

**4. CONCLUSIONS**

Presence of antibiotic resistant or multi-resistant coliforms and staphylococci in wastewater represents a real threat for human health. Chloramphenicol and cefoxitin, respectively tetracycline was the most effective antibiotics; however the efficiency was not unconditional. Based on the results, it can be also concluded that majority of microorganisms flowing into WWTPs are partially attached to solid matrices into to the sludge and physically or chemically inhibited during separate treatment technological processes at WWTPs.

**ACKNOWLEDGEMENT**

This work was supported by the Slovak Research and Development Agency under the contract No. APVV-0122-12.

**REFERENCES:**

1. Hawkey P.M. (2008) The growing burden of antimicrobial resistance, *J Antimicro. Resistance*, 62, i1-i9.
2. Baquero F., Matrinez J.L. and Cantón R. (2008) Antibiotics and antibiotic resistance in water environment, *Curr Opin Biotechnol*, 19, 260-265.
3. Gardner A.J., Percival S.L. and Cochrane C.A. (2011) Biofilms and role to infection and disease in veterinary medicine, Springer series on biofilms 6, Berlin, Heidelberg: Springer Verlag.
4. Karaolia P., Michael I., García-Fernandez I., Aguera A., Malato, S., Fernández-Ibáñez P. and Fatta-Kassinos D. (2014) Reduction of clarithromycin and sulfamethoxayol-resistant *Enterococcus* by pilot-scalesolar-driven Fenton oxidation, *Sci Total Environ*, 468-469, 19-27.
5. Vincent J.L. (2003) Nosocomial infections in adult intensive-careunits, *Lancet* **361**, 2068–2077.
6. Jeljaszewicz J., Mlynarczyk G. and Mlynarczyk A. (2000) Antibiotic resistance in Gram-positive cocci, *Int J Antimicrob Agents*, **16**, 473–478.
7. Mhone T.A., Matope G. and Saidi P. (2011) Aerobic bacterial, coliform, *Escherichia coli* and *Staphylococcus aureus* counts of raw and processed milk from selected small holder dairy farms of Zimbabwe, *Int J Food Microbiol*, 151, 223-228.
8. Edwards A.M., Massey R.C. (2011) How does *Staphylococcus aureus* escape the bloodstream? , *Trends Microbiol*, 19, 184-190.
9. Lowy F.D. (2003) Antimicrobial resistance: the example of *Staphylococcus aureus*, *J Clin Invest*, 111, 1265-1273.
10. Howde B.P., McEvoy Ch.R.E., Allen D.L., Chua K. and Gao W. (2011) Evolution of multidrug resistance during *Staphylococcus aureus* infection involves mutation of the essential two component regulator WalKR, *PLOS Patho*, 7, e1002359.

УДК 628.543

**Юрченко В.О.,***Харківський національний університет будівництва та архітектури***Михайленко В.Г., Антонов О.В., Князєва О.І.***Інститут проблем машинобудування ім. А.М. Підгорного НАН України***ДОСЛІДЖЕННЯ ЕЛЕКТРО - ТА БАРОМЕМБРАННОЇ ПЕРЕРОБКИ СТИЧНОЇ РІДИНИ ГІДРОРОЗРИВУ**

При видобуванні нетрадиційних вуглеводнів на одну серію гідророзривів пласту (ГРП) в середньому витрачається 10000 м<sup>3</sup> води та утворюється 5000 м<sup>3</sup> сильно забрудненої стічної відпрацьованої рідини [1]. Ці рідики відходи є головною екологічною проблемою регіонів видобування нетрадиційних вуглеводнів [2].

Метою дослідження є пошук шляхів створення маловідходної технології очистки відпрацьованої крекінгової рідини з можливістю подальшого використання отриманих продуктів.

Склад відпрацьованої фрекінгової рідини на свердловині «Біляївська-400» у Харківській області наведено у табл. 1.

Таблиця 1 – Склад відпрацьованої рідини гідророзриву

№ з/п	Показник	Одиниці виміру	Значення показника
1	Забарвлення	-	Жовтувате
2	Запах, балів	-	амінний, 4
3	Каламутність, мг/дм <sup>3</sup>	-	75
4	pH	-	6,06
5	Жорсткість загальна	мг-екв/дм <sup>3</sup>	90,0
6	Лужність загальна	мг-екв/ дм <sup>3</sup>	10,0
7	Кальцій	мг/дм <sup>3</sup>	1200
8	Магній	мг/дм <sup>3</sup>	360
9	Fe <sup>2+</sup> у не фільтрованій пробі	мг/дм <sup>3</sup>	0,64
10	Fe <sup>3+</sup> у не фільтрованій пробі	мг/дм <sup>3</sup>	7,96
11	Fe <sup>2+</sup> у фільтрованій пробі	мг/дм <sup>3</sup>	0,16
12	Fe <sup>3+</sup> у фільтрованій пробі	мг/дм <sup>3</sup>	3,34
13	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> включно з амінами	мг/дм <sup>3</sup>	30,0
14	Сульфати	мг/дм <sup>3</sup>	122,4
15	Хлориди	мг/дм <sup>3</sup>	22100
16	Сухий залишок	мг/дм <sup>3</sup>	38430
17	Прожарений залишок (600°C)	мг/дм <sup>3</sup>	36361
18	Втрати при прожарюванні	мг/дм <sup>3</sup>	2069
19	Біхроматна окиснюваність	мг/дм <sup>3</sup>	2400
20	Борати у перерахунку на H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	мг/дм <sup>3</sup>	0,8

З наведених даних видно, що таку рідину, яка утворюється при видобуванні нетрадиційного газу у великих кількостях, неможливо скидати у поверхневі водойми, а також не можна тривалий час зберігати у відкритих басейнах. Відпрацьовану фрекінгову рідину необхідно знешкоджувати [3].

Наявність значної кількості сполук заліза та завислих речовин заважає подальшому очищенню стічних вод. Зазвичай для зниження каламутності стічних вод та осадження сполук заліза використовується коагуляційна очистка. Процес коагуляції відбувається при дозуванні в воду солей заліза або алюмінію під контролем pH.

Як видно з результатів детального аналізу води, виконаного у лабораторії НТК «ІПМаш НАН України» за авторською методикою [4], у воді міститься значна кількість розчинних сполук тривалентного заліза, у яких іон заліза є комплексотворювачем, зв'язаним з органічними лігандами.

При необхідності вилучення з води залізоорганічних комплексних сполук (які у західній науковій літературі невірно називають «колоїдним залізом»)

яють «колоїдним залізом») в якості коагулянту використовують виключно солі алюмінію.

В якості коагулянту було взято розчин гідроксихлориду алюмінію ПОЛВАК-40, виробництва Пологівського заводу «Коагулянт» (м. Пологи Запорізької області). Задачею дослідження був підбір мінімальної дози коагулянту (мг алюмінію на 1 дм<sup>3</sup> стоку, що очищається), здатної знизити вміст у фільтрованій воді сполук заліза до рівня  $\leq 0,3$  мг/дм<sup>3</sup>.

Результати, наведені на рис. 1, свідчать, що мінімальною дозою коагулянту, яка забезпечує практично повне незалізення відпрацьованої води гідророзриву, є 12 мг/дм<sup>3</sup> (за алюмінієм).

Таким чином, коагуляційна обробка є необхідним етапом попередньої очистки відпрацьованої води гідророзриву. Проте, як показали експериментальні дослідження, при такій обробці істотного вилучення органічних домішок не спостерігалося. Після встановлення необхідної дози коагулянту було напрацьовано дослідну партію попередньо очищеної води, на якій почали виконувати подальші дослідження.

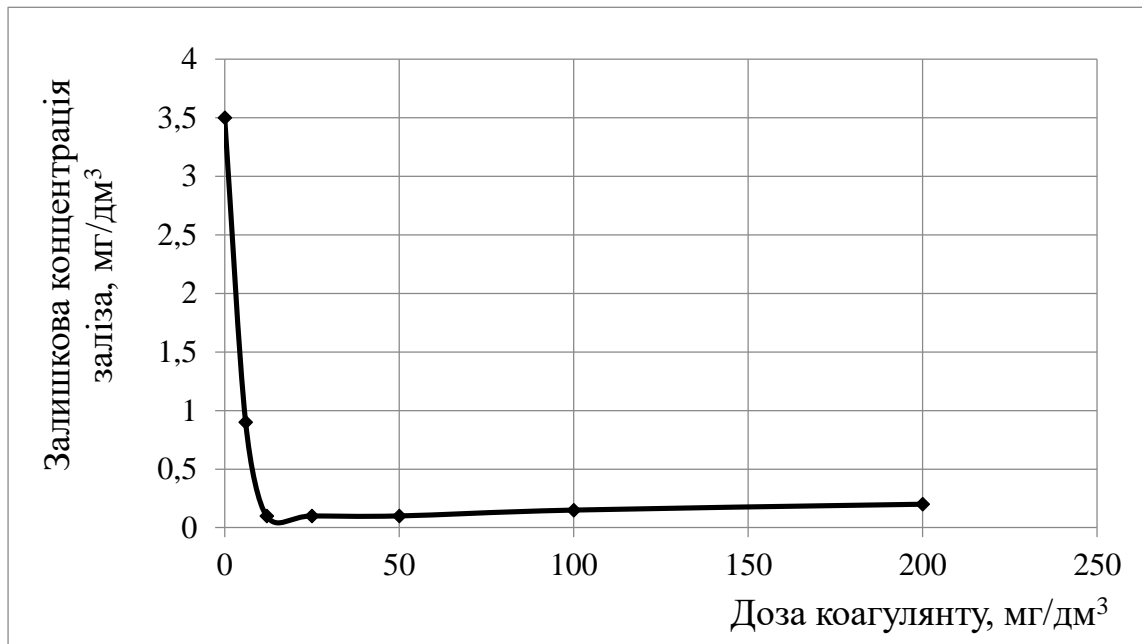


Рис. 1. Залежність залишкової концентрації заліза у воді гідророзриву при її коагуляції

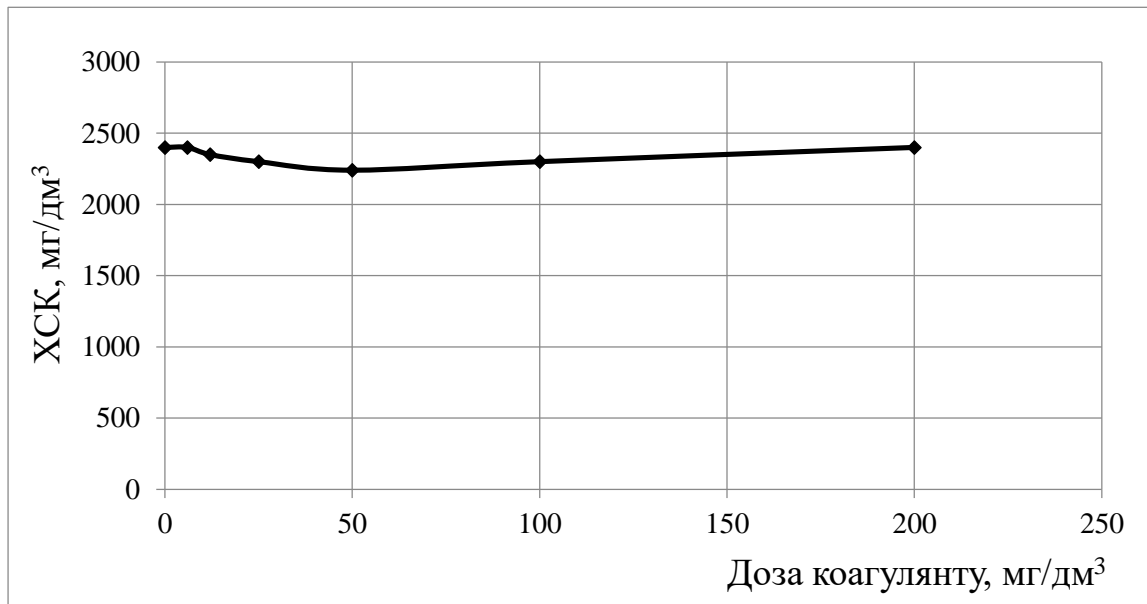


Рис. 2. Залежність залишкового ХСК води гідророзриву від дози коагулянту

Пом'якшення води здійснювали шляхом додавання кальцинованої соди та подальшою обробкою в двокамерному біполярному електролізері з інертним анодом з діоксиду свинцю, отриманому згідно [5], та катіонообмінною мембраною.

Режими та результати експерименту з електромембранного пом'якшення стоку гідророзриву наведені у табл. 2.

Отже, електромембранне пом'якшення стічної води гідророзриву дозволяє знизити її жорсткість до 0,4 мг-екв/дм<sup>3</sup> та зробити її придатною до подальшого мембранного концентрування.

Виконані дослідження процесу електродіалісної демінералізації відпрацьованої води гідророзриву показали, що аніонообмінні мембрани швидко отруюються присутніми в досліджуваному об'єкті органічними речовинами, і регенерації не піддаються (рис. 3).

Для перевірки можливості зворотного-осмотичного концентрування відпрацьованої води гідророзриву був приготовлений модельний розчин шляхом розведення 40-разового концентрату конденсатом випарювання у 40 разів. Отриманий розчин пі-

ся цього нейтралізували соляною кислотою. Після цього показники якості модельного розчину практично повторювали

склад вхідної води гідророзриву за винятком вмісту мінеральних солей.

Таблиця 2 – Режими та результати електромембранного пом'якшення стічної води гідророзриву

№ з/п	Показник	Вхідний стік	Очищений стік
1	Загальна жорсткість, мг-екв/дм <sup>3</sup>	90	0,4
2	Загальна лужність, мг-екв/дм <sup>3</sup>	10	0,6
3	pH	6,06	7,8
4	Сухий залишок, мг/дм <sup>3</sup>	38430	37690
5	Витрата кальцинованої соди, кг/м <sup>3</sup>	4,3	
6	Напруга на комірці, В	6,0	
7	Вихід за струмом, %	65	
8	Густина струму, А/м <sup>2</sup>	450	
9	Розрахункова витрата електроенергії на процес, кВт·год/м <sup>3</sup>	3,0	

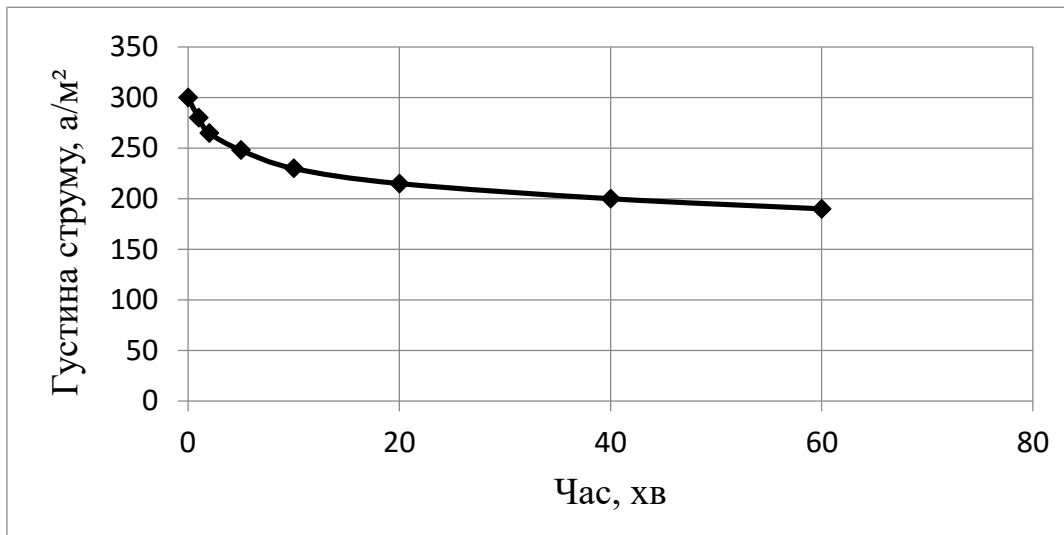


Рис. 3. Пасивація аніонообмінної мембрани при електродіалізі відпрацьованої води гідророзриву (напруга електродіалізу 6,0 В)

Враховуючи, що шляхом випарювання вдалося істотно знизити мінералізацію отриманого розчину, його можна було піддати знесоленню/концентруванню вільним зворотним осмосом на лабораторній установці. Результати експерименту (табл. 3) свідчать, що методом зворотного осмосу низького тиску вдається істотно знизити вміст забруднюючих речовин, перш за все, ХСК та амінного азоту у перміаті, і наблизитися за цими показниками до показників конденсату випарювання.

Проте, такої очистки недостатньо для скидання перміату у рибогосподарські водойми за показниками ХСК (має бути 80 мг/дм<sup>3</sup>) та азоту амінного (0,5 мг/дм<sup>3</sup>) [6]. Втім, знесолення/концентрування вхідної води гідророзриву на промислових морських мембранах з більшою селективністю (99,9% для мембрани ESPA+) дасть значно кращі результати. В той же час отриманий перміат придатний для приготування на ньому нової рідини гідророзриву.

Таблиця 3 – Склад перміату та концентрату при зворотноосмотичній переробці модельного розчину

Показник	Перміат	Концентрат
Колір	жовтуватий	Жовтий
Прозорість, см	>30	>30
Запах, бали	Амінний, 2	Амінний, 5
pH	7,12	5,32
Сухий залишок, мг/дм <sup>3</sup>	68	5885
Прожарений залишок, мг/дм <sup>3</sup>	65	1954
Хлориди, мг/дм <sup>3</sup>	38	1150
ХСК, мг/дм <sup>3</sup>	120	4350
Амінний азот у перерахунку на NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	12,5	48

Таким чином, проведені дослідження закладають основу для розробки замкненої безстічної технології переробки стічних вод гідророзриву

**ЛІТЕРАТУРА:**

1. Адаменко О.М. Екологічні проблеми розвідки і видобутку сланцевих газів на Олеській площі // Екологічне та збалансоване ресурсокористування. -2013, N2(8). – С. 4 – 12.
2. Дейл Д. Чистая вода: мечты сбываются // HERE – международный журнал компании «Альфа-Лаваль». – 2009, № 25. – С. 7 – 10.
3. Katharine Dahm, Michelle Chapman. Produced Water Treatment Primer: Case Studies of Treatment Applications // U.S. Department of the Interior, Bureau of Reclamation, Technical Service Center, Environmental Services Division, Water Treatment Engineering and Research Group, 86-68230, PO Box 25007, Denver CO 80225-0007. – August 2014 – 64 p.
4. Михайленко В.Г. Удаление железа из воды перед электродиализным обессоливанием // Придніпровський науковий вісник. Дніпропетровськ. – 1997, - № 28(39). – С. 27-29.
5. Антонов А.В., Михайленко В.Г., Юрченко В.А. Перспективы эксплуатации мембранного оборудования в водоочистных системах // Науковий вісник будівництва. – Х.: ХНУБА, ХОТВ, АБУ. - 2015. – Вип. 2(80). – С. 121-124.
6. Правила приймання стічних вод підприємств у комунальній та відомчій системі каналізації населених пунктів України. Затверджено наказом Державного комітету будівництва, архітектури та житлової політики України від 19.02.2002 р. №37 Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 26.04.2002 р. за №403/6691.

УДК 628.14

**Костенко С.О., Новохатній В.Г., Матяш О.В.***Полтавський національний технічний університет імені Юрія Кондратюка***МОДЕЛЮВАННЯ НАДІЙНОСТІ ФУНКЦІОНУВАННЯ ДІЛЯНОК ВОДОПРОВІДНОЇ МЕРЕЖІ МЕТОДОМ МОНТЕ-КАРЛО**

**Постановка проблеми.** Метод Монте-Карло є чисельним методом розв'язування складних задач, який моделює реальні процеси функціонування з урахуванням випадкових факторів, що впливають на перебіг цих процесів [1, 2, 3, 4]. Прикладом є процес функціонування споруди або елемента споруди системи водопоста-

чання. Моделювання процесу їх функціонування дозволяє визначити базові показники надійності, а саме – середнє напрацювання на відмову та середній час відновлення працездатності. Покажемо для прикладу моделювання випадкового процесу функціонування ділянок водопровідної мережі.