Вісник ЛДУБЖД
Bulletin of Lviv State University of Life Safety
https://journal.ldubgd.edu.ua/index.php/Visnuk
ISSN 2078-4643 (print), ISSN 2708-1389 (online)

UDC 504.064.36:628.31:621.039.7
DOI: 10.32447/20784643.31.2025.03

This article is an Open Access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution 4.0 (CC BY 4.0) License (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).

В. О. Юрченко[1], О. М Воробйов[1], В. Г. Михайленко[2], О. В. Антонов[2], А. І. Решетченко[1]

[1]Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова, м. Харків, Україна

[2]Інститут енергетичних машин і систем ім. А. М. Підгорного НАН України, м. Харків, Україна

ORCID: https://orcid.org/0000-0001-7123-710X − В. О. Юрченко
https://orcid.org/0009-0000-8712-0643 − О. М. Воробйов
https://orcid.org/0000-0003-3082-6148 – В. Г. Михайленко
https://orcid.org/0000-0001-6319-535X – О. В. Антонов
http://orcid.org/0000-0003-0767-8597 – А. І. Решетченко
alona.reshetchenko@kname.edu.ua

ПРОГНОЗ ОСАДЖЕННЯ РАДІОАКТИВНИХ СПОЛУК ІЗ СТІЧНИХ ВОД СТАНЦІЇ ДЕЗАКТИВАЦІЇ В МІСЬКИХ СИСТЕМАХ ВОДОВІДВЕДЕННЯ

Проблема. В сучасних умовах функціонування міських систем водовідведення особливої актуальності набуває питання безпечного скидання стічних вод із вмістом радіоактивних речовин. Залишається невирішеним ризик утворення нерозчинних радіоактивних осадів в каналізаційних трубопроводах, що може призвести до їх накопичення, ускладнення експлуатації та суттєвого підвищення рівня екологічної небезпеки цих промислових об’єктів.

Мета. Оцінити вірогідності утворення нерозчинних сполук, що осядуть в міських мережах водовідведення, при взаємодії радіонуклідів з стічних вод станції дезактивації з компонентами міських стічних вод.

Методи дослідження. Використано гідрохімічний аналіз, гамма-спектрометрію для вимірювання активності радіонуклідів, а також спеціально розроблене програмне забезпечення для перерахунку активності радіоактивних ізотопів в масову концентрацію. Проведено розрахунки на основі рівноваг осадження з урахуванням хімічних властивостей речовин.

Основні результати дослідження. Встановлено, що більшість радіоактивних речовин (Ra-226, Th-232), що містяться в стічних водах станції дезактивації, осаджуються ще на етапі локального очищення у зумпфі, особливо при використанні коагулянтів. Йод-131 та інші водорозчинні ізотопи (K-40, Cs-137) не здатні до осадження в умовах міської каналізації. Розрахунки підтвердили, що концентрації залишкових радіонуклідів значно нижчі за граничні значення, необхідні для утворення осадів, в тому числі і при взаємодії з сірководнем.

Висновки та конкретні пропозиції автора. Доведено, що за умови дотримання встановлених технологічних норм і використання коагуляції, ризик осадження радіоактивних сполук у міських водовідвідних мережах відсутній. Рекомендовано впровадження аналогічної системи контролю і очищення на інших підприємствах з радіаційно-небезпечним виробництвом.

Ключові слова: радіоактивні сполуки, виробничі стічні води, дезактивація, осадження, екологічна безпека, коагуляція.

V. O. Iurchenko[1], O. M. Vorobyov[1], V. H. Mykhailenko[2], O. V. Antonov[2], A. I. Reshetchenko[1]

[1]O. M. Beketov National University of Urban Economy in Kharkiv, Kharkiv, Ukraine

[2]A. M. Podgorny Institute of Mechanical Engineering Problems of the NAS of Ukraine, Kharkiv, Ukraine

PREDICTION OF RADIOACTIVE COMPOUND SEDIMENTATION FROM DEACTIVATION STATION WASTEWATER IN URBAN SEWERAGE SYSTEMS

Problem. Under current conditions of urban wastewater management, the issue of safe discharge of effluents containing radioactive substances is of particular relevance. The risk of forming insoluble radioactive sediments in sewer pipes remains unresolved, which could lead to accumulation, operational difficulties, and a significant increase in environmental hazards at such industrial facilities.

Objective. To assess the probability of sedimentation of radioactive compounds from the industrial wastewater of a deactivation station upon discharge into urban sewer systems. To assess the probability of insoluble compound formation and subsequent sedimentation in urban sewerage networks, arising from the interaction of radionuclides in deactivation station wastewater with components of urban wastewater.

Research Methods. Hydrochemical analysis, gamma spectrometry for measuring radionuclide activity, and specially developed software for converting radionuclide activity to mass concentration were used. Calculations were carried out based on sedimentation equilibrium considering the chemical properties of the substances.

Main Results. It was found that most radioactive substances (Ra-226, Th-232) present in the wastewater of the deactivation station precipitate at the stage of local treatment in a sump, especially when coagulants are applied. Iodine-131 and other water-soluble isotopes (K-40, Cs-137) do not precipitate under urban sewer conditions. Calculations confirmed that the residual radionuclide concentrations are significantly lower than the threshold levels required for sediment formation, including in reactions with hydrogen sulfide.

Conclusions and Author's Proposals. It is proven that by adhering to established technological standards"and the use of coagulation, the risk of radioactive compound sedimentation in urban sewer systems is eliminated. It is recommended to implement similar monitoring and treatment systems at other radiation-hazardous industrial facilities.

Keywords: radioactive compounds, industrial wastewater, deactivation, sedimentation, environmental safety, coagulation.

Вступ

Каналізаційні мережі є невід'ємною системою життєзабезпечення сучасного міста, основною функцією якої є відведення стічних вод за межі міста. Від ступеня надійності каналізаційних мереж залежить нормальна життєдіяльність мешканців міста, працездатність підприємств та стан довкілля [1]. Водовідвідні системи промислових підприємств призначені для прийому, відведення й очищення стічних вод від виробничих корпусів, будівель, комплексів, а також з територій, на яких розташовані вище згадані об'єкти. Схеми очищення, використання, ліквідації і відведення стічних вод промислових підприємствах залежать від якісного та кількісного складу стічних вод, вимог виробництва та вимог екологічного менеджменту [2].

При розташуванні промислових підприємств у містах забруднені виробничі стічні води можуть скидатися в міську водовідвідну мережу. У зв'язку з тим, що в стічних водах промислових підприємств можуть міститися специфічні забруднення, їх спуск у міську водовідвідну мережу обмежений рядом вимог, установлених відповідними правилами прийому виробничих стічних вод у системи каналізації населених пунктів. Прийом виробничих стічних вод у міські каналізаціні системи може бути дозволений за умови виконання абонентами вимог щодо «Допустимих величин показників якості для стічних вод, що надходять для очищення на міських очисних спорудах» та діючих будівельних норм і правил [1, 2].

Аналіз останніх досліджень та публікацій

Існує низка вимог до виробничих стічних води при скиданні їх у водовідвідну мережу, серед яких є заборона вмісту речовин, що здатні засмічувати труби водовідвідних мереж або відкладатися на стінках труб [1]. На жаль не виключена можливість певних перетворень компонентів виробничих стічних вод при змішуванні з стічними водами каналізаційних мереж в результаті спонтанних хімічних та біохімічних процесів. Це може бути утворення екологічно небезпечних газоподібних речовин, випадіння в осад певних сполук, серед яких дуже поширеними є нерозчинні сульфіди важких металів [1, 3-6].

Виробничі стічні води станцій дезактивації, у яких містяться радіоактивні забруднення, перед випуском у міську водовідвідну мережу проходять певну локальну очистку для видалення радіоактивних забруднень до нормативно допустимого вмісту. Проте і за цієї умови виникає питання щодо ризику осадження радіоактивних речовин з промислових стічних вод при їх взаємодії з компонентами міських стічних вод та накопичення цих осадів на стінках каналізаційних трубопроводів.

Міський каналізаційний колектор являє собою біологічний реактор, в якому активно відбуваються різноманітні трансформації компонентів стічних вод: мінералізація органічних сполук, перетворення змінновалентних елементів, утворення й осадження нерозчинних речовин, утворення та емісія газоподібних сполук. Найнебезпечнішим для експлуа-таційної надійності бетонних колекторів є утворення в процесах мікробіологічної сульфат-редукції сірководню при відновленні сульфатів [6, 8, 9]. Його подальше перетворення на поверхні надводної склепінної частини колекторів ініціює надзвичайно агресивну мікробіологічну корозію бетону [7]. Проте і в підводній частині колектора наявність сірководню спричиняє цілу низку екологічних та експлуатаційних проблем як для систем водовідведення, так і для систем водоочищення. Серед них – надзвичайно низька розчинність продуктів взаємодії сірководню з катіонами важких металів, що містяться головним чином, в промислових стічних водах [10-12]. Це осадження призводить до іммобілізації і відкладення осадів важких металів на стінках труб, що створює особливу екологічну небезпеку при відкладенні сульфідів високотоксичних катіонів [13, 14].

Для вирішення проблеми осадження радіоактивних сполук (в першу чергу катіонів важких металів) з стічних вод станції дезактивації в системах водовідведення підприємства та в міській каналізаційній мережі необхідно проаналізувати склад стічних вод спецкомбінату, що скидає свої стічні води в каналізаційну мережу м. Харкова, та розрахувати седиментаційні властивості сполук, які можуть утворюватися з цих речовин в системах водовідведення.

Метою роботи є оцінка вірогідності утворення нерозчинних сполук, що осядуть в міських мережах водовідведення, при взаємодії радіонуклідів з стічних вод станції дезактивації з компонентами міських стічних вод.

Об'єкти та методи дослідження

Об'єкт дослідження – стічні води станції дезактивації (СД) виробів, забруднених радіоактивними речовинами (м.Харків).

Методи досліджень – гідрохімічний аналіз стічних вод за методиками, рекомендованими нормативними документами України. Для радіаційного контролю стічних вод використовували спектрометр енергій гамма-випромінювання СЕГ-001 "АКП-С", призначений для вимірювання питомої та об'ємної активності, гамма-випромінюючих радіонуклідів у зразках радіоактивних відходів та об'єктів навколишнього середовища з допомогою сучасних напівпровідникових гамма-спектрометрів, внесених до Державного реєстру засобів вимірювальної техніки України. Вимірювання проводили в лабораторіях, акредитованих на даний вид діяльності.

Для визначення масооб'ємних концентрацій радіоактивних речовин відносно радіоактивного випромінювання було написано програму мовою Java. Програма розраховує масу ізотопів на основі їхньої активності (в Бк) із використанням фундаментальних законів радіоактивного розпаду. В алгоритмі враховано молярну масу кожного елемента, сталу Авогадро, та константи розпаду, визначені через період напіврозпаду.

Програма дає змогу проводити швидкі розрахунки для Йоду-131, Радію-226 та Торію-232. Для розрахунку концентрацій Торію-232 передбачено два підходи: наближений (за аналогією з радієм-226) та точний (з урахуванням його довготривалого періоду напіврозпаду, що становить 14 мільярдів років). Графічний інтерфейс реалізовано на основі Java Swing, що забезпечує зручність у використанні.

Результати та обговорення

1. Загальний огляд системи поводження з виробничими стічними водами на досліджуваному об'єкті

На СД основним виробничим процесом, в якому використовується найбільша кількість води, є дезактивація білизни та засобів індивідуального захисту, забрудненого радіоактивними речовинами. Дезактивація – це процес видалення радіоактивного забруднення з поверхонь фізико-хімічним методом у пральних машинах із застосуванням спеціальних миючих засобів та хімічних реагентів. Як видно з даних рис.1, обробка радіоактивних речей здійснюється у спеціальному відділенні станції, де встановлено 2 пральні машини. На рис. 1 представлено загальну схему поводження з утворюваними в результаті дезактивації радіоактивними стічними водами. Витрати спеціальних хімічних реагентів та СМЗ для прання й дезактивації та концентрації цих реагентів в утворюваних стічних водах представлено в табл.1.

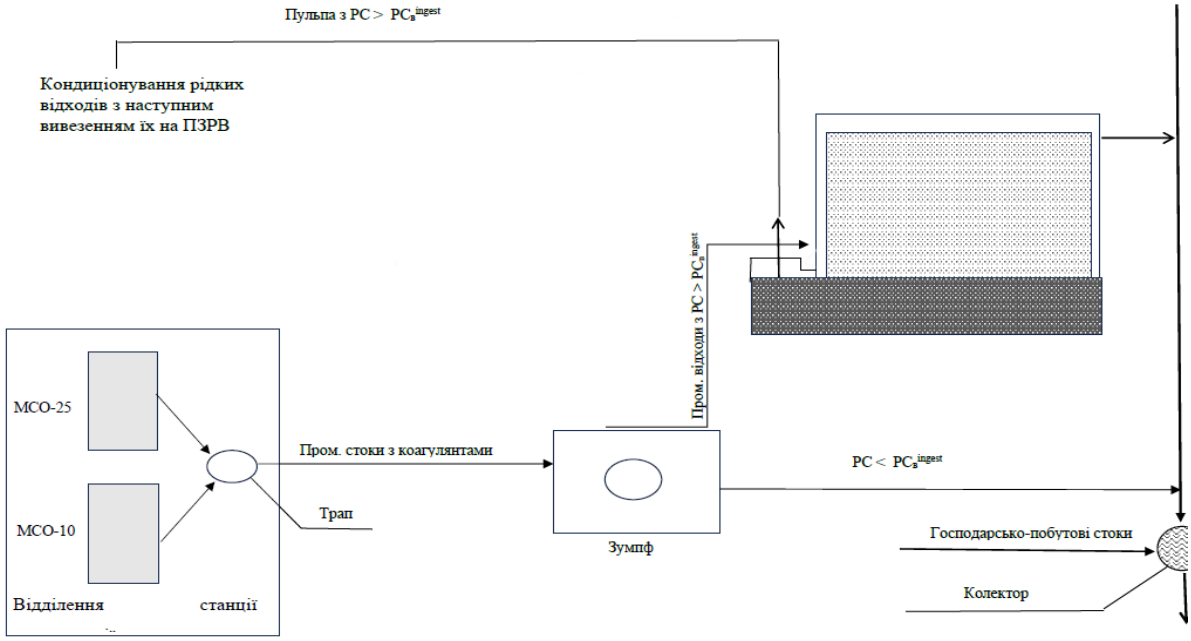

Рисунок 1 – Схема відведення радіоактивних стічних вод на досліджуваному підприємстві

Прання відбувається при температурі від 35 до 100 °С залежно від порядкового номера обробки, полоскання – при температурі від 25 до 80 °С. Загальний термін усієї обробки 58 хв.

Стічні води після дезактивації білизни, забрудненої радіоактивними речовинами, скидаються у спецканалізацію, яка забезпечує санкціоноване екологічно безпечне скидання стічних вод у господарсько-побутову каналізацію. Спочатку стічні води від пральних машин та трапні води самопливом надходять у проміжну накопичувальну ємність – зумпф. Це металева ємність об'ємом 2 $м^3$, стіни якої подвійні, забезпечена бетонною обкладкою та гідроізоляцією. Контроль за наповненням зумпфу здійснюється автоматизовано.

Як видно з даних табл. 1, під час прання створюється концентрація кальцинованої соди 2,2 і 4,0 г/л, прального порошку «Ariel» 2,2 і 8,0 г/л, щавлевої кислоти 2 г/л, засобу Білизна – 2 г/л. Далі ця вода в зумпфі розбавляється водою полоскання і вихідні концентрації зменшуються (без урахування їх витрат на прання): кальцинованої соди до 510 мг/л; СМЗ до 770 мг/л; щавлевої кислоти до 256 г/л; засобу Білизна до 256 мг/л.

Для осадження забруднюючих речовин зі стічних вод, що утворилися при пранні та полосканні, в якості коагулянту використовується сірчанокисле залізо (рис.1). Після кожного прання і першого полоскання додають 12 г сірчанокислого заліза в трап при зливі води з пральних машин. Створювана концентрація сульфату заліза досягає 1,0 г/л.

Таблиця 1

Витрати хімічних реагентів при дезактивації та утворювані ними концентрації

№ операції	Операція	Витрата на кг сухого виробу					Створювані концентрації реагентів, г/л			
		Вода, л	Білизна, г	СМЗ «Ariel», г	Сода кальцинована, г	Щавлева кислота, г	Білизна	СМЗ «Ariel»	Сода кальцинована	Щавлева кислота
1	Прання 1	5	10	0	0	10	2,0	0	0	2,0
2	Полоскання	4,5	0	0	0	0	0	0	0	0
3	Полоскання	4,5	0	0	0	0	0	0	0	0
4	Прання 2	2,5	0	20	10	0	0	8,0	4,0	0
5	Прання 3	4,5	0	10	10	0	0	2,2	2,2	0
6	Полоскання	4,5	0	0	0	0	0	0	0	0
7	Полоскання	4,5	0	0	0	0	0	0	0	0
8	Полоскання	4,5	0	0	0	0	0	0	0	0
9	Полоскання	4,5	0	0	0	0	0	0	0	0

Шлами, які утворюються в процесі коагуляції, переміщуються в шламовий колодязь, з якого, у міру накопичення, вивозяться на пункт зберігання радіоактивних відходів (ПЗРВ) як рідкі радіоактивні відходи (рис.1).

Результати радіаційного контролю спецстоків на вміст природних радіонуклідів (ПРН) і ^{131}I в зумпфі-накопичувачі й на виході в міський каналізаційний колектор наведені в табл. 2.

Таблиця 2

Результати радіаційного контролю спецстоків (нуклідний склад ПРН і $^{131}1$)

Рік	Локація добора проб	Кількість проб	Об'ємна сумарна активність ПРН, Бк/$м^3$			Об'ємна активність для ^{131}I $РС_в^{ingest}$=2Е+04 Бк/$м^3$
			Допустимий рівень	мін.	макс.	
2021	Зумпф- накопичувач	37	відсутній	1,44Е+02	5,92Е+02	1,8Е+04
	На виході в міський колектор	37	$РС_в^{ingest}$ 1,00Е+03	1,51Е+02	8,47Е+02	6,50Е+02
2022	Зумпф- накопичувач	37	відсутній	1,30Е+02	2,70Е+03	4,56Е+04
	На виході в міський колектор	37	$РС_в^{ingest}$ 1,00Е+03	1,10Е+02	4,20Е+02	9,30Е+02
2023	Зумпф- накопичувач	36	відсутній	8.,0Е+02	1,14Е+04	1,37Е+04
	На виході в міський колектор	36	$РС_в^{ingest}$ 1,00Е+03	7,80Е+01	6,70Е+02	8,00Е+01

За даними лабораторії радіологічного контролю, в групу ПРН входять Торій – 232, Радій – 226, Калій – 40 та дуже поширений серед радіоактивних забруднювачів після Чорнобильської

аварії Цезій – 137. При радіологічному аналізі стічної води визначають сумарну активність цих радіонуклідів, оскільки їх індивідуальні концентрації знаходяться поза межами чутливості приладів для визначення. Як видно, гранично допустима концентрація радіоактивних забруднювачів (ДР) у стічних водах на СД, що скидаються в міську каналізаційну мережу, за останні роки не була перевищена за жодним із показників.

Після проведення радіаційного контролю виробничих стічних вод за рівнем концентрації радіонуклідів вирішується подальше поводження з ними за однією з таких схем:

-скид безпосередньо в міську каналізаційну мережу – при концентрації відповідного радіонукліду нижче допустимого рівня $РС_в^{ingest}$;

-якщо концентрація радіонуклідів перевищує допустимі значення $РС_в^{ingest}$, передбачено перекачування виробничих стічних вод в відстійник переливного типу (об'ємом біля 50 м^3). У ньому відбувається їх розведення у 10 разів, після чого ці стічні води надходять до міської каналізаційної мережі. З 2008 р. таких ситуацій не спостерігалося.

Якщо розрахунки показують, що розведення у відстійнику недостатнє для зниження концентрації промстоків до допустимих рівнів, то скидання з зумпфа забороняється, виробничі стічні води розглядаються як радіоактивні відходи і здаються на ПЗРВ.

2. Вірогідність процесів осадження радіоактивних елементів у вигляді нерозчинних сполук в системах водовідведення на підприємстві та в міському каналізаційному колекторі

2.1. Процеси осадження радіонуклідів (Ra, Th) у пральних машинах та зумпфі при додаванні реагентів

Як показано вище, у пральний розчин додається кальцинована сода в концентрації приблизно 2 г/л і така сама концентрація засобу Білизна, тобто натрій гіпохлориту. Для нейтралізації лугу, що міститься у натрій гіпохлориті, та вивільнення гіпохлоритної кислоти, яка фактично є активним відбілювальним та знезаражуючим агентом, у розчин також додають щавлеву кислоту у концентрації 2 г/л. Таким чином, пральний розчин містить не нейтралізований натрій карбонат та має pH на рівні 9,5 – 10. При контактуванні з таким розчином відбувається глибоке осадження іонів лужноземельних елементів, зокрема, і одного з ПРН Радію – 226 [15]. При контактуванні з лужним розчином у пральній машині відбувається практично повне осадження ще одного ПРН – Торію – 232 у вигляді торій гідроксиду $Th(OH)_4$, оскільки дана сполука має дуже низький добуток розчинності – $3{,}2\cdot10^{-45}$ (моль/л). Згідно з розрахунком залишкова сумарна концентрація всіх ізотопів торію за pH розчину 9,0 становитиме $7{,}24\cdot10^{-14}$ мг/л. Враховуючи дуже великий період напіврозпаду ізотопу ^{232}Th ($14\cdot10^9$ років), радіоактивним випромінюванням розчину від торію можна знехтувати.

Йод як проста хімічна сполука, у тому числі і його радіоактивний ізотоп ^{131}I має достатньо добру розчинність у воді (280 мг/л) і в радіоактивний осад потрапляти не може. Тим більше, якщо цей елемент перебуває у вигляді йодиду.

Решта ПРН, що контролюються в стічних водах (^{137}Cs та ^{40}K), входять у склад солей, що добре розчиняються в воді. Отже, вони уникнуть осадження у зумпфі. Таким чином, серед ПРН у розчин після зумпфу потрапляє весь йод (у тому числі і радіоактивний), сполуки ^{137}Cs та ^{40}K, а також невеликі залишкові концентрації радію у вигляді розчиненого карбонату.

При розгляді осадів радіоактивних елементів, що утворюються при пранні і осідають в зумпфі, необхідно нагадати про обробку відпрацьованих вод після прання коагулянтом сульфатом заліза. Застосування коагуляції підсилює ефективне осадження нерозчинних сполук в зумпфі. Радіоактивний осад нерозчинних сполук накопичується в зумпфі та вивозиться на ПЗРВ (рис. 1).

2.2. Можливості осадження радію та йоду після зумпфу. Порівняння реальних концентрацій радіоактивних речовин з добутками розчинності відповідних солей дозволяє переводити радіоактивність стічної води, виміряну в Бк/л, в концентрацію відповідного радіоактивного ізотопу в мг/л. За допомогою розробленої комп'ютерної програми за даними радіоактивності стічної води (вимірювану в Бк/л) розрахували залишкові концентрації (в мг/л) у воді, що виходить із зумпфу, радіоактивнихйоду та радію (табл. 3). В випадку радіоприпускали, що вся радіоактивність стічної води, виміряна як радіоактивність ПРН і виражена в Бк/л, зумовлена присутністю Радію – 226. Як видно з табл. 3, максимальні концентрації йоду та радію становили відповідно $9{,}92\cdot10^{-12}$ та $1{,}83\cdot210^{-8}$ мг/л.

Таблиця 3

Результати перерахунку об'ємної радіоактивності йоду та радію у концентрації

Елемент	Місце контролю	Об'ємна радіоактивність, Бк/м^3	Концентрація радіоактивного ізотопу, мг/л
^{131}I	Зумпф-накопичувач	$1{,}8\cdot10^4$	$3{,}914\cdot10^{-12}$
	На виході у міський колектор	$6{,}5\cdot10^2$	$1{,}414\cdot10^{-13}$
	Зумпф-накопичувач	$4{,}56\cdot10^4$	$9{,}916\cdot10^{-12}$
	На виході у міський колектор	$9{,}30\cdot10^2$	$2{,}02\cdot210^{-13}$
	Зумпф-накопичувач	$1{,}37\cdot10^4$	$2{,}97\cdot910^{-12}$
	На виході у міський колектор	$8{,}00\cdot10^{-1}$	$1{,}74\cdot10^{-14}$
^{226}Ra	На виході у міський колектор	$8{,}7\cdot10^2$	$2{,}316\cdot10^{-8}$
	На виході у міський колектор	$4{,}2\cdot10^2$	$1{,}148\cdot10^{-8}$
	На виході у міський колектор	$6{,}7\cdot10^2$	$1{,}832\cdot10^{-8}$

Розглянули випадок підвищеної концентрації сульфатів (300 мг/л) в стічній воді в міському каналізаційному колекторі. Згідно з добутком розчинності барій сульфату (що є аналогом радій сульфату), гранична концентрація іонів радію, при якій можливе утворення осадів, становить $1{,}865\cdot10^{-1}$ мг/л. А за даними розрахунків реальна концентрація іонів радію в промстоках ще до розбавлення міськими стічними водами в 10^7 разів менша за граничну. Таким чином, утворення радіоактивного осаду радій сульфату в міському каналізаційному колекторі неможливе.

Що стосується радіоактивного йоду, то його реальна концентрація також значно нижча за розчинність у воді, яка становить 280 мг/л. Таким чином, вода, що виходить із зумпфу, не здатна утворювати радіоактивні осади з вмістом радію та йоду.

Після зумпфу освітлена вода змішується з водами міського каналізаційного колектора. При цьому відбувається її розведення у багато разів. Відповідно, концентрація радіоактивних йоду та радію кратно зменшується.

Розглянуто можливість утворення осадів радію в міському каналізаційному колекторі у вигляді сульфідів, оскільки наявність сірководню в каналізаційних мережах призводить до осадження важких металів. У воді каналізаційних колекторів м. Харкова внаслідок активної мікробіологічної сульфатредукції створюється дуже низький окисно-відновний потенціал та значна концентрація сульфідів [7]. В таких умовах сульфат радію може перетворитися на сульфід. Але він (за аналогією з барій сульфідом) є добре розчинним. А йод при взаємодії з сульфідами відновлюється до йодид-іону, що розчиняється у воді значно краще, ніж елементарний йод. Отже, при транспортуванні стічної води із зумпфу в міських каналізаційних мережах утворення радіоактивних осадів у каналізаційних колекторах не відбуватиметься.

Висновки

Експериментальними дослідженнями та теоретичними розрахунками встановлено, що на дослідженому об'єкті – станції дезактивації, при пранні речей, забруднених радіоактивними йонами і сполуками – Торій – 232, Радій – 226, Калій – 40, Цезій – 137 та Йод – 131, утворюється невелика кількість механічних радіоактивних осадів, які ефективно відділяються у зумпфі (в тому числі в результаті додаткової обробки коагулянтом) у вигляді шламу, що вивозиться на ПЗРО. Після зумпфу освітлена вода утворювати радіоактивні осади при взаємодії з сульфідами чи підвищеною концентрацією сульфатів в міських каналізаційних мережах не може.

Список літератури:

1. Душкін С. С., Коваленко О. М. Експлуатація міських водовідвідних мереж: навч. посібник. Харків : ХНУМГ ім. О.М. Бекетова, 2018. 180 с.
2. Гіроль М. М., Гіроль А. М. Технології водовідведення промислових підприємств: навч. посіб. Рівне: НУВГП, 2013. 625 с.
3. Alani A. M., Faramarzi A., Mahmoodian M., Tee K. F. Prediction of sulphide build-up in filled sewer pipes. *Environmental Technology.* 2014. Vol. 35, No. 14. P. 1721–1728.
4. Liu Y., Ni B., Ganigué R., Werner U., Sharma K., Yuan Z. Sulfide and methane production in sewer sediments. *Water Research.* 2015. Vol. 70. P. 350–359.
5. Recio Oviedo E., Johnson D., Shipley H. Evaluation of hydrogen sulphide concentration and control in a sewer system. *Environmental Technology.* 2012. Vol. 33, No. 10. P. 1207–1215.

6. Hvitved-Jacobsen T., Vollertsen J., Nielsen A. H. Sewer Processes: Microbial and Chemical Process Engineering of Sewer Networks: book. 2nd ed. Boca Raton, FL: CRC Press, 2013. 379 p.

7. Yurchenko V., Sierohlazov V., Melnikova O., Bryhada O., Mykhailova L. Hydrogen sulphide in industrial enterprises water management infrastructure – the factor of chemical and microbiological corrosion concrete degradation of water facilities. *Materials Science Forum*. 2021. Vol. 1038. P. 401–406.

8. Johnson B., Santos A. L. Biological removal of sulfurous compounds and metals from inorganic wastewaters. *Environmental Technologies to Treat Sulfur Pollution: Principles and Engineering*. 2020. P. 215–246.

9. Kiilerich B., Wagner M., Nielsen A. H., Vollertsen J. Apparent diffusion coefficients in sewer force main biofilms treated with iron salts. *Environmental Science: Water Research & Technology*. 2018. Vol. 4, No. 10. P. 1501–1510.

10. Hussain A., Hasan A., Javid A., Qazi J. I. Exploited application of sulfate-reducing bacteria for concomitant treatment of metallic and non-metallic wastes: a mini review .*Biotech*. 2016. Vol. 6, No. 2. P. 1–10.

11. Kiilerich B., Nielsen A. H., Vollertsen J. Kinetics of sulfide precipitation with ferrous and ferric iron in wastewater. Water Science & Technology. 2018. Vol. 78, No. 5. P. 1071–1081.

12. Ціпух В. Я., Саблій Л. А. Аналіз методів очищення стічних вод від іонів важких металів // Екологічні біотехнології та біоенергетика: матеріали наук.-практ. семінару, присвяченого 120-річчю КПІ ім. Ігоря Сікорського (м. Київ, 14 грудня 2018 р.). Київ: КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2018. С. 87–91.

13. Liu Z., Li L., Li Z., Tian X. Removal of sulfate and heavy metals by sulfate-reducing bacteria in an expanded granular sludge bed reactor. Environmental Technology. 2018. Vol. 39, No. 14. P. 1814–1822.

14. Kiran M. G., Pakshirajan K., Das G. Heavy metal removal from multicomponent system by sulfate reducing bacteria: Mechanism and cell surface characterization. *Journal of Hazardous Materials*. 2017. Vol. 324. P. 62–70.

15. Воробйов О.М., Михайленко В.Г., Юрченко В.О., Решетченко А.І. Використання технології содового пом'якшення для видалення радію з рідких відходів. *Комунальне господарство міст. Серія «Технічні науки та архітектура»*. Т. 6, № 186. 2024. С. 50-56.

References:

1. Dushkin, S. S., & Kovalenko, O. M. (2018). *Ekspluatatsiia miskykh vodovidvidnykh merezh [Operation of urban drainage networks]*. Kharkiv: KhNUMH im. O. M. Beketova.

2. Hirol', M. M., & Hirol', A. M. (2013). *Tekhnolohii vodovidvedennia promyslovykh pidpryiemstv [Industrial wastewater treatment technologies]*. Rivne: NUVHP.

3. Alani, A. M., Faramarzi, A., Mahmoodian, M., & Tee, K. F. (2014). Prediction of sulphide build-up in filled sewer pipes. *Environmental Technology*, 35(14), 1721–1728.

4. Liu, Y., Ni, B., Ganigué, R., Werner, U., Sharma, K., & Yuan, Z. (2015). Sulfide and methane production in sewer sediments. *Water Research*, 70, 350–359.

5. Recio Oviedo, E., Johnson, D., & Shipley, H. (2012). Evaluation of hydrogen sulphide concentration and control in a sewer system. *Environmental Technology*, 33(10), 1207–1215.

6. Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J., & Nielsen, A. H. (2013). *Sewer processes: Microbial and chemical process engineering of sewer networks* (2nd ed.). Boca Raton, FL: CRC Press.

7. Yurchenko, V., Sierohlazov, V., Melnikova, O., Bryhada, O., & Mykhailova, L. (2021). Hydrogen sulphide in industrial enterprises water management infrastructure – the factor of chemical and microbiological corrosion concrete degradation of water facilities. *Materials Science Forum*, 1038, 401–406.

8. Johnson, B., & Santos, A. L. (2020). Biological removal of sulfurous compounds and metals from inorganic wastewaters. In *Environmental technologies to treat sulfur pollution: Principles and engineering* (pp. 215–246).

9. Kiilerich, B., Wagner, M., Nielsen, A. H., & Vollertsen, J. (2018). Apparent diffusion coefficients in sewer force main biofilms treated with iron salts. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 4(10), 1501–1510.

10. Hussain, A., Hasan, A., Javid, A., & Qazi, J. I. (2016). Exploited application of sulfate-reducing bacteria for concomitant treatment of metallic and non-metallic wastes: A mini review. *Biotech*, 6(2), 1–10.

11. Kiilerich, B., Nielsen, A. H., & Vollertsen, J. (2018). Kinetics of sulfide precipitation with ferrous and ferric iron in wastewater. *Water Science & Technology*, 78(5), 1071–1081.

12. Tsipukh, V. Ia., & Sablii, L. A. (2018). *Analiz metodiv ochyshchennia stichnykh vod vid ioniv vazhkykh metaliv [Analysis of wastewater treatment methods from heavy metal ions]*. In *Ekologichni biotekhnolohii ta bioenerhetyka: Materialy nauk.-prakt. seminaru* (pp. 87–91). Kyiv: KPI im. Ihoria Sikorskoho.

13. Liu, Z., Li, L., Li, Z., & Tian, X. (2018). Removal of sulfate and heavy metals by sulfate-

reducing bacteria in an expanded granular sludge bed reactor. *Environmental Technology*, 39(14), 1814–1822.

14. Kiran, M. G., Pakshirajan, K., & Das, G. (2017). Heavy metal removal from multicomponent system by sulfate reducing bacteria: Mechanism and cell surface characterization. *Journal of Hazardous Materials*, 324, 62–70.

15. Vorobioiv, O. M., Mykhailenko, V. H., Yurchenko, V. O., & Reshetchenko, A. I. (2024). *Vykorystannia tekhnolohii sodovoho pomiakshennia dlia vydalennia radiiu z ridkykh vidkhodiv [Application of soda softening technology for radium removal from liquid waste]*. *Komunalne hospodarstvo mist. Seriia "Tekhnichni nauky ta arkhitektura"*, 6(186), 50–56.

© В. О. Юрченко, О. М Воробйов,
В. Г. Михайленко, О. В. Антонов,
А. І. Решетченко, 2025.
Науково-методична стаття.
Надійшла до редакції 07.05.2025.
Прийнято до публікації 04.06.2025.