zeolite on the basis of treatment structures of water pipelines in the cities of Gorishni Plavni and Chernivtsi have been studied, and features of the influence of contact coagulation on the content of residual aluminum and the detainment of phytoplankton have been studied.

Key words: bays, filter, phytoplankton, coagulant, aluminum, turbidity, oxygen.

Природні і штучні затоки великих річок порівняно часто слугують джерелами водопостачання. Такі затоки використовують як джерела водопостачання: підвідні канали Кілійського групового водопроводу (р. Дунай), Одеського водопроводу (р. Дністер), водопроводу м. Горішні Плавні (р. Дніпро), та інші.

При прийнятті рішень про використання затоки як джерела водопостачання м. Горішні Плавні одним з головних аргументів була можливість ізолювати водойму від головного русла на період погіршення якості води у головному руслі. В той же час не було проведено ретельних дослідів зміни якісного складу води у затоці в порівнянні з головним руслом ріки.

Дані геодезичних вишукувань по Дніпровській затоці "Річище": площа водного дзеркала – 52 га, середня глибина – 5,33 м, максимальна глибина - 14,2 м, об'єм води – 2 743 247 м³. Середньодобовий водовідбір із затоки становить 15000 м³/добу. Впродовж липня – вересня 2016 р. здійснювався моніторинг якості води у вказаній затоці. В затоці проби води відбиралися в створі забору її водопроводом з глибин: 0,2; 1; 3 і 6 метрів, а в руслі Дніпра проби відбиралися з глибини 0,2 м. Проаналізовано зміни за наступними показниками: каламутність, кольоровість, рН, температура, азотна група, Mn, залізо загальне, розчинний кисень, запах, окиснюваність перманганатна, кількість фітопланктону. Результати аналізувалися у вигляді ящиккових діаграм розмаху з означеним середньоарифметичним показником і 95% довірчим інтервалом розмаху відносно середнього показника. Глибина відбору проби і її місце (затока чи Дніпро) зашифрована у назві. Так $h_{0,2}$ це відбір проби води із затоки з глибини 0,2 метра, а $h_{0,2D}$ – це відбір проби води з Дніпра з глибини 0,2 метра.

Як показує візуальний аналіз коробоподібних діаграм розмаху, вода у головному руслі Дніпра, фактично у всіх пробах, показує більший розмах 95% довірчого інтервалу. Проби води з Дніпра за такими показниками як

кольоровість (рис.1), каламутність, нітрати, нітрити, окиснюваність мають більші концентрації, ніж аналогічні показники проб в затоці.

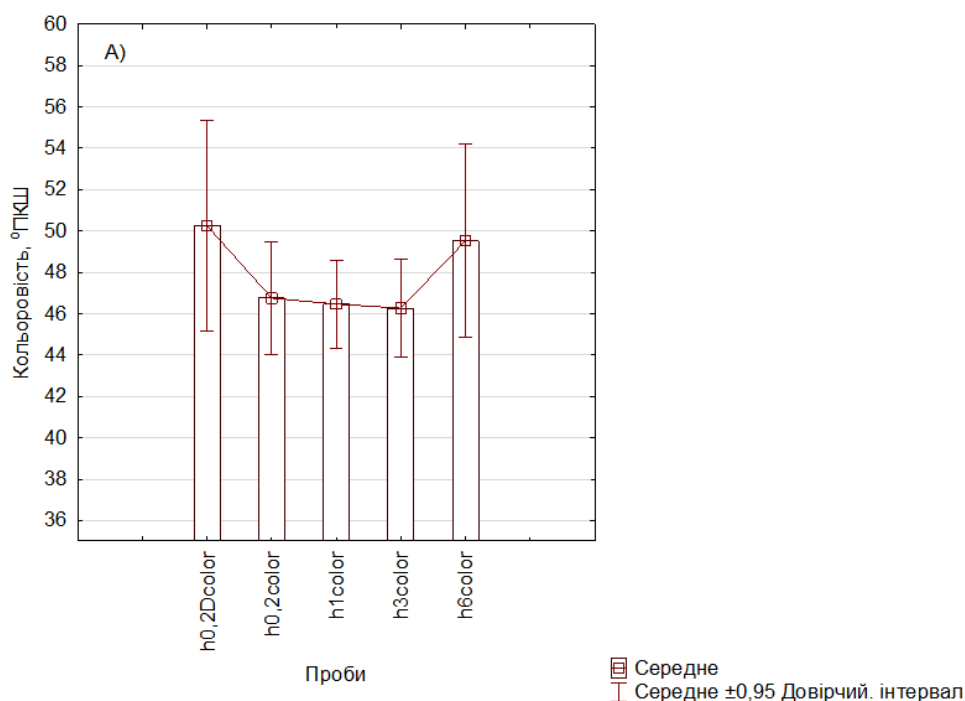


Рис. 1. Порівняння показників кольоровості в пробах води з Дніпра і затоки за період спостережень липень – вересень 2016 р.

В той же час, такі показники як рН, температура, залізо загальне, марганець, розчинний кисень, амонійний азот, фітопланктон, мають більші значення у затоці. Збільшення цих показників, за виключенням температури і марганцю, можливо пояснити біологічними процесами. Підтвердженням цього припущення є підвищені концентрації фітопланктону. Особливо яскраво біогенність ефекту збільшення концентрації у воді затоки ілюструє вища дніпровської концентрація розчинного кисню (рис. 2), не дивлячись на дещо більшу температуру води у затоці. Значні концентрації фітопланктону (ціанобактерій) активно продукують в процесі фотосинтезу кисень і тому його концентрація відчутно більша.

Зміни якості води по глибинах є дуже значними і ми спостерігаємо суттєве погіршення якості води із зростанням глибини за наступними показниками: – запах, марганець, розчинний кисень, амонійний азот, кольоровість. Погіршення всіх цих показників, за виключенням марганцю, можливо пояснити біологічними причинами – погіршення якості води на глибині 6 м - це результат розкладання відмерлого фітопланктону. Підвищення марганцю – це природній процес вилуговування порід з високим вмістом марганцю – характерних для регіону, процес буде йти тим інтенсивніше, чим менше кисню буде у шарі води біля дна.

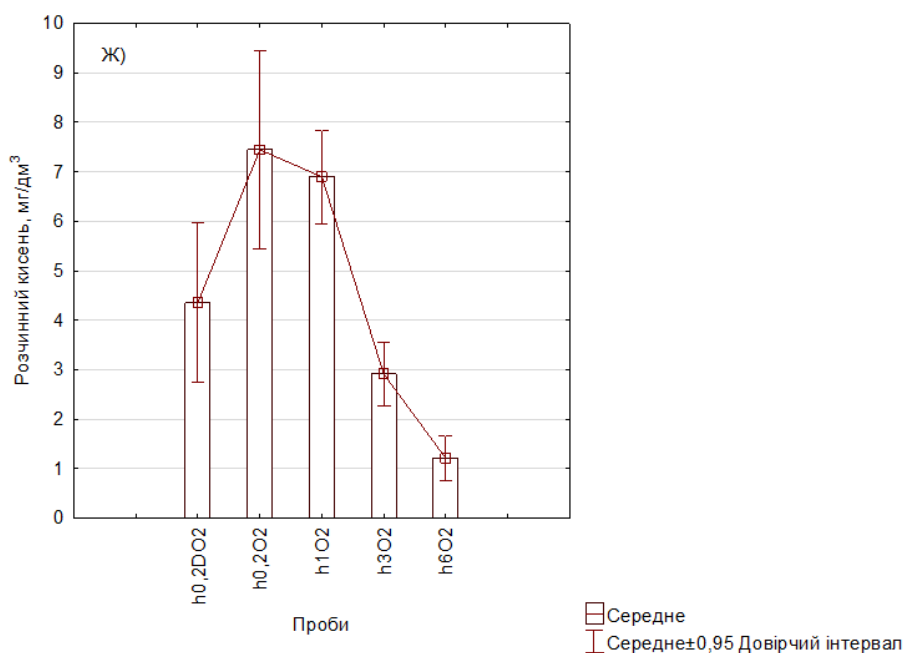


Рис. 2. Порівняння показників концентрації кисню в пробах води з Дніпра і затоки за період спостережень липень - вересень 2016 р.

Зміна середніх показників концентрації розчинного кисню по глибинах в затоці за період спостережень описується емпіричним рівнянням (1):

$$CO_2 = 8,134 - 1,748h + 0,0088e^h \quad (1)$$

де CO_2 – концентрація розчинного кисню, мг/дм³; h – глибина, м.

Коефіцієнт множинної кореляції рівняння $R = 0,993$, коефіцієнт детермінації рівняння $R^2 = 0,986$, значимість $p < 0,001$.

Зміна середніх показників кольоровості по глибинах в затоці за період спостережень описується емпіричним рівнянням (2):

$$Color = 44,831 + 1,096h - 2,671\log(h) \quad (2)$$

де $Color$ – показник кольоровості, °ПКШ; h – глибина, м.

Коефіцієнт множинної кореляції рівняння $R = 0,949$, коефіцієнт детермінації рівняння $R^2 = 0,901$, значимість $p < 0,001$.

Для визначення взаємних зв'язків і сили впливу одних показників на інші та взаємозв'язків різних за глибинами шарів води проведено кореляційний аналіз. Враховуючи невідповідність нормальному закону розподілу більшості показників, був проведений кореляційний аналіз за методом Спірмана. Також проведено кореляційний аналіз зв'язків головних технологічних якісних показників води джерела водопостачання по глибинах в створі водозабору з показниками води на глибині 6 метрів яка слугує вихідною водою для водопідготовки.

Аналіз показав значну кореляцію азотних сполук (амонійний азот, нітрати, нітроти) з майже всіма іншими показниками. Також суттєвим є вплив показників шару розташованому на глибині трьох метрів на якість вихідної

води на глибині шести метрів. Так само високий вплив на якість води розчинного кисню і температури.

Для уточнення взаємозв'язків якісних показників води по глибинах 0,2; 1; 3 м з показниками на глибині шести метрів – глибині забору вихідної води - проведено регресійний аналіз. Для цього побудовано лінійні моделі з врахуванням всіх показників моніторингу якісного складу вихідної води по глибинах (надалі предикторів). При побудові моделей виключалися предиктори які були лінійно пов'язані з предикторами, що вже були включені у модель. В якості залежних предикторів вибрані показники, що обумовлюють процес підготовки питної води. Для даного джерела вихідної води це: кольоровість, каламутність, концентрації амонійного азоту, розчинного кисню, загального заліза, марганцю, перманганатної окиснюваності, рН, нітратів, нітритів, кількості клітин фітопланктону. В модель також включалися як незалежні предиктори якісні показників води головного русла Дніпра на глибині 0,2 м.

Визначення важливості незалежних предикторів у моделі дає можливість статистично обґрунтовано встановити взаємозв'язки якісних показників та вплив на них глибин. Результати аналізу наведено у вигляді діаграма важливості предикторів. Діаграми показують відносну важливість кожного предиктора при оцінці моделі. Оскільки значення важливості є відносними, сума цих значень для всіх показаних предикторів дорівнює 1,0. Важливість змінних не пов'язана з точністю моделі. Вона лише пов'язана з важливістю кожного предиктору для передбачення, а не з точністю цього передбачення.

Аналіз діаграми важливості незалежних предикторів свідчить, що на формування якості води на глибині шести метрів найбільше впливають показники з глибини в один метр.

Серед якісних показників найчастіше зустрічається найбільш вагомий вплив перманганатної окиснюваності і амонійного азоту, дещо менший вплив розчинного кисню, температури, рН і фітопланктону.

Прямий вплив дніпровської води проявився лише по показниках нітритів, тобто можливо стверджувати, що нітрити є, скоріше за все, продуктом окиснення амонійного азоту з Дніпра. Так само можливо стверджувати, що загальне залізо пов'язане з Дніпровською водою, в той час як розчинний марганець є місцевого походження і в значній мірі пов'язаний з перманганатною окиснюваністю і амонійним азотом. Амонійний азот, у свою чергу, має тісний зв'язок з вмістом розчинного кисню і, відповідно, температурою. Перманганатна окиснюваність має тісний зв'язок з амонійним азотом, рН, залізом і кольоровістю і дещо менше пов'язана з фітопланктоном, що може бути інтерпретовано, як вплив вже відмерлого фітопланктону, який і спричиняє зміни рН, підвищення концентрації амонійного азоту, зменшення розчинного кисню. Процеси відновлення марганцю сприяють підвищенню рН, не дивлячись на активне окиснення органічних рештків фітопланктону.

Суттєвою проблемою діючих водопровідних очисних споруд є необхідність заміни фільтруючого завантаження. Нами було проведено порівняння роботи двох типів фільтруючого завантаження на базі очисних споруд Чернівецького водопроводу. Вивчалися якості фільтруючого завантаження з пінополістирольних гранул і цеолітовий дрібняк.

Фільтрація провадилася на наступних швидкостях: 7 м/год – нормативну для швидких фільтрів; 4,5 м/год. – існуюча швидкість фільтрації на даних очисних спорудах; і 2,5 м/год – мінімально можлива швидкість фільтрування при мінімальній витраті для даних очисних споруд.

В процесі фільтрування визначався міжпромивний період – період фільтрування до проскоку забруднень по каламутності – зі значенням каламутності фільтрату більше $0,58 \text{ мг/дм}^3$. В період промивки визначалась брудомісткість фільтру, тобто маса забруднень, затриманих у фільтруючому завантаженні за період фільтрування, що вимивається з промивною водою, а також об'єм промивної води.

Схема дослідної установки по проведенню дослідів з роботи фільтруючих завантажень наведена на (рис.3).

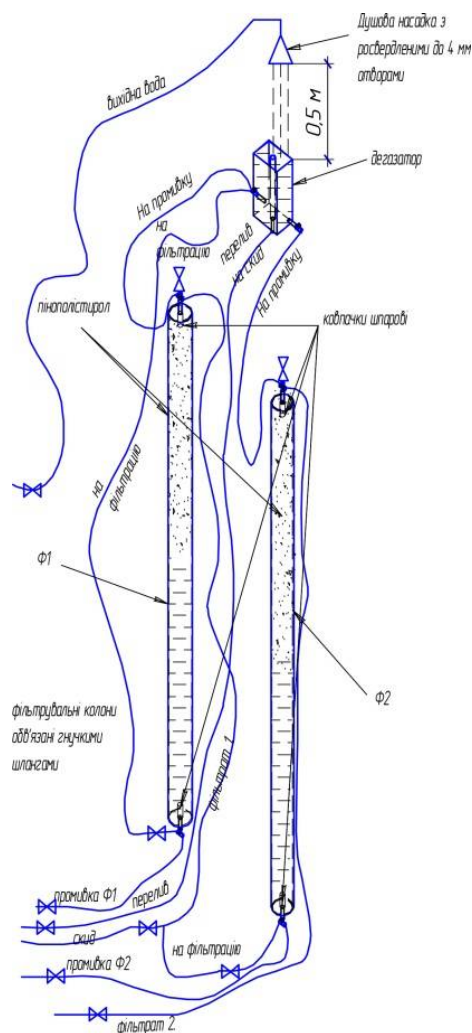


Рис. 3. Схема експериментальної установки, встановленої на очисних спорудах Чернівецького водопроводу

Вода з підвідного каналу горизонтального відстійника надходить у бак-дегазатор – стабілізатор напору. З баку вода по шлангах надходить у фільтрувальні колонки Ф1 – з пінополістирольним завантаженням і Ф2 – з цеолітовим дрібняком у якості фільтруючого завантаження. У Ф1 на фільтрацію вода надходить знизу, у Ф2 вода надходить згори. Швидкість фільтрування визначається об'ємним методом і виставляється за допомогою кранів на лініях скиду фільтрату. Промивка колонок провадиться у зворотному напрямі водою, накопиченою у баці-дегазаторі – стабілізаторі напору. Під час промивки відбираються проби каламутності води, за якими визначається загальна концентрація каламутності промивної води. Спираючись на отримані данні, були побудовані регресійні моделі змін концентрацій каламутності в процесі промивки модельної установки. Концентрацію забруднень у промивній воді за період промивки визначаємо як площу криволінійної трапеції утвореною з ліній, описаних рівнянням регресійних моделей і обмеженою часом промивки за допомогою інтегрування. При цьому функція зміни концентрацій обмежена у часі періодом промивки, отримані значення концентрації перемножувались на кількість промивної води і, таким чином, отримувалась маса забруднень, вимитих промивною водою.

Вихідна вода на фільтри надходить зі збірного каналу горизонтальних відстійників. На рис. 4. наведена зміна каламутності води в процесі досліджень.

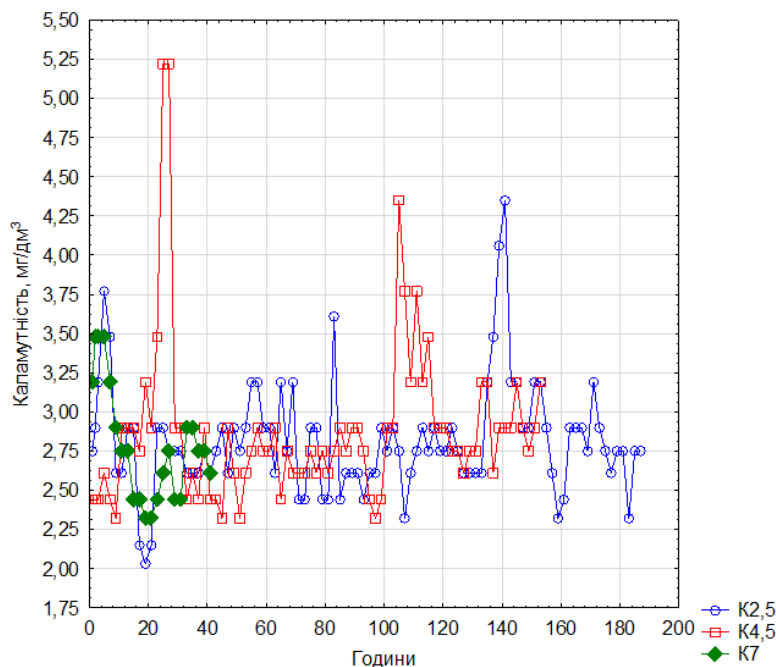


Рис. 4. Зміни каламутності вихідної води. K2,5 – графік змін в процесі фільтрування при швидкості 2,5 м/год.; K4,5 – графік змін в процесі фільтрування при швидкості 4,5 м/год.; K7 – графік змін в процесі фільтрування при швидкості 7 м/год

Встановлено, що одним з головних факторів, які впливають на процес очищення води на фільтрах, стає швидкість фільтрування. Термін часу між промивками суттєво залежить від швидкості фільтрування. При діючій на станції швидкості фільтрування – 4,5 м/год термін фільтрування для пінополістирольного і цеолітового фільтрів становить 132 і 140 год. відповідно, а при 7 м/год – 28 і 34 години. Брудомісткість фільтрів також, головним чином, залежить від швидкості фільтрування. Фільтруючі матеріали – гранули пінополістиролу і цеолітовий дрібняк по затримуючій здатності дуже подібні. При швидкостях фільтрації – 2,5 і 4,5 м/год брудомісткість фільтру з пінополістирольним завантаженням на 10...13% більша за цеолітовий, а при швидкості фільтрування – 7 м/год брудомісткість фільтру з цеолітовим завантаженням на 7 % більша від фільтру з пінополістирольним завантаженням. При промивці фільтрів простежується стала тенденція – об'єм промивної води, необхідний для промивки пінополістирольного фільтру, на 50...65% менший за об'єм води необхідний на промивку цеолітового фільтру.

На базі очисних водопровідних споруд м. Горішні Плавні з водозабором на протоці Річище було промодельовано роботу реконструйованих у контактні фільтри камер реакції горизонтальних відстійників з перезавантаженням швидких фільтрів пінополістирольним фільтруючим завантаженням.

Головною метою було досягти покращення процесу коагуляції і, відповідно зменшення залишкового алюмінію у вихідній воді, та зменшення експлуатаційних витрат промивної води, з підвищенням брудомісткості споруди. Понаднормові [1] – більше 0,2 мг/дм³ – концентрації алюмінію в очищеній воді мають мутагенні властивості [2], впливають на кровотворну систему [3] і мають нейротоксичну дію [4].

Сучасні витрати води на очисних спорудах становить 540 і 770 м³/год. Очисні споруди підприємства складаються з шести секцій горизонтальних відстійників, розміром секції 46,5х6,1х6,5 м, з камерами утворення пластівців (камер реакції) розміром 4,5х6 м. Відповідно загальна площа відстійників 1674 м², а камер реакції 162 м². Площа швидких фільтрів, завантажених цеолітовим дрібняком, складає 333,8 м². Згідно витрат і площі швидких фільтрів швидкості фільтрації становлять 1,6 і 2,3 м/год., а для контактного попереднього фільтра, отриманого як результат реконструкції камер реакції, швидкості мають бути 3,3 і 4,75 м/годину.

Запропоноване технологічне рішення базується на існуючих нормативних документах – ДБН В.2.5-74:2013 п.10.2.2 табл.16 – і спрямовано на оптимізацію традиційної реагентної схеми з покращенням процесу коагуляції, зменшення залишкового алюмінію і суттєве зменшення технологічних витрати води за рахунок зменшення промивних витрат води і виключення зі схеми горизонтальних відстійників.

При моделюванні цього технологічного рішення на експериментальній установці встановлювали швидкість фільтрації для контактної фільтра – префільтру 9,15 м/год. А для моделі швидкого фільтру – 2,3 м/год.

При зменшенні швидкості фільтрації до 5 м/год на контактному фільтрі концентрація залишкового алюмінію коливалась в межах 0,05...0,08 мг/дм³, а при швидкості 1,5 мг/дм³ концентрація залишкового алюмінію знижувалась до 0,015...0,02 мг/дм³.

За середніми значеннями збудована модель: швидкість фільтрування – залишковий алюміній. Доза коагулянту Полвак 40 залишалась однаковою.

Модель описується виразом (3):

$$Al = 10,826 - 9,0803 \cdot \lg(Vф) \quad (3)$$

де Al – концентрація залишкового алюмінію, мг/дм³; Vф – швидкість фільтрації, м/год.

Модель має наступні характеристики: коефіцієнт кореляції $R = 0,823$, коефіцієнт детермінації $R^2 = 0,677$, значимість $p < 0,001$. Досліди проведено при каламутності вихідної води 8,04...19,62 НОК.

В результаті проведеного аналізу експериментальних даних визначено кількість затриманих забруднень за показником каламутності за період між промивками у контактному фільтрі – префільтрі в цілому. Тобто, у шарі пінополістирольного завантаження і в підфільтровому шарі води. Маса затриманих забруднень становить 1649056 мг. Діаметр перерізу фільтра модельної споруди – "контактного фільтра" становить 150 мм, площа – 0,0177 м². Відповідно, при такій каламутності вихідної води, обумовленій головним чином ціанобактеріями, брудомісткість подібної споруди буде становити до 90 кг/м².

Список літератури

1. ДСанПіН 2.2.4-171-10 "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною" / 2010.
2. Synzynys, B.I. Toxicology / B.I. Synzynys, O.T. Kharlamova, N.T. Bulanova // Lett. 2003. Vol. 144. P. 126.
3. Станчева Е.Е. // Гематология и трансфузиология. 2003. No. 3. P. 36.
4. Шугалей И.В. Некоторые аспекты влияния алюминия и его соединений на живые организмы / И.В. Шугалей, А.В. Гарабаджиу, М.А. Илюшин, А.М. Судариков // Экологическая химия. 2012. Vol. 21, No. 3. P. 172–186.

Стаття надійшла до редакції 22.11.17