

**Національний університет водного господарства та природокористування**  
**Міністерство освіти і науки України**  
**Національний технічний університет України**  
**«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»**  
**Міністерство освіти і науки України**

Кваліфікаційна наукова  
праця на правах рукопису

**Квартенко Олександр Миколайович**

УДК 628.161

**ДИСЕРТАЦІЯ**

**РОЗВИТОК НАУКОВИХ ЗАСАД УДОСКОНАЛЕННЯ ТЕХНОЛОГІЙ  
ОЧИЩЕННЯ БАГАТОКОМПОНЕНТНИХ ПІДЗЕМНИХ ВОД**

05.17.21 – технологія водоочищення

Подається на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

О.М. Квартенко

Наукові консультанти

Саблій Лариса Андріївна,  
доктор технічних наук, професор

**Орлов Валерій Олегович**

доктор технічних наук, професор

Київ – 2019

## Анотація

*Квартенко О.М.* Розвиток наукових засад удосконалення технологій очищення багатокомпонентних підземних вод. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертації на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 05.17.21 – технологія водоочищення. – Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського» МОН України, Київ, 2019.

Підземні води є складною багатокомпонентною системою, яка характеризується різними величинами ступеня агресивності, гідрокарбонатної лужності, загальної жорсткості, перманганатної окисності, окисно-відновного потенціалу, рН, солевмісту, містить іони важких металів, розчинені гази та органічні сполуки як природного (залізоорганічні комплекси, гумінові кислоти), так і антропогенного походження (амонійний нітроген, феноли, ПАР (поверхнево-активні речовини) та ін.), мікроорганізми, що було підтверджено проведеними моніторинговими дослідження параметрів якості підземних вод у 91 населених пунктах Волинської, Рівненської, Житомирської, Тернопільської, Закарпатської, Львівської, Хмельницької областей України. Встановлено прогресуюче погіршення параметрів якості підземних вод. Відзначено, що більшість існуючих в Україні станцій очищення підземних вод було введено в експлуатацію в середині 70-х років ХХ століття за технологією фільтрування із спрощеною аерацією, яка не передбачала комплексне видалення наведених вище забруднень із проведенням стабілізаційної обробки фільтрату, а також утилізацію утвореного шламу ферум(II, III) оксидів.

Тому наукове обґрунтування, дослідження та впровадження такого комплексного технологічного рішення, яке передбачає використання комбінованих відомих та удосконалених методів очищення багатокомпонентних підземних вод з їх подальшою стабілізаційною обробкою та використанням осаду від промивки біореакторів в якості реагенту-осаджувача, наприклад, для очищення промивних вод гальванічного виробництва, є актуальним, сучасним, екологічно та економічно

вигідним. Запропоновано напрям розвитку наукових засад із обґрунтуванням механізмів очищення підземних вод від амонійного нітрогену, розчиненої органіки, сполук Fe(II), фенолів із застосуванням комбінованих методів; розробкою нових та удосконаленні існуючих технологій на основі науково обґрунтованого раціонального поєднання біологічних та фізико-хімічних методів.

Розроблено теоретичні засади та експериментально доведено вплив величин бікарбонатної лужності, додаткового джерела неорганічного вуглецю, напруженості постійного магнітного поля на ефективність процесів очищення підземних вод. Встановлено оптимальні межі бікарбонатної лужності води (2,0-4,0 ммоль/дм<sup>3</sup>) для розвитку феробактерій та вплив додаткового джерела неорганічного вуглецю, у вигляді розчину кальцинованої соди, на їх біохімічну діяльність. Встановлено, що при кондиціонуванні агресивних слабокислих залізомістких підземних вод із низьким лужним резервом (0,6-1,18 ммоль/дм<sup>3</sup>), при концентраціях іонів NH<sub>4</sub><sup>+</sup> до 1,0 мг/дм<sup>3</sup> розчин кальцинованої соди (50-70 мг/дм<sup>3</sup>) слід вводити перед біореактором; при концентраціях амонійного нітрогену від 1,0 до 3,0 мг/дм<sup>3</sup> – перед фільтрами другого ступеню. Встановлено оптимальні параметри бікарбонатної лужності (2,32-3,8 ммоль/дм<sup>3</sup>) та рН (6,9-7,15) для видалення йонів NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Доведена ефективність використання комплексу процесів гідродинамічної кавітації – коагуляції для вилучення з підземних вод гумінових комплексів, фенолів, амонійного нітрогену. Запропоновано технологію очищення. За результатами досліджень багатоступінчастого кавітаційного апарату встановлено підвищення ефективності процесу очищення від розчинених органічних сполук та йонів NH<sub>4</sub><sup>+</sup> на кожному з його ступенів.

Встановлено основні закономірності та механізми процесів комплексного вилучення із підземних вод амонійного нітрогену, розчиненої органіки, сполук Fe(II), а також зміни кисневого режиму та величин рН по висоті контактного завантаження біореактора залежно від тривалості процесу фільтрування, часу контакту води з матриксними структурами біомінералів. Визначено межі та раціональні умови застосування комбінованих біологічних (біохімічних) та фізико-хімічних методів очищення багатокомпонентних підземних вод.

Розроблена багатокомпонентна математична модель процесу очищення підземних вод, комп'ютерна реалізація якої дозволяє прогнозувати зміну у часі за глибиною контактного навантаження ефективності очищення, величин біомаси бактерій, що розвиваються на матриксних структурах, та біомаси бактерій які рухаються з потоком води, маси стаціонарних та рухомих матриксних структур в одиниці об'єму, визначати тривалість ефективної роботи очисної споруди між промивками.

Встановлено основні закономірності сумісного використання біологічних та фізико-хімічних процесів очищення багатокомпонентних підземних вод в умовах сезонних та річних змін показників їхньої якості з урахуванням нерівномірності гідравлічного навантаження на технологічне обладнання. Доведено, що при зміні величин гідравлічних навантажень (від 5 до 10 м/год) в межах фільтроциклу процеси очищення води є стабільними.

Доведено, що при очищенні нейтральних вод з нормальним та підвищеним лужним резервом (7,8-8,2 ммоль/дм<sup>3</sup>), які містять антропогенні домішки для дестабілізації колоїдної системи потрібно застосовувати розчин алюміній гідроксохлориду із концентраціям 20-30 мг/дм<sup>3</sup>.

За допомогою скануючої електронної мікроскопії із використанням рентгенівського спектрометра визначено зміни параметрів якісного та кількісного складу мікроелементів в матриксних структурах біо-мінералів за період тривалої експлуатації технологічного обладнання. Доведено можливість вилучення йонів важких металів ( $\text{Cr}^{6+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ) із промивних вод гальванічного виробництва та підземних вод як на інертних, так і на активованих в магнітному полі матриксних структурах біо-мінералів; запропоновано механізм процесу та технологію очищення. Визначено залежності ефективності очищення промивних вод гальванічного виробництва від ІВМ ( $\text{Cu}^{2+}$  до 16 мг/дм<sup>3</sup>,  $\text{Zn}^{2+}$  до 50 мг/дм<sup>3</sup>,  $\text{Ni}^{2+}$  до 1,3 мг/дм<sup>3</sup>) в результаті їх сорбції на матриксних структурах від виду технологічної схеми, типу осаду та його доз.

Запропоновано нові підходи у комбінуванні методів і споруд для комплексного вилучення із підземних вод забруднюючих інгредієнтів з

одержанням синергетичного ефекту, зокрема при поєднанні наступних процесів: корегування величин рН, бікарбонатної лужності, концентрації неорганічного вуглецю; використанням комбінованих окисників: кисню повітря, гідроген пероксиду ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ), а також високоактивних радикалів, які утворюються в результаті процесу гідродинамічної кавітації; застосуванням матриксних структур біомінералів в комплексі з розчином алюміній гідроксохлориду.

Удосконалено класифікатори технологій очищення природних підземних вод з урахуванням їх багатокomпонентності. Запропонована класифікація підземних вод за основними фізико-хімічними показниками їх якості, які впливають на вибір технологій очищення. Поділ за класами прийнято за стандартною класифікацією природних вод за активною реакцією рН. Кожен із класів, в свою чергу, поділяється на чотири підкласи за трьома визначальними компонентами: перманганатною окисністю, гідрокарбонатною лужністю, концентрацією катіонів  $\text{Fe}^{2+}$ . Розроблено системний підхід до вибору методів, процесів та апаратів водоочисних технологій. Відмінністю даної систематизації є сукупність детальної диференціалізації параметрів якості природних вод за величинами рН, ступенем агресивності ( $I_L$ ), перманганатною окисністю, гідрокарбонатною лужністю, вмістом іонів важких металів, іонів  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$ , а також методів, процесів, апаратів, реагентів, необхідних для очищення води.

Набули подальшого розвитку теоретичні основи механізмів деструкції та вилучення із підземних вод забруднюючих речовин за допомогою комбінування методів гідродинамічної кавітації – коагуляції; удосконалення технологій комплексного очищення підземних вод. Проведені теоретичні та експериментальні дослідження щодо удосконалення технологій комплексного очищення підземних вод.

У роботі вирішена важлива народно-господарська проблема підвищення ефективності комплексного очищення та кондиціонування багатокomпонентних підземних вод із різними величинами індексів стабільності, рН, гідрокарбонатної лужності, загальної твердості, перманганатною окисністю, кольоровості, концентрацій іонів кальцію, йонів важких металів, амонійного нітрогену, фенолів,

карбон(IV) оксиду ( $\text{CO}_2$ ), шляхом розробки та впровадження у виробництво технологій комбінованого очищення підземних вод. Зокрема удосконалено ряд існуючих та розроблено нові технології із використанням комбінованих методів очищення та кондиціонування: агресивних (із дуже високим ступенем корозії  $I_L \approx -2,0$ ) слабокислих підземних вод із низьким лужним резервом (до  $1,0$  ммоль/дм<sup>3</sup>), перманганатною окисністю ( $8-12$  мг  $\text{O}_2$ /дм<sup>3</sup>), кольоровістю (до  $70$  град. ПКШ), які містять сполуки  $\text{NH}_4^+$  (до  $4$  мг/дм<sup>3</sup>), Fe – ГК комплекси (до  $30$  мг/дм<sup>3</sup>), феноли (до  $0,03$  мг/дм<sup>3</sup>),  $\text{H}_2\text{S}$  (до  $4$  мг/дм<sup>3</sup>), при можливій присутності катіонів  $\text{Cr}^{6+}$  до  $0,5$  мг/дм<sup>3</sup> методами: коригування параметрів якості води (гідрокарбонатної лужності, рН, концентрації розчиненого неорганічного вуглецю) розчином кальцинованої соди – аерації – біологічного очищення – коагуляції – фільтрування через інертне та сорбційне завантаження – стабілізаційної обробки – знезараження (продуктивністю від  $200$  до  $2000$  м<sup>3</sup>/добу);

агресивних ( $I_L \approx -1,5 \dots -2,0$ ), слабокислих підземних вод з низьким лужним резервом (до  $1,5$  ммоль/дм<sup>3</sup>), кольоровістю (до  $50$  град. ПКШ), величиною перманганатної окисності (до  $6,4$  мг  $\text{O}_2$ /дм<sup>3</sup>), які містять сполуки  $\text{NH}_4^+$  (до  $2,0$  мг/дм<sup>3</sup>), феноли ( $0,06-0,5$  мг/дм<sup>3</sup>), Fe – ГК комплекси (до  $10,0$  мг/дм<sup>3</sup>),  $\text{H}_2\text{S}$  (до  $2$  мг/дм<sup>3</sup>) методами: коригування параметрів якості води (гідрокарбонатної лужності, рН, концентрації розчиненого неорганічного вуглецю) розчином кальцинованої соди – аерації/гідродинамічної кавітації – контактної коагуляції – фільтрування – реагентної стабілізаційної обробки – знезараження (продуктивністю до  $200$  м<sup>3</sup>/добу);

нейтральних агресивних вод (які проявляють тенденцію до корозії ( $I_L \approx -0,5$ ), із величиною перманганатної окисності (до  $6,0$  мг  $\text{O}_2$ /дм<sup>3</sup>), які містять сполуки феруму (до  $5,0$  мг/дм<sup>3</sup>),  $\text{NH}_4^+$  (до  $1,0$  мг/дм<sup>3</sup>), феноли (до  $0,03$  мг/дм<sup>3</sup>) методами: аерації – біологічного очищення – фільтрування – реагентної стабілізаційної обробки – знезараження (продуктивністю від  $1000$  до  $10000$  м<sup>3</sup>/добу);

нейтральних підземних вод із індексом стабільності ( $I_L$  до  $-1,0$ ), величинами гідрокарбонатної лужності ( $6,7 - 7,8$  ммоль/дм<sup>3</sup>), загальної твердості (до  $10$  ммоль/дм<sup>3</sup>), перманганатною окисністю (до  $5,0$  мг  $\text{O}_2$ /дм<sup>3</sup>),  $\text{H}_2\text{S}$  (до  $1,0$  мг/дм<sup>3</sup>),

$\text{Fe}^{2+}$  (до 4,0 мг/дм<sup>3</sup>) у присутності фенолів (до 0,05 мг/дм<sup>3</sup>) методами: аерації/гідродинамічної кавітації – фільтрування через інертне завантаження – фільтрування частини потоку води через активні наповнювачі – знезараження (продуктивністю до 200 м<sup>3</sup>/добу);

нейтральних вод із кольоровістю (до 55 град ПКШ), запахом (до 4 балів), каламутністю до 15 мг/дм<sup>3</sup>, гідрокарбонатною лужністю (7,0-8,5 ммоль/дм<sup>3</sup>), ПО до 7,0 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, вмістом катіонів NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (до 5,5 мг/дм<sup>3</sup>),  $\text{Fe}^{2+}$  (до 6,0 мг/дм<sup>3</sup>), величинами БСК до 5,0 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> Н<sub>2</sub>S (до 2,0 мг/дм<sup>3</sup>), методами: аерації/гідродинамічної кавітації – контактної коагуляції – фільтрування через інертне та сорбційне завантаження – знезараження (до 1000 м<sup>3</sup>/добу);

технологію та апаратурне оформлення блоку стабілізаційної обробки підземних агресивних вод для станцій продуктивністю до 10000 м<sup>3</sup>/добу.

Запропоновані технології впроваджено при розробці робочих проектів і будівництві станцій водоочищення та стабілізаційної обробки води в населених пунктах с. Балашівка (Балашівського НВК "Колегіум - ЗОШ I-II ступенів), м. Березне Рівненської області, м. Устилуг та м. Нововолинськ Волинської області, а також в робочих проектах станцій водоочищення м. Корець, смт Рокитне, с. Старе Село Рівненської області, автотранспортного цеху Рівненської АЕС.

Розроблено рекомендації на основі яких підприємством ПП «Екотехсервіс» в 2013 році розроблено ТУ У 28.2-32936411-011:2013 «Установка біо-фізико-хімічного очищення питної води «Делафер». Технічні умови», які пройшли Державну санітарно-епідеміологічну експертизу в «Інституті гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва НАМНУ» та затверджені МОЗ України.

**Ключові слова:** комплексне очищення багатоконпонентних підземних вод, комбіновані методи очищення, матриксні структури біо-мінералів, деструкція складних органічних комплексів, залізоорганічні комплекси, амонійний нітроген, теорія, гідродинамічна кавітація, стабілізаційна обробка води, адсорбція йонів важких металів.

## Summary

*Kvartenko A.M.* Development of scientific principles and improvement of technologies for treating multi-component underground waters. - Manuscript.

Thesis for academic degree of Doctor of Technical Sciences in speciality 05.17.21 - technology of water treatment - National Technical University of Ukraine "Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute", Ministry of Education and Science of Ukraine, Kyiv, 2019.

Underground waters are a complicated multi-component system which is characterized by different values of aggressiveness degree, bicarbonate alkalinity, general rigidity, permanganate oxidation, redox potential, pH, salt content, contains ions of heavy metals, dissolved gases and organic compounds both of natural (ironorganic complexes, humin acids) and of anthropogenic origin (ammonia nitrogen, phenols, SAS (surface-active substances) etc.), microorganisms, which is confirmed by monitoring researches of quality parameters of underground waters carried out in 91 settlements of Volyn, Rivne, Zhytomyr, Ternopil, Transcarpathian, Lviv, Khmelnytskyi regions of Ukraine. The progressive worsening is established of parameters of underground waters quality. It is specified that the majority of stations treating underground waters existing in Ukraine were put into operation in mid-XX century by the technology of filtering with simplified aeration, which did not envisage the comprehensive removal of the above mentioned pollutions with carrying out the stabilizing processing of filtrate, and also the utilization of created iron oxides slime.

Therefore, the scientific substantiation, investigation and introduction into practice of such technological solution which envisages solving the problem of the comprehensive treatment of multi-component underground waters of various composition with their stabilizing processing and using the sediment after filters washout in the capacity of reagent-sedimentor, for example: for treating washot waters of galvanic production is a pressing task.

The direction is proposed of developing scientific principles with substantiating the methodology and mechanisms of the comprehensive treatment of underground waters from ammonia nitrogen, dissolved organics, Fe (II) compounds, phenols using combined methods; the development of new and improvement of existing technologies on the basis



of scientifically substantiated rational unification of biological and physico-chemical methods.

Theoretical principles are developed and the influence is experimentally proven of values of bicarbonate alkalinity, additional source of non-organic carbon, the strength of permanent magnetic field upon the efficiency of biological processes of treating underground waters. The optimal boundaries are established of water bicarbonate alkalinity (2,0 – 4,0 mmol/cub.m) and the impact of the additional source of non-organic carbon, in the form of soda ash on their biological activity. It is determined that under conditioning aggressive weak acidic iron containing underground waters with low alkaline reserve (0,6 – 1,18 mmole/cub.dm), with concentrations of ammonia nitrogen up to 1,0 mg/cub.dm the solution of soda ash (50 – 70 mg/cub.dm) is to be introduced before the bioreactor; with the concentration of ammonia nitrogen from 1,0 to 3,0 mg/cub.dm – before filters of the second degree. The optimal parameters are determined of bicarbonate alkalinity (2,32 – 3,8 mmole/cub.dm) and pH (6,9 – 7,15) for removing ammonia nitrogen.

The efficiency is proven of using the complex of processes of hydrodynamic cavitation – coagulation for removing from underground waters humin complexes, phenols (up to 0,5 mg/cub.dm), ammonia nitrogen. The technology is suggested of treatment. By results of researching the multi-level cavitation device the increased efficiency is established of the process of treating from dissolved organic compounds and from ammonia nitrogen at each of its levels.

The basic regularities and mechanisms are determined of the processes of the comprehensive treatment of underground waters from ammonia nitrogen, dissolved organics and also the changes of oxygen regime and pH values by the height of contact loading of the bioreactor depending on the duration of its operation, the time of water contact with matrix structures of biominerals. Boundaries and rational conditions are specified for applying combined biological (biochemical) and physico-chemical methods for treating multi-component underground waters.

The kinetic model is developed of the biochemical process of treating multi-component underground waters depending on the changed concentrations of Fe (II)

compounds, the number of microorganisms in initial water with creating matrix structures of biominerals and considering their increased concentration in time with further transfer of torn structures, their further catch from the flow and transformation into static condition with the further filling the volume of intraporous space, which permits to establish the optimum duration of the process of water treatment in a bioreactor between washouts.

The basic regularities are determined of the joint use of biological and physico-chemical processes for treating multi-component underground waters under conditions of seasonal and annual changes of indices of their quality taking into account the uneven hydraulic loading on the technological equipment. It is proven that under the change of values of hydraulic loadings (from 5 to 10 m/hour) within the boundaries of filter cycle processes of water treatment are stable.

It is proven that under the treatment of neutral waters with normal and increased alkaline reserve (7,8 – 8,2 mmole/cub.dm) which contain anthropogenic admixtures, for destabilizing the colloidal system it is necessary to use the solution of hydroxidechloride of aluminium with concentration of 20 – 30 mg/cub.dm.

With the help of scanning electronic microscopy using the roentgen spectrometer changes are determined of parameters of qualitative and quantitative composition of microelements on matrix structures of biominerals during the period of the continuous operation of technological equipment. It is proven the possibility of removing ions of heavy metals (IHM): ( $\text{Cr}^{6+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ) from washout waters of galvanic production and underground waters both on inert, and also on activated in a magnetic field matrix structures of biominerals, the mechanism is proposed of the process and the technology of treatment. Dependencies are determined of the treatment efficiency of washout waters of galvanic production from IHM ( $\text{Cu}^{2+}$  to 16 mg/cub.dm,  $\text{Zn}^{2+}$  to 50 mg/cub.dm,  $\text{Ni}^{2+}$  to 1,3 mg/cub.dm) as a result of their adsorption on matrix structures on the type of the technological scheme, kind of sediment and its doses.

New approaches are proposed to combining methods and installations for the comprehensive treatment of underground waters with obtaining the synergic effect, in particular in joining the following processes: correcting values of pH, bicarbonate

alkalinity, concentration of non-organic carbon, usage of combined oxidizers: air oxygen, hydrogen peroxide, and also highly active radicals created as a result of the process of hydrodynamic cavitation; usage of matrix structures of biominerals in the complex with the solution of aluminum hydroxidechloride.

The classifiers are improved of the technology of treating underground waters taking into account their multicomponentness. The classification is proposed of underground waters by major physico-chemical indices of their quality which influence the selection of treatment technologies. The division into classes is adopted by standard classification of natural waters by the active pH reaction. Each class, in its turn, is divided into four subclasses by three specifying components: permanganate oxidation (PO), bicarbonate alkalinity, concentration of  $\text{Fe}^{2+}$  ions. The systemic approach is developed to choosing methods, processes and apparatuses of water treatment technologies. The specificity of this systemization is the totality of detailed differentiation of parameters of natural waters quality by values of pH, degree of aggressiveness ( $I_L$ ), permanganate oxidation, bicarbonate alkalinity, content of heavy metals ions,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$ , and also methods, processes, devices, reagents necessary for water treatment.

The further development grew of the theoretical principles of the mechanisms of destruction and extraction from underground waters of polluting substances with the help of combining methods of hydrodynamic cavitation – coagulation; the development and upgrading of the technologies of comprehensive treatment of underground waters. Theoretical and experimental studies were carried out concerning the improvement of technologies of comprehensive treatment of underground waters.

The work solves an important national economic problem of increasing the efficiency of the comprehensive treatment and conditioning of multi-component underground waters with different values of stability indices, pH, bicarbonate alkalinity, total rigidity, permanganate oxidation, colour, concentrations of calcium ions, heavy metals ions, ammonia nitrogen, phenols, carbon dioxide, by way of developing and putting into production technologies of combined treatment of underground waters. In particular, a number of existing are improved and are developed new technologies using combined methods of purification and conditioning: aggressive (with very high degree of corrosion

$I_L = -2,0$ ) weak acidic underground waters with the low alkaline reserve (to 1,0 mmole/cub.dm), the increased content of ferrum compounds (to 30 mg/cub.dm), organics (to 8 – 12 mgO<sub>2</sub>/cub.dm by PO), ammonia nitrogen and hydrogen sulphide (to 4 mg/cub.dm) by methods of correcting parameters of water quality (bicarbonate alkalinity, pH, concentration of dissolved carbon): aeration – biochemical oxidation – coagulation – filtering through inert and sorption loading – stabilizing processing – disinfection (productivity from 200 to 2000 cub.m/day);

- aggressive, weak acidic underground waters with low alkaline reserve (up to 1,5 mmole/cub.dm), which contain ammonia compounds (to 2,0 mg/cub.dm), phenols (to 0.06-0,5 mg/cub.dm), iron-organic complexes (to 10,0 mg/cub.dm) by methods of correcting parameters of water quality (bicarbonate alkalinity, pH): aeration (hydrodynamic cavitation) – contact coagulation – filtering – reagent stabilization processing – disinfection (productivity up to 200 cub.m/day);

- neutral aggressive waters (which show the tendency to corrosion  $I_L \approx -0,5$ ), with the content of ferrum compounds (to 5,0 mg/cub.dm), ammonia nitrogen (to 1,0 mg/cub.dm), dissolved organic substances (by PO to 6,0 mgO<sub>2</sub>/cub.dm), phenols (to 0,03 mg/cub.dm) by aeration method – biological purification – filtering – reagent stabilization processing – disinfection (productivity from 1000 to 10000 cub.m/day);

- neutral underground waters with values of bicarbonate alkalinity (6,7 – 7,8 mmole/cub.dm), general hardness (to 10 mmole/cub.d), with stability index ( $I_L$  to -1,0), which contain dissolved organic pollution to 5,0 mgO<sub>2</sub>/cub.dm) by PO, hydrogen sulphide (to 1,0 mg/cub.dm), iron compounds (to 4,0 mg/cub.dm) with the presence of phenols (to 0.05 mg/cub.dm) by methods of aeration/hydrodynamic cavitation – autocatalytic oxidation – filtering via inert loading – filtering the part of water flow via active fillers – disinfection (productivity to 200 cub.m/day);

- neutral waters with increased bicarbonate alkalinity (7,0 – 8,5 mmole/cub.dm), colour to 55 grad of Platinum cobalt scale, content of metals ions to 6,0 mg/cub dm, ammonia nitrogen to 5,5 mg/cub.dm, dissolved organic compounds to 7,0 mgO<sub>2</sub>/cub.dm by methods of aeration/hydrodynamic cavitation – contact coagulation – filtering via inert and sorption loading – disinfection (productivity to 1000 cub.m/day).

Proposed technologies are introduced into practice while developing working projects and building stations of water purification and stabilization processing of water in settlements v. Balashovka (Balashovka LPC "Collegium - GSS I-II levels), t. Berezhno of Rivne region, t. Ustilug and t. Novovolynsk of Volyn region, and also working projects for stations of water purification in t. Korets, stt. Rokytno, v. Stare Selo of Rivne region, autotransportation shop of Rivne APS.

Recommendations are developed on the basis of which the enterprise PE "Ecotechservice" in 2013 developed TY Y 28.2-32936411-011:2013 "Installation of bio-physico-chemical treatment of drinking water "Delafer". Technical conditions" which underwent State sanitation-epidemiological expertise at "Institute of hygiene and medical ecology named after O. M. Marzeev of NAMSU" and approved by MHP of Ukraine.

**Key words:** comprehensive treatment of multi-component underground waters, combined methods of treatment, matrix structures of biominerals, destruction of complicated organic complexes, iron-organic complexes, ammonia nitrogen, theory, hydrodynamic cavitation, stabilization water processing, adsorption of heavy metals ions,

## СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

### Статті у наукових фахових виданнях України

1. Квартенко А. Н., Романенко Т. В. Технология многопроцессной очистки высокоцветных природных вод с повышенным содержанием органических веществ и железа. *Гідротехнічні споруди і гідромеліорація*. Рівне, УДУВГП, 2002. Випуск 27. С.214 – 221. (Здобувачу належить розробка технології, постановка та проведення досліджень, обробка їх результатів).

2. Квартенко О.М. Дослідження можливостей попередньої біологічної очистки природних вод, які зазнали підвищеного техногенного навантаження. *Вісник НУВГП*. Збірник наукових праць. Рівне, 2006. Випуск 2 (34). Частина 1. С. 142 – 150.

3. Квартенко О. М. Технології очищення та кондиціонування підземних вод різного фізико-хімічного складу. *Вісник НУВГП. Збірник наукових праць*. Рівне, 2007. Випуск 4 (40). Частина 2. С. 441 – 446.

4. Квартенко О. М. Дослідження впливу постійного магнітного поля на динаміку процесу очистки природних вод іммобілізованою мікрофлорою. *Вісник НУВГП. Збірник наукових праць*. Рівне, 2008. Випуск 3 (43). С. 203 – 211.

5. Квартенко А. Н. Исследование биотропных параметров постоянного магнитного поля на сообщества микроорганизмов. *Гідромеліорація та гідротехнічне будівництво*. Збірник наукових праць. Рівне, 2008. Випуск 33. С.134-142.

6. Квартенко А. Н. Железобактерии в подземных водах Украины и их роль в окислении соединений железа и марганца. *Гідромеліорація та гідротехнічне будівництво*. Збірник наукових праць. Рівне: Національний університет водного господарства та природокористування, 2009. Випуск 34. С. 180-186.

7. Квартенко А. Н. Теоретические предпосылки комплексного влияния переменного магнитного поля на процессы очистки подземных вод, содержащих железо-гуминовые соединения. *Вісник НУВГП, Збірник наукових праць*. Технічні науки. Рівне, 2010. Випуск 3 (51). С. 72 – 79.

8. Квартенко А. Н. Многопроцессная технология кондиционирования подземных вод содержащих комплексоорганические и азот аммонийные соединения. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки*. Науково-технічний збірник. Київ: КНУБА, 2010. Випуск 14. С. 42 – 55.

9. Квартенко А. Н. Характеристика подземных вод Северо-Западных областей Украины и технологические схемы их кондиционирования. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки*. Науково-технічний збірник. Київ: КНУБА, 2011. Випуск 16 С.32-40. – 120.

10. Квартенко А. Н. Кондиционирование низкощелочных подземных вод, содержащих железогуминовые комплексы. *Науковий вісник будівництва*. Харків: ХДТУБА, 2011, Випуск 63. С. 406–414.

11. Квартенко О. М. Дослідження процесів знезалізнення підземних вод на фільтрах з різноманітними наповнювачами. *Проблеми водопостачання*,

*водовідведення та гідравліки*. Науково-технічний збірник. Київ: КНУБА, 2013. Випуск 22. С. 44 – 54.

12. Квартенко А. Н. Технология кондиционирования агрессивных подземных вод с низким щелочным резервом, содержащих аммиак и железоорганические комплексы. *Вісник Донбаської національної академії будівництва та архітектури*. Збірник наукових праць. Макіївка 2013. Випуск 2013-5 (103). С. 52 – 59.

13. Квартенко О. М., Сафонов Р. В. Аналіз ступеня агресивності підземних вод Рівненської області. *Вісник НУВГП*. Збірник наукових праць. Технічні науки. Рівне, 2015. Випуск 1(69). С. 49 – 57. (*Здобувачем виконано багаторічний моніторинг та виявлено фактори, які впливають на підвищення ступеня агресивності води в регіоні, проведено розрахунки індексів стабільності води в системах водопостачання населених пунктів Рівненської області*).

14. Kvartenko A., Galanov V., Pletuk O. Technology of de-ironing of weakly acidic low alkaline underground water containing ammonium nitrogen. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2016. 5/10 ( 83 ). P. 4 – 11 <https://DOI:10.15587 / 1729-4061.2016.79770> (**Індексується у базах: BASE, Ulrich's Periodicals Directory, CiteFactor, ResearchBid, Index Copernicus, РИНЦ, Polish Scholarly Bibliography, Scopus**) (*Здобувачу належать – розробка технології, апаратів, проведення багаторічних експериментальних досліджень в умовах сезонної зміни якості води, теоретичне обґрунтування отриманих результатів досліджень*).

15. Квартенко О. М. Удосконалений класифікатор технологій кондиціонування багатокомпонентних підземних вод. *Вісник Інженерної академії України*. 2017. Вип.2. С. 131 – 136.

16. Квартенко О. М. Шляхи інтенсифікації методів очищення багатокомпонентних підземних вод. *Технічні науки та технології*: науковий журнал. Чернігів: ЧНТУ, 2017. №3 (9). С. 206-212. [https://DOI:10.25140 / 2411-5363-2017-3\(9\)-206-212](https://DOI:10.25140 / 2411-5363-2017-3(9)-206-212) (**Індексується у базах: Index Copernicus, Google Scholar, РИНЦ, Research Bib**)

17. Квартенко О. М. Технологія та обладнання вузла стабілізаційної обробки агресивних підземних вод. *Комунальне господарство міст*. Серія: Технічні науки та архітектура, 2017. X. : Харківський національний університет ім. О.М. Бекетова. Вип. 139. С. 161 – 166.

18. Квартенко О. М. Саблій Л.А. Дослідження роботи станції очищення багатокомпонентних підземних вод в умовах змін гідравлічних навантажень. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки*. Науково-технічний збірник. Київ: КНУБА, 2017. Випуск 28. С. 170 – 176. (Здобувачу належать постановка завдань та проведення досліджень на діючій станції водоочищення, побудованій за технологією, запропонованою здобувачем, а також вивчення кінетики виносу забруднень при різних умовах промивки фільтруючого завантаження).

19. Квартенко О., Присяжнюк І. Моделювання кінетики процесу видалення сполук заліза в біореакторі. *Технічні науки та технології*: науковий журнал. Чернігів: ЧНТУ, 2017. №4 (10). С. 247 – 254. [https://DOI:10.25140/2411-5363-2017-4\(10\)-247-254](https://doi.org/10.25140/2411-5363-2017-4(10)-247-254). (Індексується у базах: **Index Copernicus, Google Scholar, РИНЦ, ResearchBib**) (Особистий внесок здобувача – проведення теоретичного аналізу існуючих моделей, розробка фізичної та математичної моделей).

20. Kvartenko O., Gryuk I., Sabliy L. Model of biomineralization of ferrum compounds by *Gallionella* cells immobilized on contact loading of bioreactor. *Energy Engineering and Control Systems*. 2017. Vol. 3. No. 2. P. 51 – 56. <https://doi.org/10.23939/jeeecs2017.02.051>. (Індексується у базах: **CrossRef, ICI Journals Master List**) (Особистий внесок здобувача – проведення теоретичного аналізу, розробка моделі процесів внутрішньоклітинного метаболізму бактерій *Gallionella*, при використанні додаткового джерела карбону у вигляді кальцинованої соди).

21. Квартенко О.М. Системний підхід до обґрунтування нових та удосконалення існуючих технологій кондиціонування багатокомпонентних підземних вод. *Комунальне господарство міст*. Серія: Технічні науки та архітектура, 2018. X. : Харківський національний університет ім. О.М.Бекетова. Вип. 140. С. 98 – 103.



22. Квартенко О. М. Встановлення оптимальних параметрів процесу стабілізаційної обробки підземних вод в системах водопостачання малих населених пунктів. *Вісник НУВГП. Технічні науки. Збірник наукових праць*. Рівне, 2017. Випуск 4(80). С. 35 – 41.

23. Квартенко О. М., Саблій Л. А., Грюк І. Б. Вилучення фенолів із багатокомпонентних підземних вод методом гідродинамічної кавітації. *Вісник Хмельницького національного університету*. Серія: Технічні науки. Хмельницький: Хмельницький національний університет, 2017. №5 (253). С. 83 – 88. **(Індексується у базах Google Scholar, Index Copernicus, РИНЦ, Polish Scholarly Bibliography)** (Здобувачу належать проведення теоретичного аналізу, постановка завдань, розробка методик та пілотної установки, проведення досліджень, а також теоретичне обґрунтування отриманих результатів).

24. Kvartenko A., Orlov V., Pletuk O. Research into the biosorption process of heavy metal ions by the sediments from stations of biological iron removal. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2017. 4/10 (88 ). P. 37 – 43. <https://DOI:10.15587 / 1729-4061.2017.106961>. **(Індексується у базах: BASE, Ulrich’s Periodicals Directory, CiteFactor, ResearchBid, Index Copernicus, РИНЦ, Polish Scholarly Bibliography, Scopus)** (Здобувачу належать – ідея використання матричних структур залізобактерій в якості реагентів осаджувачів іонів важких металів, розробка пілотних установок, технології, проведення експериментальних досліджень та теоретичне обґрунтування отриманих результатів).

#### **Статті у наукових періодичних виданнях інших держав**

25. Журба М. Г., Говорова Ж. М., Квартенко А. Н., Говоров О. Б. Биохимическое обезжелезивание и деманганация подземных вод. *Водоснабжение и санитарная техника*. Москва, 2006. №9. С.17-23. (Здобувачу належить розробка технології та апаратів комплексного очищення підземних вод, визначення оптимальних умов проходження процесу, проведення експериментальних досліджень).

26. Журба М. Г., Квартенко А. Н. Биотехнология предварительной очистки поверхностных вод. *Экология и промышленность России*. Москва, 2007. №4. С. 27-31. (Особистий внесок здобувача – розробка комплексної технології очищення води від розчинених органічних речовин та азоту амонійного, проведення експериментальних досліджень, теоретичне обґрунтування отриманих результатів).

27. Квартенко А.Н., Журба М.Г. Активация биофлокуляционных процессов водоподготовки в постоянном магнитном поле. *Вода: химия и экология*. 2009. № 3. С. 20-27. URL: <http://watchemec.ru/article/16990/>. (Здобувачу належить ідея, постановка завдань та проведення експериментальних досліджень).

28. Квартенко А. Н., Журба М. Г. Теоретическое обоснование кондиционирования подземных вод сложного физико-химического состава в постоянном магнитном поле. *Вода: химия и экология*. 2010. №11. С. 24-32. URL: <http://watchemec.ru/article/4006/> (Здобувачу належить теоретичне обґрунтування та проведення досліджень кондиціонування багатоконпонентних підземних вод в постійному магнітному полі, розробка конструкції реактора та технологічної схеми).

29. Журба М. Г., Говорова Ж. М., Говоров О. Б., Квартенко А. Н. Биореакторы-фильтры с плавающей загрузкой в технологиях кондиционирования подземных вод. *Сантехника*. 2012. №3. С.50-54. (Особистий внесок здобувача – розробка технології та конструкції блочно-модульної установки для видалення важкоокиснюваних феруморганічних комплексів, фульвокислот, фенолів).

30. Журба М. Г., Говорова Ж. М., Говоров О. Б., Квартенко А. Н. Биореакторы-фильтры с плавающей загрузкой в технологиях кондиционирования подземных вод. *Сантехника: водоснабжение и инженерные системы*. 2012. №4. С.50-53. (Особистий внесок здобувача – розробка концепції комплексного використання удосконалених методів очищення).

31. Журба М. Г., Говорова Ж. М., Говоров О. Б., Квартенко А. Н. Кондиционирование подземных вод многокомпонентного физико-химического состава. *Водоочистка. Водоподготовка. Водоснабжение*. 2012. № 4 (52). С.18 – 26.

*(Здобувачеві належить розробка принципу багатопроцесного очищення складних підземних вод, який базується на комплексі біологічних та фізико-хімічних методів з наступним коригуванням параметрів її стабільності, а також технологічних схем очищення води від важкоокислювальних залізоорганічних комплексів, амонійного нітрогену, фенолів).*

32. Квартенко А. Н., Говорова Ж. М. Модернизированные технологии комплексного кондиционирования подземных вод. Вестник МГСУ. Научно-технический журнал. М.: Издательство ФГБОУ ВО «Научный исследовательский Московский государственный строительный университет» (МГСУ), 2013. №5 С. 118-126. *(Здобувачеві належить розробка технології комплексного фізико-хімічного очищення багатокомпонентних підземних вод).*

33. Журба М. Г., Говоров О. Б., Говорова Ж. М., Квартенко А. Н. Исследования и опыт внедрения инновационных технологий кондиционирования подземных вод. *Водоснабжение и санитарная техника*. М. : ООО «Издательство ВСТ» 2014. №9. с. 38-46. *(Особистий творчий внесок здобувача – участь у розробці та впровадженні технологій кондиціонування підземних вод).*

### **Патенти України на винахід**

34. Спосіб біологічного очищення природних і стічних вод : патент на винахід 55767 Україна: МПК C02F 3/10, C02F 1/48 / Квартенко О.М., власник Квартенко О.М. № 2002064737; заявл. 10.06.2002; опубл. 17.07.2006. Бюл. № 7. 3 с.

35. Спосіб очистки підземних вод від стійких форм органічних та залізоорганічних сполук : патент на винахід 107844 Україна: МПК C02F 1/64, C02F 1/52, C02F 1/72, C02F 9/14 / Квартенко О.М. ; власник Квартенко О.М. № а 2013 02538; заявл. 28.02.2013; опубл. 25.02.2015 Бюл. № 4. 7 с.

36. Спосіб очищення води від іонів важких металів активованими біомінералами : пат. на винахід 115496 Україна: МПК C02F 1/62, C02F 1/48, C02F 3/34 / Квартенко О.М., Плетюк О.В.; власники Квартенко О.М., Плетюк О.В. № а 2016 04551; заявл. 25.04.2016; опубл. 10.11.2017 Бюл. № 21. 7 с. *(Здобувачеві належать – ідея винаходу, проведення досліджень які підтверджують*

*ефективність використання технології, формування формули винаходу, розробка технології).*

37. Установка для комплексного очищення багатокомпонентних підземних вод: пат. на винахід 116716 Україна: МПК C02F 1/64, C02F 1/24, C02F 1/28, C02F 1/52, C02F 1/48, C02F 9/04, C02F 9/08, B01D 21/00, B01D 24/00, B01D 25/00 / Квартенко О.М.; власник Квартенко О.М. № а 2016 10751; заявл. 26.10.2016; опубл. 25.04.2018 Бюл. № 8. 7 с.

### **Патенти України на корисну модель**

38. Спосіб очищення слабокислих підземних вод з низьким лужним резервом : пат. на корисну модель 79151 Україна: МПК C02F 1/64, C02F 1/66 / Квартенко О.М. ; власник Квартенко О.М. № и 2012 12591; заявл. 05.11.2012; опубл. 10.04.2013 Бюл. № 7. 4 с.

39. Спосіб очищення підземних вод від сполук заліза : пат. на корисну модель 80341 Україна: МПК C02F 1/64, C02F 3/00, C02F 7/00 / Квартенко О.М. ; власник Квартенко О.М. № и 2012 13456; заявл. 26.11.2012; опубл. 27.05.2013 Бюл. № 10. 5 с.

40. Напірна установка для знезалізнення води : пат. на корисну модель 84017 Україна: МПК C02F 1/64 / Квартенко О.М., Плетюк О.В.; власник Національний університет водного господарства та природокористування. № и201303938; заявл. 01.04.2013; опубл. 10.10.2013. Бюл. № 19. 5 с. *(Здобувачеві належить формування формули винаходу, розробка технологічних вузлів запропонованого пристрою).*

41. Напірна установка для знезалізнення води: патент на корисну модель 112564 Україна : МПК C02F 1/64 / Квартенко О.М., Плетюк О.В.; власник Національний університет водного господарства та природокористування. № и201605623; заявл.25.05.2016; опубл. 26.12.2016. Бюл. № 24. 5 с. *Здобувачеві належить формування ідеї та формули винаходу, розробка технологічних вузлів.*

### **Статті у інших наукових виданнях**

42. Журба М. Г., Говорова Ж. М., Квартенко А. Н. Влияние техногенной составляющей на качество природной воды и выбор технологических схем водоподготовки. *Строительство и архитектура. Экспресс информация.*

*Зарубежный и отечественный опыт в строительстве.* Москва 2004. Выпуск 3. Инженерное обеспечение объектов строительства. ВНИИ НТПИ. с. 75-89.

*(Особистий творчий внесок здобувача – теоретичний аналіз джерел забруднень природних вод в результаті техногенної діяльності, а також аналіз стану існуючих технологій водоочищення. Проведення досліджень та розробка комплексної технології очищення вод від антропогенних забруднень).*

43. М. Г. Журба, Ж. М. Говорова, А. Н. Квартенко. Современное состояние и перспективы биологической очистки природных вод / Проблемный доклад. Строительство и архитектура. М: Изд-во ВНИИ НТПИ, 2006. 72 с. *(Здобувачу належать – постановка завдань та проведення досліджень щодо комплексного очищення природних вод від азоту амонійного, розчиненої органіки, кольоровості, а також розробка блочно-модульної багатопроцесної установки та проведення теоретичного аналізу процесів водоочищення).*

44. Квартенко О. М. Вплив постійного магнітного поля на інтенсифікацію процесу очистки поверхневого стоку з територій промислових підприємств. *Вісник НУВГП.* Збірник наукових праць, 2009. Вип. 2(46). Частина 1. С. 216 – 225.

45. Журба М. Г., Ганбаров Э. С., Говорова Ж. М., Квартенко А. Н. Тенденции развития безреагентных водоочистных технологий. *Питьевая вода*, 2009, №(50). С. 2 – 14. *(Особистий внесок здобувача – розробка та дослідження роботи біореакторів із закріпленою мікрофлорою під дією постійного магнітного поля, а також фільтровальних систем із гідроавтоматичною промивкою).*

46. Квартенко О. М. Шляхи інтенсифікації методів реагентного знезалізнення підземних вод. *Вісник Одеської Державної Академії будівництва та архітектури.* Одесса: Optimum, 2015. Выпуск №59. С. 56 – 63.

47. Квартенко О. М., Саблій Л. А. Дослідження методів очищення підземних залізо містких вод від амонійних сполук та аміаку. *Вода і водоочисні технології. Науково-технічні вісті.* 2016. №1(18). С. 39 – 49. *(Здобувачу належать – розробка технології та проведення досліджень комплексного очищення слабокислих та нейтральних підземних вод, а також теоретичне обґрунтування отриманих результатів).*

48. Квартенко О. М. Інтенсифікація роботи станції знезалізнення слабокислих підземних вод з низьким лужним резервом. *Вісник НУВГП. Збірник наукових праць*, 2016. Вип. 2(74). С. 205–214.

49. Квартенко О.М. Інтенсифікація роботи станцій знезалізнення води які працюють в гравітаційному режимі. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки*. Науково-технічний збірник. Київ: КНУБА, 2016. Випуск 27. С.155 – 162.

50. Квартенко О. М. Використання біохімічного методу в сучасних технологіях водоочищення підземних вод (огляд). *Вода і водоочисні технології. Науково-технічні вісті*. 2016. №2(19). С. 51 – 65.

51. Kvartenko A. N. Practical stabilization methods of groundwater in North-Western region of Ukraine. *Water Supply and Wastewater Removal: Monografie / edited by Henryk Sobczuk, Beata Kowalska*. Lublin: Politechnika Lubelska, Lublin University of Technology, 2016. p. 107 – 120.

52. Kvartenko A. N. Research into factors of mutual influence of ground waters quality parameters on choice of water cleansing technologies. *Вода і водоочисні технології. Науково-технічні вісті*. 2017. №1(21). С.39 – 49.

#### **Матеріали та тези доповідей з'їздів, конференцій, семінарів**

53. Квартенко А.Н. Блочно-модульная многопроцессная установка кондиционирования природных вод подвергшихся антропогенному загрязнению. *Сучасні проблеми охорони довкілля, раціонального використання водних ресурсів та очистки природних вод: матеріали міжнародної науково-практичної конференції (14-17 квітня 2003, м. Миргород)*. Миргород, 2003. С. 135-138.

54. Журба М.Г., Квартенко А.Н. Исследования биологической предочистки поверхностных вод на биореакторах с носителями прикрепленной микроорганизмов. Сборник докладов. Часть 1. 7-й Международный конгресс «Вода. Экология и технология» 30.05-2.06. Москва 2006, с.506-507. (*Особистий внесок здобувача полягає у проведенні експериментальних досліджень щодо попереднього біологічного очищення природних вод від підвищених концентрацій азоту амонійного, БСК, хрому*).

55. Квартенко А.Н. Интенсификация технологий очистки подземных вод сложного физико-химического состава. *Актуальні проблеми водного господарства та природокористування*: III міжнародна науково-технічна конференція (22-23 жовтня 2009 р., м. Рівне). Рівне: НУВГП, 2009. С. 29-31.

56. Квартенко А. Н. Влияние антропогенных факторов на ухудшение качества подземных вод. *Проблеми прогнозування та попередження надзвичайних ситуацій природного, природно-техногенного та техногенного походження*: матеріали міжнародної науково-практичної конференції (АР Крим, м. Ялта, 5-9 жовтня 2009).

57. Квартенко А.Н. Роль закрепленной микрофлоры при очистке подземных вод сложного физико-химического состава. *Вода, Экология, Общество*: материалы III международной научно-практической конференции (программа и тезисы). (9-11 февраля 2010 г., г. Харьков). Харьков: ХНАГХ, 2010. с. 54 –57.

58. Квартенко А.Н. Использование влияния постоянного магнитного поля для интенсификации технологии очистки подземных вод содержащих железоорганические комплексы. *Водні ресурси. Проблеми раціонального використання, охорони та відтворення*: матеріали III науково-практичної конференції (АР Крим, м. Коктебель, 21-25 червня 2010 р.). НПЦ „Екологія. Наука. Техніка.”, 2010. С. 75-76.

59. Квартенко А.Н. Некоторые аспекты теоретических основ комплексной очистки подземных железосодержащих вод с низким щелочным резервом. *Dny vědy – 2011: materialy VII mezinarodni vědecko - prakticka conference. Dil 19. Biologicke vědy. Ekologie. Chemie a chemicka technologie. (27 května – 05 cervna 2011 roku)* Praha: Publishing House «Education and Science», 2011. С. 47 – 49.

60. Журба М.Г., Говорова Ж.М., Говоров О.Б., Квартенко А.Н. Опыт разработки и внедрения новых технологий кондиционирования подземных вод сложного физико-химического состава. *Энергосбережение и энергоэффективность на предприятиях водопроводно-канализационного хозяйства*: материалы международной конференции (05-06 июня 2012 г., г.

Москва). Москва: МВЦ «Крокус Экспо», 2012. С.25-26.(*Особистий внесок здобувача полягає у розробці та впровадженні технологій кондиціонування підземних вод*).

61. Квартенко А.Н. Теоретические основы использования продвинутой технологий в комплексной очистке многокомпонентных подземных вод подвергшихся антропогенному загрязнению. *Aktualne problemy nowoczesnych – 2012: materialy VIII Miedzynarodowej naukowo-praktycznej konferencji*. (07 – 15 czerwca 2012 r., Przemysl). Volume 48. Budownictwo i architektura. Przemysl: Nauka i studia, 2012. – С. 59-62.

62. Квартенко О.М., Бугай С.М., Коробка В.С., Кульбачинській Р.І. Аналіз сучасних методів стабілізаційної обробки води в системах господарсько-питного та технічного водопостачання. *Dny vědy – 2013: materialy IX mezinarodni vědecko - prakticka conference*. Dil 32. Matematika. Vystavba a architektura. (27 brezen – 05 dubna 2013 r., Praha). Praha: Publishing House «Education and Science», 2013. С. 102-106.(*Особистий внесок здобувача полягає у проведенні огляду сучасних методів стабілізаційної обробки води*).

63. Квартенко А.Н., Грюк И.Б. Теоретические основы механизмов химических реакций в технологических схемах обезжелезивания слабокислых, низкощелочных природных вод с использованием щелочных реагентов. *Будущие исследования – 2013: материалы за IX Международна научна практична конференция* (17 - 25 февруари 2013, София). Т. 30. Здание и архитектура. София: «Бял ГРАД-БГ» ООД, 2013. С. 27-31.(*Особистий внесок здобувача полягає у теоретичному обґрунтуванні ефективності використання методу підлуження в технологічних схемах кондиціонування слабокислих, залізомістких вод з низьким лужним резервом*).

64. Квартенко А.Н. О новых подходах в области кондиционирования подземных вод сложного физико-химического состава. *ЭТЕВК – 2013: сборник докладов Международного Конгресса* (1-5 июня 2013г., Украина, Крым, г. Ялта). Ялта, 2013. с. 143-146.

65. Квартенко А.Н. Новые технологии и оборудование для кондиционирования многокомпонентных подземных вод. *Вода та довкілля: тези*



наукової доповіді. Міжнародна науково-практична конференція в рамках ІХ Міжнародного водного форуму «AQUA UKRAINE - 2013». (5-6 листопада 2013 р., м.Київ). Київ: Міжнародний виставковий центр Україна, 2013. С. 40-41.

66. Квартенко А.Н., Грюк И.Б. Використання іммобілізованої мікрофлори для очищення природних вод, що зазнали антропогенного навантаження. *ІV – Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю. (Екологія/Ecology - 2013): збірник наукових праць (25-27 вересня 2013 р., м. Вінниця). Вінниця: ВНТУ, 2013. С. 17-19.*(*Особистий внесок здобувача полягає у визначенні методів та способів очищення природних вод від сполук антропогенного та природного походження з мінімальним використанням хімічних реагентів*).

67. Квартенко А. Н. Подход к обоснованию выбора технологий кондиционирования многокомпонентных подземных вод. *Технології очищення води – технічні, біологічні та екологічні аспекти: збірник тез Міжнародної науково-практичної конференції присвяченої пам'яті професора В. Свентославського. (3-5 грудня 2013р., Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»).* Київ, 2013. С. 26-27.

68. Квартенко О. М. Технології кондиціонування багатокомпонентних підземних вод. *Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти: матер. ІІІ міжнар. наук.-прак. конф. (м. Київ, 28-30 жовтня 2015р.).* К.: НТУУ «КПІ», 2015. С. 90-93.

69. Квартенко О. М. Досвід впровадження методу стабілізаційної обробки підземних вод для Північно-Західних областей України. *Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг: матеріали І Міжнародної науково–практичної конференції (4 – 6 Листопада 2015 р., м.Львів). Представництво Польської академії наук у м. Києві, Україна, Ун-т «Люблінська політехніка», м. Люблін, Польща, Нац. Ун-т «Львівська політехніка», м. Львів, Україна [та ін.].* Львів: ЗУКЦ, 2015. С. 89 – 91.

70. Квартенко О. М. Технології біологічного знезалізнення підземних вод. *Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти: матеріали ІV*

міжнар. наук.-прак. конф. (26-28 жовтня 2016 р., м. Київ). К.: НТУУ «КПІ», 2016. С. 100-102.

71. Квартенко О. М. Використання осадів станцій біологічного знезалізнення для осадження іонів важких металів із зворотних стоків гальванічного виробництва. *Екологія. Людина. Суспільство*: матеріали ХІХ Міжнародної науково-практичної конференції (12-13 травня 2016 р., м. Київ). Київ: НТУУ «КПІ», 2016. С. 93-94.

72. Квартенко О.М. Інтенсифікація безреагентних методів знезалізнення підземних вод. *Ресурсосбережение и энергоэффективность инженерной инфраструктуры урбанизированных территорий и промышленных предприятий*: матеріали ІІ міжнародної науково-технічної інтернет-конференції (2-27 лютого 2016 г., г. Харків). Харків: ХНУГХ ім. А.Н.Бекетова, 2016. С. 26-28.

73. Квартенко О. М. Саблій Л.А. Комплексна технологія очищення багатокomпонентних підземних вод та утилізації осаду від промивки фільтрів. *Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти*: матеріали V міжнар. наук.-прак. конф. (26-27 жовтня 2017 р., м. Київ). К.: Видавничий дім «КІЙ», 2017. С. 119–121. (*Особистий внесок здобувача полягає у розробці та впровадженні безреагентної технології очищення підземних вод з утилізацією осаду від промивки фільтрів в якості реагенту-осаджувача іонів важких металів*).

74. Квартенко О. М. Шляхи інтенсифікації методів очищення багатокomпонентних підземних вод. *Актуальні проблеми енерго-ресурсозбереження та екології*: матеріали міжнар. наук.-техн. конф. (10-11 жовтня 2017 р., м.Одеса). Одеса: ОДАБА, 2017. С. 84–86.

75. Квартенко О. М., Саблій Л.А. Досвід впровадження технологій очищення підземних залізовмістних вод для північно-західних областей України *Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг*: матеріали ІІ Міжнародної науково-практичної конференції (18-20 жовтня 2017 р., м. Львів, Національний університет "Львівська політехніка"). Львів: ЗУКЦ. С.75-77. (*Особистий внесок здобувача полягає у розробці та впровадженні технологій очищення підземних залізомістких вод із різною кислотністю та лужним резервом від азоту амонійного, фенолів, розчиненої органіки, які дозволяють проводити коригування фізико-хімічних показників якості води*).

## ЗМІСТ

ВСТУП	32
<b>РОЗДІЛ 1. АНАЛІЗ СУЧАСНОГО СТАНУ ПРОБЛЕМ УДОСКОНАЛЕННЯ МЕТОДІВ І ТЕХНІЧНИХ ЗАСОБІВ ПІДГОТОВКИ СКЛАДНИХ БАГАТОКОМПОНЕНТНИХ ПІДЗЕМНИХ ВОД</b>	45
1.1 Природні підземні води як складна багатокомпонентна система	45
1.2. Роль взаємного впливу інгредієнтів, які вилучаються із води, на ефективність водоочищення	50
1.3. Дослідження специфіки формування якісного складу підземних вод північно-західних областей України та визначення їх місця у загальній класифікації кондиціонування	59
1.4. Аналіз ефективності традиційних методів і технологій водоочищення багатокомпонентних підземних вод	65
1.5. Аналіз існуючих класифікаторів технологій кондиціонування багатокомпонентних підземних вод	77
1.6. Аналіз сучасних теоретичних розробок в напрямку удосконалення методів комплексного біологічного та фізико-хімічного очищення природних вод	81
Висновки до розділу 1	87
<b>РОЗДІЛ 2. ОБ'ЄКТИ, УСТАТКУВАННЯ, МЕТОДИКИ ДОСЛІДЖЕНЬ</b>	89
2.1. Характеристика об'єктів дослідження	89
2.2. Методики визначення параметрів якості води	90
2.3. Обґрунтування вибору мікробіологічних об'єктів досліджень та методика їх проведення	93
2.4. Експериментальні установки та методики проведення досліджень щодо удосконалення комплексних методів очищення природних вод під дією постійного магнітного поля	99
2.5. Експериментальна установка та методика проведення досліджень вивчення впливу процесу ГДК на кінетику окиснення органічних речовин	101
2.6. Установки та методики проведення досліджень очищення	106

багатокомпонентних підземних вод із різною кислотністю та лужним резервом	
2.6.1. Методика проведення досліджень щодо кондиціонування багатокомпонентних слабокислих агресивних підземних вод із низьким лужним резервом	106
2.6.2. Методика приготування модифікованого завантаження для очищення слабокислих підземних вод із низьким лужним резервом	108
2.6.3. Опис експериментальної установки та методики проведення досліджень процесів кінетики очищення підземних нейтральних вод із середньою лужністю в завантаженні біореактора	109
2.6.4. Пілотні установки та методики проведення досліджень процесів очищення нейтральних вод з нормальним і підвищеним лужним резервом, які містять антропогенні домішки	112
2.6.5. Установка та методика проведення досліджень кондиціонування агресивних, слабокислих, помірно прісних твердих підземних вод	113
2.7. Установки та методики стабілізаційної обробки підземних вод	115
2.8. Пілотна установка та методика проведення досліджень процесу видалення іонів важких металів на активованому осаді	119
Висновки до розділу 2	123
<b>РОЗДІЛ 3. СИСТЕМНИЙ ПІДХІД ДО ОБҐРУНТУВАННЯ НОВИХ ТА УДОСКОНАЛЕННЯ ІСНУЮЧИХ ТЕХНОЛОГІЙ КОНДИЦІОНУВАННЯ ПІДЗЕМНИХ БАГАТОКОМПОНЕНТНИХ ВОД</b>	125
3.1. Удосконалення існуючих класифікаторів технологій кондиціонування багатокомпонентних підземних вод	125
3.2. Системний підхід до вибору технологічного обладнання запропонованих технологій	135
Висновки до розділу 3	142
<b>РОЗДІЛ 4. ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ КОМПЛЕКСУ БІОХІМІЧНИХ ТА ФІЗИКО – ХІМІЧНИХ МЕТОДІВ ТА ПРОЦЕСІВ ОЧИЩЕННЯ БАГАТОКОМПОНЕНТНИХ ВОД</b>	145
4.1. Теоретичні аспекти впливу ПМП на процеси біохімічного очищення підземних вод	145

4.2. Математична модель очищення багатокомпонентних підземних вод в біореакторі з контактним завантаженням	146
4.3. Механізми деструкції органічних сполук в процесі гідродинамічної кавітації	169
4.4. Механізм видалення амонійного нітрогену в біореакторах	178
Висновки до розділу 4	180
<b>РОЗДІЛ 5. ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНІ ТА ВИРОБНИЧІ ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОЦЕСІВ КОМПЛЕКСНОГО ОЧИЩЕННЯ ПІДЗЕМНИХ БАГАТОКОМПОНЕНТНИХ ВОД</b>	<b>181</b>
5.1. Обґрунтування комплексу експериментальних досліджень в лабораторних та виробничих умовах	181
5.2. Дослідження напрямків удосконалення біохімічних методів очищення багатокомпонентних підземних вод	182
5.3. Вивчення впливу постійного магнітного поля на процеси комплексного очищення багатокомпонентних підземних вод	190
5.4. Вивчення впливу процесу гідродинамічної кавітації на кінетику деструкції та окиснення органічних речовин	192
5.5. Кондиціонування багатокомпонентних слабокислих агресивних підземних вод	205
5.6. Результати досліджень кінетики комплексного очищення агресивних біля нейтральних середньолужних підземних вод по глибині контактного завантаження	210
5.7. Вивчення процесів очищення нейтральних вод з нормальним та підвищеним лужним резервом, які містять антропогенні домішки	217
5.8. Кондиціонування слабокислих агресивних, помірно прісних твердих підземних вод	219
5.9. Проведення досліджень стабілізаційної обробки підземних вод	223
5.10. Вивчення елементарного складу активних каталітичних плівок та матриксних структур в контактному завантаженні станцій очищення підземних вод.	227
5.11. Дослідження процесу вилучення йонів важких металів на матриксних структурах осадів станцій біологічного очищення підземних вод	232
Висновки до розділу 5	237

<b>РОЗДІЛ 6. УДОСКОНАЛЕННЯ ІСНУЮЧИХ ТА РОЗРОБКА НОВИХ ТЕХНОЛОГІЙ КОНДИЦІОНУВАННЯ БАГАТОКОМПОНЕНТНИХ ПІДЗЕМНИХ ВОД</b>	240
6.1. Технологія та апаратурне оформлення для кондиціонування слабокислих підземних вод з низьким лужним резервом, які містять підвищені концентрації органічних речовин, амонійного нітрогену, сірководню	240
6.2. Технологія очищення і кондиціонування агресивних слабокислих підземних вод з низьким лужним резервом, які містять стійкі колоїдні комплекси та феноли	248
6.3. Технологія очищення і кондиціонування агресивних, біля нейтральних, середньолужних вод та апаратурне оформлення на прикладі водоочисної станції м. Березне Рівненської області	261
6.4. Технологія кондиціонування підземних вод із нормальним лужним резервом, підвищеною кольоровістю (>100 град) та окисністю (8,0 – 34,0 мг O <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup> ), які містять органічні комплекси та сполуки нітрогену	274
6.5. Технологія кондиціонування підземних вод із підвищеними показниками гідрокарбонатної лужності (більше 7 ммоль/дм <sup>3</sup> ), перманганатної окисності, вмістом амонійного нітрогену	278
6.6. Технологія та апаратурне оформлення комплексного очищення агресивних, твердих підземних вод	286
6.7. Технологія та апаратурне оформлення станції стабілізаційної обробки води	289
6.8. Умови застосування технологічних схем очищення та кондиціонування багатоконпонентних підземних вод	300
Висновки до розділу 6	306
<b>РОЗДІЛ 7. ТЕХНІКО - ЕКОНОМІЧНЕ ОБҐРУНТУВАННЯ НОВОЇ ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИЩЕННЯ БАГАТОКОМПОНЕНТНИХ ПІДЗЕМНИХ ВОД</b>	308
7.1. Станція біологічного очищення підземних вод	308
7.2. Станції очищення підземних вод за реагентною схемою	311
Висновки до розділу 7	314
<b>ВИСНОВКИ</b>	315
<b>СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ</b>	319
<b>ДОДАТКИ</b>	349

## ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

Б	Біологічний метод водоочищення
БС	Біосорбція
БР	Біологічне окиснення в біореакторах
Б <sub>х</sub>	Біохімічний метод водоочищення
ВГ	Вентиляторна градирня
ВЕО	Вакуумно-ежекційне обладнання
ГА	Глибока аерація
ГАВ	Фільтрування через гранульоване активоване вугілля
ГДК	Гідродинамічна кавітація
ГК	Гумінові кислоти
Зн	Знезараження
К(Фл)	Обробка води використанням коагулянту(флокулянту)
КР	Контактний резервуар
НФ	Напірні фільтри
ОР	Органічні речовини
ПАР	Поверхнево активні речовини
ПО	Перманганатна окисність
ПМП	Постійне магнітне поле
Ст	Стабілізаційна обробка води
С/Л	Коригування бікарбонатної лужності введенням кальцинованої соди
СФ	Сорбційні фільтри
УФ	Ультрафіолетове опромінювання
Ф	Гравітаційні фільтри
Ф1- Ф2	Двоступеневе фільтрування
ФК	Фульвокислоти
ФМЗ	Фільтрування через модифіковане завантаження
ФХ <sub>а</sub>	Фізико-хімічний метод водоочищення (з використанням автокаталітичного окиснення заліза за методом спрощеної аерації)
ФХ <sub>а/р</sub>	Фізико-хімічний метод водоочищення (з використанням комплексу автокаталітичного окиснення заліза та реагентної обробки)
ФХ <sub>м</sub>	Фізико-хімічний метод водоочищення (з використанням

	модифікованого завантаження)
$\Phi X_{p/M}$	Фізико-хімічний метод водоочищення (з використанням реагентів і модифікованого завантаження)
$I_L$	Індекс Ланжелє
$\mu_{max}$	Максимальна питома швидкість росту мікроорганізмів
$F(x,t)$	Концентрація двовалентного заліза у вихідній воді
$C(x,t)$	Концентрація додаткового джерела неорганічного карбону
$B$	Середня величина біомаси бактерій в одиниці об'єму вихідної води, яка проходить через біореактор
$v$	Швидкість потоку води в біореакторі
$U$	Середня величина біомаси залізобактерій, іммобілізованих на поверхні первинної стаціонарної оболонки контактного завантаження та структур біомінералів міжпорового простору
$\gamma$	Функція швидкості іммобілізації бактерій на матричних структурах
$\alpha_1, \alpha_2$	Коефіцієнти масової частки неорганічного вуглецю, необхідного для побудови 1 г клітинної біомаси
$\beta_1, \beta_2$	Коефіцієнти масової частки іонів $Fe^{2+}$ , необхідних для побудови 1 г клітинної біомаси
$\eta_1, \eta_2$	Масова частка біомінералів ( $\gamma FeOOH$ ), яка утворюється при побудові 1 г біомаси



## ВСТУП

**Актуальність теми.** Підземні води є складною багатокомпонентною системою, яка характеризується різними величинами ступенів агресивності, рН, гідрокарбонатної лужності, солевмісту, загальної твердості, перманганатної окисності, окисно-відновного потенціалу, кольоровістю, містить іони важких металів (ІВМ), легкоокиснювані органічні сполуки, гумінові кислоти, розчинені гази, а також сполуки, які містять азот ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ), феноли, ПАР, фосфати. Проведені здобувачем моніторингові дослідження параметрів якості підземних вод у 91 населеному пункті Волинської, Рівненської, Житомирської, Тернопільської, Закарпатської, Львівської, Хмельницької областей України вказали на наявність в них забруднень як природного (завислі речовини, кольоровість, агресивний карбон(IV) оксиду ( $\text{CO}_2$ ), легкоокиснювані органічні речовини, комплексні органічні речовини, гумінові кислоти, сполуки  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ), так і антропогенного характеру (катіони  $\text{Cr}^{6+}$ ,  $\text{NH}_4^+$ , нітрити, нітрати, феноли, сполуки фосфору, поверхнево активні речовини). За індексами стабільності більшість із досліджених підземних вод в тій чи іншій мірі є агресивною по відношенню до металу та бетону. Враховуючи те, що водоводи та водопровідні мережі в населених пунктах влаштовані, в основному, з металевих, чавунних або залізобетонних трубопроводів без внутрішнього антикорозійного покриття, при транспортуванні агресивних вод відбувається їх інтенсивна корозія і повторне забруднення води. Зважаючи на те, що 24,0 % підземних вод основного водоносного горизонту України відносять до умовно захищених, а ще 36,0 % - до незахищених, в сучасних умовах при прогресуючому техногенному навантаженні значно підвищується роль станцій водоочищення в загальній системі водопостачання населених пунктів та промислових підприємств. Більшість існуючих в Україні станцій очищення підземних вод було введено в експлуатацію в середині 70-х років ХХ століття за технологією фільтрування із спрощеною аерацією, яка не передбачала комплексного видалення наведених вище забруднень із проведенням стабілізаційної обробки фільтрату, а також не призначалась для очищення

слабокислих вод із низькими значеннями бікарбонатної лужності ( $< 2,0$  ммоль/дм<sup>3</sup>). Водночас щороку на цих станціях накопичується біля 4 тисяч тонн шламу ферум(II, III) оксидів, утилізація яких є важливою проблемою екологічної безпеки в регіонах.

У сучасних умовах актуальним завданням інтенсифікації роботи існуючих водоочисних станцій або тих, які проектуються, є заміна екстенсивних технологій на такі, що забезпечують комплексне очищення та кондиціонування багатокомпонентних підземних вод із збільшенням тривалості фільтроциклу, покращенням умов експлуатації, зменшенням капітальних та експлуатаційних витрат, а також зменшенням об'ємів промивних вод і вирішенням проблеми утилізації утворених шламів в якості вторинної сировини, а саме реагентів-осаджувачів при очищенні металовмісних промивних вод гальванічного виробництва. Крім того, прогресуюче погіршення параметрів якості підземних вод викликало необхідність удосконалення відомих класифікаторів технологій водоочищення із врахуванням багатокомпонентності природних вод, а також використання синергетичного ефекту при виборі методів водоочищення із врахуванням оптимальних меж їх застосування за величинами: рН, ступеню агресивності, окисно-відновного потенціалу, перманганатної окисності; гідрокарбонатної лужності; концентрацій ІВМ; присутності мінеральних та органічних забруднень як природного, так і антропогенного характеру.

Найбільшого розповсюдження, серед безреагентних методів, у світі знайшли методи глибокої та спрощеної аерації з наступним фільтруванням. Метод спрощеної аерації – фільтрування має обмеження за використанням щодо вмісту катіонів  $Fe^{2+}$  до 10 мг/дм<sup>3</sup>, гідрокарбонатної лужності більше 2,0 ммоль/дм<sup>3</sup>, величини рН  $> 6,8$ , вмісту сірководню до 2,0 мг/дм<sup>3</sup>. Крім того, за наявності у воді розчиненого карбон(IV) оксиду ( $CO_2$ ) постає необхідність у його вилученні із застосуванням компресорів або повітродувок. У відомих реагентних схемах застосовується метод глибокої аерації з подальшим використанням таких реагентів, як хлор, озон, калій перманганат, розчини вапна, коагулянтів, флокулянтів із наступним очищенням води на тонкошарових відстійниках, фільтрах з інертним завантаженням або сорбційних фільтрах. Використання вказаних реагентів

призводить до збільшення вартості очищеної води, можливості утворення хлорорганічних сполук, продуктів озонолізу, а також необхідності використання додаткового технологічного обладнання, такого, як градирні, контактні резервуари, озонатори та ін. В якості альтернативного окисника для деструкції важкоокиснювальних органічних комплексів, перспективним є використання високоактивних  $\text{OH}^\bullet$ -радикалів, які утворюються у воді при використанні методу гідродинамічної кавітації (ГДК). За декілька останніх десятиріч у багатьох країнах світу велику вагу приділяють біологічному методу видалення з підземних вод розчинених сполук  $\text{Fe(II)}$  та  $\text{Mn(II)}$ . Але межі ефективного і раціонального використання цього методу для очищення багатоконпонентних підземних вод в поєднанні з фізико-хімічними методами, а також шляхи та механізми активації консорціумів мікроорганізмів, вивчення змін якісного складу матриксних структур біомінералів на контактному завантаженні та можливість вилучення йонів важких металів ( $\text{Cr}^{6+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ) не було досліджено.

Тому, наукове обґрунтування, дослідження та впровадження такого комплексного технологічного рішення, яке передбачає використання комбінованих відомих та удосконалених методів очищення багатоконпонентних підземних вод з їх подальшою стабілізаційною обробкою та використанням осаду від промивки біореакторів в якості реагенту-осаджувача, наприклад, для очищення промивних вод гальванічного виробництва є актуальним, сучасним, екологічно та економічно вигідним.

**Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами.** Дисертацію виконано на кафедрі водопостачання, водовідведення та бурової справи Національного університету водного господарства та природокористування (НУВГП, м. Рівне) впродовж 2000-2018 рр. Тематика дисертації відповідає пріоритетним напрямкам розвитку науки і техніки, зокрема Загальнодержавній цільовій програмі «Питна вода України» на 2011–2020 роки.

Роботу виконано за науково-дослідними темами кафедри ВВБС (НУВГП): «Розробка нових та вдосконалення діючих споруд для забору, очищення та транспортування води населених пунктів і промислових підприємств»

(№ держреєстрації 0108U008519, 2007–2011 р.); «Розробка нових та вдосконалення діючих споруд для забору, очищення та транспортування води населених пунктів і промислових підприємств» (№ держреєстрації 0108U008519, 2011–2014 р.), «Обстеження станції очищення підземних вод м. Корець та видача рекомендацій щодо інтенсифікації її роботи» (госпдоговір №3-120, 2011р. здобувач - відповідальний виконавець), «Удосконалення існуючих та розробка нових споруд для забору, очищення та транспортування води, очистки стічних вод населених пунктів і промислових підприємств» (№ держреєстрації 0115U003839, 2015–2018 р.).

**Мета і задачі дослідження** у науковому обґрунтуванні та розвитку наукових засад удосконалення існуючих, розробці та впровадженні нових технологій очищення багатокомпонентних підземних вод із використанням синергетичного ефекту як відомих, так і удосконалених біологічних та фізико-хімічних методів, визначенні раціональних умов та меж їх застосування, що дозволяє скоротити витрати на будівництво та експлуатацію очисних споруд.

Для досягнення поставленої мети необхідно було:

- проаналізувати вплив техногенно-природних факторів на ефективність роботи існуючих технологій та на основі аналізу відомих класифікаторів розробити удосконалений класифікатор технологій очищення багатокомпонентних підземних вод, запропонувати системний підхід щодо вибору методів, процесів та апаратів;

- дослідити вплив величин гідрокарбонатної лужності, концентрацій неорганічного вуглецю, йонів металів, розчиненого кисню, напруженості постійного магнітного поля на ефективність процесів очищення підземних вод;

- дослідити вплив процесу гідродинамічної кавітації на кінетику деструкції, окиснення та вилучення з води гумінових комплексів, амонійного нітрогену, фенолів залежно від їх початкових концентрацій, величин рН, діаметрів сопел, кількості ступенів кавітації в поєднанні з наступною коагуляцією;

- провести дослідження щодо визначення оптимальних типів та доз лужних реагентів для кондиціонування слабокислих залізовмісних підземних вод із низьким лужним резервом при різних концентраціях катіонів  $\text{NH}_4^+$ , а також для стабілізаційної обробки води;

- вивчити процеси очищення нейтральних вод з нормальним та підвищеним лужним резервом, які містять антропогенні домішки; агресивних твердих підземних вод на каталітичних та інертних наповнювачах;

- дослідити кінетику комплексного очищення підземних нейтральних вод від органічних та неорганічних сполук за глибиною неоднорідного контактного завантаження біореактора залежно від тривалості процесу, часу контакту води з матриксними структурами біо-мінералів;

- розробити фізичну та математичну моделі процесу очищення підземних вод у контактному завантаженні біореактора;

- провести спектральний аналіз осаду з міжпорового простору контактного завантаження очисних споруд, вивчити кінетику сорбції йонів важких металів ( $\text{Cr}^{6+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ) матриксними структурами біо-мінералів;

- провести експериментально-виробничі та промислові випробування впроваджених споруд і технологій з метою визначення оптимальних технологічних режимів їх роботи в умовах сезонних та річних змін показників їх якості, нерівномірності експлуатації протягом доби; визначити оптимальні швидкості фільтрування, тривалості фільтроциклів, дози реагентів;

- впровадити у виробництво запропоновані технології, здійснити їх техніко-економічну оцінку.

*Об'єкти дослідження* – комплексні біологічні та фізико-хімічні процеси очищення багатокомпонентних підземних вод із різними ступенями агресивності, величинами рН середовища, гідрокарбонатної лужності, вмістом високомолекулярних сполук природного та антропогенного походження, консорціумів мікроорганізмів, а також використанням осаду від промивки технологічного обладнання станцій очищення підземних вод в якості реагенту-осаджувача для видалення йонів важких металів із зворотних та природних вод.

*Предмет дослідження* – багатоступеневі технології комплексного очищення та кондиціонування багатокомпонентних підземних вод.

**Методи досліджень.** В роботі використано фотоколориметричний метод для визначення концентрацій іонів цинку, нікелю, хрому, міді, амонію, феруму,

фенолів, сірководню, титрометричний метод для визначення гідрокарбонатної та загальної лужності, вмісту йонів  $\text{Ca}^{2+}$ , а також перманганатної окисності за методом Кубеля, потенціометричний метод для визначення величин рН – Eh, йодометричний для визначення розчиненого у воді кисню, гравіметричний метод для аналізу сухого залишку, оптичну мікроскопію з фото-відео виходом, електронну мікроскопію з проведенням рентгеноспектрального аналізу матричних структур біомінералів.

Для вирішення поставлених завдань застосовано фізичне та математичне моделювання процесів, чисельні та аналітичні методи визначення параметрів, дослідні дані для апробації запропонованих методів розрахунку.

**Наукова новизна роботи** полягає у розвитку наукових засад, розробці нових та удосконаленні існуючих технологій комплексного очищення багатокомпонентних підземних вод на основі науково обґрунтованого раціонального поєднання відомих та удосконалених біологічних та фізико-хімічних методів.

Вперше:

- розроблено теоретичні засади та експериментально доведено вплив величин бікарбонатної лужності, додаткового джерела неорганічного вуглецю, напруженості постійного магнітного поля на ефективність процесів очищення підземних вод;

- доведена ефективність використання комплексу процесів гідродинамічної кавітації – коагуляції для вилучення з підземних вод гумінових комплексів, фенолів, амонійного нітрогену та запропоновано технологію;

- встановлено основні закономірності та механізми процесів комплексного вилучення із підземних вод амонійного нітрогену, розчиненої органіки, а також зміни кисневого режиму та величин рН по висоті контактного завантаження біореактора залежно від тривалості процесу фільтрування, часу контакту води з матричними структурами біо-мінералів; доведено, що при зміні величин гідравлічних навантажень (від 5 до 10 м/год) у межах фільтроциклу процеси очищення води є стабільними;

- розроблена багатокomпонентна математична модель процесу очищення підземних вод, комп'ютерна реалізація якої дозволяє прогнозувати зміну у часі за глибиною контактного завантаження ефективності очищення, величин біомаси бактерій, що розвиваються на матриксних структурах, та біомаси бактерій які рухаються з потоком води, маси стаціонарних та рухомих матриксних структур в одиниці об'єму, визначати тривалість ефективної роботи очисної споруди між промивками;

- встановлено основні закономірності сумісного використання біологічних та фізико-хімічних процесів очищення багатокomпонентних підземних вод в умовах сезонних та річних змін показників їхньої якості з урахуванням нерівномірності гідравлічного навантаження на технологічне обладнання, що дає можливість оцінити ефективність та надійність роботи розроблених технологій у різних умовах експлуатації;

- доведено можливість вилучення йонів важких металів ( $\text{Cr}^{6+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ) із промивних вод гальванічного виробництва та підземних вод як на інертних, так і на активованих в магнітному полі матриксних структурах біо-мінералів; запропоновано механізм процесу та технологію очищення;

- запропоновано нові підходи у комбінуванні методів і споруд для комплексного вилучення із підземних вод забруднюючих інгредієнтів з одержанням синергетичного ефекту, зокрема при поєднанні наступних процесів: корегування величин рН, бікарбонатної лужності, концентрації неорганічного вуглецю; використанням комбінованих окисників: кисню повітря, гідроген пероксиду, а також високоактивних радикалів, які утворюються в результаті процесу гідродинамічної кавітації; застосуванням матриксних структур біо-мінералів в комплексі з розчином алюміній гідроксохлориду.

Удосконалено:

- класифікатори технологій очищення природних підземних вод з урахуванням їх багатокomпонентності, розроблено системний підхід до вибору методів, процесів та апаратів водоочисних технологій;

Набули подальшого розвитку:

- теоретичні основи механізмів деструкції та вилучення з підземних вод забруднюючих речовин за допомогою комбінування методів гідродинамічної кавітації – коагуляції;
- удосконалення технологій комплексного очищення підземних вод.

**Практичне значення роботи.** Вирішена важлива народно-господарська проблема підвищення ефективності комплексного очищення та кондиціонування багатокомпонентних підземних вод із різними величинами показників індексів стабільності, рН, гідрокарбонатної лужності, загальної твердості, перманганатної окисності, кольоровості, концентрацій йонів кальцію, йонів важких металів, амонійного нітрогену, фенолів, карбон(IV) оксиду (CO<sub>2</sub>), шляхом розробки та впровадження у виробництво комбінованих технологій водопідготовки. Одержано наступні практичні результати: розроблено нові технологічні рішення щодо очищення багатокомпонентних агресивних підземних вод із низьким лужним резервом комбінованими методами (Деклараційні патенти України №80341, №79151); активації біологічних процесів у постійному магнітному полі (Патент України на винахід №55767); очищення підземних вод від стійких форм органічних та ферум-органічних сполук (Патент України на винахід №107844); очищення води від іонів важких металів активованими біо-мінералами (Патент України на винахід №115496). Отримано ефективні конструктивні рішення очисних споруд (Деклараційний патент України №84017), установка для комплексного очищення багатокомпонентних підземних вод (Патент України на винахід № 116716). Розроблено рекомендації на проектування біореакторів, споруд фізико-хімічного очищення, освітлювачів-рециркуляторів, вузла стабілізаційної обробки підземних вод та інших споруд, які передано проектним та експлуатаційним організаціям України.

Запропоновано методику розрахунку очисних споруд: біореакторів із контактним завантаженням, багатоступеневих гідродинамічних кавітаційних пристроїв, блочних споруд для фізико-хімічного очищення, вузлів стабілізаційної обробки води.



Удосконалено ряд існуючих та розроблено нові технології із використанням комбінованих, відомих та удосконалених методів очищення та кондиціонування: агресивних (із надмірно високим ступенем корозії  $I_L$  -2,4;  $I_R$  10,8) слабокислих підземних вод із низьким лужним резервом (до 1,0 ммоль/дм<sup>3</sup>), забруднених легкоокислюваними органічними речовинами (до 8 мг O<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> за ПО), амонійним нітрогеном та сірководнем (до 4 мг/дм<sup>3</sup>), комплексними сполуками Fe–ГК (до 30 мг/дм<sup>3</sup>), Cr(VI) (до 0,5 мг/дм<sup>3</sup>), фенолами (до 0,03 мг/дм<sup>3</sup>), ПАР (до 1,0 мг/дм<sup>3</sup>); агресивних (із дуже високим ступенем корозії до  $I_L$  -2,0;  $I_R$  10) слабокислих підземних вод з низьким лужним резервом (до 1,5 ммоль/дм<sup>3</sup>), високою кольоровістю, які містять амонійні сполуки (до 2,0 мг/дм<sup>3</sup>), сірководень (до 2,0 мг/дм<sup>3</sup>), легкоокислювані органічні сполуки (до 6,4 мг O<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> за ПО), феноли (до 0,06 мг/дм<sup>3</sup>), комплекси Fe–ГК (ФК) (до 10,0 мг/дм<sup>3</sup>); агресивних ( $I_L$  -1,5;  $I_R$  8) слабокислих підземних вод із величиною гідрокарбонатної лужності (до 4,5 ммоль/дм<sup>3</sup>), середнім показником кольоровості (до 80 град. ПКШ), величинами перманганатної окисності 5,8-7,0 мг O<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> (із сезонними коливаннями до 10 мг O<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>), концентраціями амонійного нітрогену (до 3,0 мг/дм<sup>3</sup>), сірководню (до 1,5 мг/дм<sup>3</sup>), комплексів Fe–ГК до 3,4 мг/дм<sup>3</sup> (із сезонними підвищеннями до 15 мг/дм<sup>3</sup>); агресивних (із легким ступенем корозії до  $I_L$  -0,48;  $I_R$  7-8) біля нейтральних вод із середнім лужним резервом (2,0 - 4,0 ммоль/дм<sup>3</sup>), які містять мінеральні форми феруму (до 5,0 мг/дм<sup>3</sup>), сполуки NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (до 1,0 мг/дм<sup>3</sup>), розчинені органічні речовини (за ПО до 6,0 мг O<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>), феноли (до 0,03 мг/дм<sup>3</sup>); нейтральних вод із підвищеним лужним резервом (7,0-8,5 ммоль/дм<sup>3</sup>), середньою кольоровістю (до 55 град. ПКШ), концентрацією йонів NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (до 5,5 мг/дм<sup>3</sup>), Fe(II) до 2,0-5,4 мг/дм<sup>3</sup>; сірководню (до 2,0 мг/дм<sup>3</sup>), БСК<sub>5</sub> (до 5,0 мг O<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>); розроблено технологію вилучення йонів важких металів (Cr<sup>6+</sup> до 2,0 мг/дм<sup>3</sup>, Cu<sup>2+</sup> до 16 мг/дм<sup>3</sup>, Zn<sup>2+</sup> до 50 мг/дм<sup>3</sup>, Ni<sup>2+</sup> до 1,3 мг/дм<sup>3</sup>) із природних та зворотних вод на матриксних структурах біомінералів; технологію та обладнання станції стабілізаційної обробки агресивних вод.

Досліджено роботу запропонованих технологій в експериментально-виробничих та виробничих умовах із подальшим впровадженням на водоочисних

станціях таких населених пунктів: с. Балашівка (Балашівського НВК "Колегіум - ЗОШ I-II ступенів); м. Березне Рівненської області; м. Устилуг та м. Нововолинськ Волинської області, а також в робочих проектах станцій водоочищення м. Корець, смт Рокитне, с. Старе Село Рівненської області, автотранспортного цеху Рівненської АЕС, що підтверджено 15 актами впровадження технологій проектними та експлуатаційними організаціями. За участю здобувача підприємство ПП «Екотехсервіс» в 2013 році розробило рекомендації та на їх основі ТУ У 28.2-32936411-011:2013, які пройшли Державну санітарно-епідеміологічну експертизу в «Інституті гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва НАМНУ» і затверджені МОЗ України.

Результати наукової роботи впроваджено у навчальний процес Національного університету водного господарства та природокористування при підготовці фахівців студентів за спеціальністю 192 «Будівництво та цивільна інженерія» та напряму підготовки 6.060101 «Будівництво» професійного спрямування «Водопостачання та водовідведення» за дисциплінами: «Якісні показники природних та стічних вод», «Хімія води і мікробіологія», «Раціональне використання та охорона водних ресурсів».

**Особистий внесок здобувача.** Основні наукові ідеї та робочі гіпотези теоретичних, практичних, експериментальних досліджень, методологія, програма, методи досліджень, вибір об'єктів досліджень розроблено і сформульовано автором особисто. Автором обґрунтовано механізми очищення підземних вод від амонійного нітрогену, розчиненої органіки, сполук феруму, фенолів із застосуванням комбінованих методів, а також експериментально підтверджено ряд положень, які стали основою для наукового обґрунтування раціонального поєднання відомих та удосконалених біологічних та фізико-хімічних процесів очищення та кондиціонування багатокомпонентних підземних вод. Особистий внесок здобувача полягає також у розробці нових та удосконаленні існуючих технологій водопідготовки багатокомпонентних підземних вод, дослідженні процесів їх очищення при різних режимах роботи технологічного обладнання; розробці математичної моделі; дослідженні ефективності застосування комплексу

процесів гідродинамічної кавітації – коагуляції; вивченні процесу вилучення ІВМ ( $\text{Cr}^{6+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ) на матричних структурах біо-мінералів. Також здобувачеві належить розробка конструкцій біореактора з контактним неоднорідним завантаженням та блоком гідродинамічного кавітатора, багатоступеневого гідродинамічного кавітатора, контактних камер, освітлювачів-рециркуляторів для реалізації запропонованих технологій. Автором удосконалено ряд обраних методів досліджень, систематизовано і проаналізовано отримані теоретичні та експериментальні результати.

Здобувачеві належать основні ідеї опублікованих робіт та патентів. Особистий внесок автора у працях, опублікованих у співавторстві, полягає у теоретичному і методологічному обґрунтуванні мети та основних напрямків досліджень, розробці методик експериментальних досліджень, узагальненні отриманих результатів і формулюванні висновків. Всі результати досліджень автор отримав особисто. Ідеї співавторів наукових праць у дисертаційній роботі не використовувались.

Автор висловлює вдячність науковим консультантам д.т.н., професору Саблій Л.А., д.т.н. професору Орлову В.О. за професійну допомогу на різних етапах виконання дисертації.

**Апробація результатів роботи.** Основні результати досліджень і головні положення дисертації доповідалися на міжнародній науково-практичній конференції "Сучасні проблеми охорони довкілля, раціонального використання водних ресурсів та очистки природних вод" (м. Миргород, 2003), 7-й Міжнародному конгресі «Вода. Екологія і технологія» (м. Москва, 2006), міжнародній науково-практичній конференції „Екологія. Наука. Техніка” (м.Ялта, 2009 р.), 3-й Міжнародній науково-технічній конференції «Актуальні проблеми водного господарства і природокористування» (НУВГП, м. Рівне, 2009 р.), III Міжнародній науково-практичній конференції «Вода, екологія, суспільство» ХНАГХ (м. Харків, 2010 р.), III міжнародній науково-практичній конференції „Екологія. Наука. Техніка” (м. Коктебель 2010 р.), IV mezinarodni vědecko - prakticka conference «Dny vědy – 2011» (м. Прага, 2011 р.),

конференції «Енергосбереження та енергоефективність на підприємствах водопровідно-каналізаційного господарства» (м. Москва, ЕКВАТЕК-2012), VIII Miedzynarodowej naukowii-praktycznej konferencji «Aktualne problemy nowoczesnych - 2012» (м. Пшемишль, 2012 р.), IX mezinarodni vědecko - prakticka conference «Dny vědy – 2013» (м. Прага, 2013 р.), IX Международной научно-практической конференции «Бъдещите изследвания - 2013» (м. Софія, 2013 р.), IV Всеукраїнському з'їзді екологів з міжнародною участю (м. Вінниця, 2013 р.), Міжнародному Конгресі «ЕТЕВК – 2013» (м. Ялта, 2013 р), Міжнародному водному форумі «AQUA UKRAINE - 2013», Міжнародних науково-практичної конференціях «Технології очищення води – технічні, біологічні та екологічні аспекти» НТУУ КПІ, 2013 р., III, IV, V Міжнародних науково-практичних конференціях «Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти» (м. Київ, НТУУ «КПІ», 2015, 2016, 2017 рр.), II міжнародній науково-технічній інтернет-конференції (м. Харків – ХНУГХ, 2016), Всеукраїнській науково-практичній конференції, присвяченій Всесвітньому дню води «Вода і робочі місця» (м. Київ, 2016 р.), XIX Міжнародній науково-практичній конференції «Екологія. Людина. Суспільство» НТУУ «КПІ», (м. Київ, 2016 р.), III, IV Міжнародних науково-практичних конференціях «Водокористування: технології, споруди, менеджмент» КНУБА (м. Київ, 2016, 2017 рр.), Міжнародних науково-практичних конференціях «Актуальні проблеми енерго-ресурсозбереження та екології» ОДАБА (м. Одеса, 2015, 2017 р.), I, II Міжнародних науково-практичних конференціях «Водопостачання та водовідведення. Проектування, будова, експлуатація, моніторинг», НУ «Львівська політехніка» (м. Львів, 2015, 2017 р.).

**Публікації.** Основні результати дисертаційної роботи опубліковано в 75-ти наукових працях, у тому числі: 24 статті у наукових фахових виданнях України (з них 6 входять до міжнародних наукометричних баз даних), 9 статей у наукових періодичних виданнях інших держав, 4 патенти України на винахід, 4 патенти України на корисну модель, 23 тези доповідей на науково-технічних конференціях, 11 статей в інших наукових виданнях.

**Структура та обсяг дисертації.** Дисертаційна робота складається зі вступу, семи розділів, списку використаних джерел та додатків. Матеріали дисертації викладено на 428 сторінках друкованого тексту, у т.ч. основний текст – на 293 сторінках. Дисертацію ілюстровано 50 таблицями, 143 рисунками. Список літературних джерел включає 312 найменувань, у т.ч. 112 – латиницею.

# РОЗДІЛ 1. АНАЛІЗ СУЧАСНОГО СТАНУ ПРОБЛЕМ УДОСКОНАЛЕННЯ МЕТОДІВ І ТЕХНІЧНИХ ЗАСОБІВ ПІДГОТОВКИ СКЛАДНИХ БАГАТОКОМПОНЕНТНИХ ПІДЗЕМНИХ ВОД

## 1.1 Природні підземні води як складна багатоконпонентна система.

Хімічний склад підземних вод формується під впливом багатьох природних та антропогенних факторів: температури, концентрацій кисню та карбон(IV) оксиду ( $\text{CO}_2$ ), рН та Eh середовища, зміни маршрутів, рівнів та витрат води, життєдіяльності мікроорганізмів та техногенного навантаження. В зв'язку із чим підземні води відрізняються великою різноманітністю і відносяться до складних багатоконпонентних систем, які включають в себе комплекс неорганічних, органічних сполук, газів, мікрофлори [1 – 4].

В хімічному складі прісних підземних вод слід виділити макрокомпоненти ( $>10$ ;  $>100$  мг/дм<sup>3</sup>), мікрокомпоненти ( $< 1 - 5$  мг/дм<sup>3</sup>) [1, 2]. Найбільш розповсюдженими серед макрокомпонентів є йони гідрогенкарбонату  $\text{HCO}_3^-$ , походження яких пов'язано з розчиненням карбонатів кальцію і магнію, які входять до складу вапняків, мергелів, доломітів та інших осадових порід. Кількість іонів гідрогенкарбонату напряму пов'язана із рН водного середовища і кількістю інших похідних форм карбонатної кислоти ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ),  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{CO}_2$ . В нейтральних та слаболужних водах переважають аніони  $\text{HCO}_3^-$ . В кислих (рН $< 5$ ) –  $\text{H}_2\text{CO}_3$ .

Сульфат-іони займають у складі прісних підземних вод друге місце. Вони з'являються у воді в результаті вилуговування осадових порід, які містять легкорозчинні солі – гіпс, ангідрид, а також окиснення сульфідів. Третє місце за кількістю в прісних підземних водах займають хлориди [1 – 4].

Крім того серед макрокомпонентів слід відмітити кальцій та магній, які надходять в підземні води при розчиненні вапняків, доломітів, гіпсу [1]. Третє місце серед макрокомпонентів займають іони  $\text{Na}^+$ . Іони ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ), походження яких пов'язано з біохімічним розпадом органічних речовин, зазвичай зустрічаються у верхніх водоносних горизонтах, а при порушенні тектоніки можуть

інфільтруватися у більш глибокі водоносні горизонти. Сульфідні сполуки, у підземних водах розглянутого регіону, були присутні в незначних кількостях. При їх сумісній присутності разом із іонами  $\text{Fe}^{2+}$  можливе утворення стійких комплексних сполук [1]:



**Сірководень**, який міститься в підземних водах, може бути як хімічного, так і біохімічного походження [5]. Процес хімічного утворення  $\text{H}_2\text{S}$  засновано на вулканічних та термометаморфічних явищах. Головну роль при біогенному утворенні сірководню виконують сульфатредуючі бактерії, які здатні в процесі своєї життєдіяльності використовувати різноманітні сульфатні мінерали (гіпс, барит, сульфати металів, органічні сполуки) [5].

**Ферум** – перехідний елемент – комплексоутворювач із змінною валентністю, в підземні води надходить як продукт вилуговування гірських порід. Залізо в породах знаходяться у вигляді гематиту  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ , залізистих кварцитів, глинистої залізистої охри, лімоніту, ферум(III) гідроксиду, жовтої охри у суміші із глиною, магнетиту, ферум(III) оксидів ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ), залізистого карбонату сидериту ( $\text{FeCO}_3$ ), піриту [1, 2, 12, 15, 23]. При контакті води з мінералами заліза і мангану у певних умовах порушується рівновага між внутрішніми та зовнішніми факторами міграції елементів, а для відновлення їх рівноваги відбувається їх розчинення із вимиванням іонів Fe у розчин [5]. Значну роль при цьому відіграють карбон(IV) оксид, який розчиняє ці сполуки, та залізобактерії, які вилуговують залізо із гірських порід [7, 8]. В підземних водах залізо знаходиться в розчиненій формі у вигляді йонів, неорганічних та органічних комплексних сполук, колоїдів, зависі [11 – 15, 19 – 23]. Причому між розчиненими та колоїдними формами існує безперервний перехід. Ґрунтуючись на результатах розрахункових та експериментальних досліджень С.Р. Крайновим було визначено наступні положення, які визначають трансформації хімічних сполук в біля нейтральних підземних водах:

1. За відсутності органічних речовин у водах, які містять кисень, за  $\text{pH} > 5$  на 99,0...99,9% переважають сполуки  $\text{Fe}(\text{OH})_3^0$ . В системі неорганічних комплексних сполук заліза процеси окиснення  $\text{Fe}^{2+} - e \rightarrow \text{Fe}^{3+}$  та гідролізу  $\text{Fe}^{3+}$  при  $\text{pH} > 5$  повинні приводити до повного видалення заліза із підземних вод, які містять кисень. При досягненні добутку розчинності  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  в результаті полімеризації формуються колоїди цієї сполуки [1].

2. У безкисневих - безсульфідних водах серед усіх форм заліза переважають іони  $\text{Fe}^{2+}$ , менші значення мають комплексні сполуки  $\text{FeHCO}_3^+$ ,  $\text{FeSO}_4^0$ ,  $\text{FeCO}_3^0$  [1, 2].

3. В присутності  $\text{H}_2\text{S}$  та  $\text{HS}^-$  розчинені форми заліза за своєю значимістю можливо розташувати в наступний ряд  $\text{Fe}(\text{HS})_n^{2-n} > \text{Fe}(\text{OH})^+ > \text{Fe}^{2+}$  [1, 2].

4. Найбільший вплив на стан заліза, у підземних водах із високим вмістом органіки, здійснюють фульвокислоти (ФК). Відносно велика стійкість сполук Fe із ФК визначає високу вірогідність утворення комплексних сполук Fe – ФК [5, 12, 19 – 23]. Аналогічна ситуація, із утворенням стійких комплексів  $\text{Fe}^{2+}$  – ГК,  $\text{Fe}^{3+}$  – ГК,  $\text{Fe}^{2+}$  – ФК,  $\text{Fe}^{3+}$  – ФК, спостерігається і у слабокислих залізовмісних водах із високими концентраціями органічних речовин. Концентрація заліза в цих водах може досягати декількох десятків  $\text{мг/дм}^3$  [1, 20, 49]. При мінералізації  $< 300 \text{ мг/дм}^3$  ці води містять значну кількість органічних речовин. Відповідно [1 – 3], подібний тип вод в основному можливо віднести до  $\text{HCO}_3^- - \text{Ca}^{2+}$ . Системою, яка визначає  $\text{pH}$  ( $\text{pH} 5,0 - 6,0$ ) цих вод, є ФК. Окисно-відновний потенціал таких вод знаходиться в межах  $-200 \dots +300 \text{ мВ}$  [1, 20, 49].

Розрахунки, виконані Г.А. Соломінім, вказують, що фульвокислоти можуть утримувати в підземних водах високі концентрації йонів  $\text{Fe}^{3+}$  [9]. Утворені таким чином комплекси  $\text{Fe}^{3+}$  – ФК запобігають можливості осадження заліза і по суті підтримують його в розчині. В роботах [1, 2, 23] відзначалося, що при утворенні ферум-органічних комплексів концентрації Fe можуть на декілька порядків перевищувати його розрахункові концентрації з неорганічними аддендами. Таким чином діапазон  $\text{pH}$  щодо існування катіонів  $\text{Fe}^{2+}$ , у водах які містять комплексноорганічні сполуки, підвищується до 7,0 [1, 2]. В роботах [2, 5, 11, 12]



було відмічено високу стійкість комплексів Fe – ФК, Fe – ГК які не дозволяли видаляти сполуки заліза за методом глибокої аерації – фільтрування.

**Манган** складає біля 0,03% від загальної кількості атомів земної кори [12]. В підземних водах зазвичай знаходиться у формі бікарбонату двовалентного мангану  $Mn(HCO_3)_2$  [12]. У безкисневих – безсульфідних водах зазвичай переважають катіони  $Mn^{2+}$  [1, 4].

**Органічні речовини** – відносяться до однієї з найбільш складних груп сполук які містяться в природних водах. До їх складу слід віднести органічні кислоти, феноли, гумусові речовини, нітрогеновмісні сполуки, вуглеводи та інші сполуки. Значний інтерес в галузі очищення природних підземних вод, на яких базується система водопостачання північно-західних областей України, представляють гумусові речовини: гумінові кислоти та фульвокислоти. В роботах [14, 15] показана можливість зв'язування функціональними групами гумусових речовин в комплекси йонів різних металів, із подальшою їх стабілізацією і перенесенням водним потоком у розчиненому стані. В результаті адсорбції гумінових речовин на колоїдних частинках заліза, утворюються складні форми комплексних сполук [14, 203]. У цьому випадку залізо знаходиться у воді у вигляді золю під захистом розчинених органічних речовин.

**Антропогенні забруднення.** До антропогенних забруднень підземних вод слід віднести амонійні сполуки, сполуки фосфору, важкі метали, органічні сполуки, фенол, мідь, марганець, ПАР [203]. На рис.1.1 наведено основні джерела забруднень підземних вод антропогенними домішками та можливі шляхи їх надходження у водоносні горизонти. При інфільтрації забруднених вод до підземних горизонтів, в результаті їх взаємодії із різними породами, відбувається зміна їх початкового складу, а саме повне або часткове затримання завислих та емульсованих речовин, молекулярна дифузія, фізична або хімічна сорбція, розчинення твердої породи та ін. Деякі компоненти частково або повністю видаляються із води, інші збільшують свою концентрацію або виникають заново в результаті вилуговування солей із порід, реакцій гідролізу, утворення комплексів та

ін. [1, 2, 19]. Речовини які не підпорядковуються фізико-хімічним змінам, можуть перебувати в водоносних горизонтах досить тривалий час (феноли, ПАР).

**Аміак** може потрапляти у воду з сільськогосподарськими, комунально-побутовими та промисловими стічними водами. За даними М.Г. Журби, Ж.М. Говорової на територіях сільськогосподарських угідь з інтенсивним використанням нітратних та калійних добрив в підземних водоносних горизонтах спостерігається підвищення концентрацій нітритів (до 80-150 мг/дм<sup>3</sup>) та амонійного нітрогену (до 5 - 18 мг/дм<sup>3</sup>) [203]. При розчиненні у воді аміак перетворюється в катіон амонію (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>):

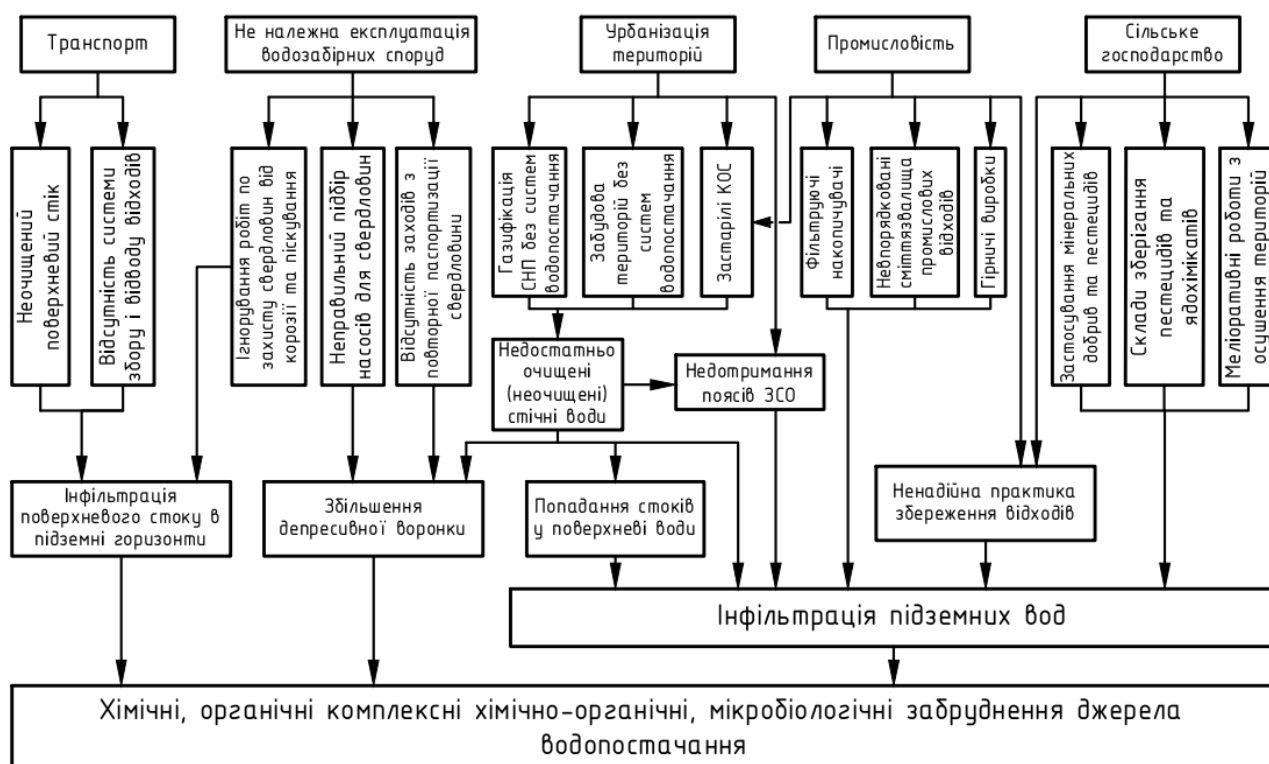
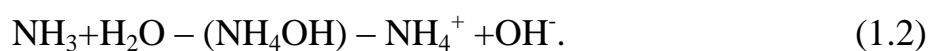


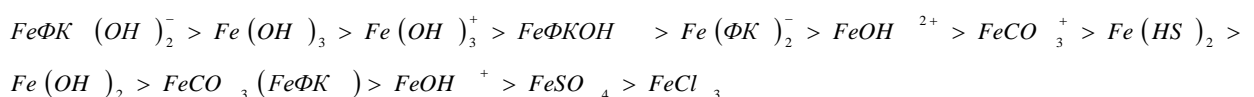
Рис.1.1. Основні джерела забруднень підземних вод антропогенними домішками та шляхи їх надходження у водоносні горизонти

Як відомо співвідношення йонів NH<sub>4</sub><sup>+</sup> і розчиненого газоподібного аміаку залежить від рН води [16]. Із збільшенням рН на одну одиницю частка неіонізованого амонійного нітрогену зростає в 10 разів. Слід відзначити також, що

в кислих водах вміст неіонізованого  $\text{NH}_4^+$  набагато менший ніж у лужних, а при нейтральних значеннях показника рН ( $\text{pH} = 7 \pm 0,5$ ), амонійний нітроген представлено у вигляді малотоксичних іонів амонію ( $\text{NH}_4^+$ ) [16]. Ще одним із найбільш поширених та небезпечних антропогенних забруднень, які надходять в результаті процесів інфільтрації поверхневого стоку до підземних водоносних горизонтів є феноли [18]. Знаходячись в природних водах феноли здатні вступати в реакції конденсації і полімеризації, утворюючи складні гумусоподібні стійкі сполуки.

## 1.2. Роль взаємного впливу інгредієнтів, які вилучаються із води, на ефективність водоочищення

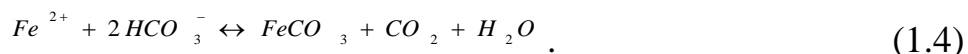
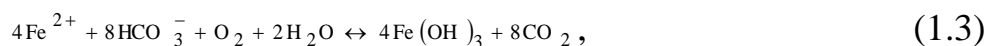
Як було зазначено вище, підземні води є складною багатокомпонентною системою, яка включає в себе комплекс неорганічних і органічних речовин, газів, мікроорганізмів [1 – 5, 7]. Нижче розглянуто взаємозв'язок інгредієнтів, які вилучаються з підземних вод та їх вплив на вибір технології водоочищення. За даними С.Р. Крайнова [1, 2], системи заліза, органічних речовин та водню в підземних водах є частково потенціал-визначальними. Тому на наш погляд, їх можливо використовувати в якості основних компонентів при розгляданні взаємного зв'язку між інгредієнтами. В роботах [1 – 5, 19 – 23] авторами було відзначено, що в природних підземних водах такі елементи як ферум та манган зазвичай знаходяться у формі вільних іонів, колоїдів, гідроксокомплексів, комплексів як із органічними так і неорганічними лігандами. В роботах [2 – 4, 19, 20] наведено основні форми сполук заліза, які існують в природних водах та сформовано наступний ряд їх констант стійкості [42]:



Із наведеного ряду видно, що найбільш стійкими є ферум-органічні сполуки, гідроксокомплекси та ферум(III) гідроксид [42]. Менш стійкими є мінеральні

сполуки заліза. У водах з незначним вмістом органічних сполук неорганічний стан феруму утворює наступний ряд:  $Fe^{2+} \gg Fe(OH)^+ > FeCO_3^+$ ;  $FeCO_3 > FeSO_4$  [2, 19, 20].

Як відомо, в підземних водах кількісний вміст іонів  $Fe^{2+}$  напряму пов'язаний з величинами рН – Eh середовища, вмістом карбон(IV) оксиду, який є важливим фактором утримання йонів феруму в розчиненому стані [5, 11, 12, 22, 42]. В якості основного джерела карбон(IV) оксиду у підземних водах зазвичай виступають водоносні шари які містять органічні та мінеральні речовини. Зміна ж концентрації заліза контролюється рівновагою карбонатної системи [11, 22, 42]:



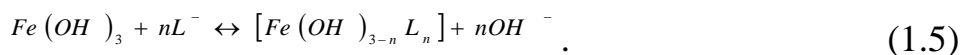
Із наведених рівнянь видно, що за відсутності у підземних водах карбон(IV) оксиду залізо може випадати в осад у вигляді гідроксиду або карбонату [22, 42]. В підземних водах, які містять значні концентрації вільного карбон(IV) оксиду, рівновага в реакціях (1.3 – 1.4) зміщується вліво [6].

Як було відмічено в роботі [22], необхідною умовою для підтримання у водному розчині відповідної концентрації іонів  $CO_3^{2-}$  присутність відповідної концентрації вільного карбон(IV) оксиду. При перевищенні концентрації  $CO_2^{віль} > CO_2^{рівн}$  вода набуває агресивних властивостей [22, 24] по відношенню до металу та бетону. Крім того, слід відмітити агресивні властивості слабокислих підземних вод із низькими величинами бікарбонатної лужності ( $< 2,16$  ммоль/дм<sup>3</sup>), по відношенню до захисної карбонатної плівки на стінках трубопроводів [5].

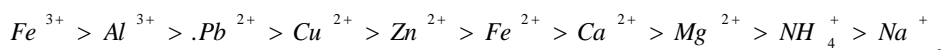
Таким чином, співвідношення між бікарбонатною лужністю, рН та вмістом карбон(IV) оксиду показує, яку кількість агресивного  $CO_2$  необхідно вилучати або «зв'язати» для забезпечення нерозчинності заліза [5]. При недостатньому видаленні із води карбон(IV) оксиду велика кількість ферум(II) гідрогенкарбонату знаходиться у молекулярному стані, адсорбується на поверхні каталітичної плівки [5, 11, 12], а в присутності феробактерій окиснюється до  $Fe^{3+}$  [10, 20, 52]. Відомо, що на стан іонів феруму в підземних водах впливає наявність окисненої або

відновленої систем [11, 22]. В залежності від величин рН–Еh іони феруму можуть знаходитись як у (II), так і (III) стані (рис. 1.2).

Органічні кислоти надають ферум(III) гідроксиду від’ємний заряд при всіх значеннях рН і можуть пептизувати та розчиняти його із утворенням відповідних комплексних сполук в кислому середовищі [8, 50]. В присутності лігандів відбувається утворення стійких ферум-органічних комплексів [2, 19, 21, 23]:



Гумінові кислоти утворюють внутрішньо-комплексні сполуки із багатьма металами, які в залежності від величини рН середовища набувають більшої рухливості або утворюють стійкі, нерозчинні у воді сполуки [2, 3, 19, 61]. В роботах [13, 15, 19] були відмічені властивості гумінових речовин реагувати не тільки із катіонами, а також із оксидами та гідроксидами металів. Активність катіонів щодо утворення комплексів в роботі [19] представлена наступним рядом:



У водах із пониженою кислотністю (рН<6,0) йони феруму здатні мігрувати у формі комплексних сполук  $Fe^{2+}$  - ФК [19]. При більш високих величинах рН 6,0 – 7,2 можливе утворення комплексів  $Fe(OH)_3$ -ФК у вигляді гідроксидів, адсорбованих на колоїдах ФК [20]. При величинах рН > 7,2, за даними Г.І Ніколадзе, гумінові сполуки феруму (III) та мангану (IV) здатні до розчинення [8].

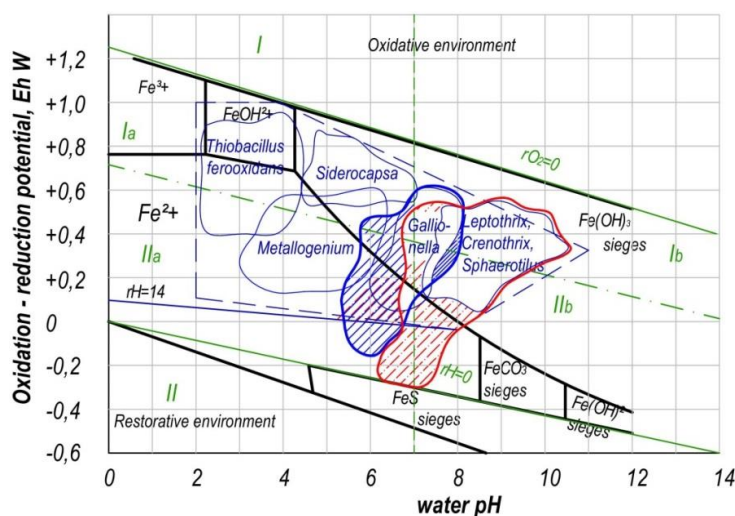


Рис. 1.2. Поля активності феробактерій (штриховими виділені поля досліджені автором) [42]

На рис.1.3 наведено схему біогеохімічного циклу заліза в природних водах, яка була представлена в роботі [21]. Розчинені органічні речовини у формі гуматів та ферум фульватів надають підземним водам кольоровість і в деяких випадках вони можуть відноситися до високо кольорових [5, 20, 21, 49, 50].

Гумінові комплекси заліза та мангану зазвичай присутні в кислих та слабокислих водах, із низьким лужним резервом, збагачених карбон(IV) оксидом та агресивних до бетону та металу [8, 13, 14, 19, 20]. При транспортуванні таких вод по водопровідним мережам відбувається розчинення захисної карбонатної плівки на внутрішніх поверхнях стінок трубопроводів із подальшою їх корозією [8, 44] та вторинним забрудненням води [43].

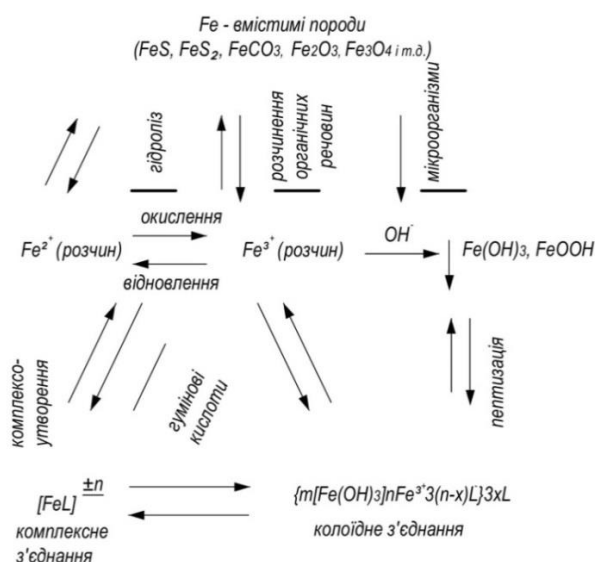
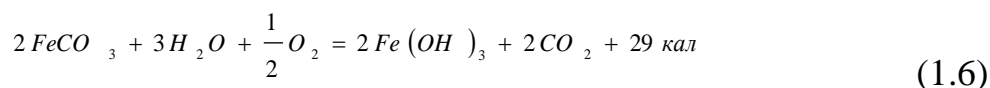


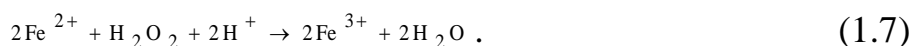
Рис. 1.3. Схема біогеохімічного циклу заліза в природних водах [21], L-  $OH^-, F^-, CN^-, CO, CO_3^{2-}, S_2O_3^{2-}$ , залишки фульво-, гуміно- та карбонових кислот,  $SiO_4^{4-}, HPO_4^{2-}$

Важливою ланкою яка зв'язує систему  $Fe - pH - Eh - CO_2 - OP$  є бікарбонатна лужність води [42]. За низьких значень  $pH < 6,0$  в підземних водах відсоток співвідношення між  $CO_2^{in} / HCO_3^-$  складає (70/30%) [22, 25], що характеризує ці води, як води із низькою бікарбонатною лужністю [5]. Як було вказано в роботі [5], видалення агресивного карбон(IV) оксиду ( $CO_2^{arp}$ ) та переведення йонів феруму у нерозчинну форму на пряму залежить від параметрів бікарбонатної лужності води ( $> 2,0$  ммоль/дм<sup>3</sup>) та наявності розчинених органічних речовин. Відзначено також, що при використанні методу аерації для очищення

нейтральних вод і низьким лужним резервом ( $< 2,0$  ммоль/дм<sup>3</sup>) фільтрат набуває агресивних властивостей [5]. Для визначення можливості окиснення іонів  $Fe^{2+}$  та  $Mn^{2+}$  за допомогою методу аерації необхідно знати величини бікарбонатної лужності води. Крім взаємного зв'язку фізико – хімічних факторів та інгредієнтів важливим фактором в системі підземних вод є феро- та манганоокиснюючі бактерії, ареали розвитку яких, в залежності від величин рН – Eh, наведено на рис.1.2. У підземні водоносні горизонти феробактерії потрапляють в результаті буріння та експлуатації свердловин [24, 26], інфільтрації поверхневих вод з лісових озер і боліт [27] а також міграції бактерій з ґрунтів в підземні горизонти [28, 29, 30]. У більшості свердловин міститься достатня кількість розчиненого карбон(IV) оксиду ( $CO_2$ ) і ферум(II) гідрогенкарбонатів ( $Fe(HCO_3)_2$ ) необхідних для розвитку хемолітоавтотрофних бактерій роду *Gallionella* [197]. При сприятливих умовах вони можуть швидко розмножуватися не тільки в самих свердловинах, знижуючи їх продуктивність від 50 до 75% [24, 30], але і в системах розподілу води населених пунктів [31,33] викликаючи біологічну корозію з повторним забрудненням води [32, 33]. Мікроорганізми родів *Lepthothrix*, *Crenothrix* – гетеротрофи, які в якості джерела вуглецю використовують органічні речовини. Діаграми полів стійкості сполук заліза (рис.1.2) поділяють мікроорганізми на дві групи: при  $Eh=500$  мВ та  $pH<4,5$  йони  $Fe^{2+}$  знаходяться у сталому стані. Феробактерії, які окиснюють іони  $Fe^{2+}$ , в цих умовах відносять до родів *Thiobacillus ferroxidans*, *Leptospirillum ferroxidans* [7, 37]. На границі окиснювальної та відновлювальної зон за нейтральних значень рН, знаходяться ареали активності бактерій родів *Lepthothrix*, *Gallionella* [34 – 36, 39] – найбільш прийнятних для очищення природних вод, в якості консорціуму мікроорганізмів які використовуються для питного водопостачання. Механізми біологічного, біохімічного окиснення як неорганічних, так і органічних форм заліза феробактеріями розглянуто в роботах [7, 34, 35, 36, 37, 40]. Відповідно до даних досліджень С.М. Виноградського та М.Г. Холодного [34, 35], мікроорганізми роду *Gallionella* використовують енергію окиснення ферум(II) карбонатів для асиміляції карбон(IV) оксиду ( $CO_2$ ), який виступає у вигляді джерела вуглецю відповідно до наступного рівняння реакції:



Дана реакція супроводжується виділенням енергії в кількості 125 г-кал на 1 г окисненої солі  $FeCO_3$ . За рахунок цієї енергії в клітинах *Gallionella* і відбувається вся робота, необхідна для розпаду карбон(IV) оксиду ( $CO_2$ ) та синтезу органічної речовини клітини [38, 127, 193, 200, 236]. Таким чином, процеси окиснення йонів  $Fe^{2+}$  цим родом феробактерій можливо віднести до біологічних. Відповідно до [39] (рис.1.2), ареал розповсюдження бактерій роду *Gallionella* знаходиться в діапазоні рН 6 – 7 та редокс - потенціалу в межах 100...400 мВ [42]. Вплив бікарбонатної лужності на розвиток залізобактерій при різних величинах рН вихідної води не було раніше досліджено [197]. Ареал розвитку мікроорганізмів родів *Lepthothrix*, *Crenothrix* розташовується в області значень рН 7,0 – 8,0 та Eh= -200...300 мВ. Низькі величини Eh вказують на присутність в підземних водах розчинених органічних речовин, які разом з іонами  $Fe^{2+}$  можуть утворювати комплексні органічні сполуки в межах рН 6,0 – 7,0, Eh<200 мВ та рН<6,0, Eh=200...400 мВ [42]. Механізм окиснення йонів  $Fe^{2+}$  бактеріями родів *Lepthothrix*, *Crenothrix* буде розвиватися за пероксидним шляхом [36]:



Цей процес протікає в капсулах та на поверхні клітинної стінки [36, 37].

Результати досліджень, щодо розповсюдження феробактерій в підземних водах України та їх роль у окисненні сполук заліза наведені в роботах [51].

Сірководень, який часто присутній в підземних кислих та слабокислих водах, є відновником. Найбільш характерна його присутність в підземних горизонтах заболочених територій півночі Волинської, Рівненської, Житомирської та Чернігівської областей (Додаток Б1). Вірогідно, що присутність сірководню у водах даних регіонів є результатом діяльності сульфатредуючих бактерій при розкладенні органічних речовин із боліт. Відомо що в природних водах, в залежності від величин рН, сірчані сполуки можуть знаходитися у вигляді



молекулярно розчиненого у воді сірководню, аніонів  $\text{HS}^-$  та  $\text{S}^{2-}$  [12]. Із зменшенням величин рН води, відповідно даним Г.Ю. Асса, частка молекулярного сірководню збільшується [12]. В залежності від форм існування сірчаних сполук в підземних водах методи очищення води від сірководню поділяються на: фізичні, хімічні, фізико-хімічні, біохімічні [12, 59]. Важливу роль при окисненні сульфідів відіграє супутнє залізо, яке утворює кінцеві форми ферум(III) гідроксидів. В роботі [41] наведено схему процесів, які відбуваються при цьому (рис. 1.4).

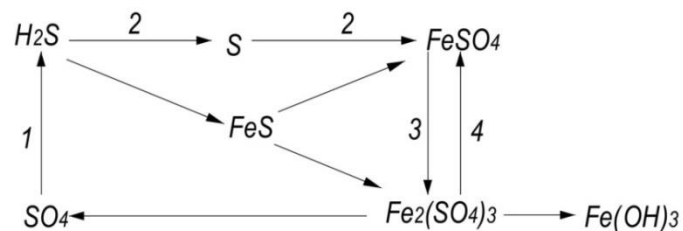
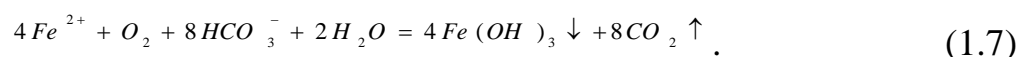
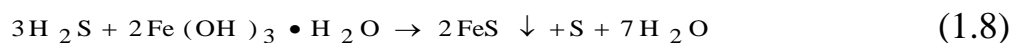


Рис.1.4. Схема взаємного зв'язку йонів  $\text{Fe}^{2+}$ , сірководню із залізо- та сірко окиснюючими бактеріям [41]: 1 – суфатредукуючі бактерії, 2 – сіркоокиснюючі бактерії, 3 – залізоокиснюючі бактерії, 4 – бактерії які відновлюють залізо

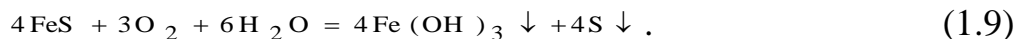
Як відомо [11, 22] ферум(II) сульфід випадає в осад у відновлювальному середовищі із  $E_h = -200 \dots -600 \text{ мВ}$  в областях рН 5,5 – 10,5. Причому, підземні води частини розглянутих водоносних горизонтів [1, 43, 44, 49] знаходяться в області рН 5,5 – 6,5 і  $E_h = -200 \dots -400 \text{ мВ}$ . Тому в присутності сполук заліза і груп мікроорганізмів процес знезалізнення за наявності сірководню може йти шляхом утворення дрібнодисперсного осаду  $\text{FeS}$ , який важко затримувати на зернистих фільтрах [295]. Крім того, сірководень є «отрутою» для каталітичної плівки, яка утворюється за методом спрощеної аерації на зернах завантаження [12]. Окиснення катіонів  $\text{Fe}^{2+}$  киснем повітря відбувається за реакцією [11]:



Ферум(III) гідроксид, який утворюється при цьому, затримується на зернах фільтруючого завантаження у вигляді каталітичної плівки окиснення  $\text{Fe}^{2+}$ . Однак на цій же плівці відбувається також сорбція присутнього у воді сірководню [70]:



Виділений при цьому FeS окиснюється розчиненим у воді киснем повітря:



Так як даний процес протікає досить повільно та одночасно у воді можуть міститися підвищені концентрації FeS та S, які зменшують активність каталітичної плівки. Для забезпечення нормальної кінетики окиснення  $\text{Fe}^{2+}$  необхідно, щоб вміст розчиненого кисню у воді в 4 – 6 разів перевищував теоретичну витрату і складав 0,6 - 0,9 мг  $\text{O}_2$ /мг  $\text{Fe}^{2+}$  [5, 8, 20, 41].

Нітрогеновмісні сполуки необхідно враховувати при оцінці підземних вод з точки зору їх розчинних властивостей [41]. Поява у воді аміаку вказує на забруднення підземних горизонтів або в результаті мінералізації рослинних залишків (природного походження) або прямого забруднення джерела господарсько-побутовими стічними водами [203]. Поява фенолів в підземних водах пов'язана з природним фактором – інфільтрацією в підземні водоносні горизонти вод з мінералізованими рослинними залишками з поверхні заболочених територій, або з антропогенним фактором – забруднення водоносних горизонтів інфільтраційними водами «хвостосховищ» промислових підприємств [17, 18, 43, 45]. Присутність фенолів суттєво ускладнює процеси водопідготовки в особливості у зв'язку з одночасною присутністю залізоорганічних комплексів у слабокислих водах з низьким лужним резервом [59].

За результатами проведених аналітичних досліджень впливу різноманітних факторів на формування хімічного та мікробіологічного складу підземних вод, а також моніторингових досліджень стану параметрів якості підземних вод північно-західних областей України нами було розроблено структурну схему взаємного зв'язку інгредієнтів підземних вод різного фізико – хімічного складу (рис. 1.5) [42].

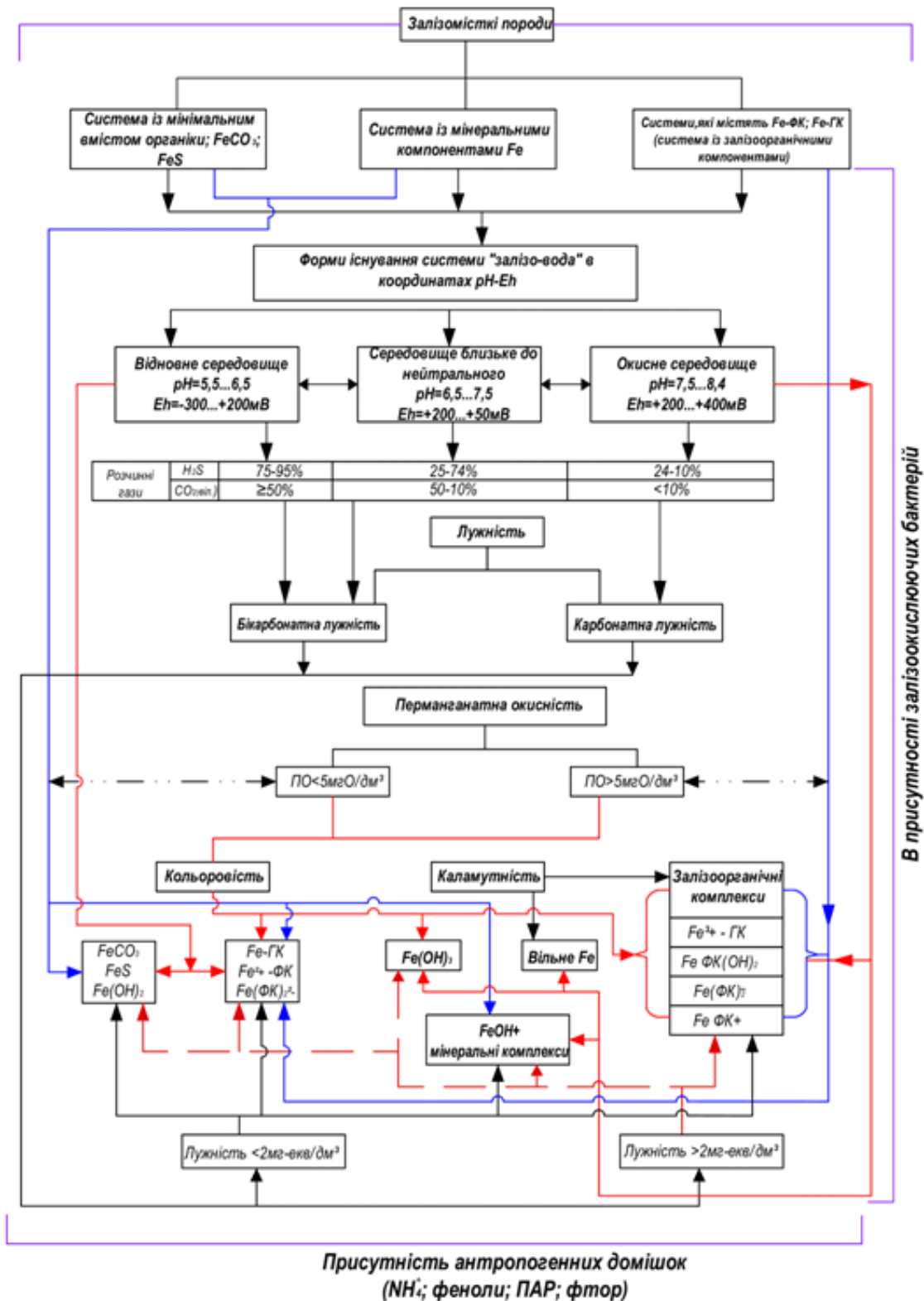


Рис. 1.5. Структурна схема взаємного зв'язку інгредієнтів, які входять до складу підземних вод різного фізико – хімічного складу [42]

### 1.3. Дослідження специфіки формування якісного складу підземних вод північно-західних областей України та визначення їх місця у загальній класифікації кондиціонування

За даними регіональної оцінки [43], до 60% прогнозованих ресурсів підземних вод питної якості зосереджено у північних і північно-західних областях України, захищеність підземних горизонтів яких наведена в табл. 1.1. Недостатня захищеність підземних горизонтів призводить до проникнення забруднень як природного, так і антропогенного походження [51]. В додатку Б1 наведено результати проведених нами моніторингових досліджень параметрів якості підземних вод у 91 населених пунктах Волинської, Рівненської, Житомирської, Тернопільської, Закарпатської, Львівської, Хмельницької областей України. Значний вплив на якісний склад підземних вод, які є основним джерелом водопостачання населених пунктів розташованих у північних районах Волинської, Рівненської, Київської, Житомирської та Чернігівської областей України, здійснюють ландшафти із значними площами лісів, торф'яників, лісових озер і боліт, які надають умови живлення підземних вод. В підземні водоносні горизонти надходять розчинені органічні речовини, гумінові кислоти, фульвокислоти, які здатні створювати важкоокиснювальні комплекси із іонами  $Fe^{2+}$  та  $Mn^{2+}$ .

Таблиця 1.1 – Захищеність підземних горизонтів північно-західних областей України [43]

Область	Незахищені, %	Умовно захищені, %	Захищені, %
Рівненська	15,6	81	3,4
Волинська	11,1	81,1	7,8
Житомирська	66,9	9,8	23,3
Чернігівська	45,8	4,2	50
Львівська	68,8	27,8	3,4

За даними наших багаторічних досліджень на території Волинської області ця границя проходить від озера Світязь між населеними пунктами смт. Ратне – м. Ковель – с. Поворськ – смт. Любешів. В Рівненській області зазначена межа проходить від Білого озера через населені пункти: м. Володимирець – м. Костопіль

– с. Богуші – с. Балашівка. Підземні води даних водоносних горизонтів можливо віднести до слабокислих (рН до 6,0 – 6,5) з низьким (<2 ммоль/дм<sup>3</sup>) або помірним (2 – 4 ммоль/дм<sup>3</sup>) лужним резервом, які містять розчинені органічні речовини (ПО>5,0 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>) у вигляді гумінових (ГК) та фульвокислот (ФК) а також характеризуються підвищеним (від 3,0 до 30,0 мг/дм<sup>3</sup>) вмістом сполук феруму.

Однією із характерних ознак параметрів якості підземних вод даного регіону є підвищена кольоровість, вміст агресивного карбон(IV) оксиду (СО<sub>2</sub><sup>арт</sup>) та сірководню (додаток Б1) [196]. Південніше даної границі, за даними наших досліджень, розташовані безкисневі нейтральні води із середнім значенням лужності 2,0 – 4,0 ммоль/дм<sup>3</sup> і незначним вмістом органічних речовин (ПО<5,0 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>). Проведені нами моніторингові дослідження якісного складу підземних вод за вмістом іонів Fe<sup>2+</sup> на водозаборах південніше населених пунктів: Нововолинськ – Локачі – Торчин – Луцьк – Дубно – Рівне – Гоща – Корець вказали на зменшення його концентрацій до 3 мг/дм<sup>3</sup> [196]. За результатами моніторингових досліджень параметрів якості підземних вод на вміст сполук феруму, проведених нами в період з 2000 по 2018 роки на 49 водозаборах Рівненської та 17 водозаборах Волинської областей, було встановлено, що в Рівненській області 45% із досліджених водозаборів базується на підземних водах із концентрацією Fe(II) до 3 мг/дм<sup>3</sup>, 24,5 % із концентрацією від 3,0 до 5,0 мг/дм<sup>3</sup>, 14,2% – від 5,0 до 10,0 мг/дм<sup>3</sup> та 16 % – від 10 до 30 мг/дм<sup>3</sup> (рис.1.6, додаток Б1). Дослідження проведені у Волинській області показали що 52% підземних вод із досліджених нами водозаборів містило до 3,0 мг/дм<sup>3</sup>, 18 % – від 3,0 до 5,0 мг/дм<sup>3</sup>, 24 % від 5,0 до 10 мг/дм<sup>3</sup> та 6 % – від 10,0 до 20,0 мг/дм<sup>3</sup> сполук Fe(II) [196].

За вмістом легко-окиснюваних органічних речовин 38 % із досліджених нами водозаборів у Рівненській області базувалося на підземних водах із величинами перманганатної окисності (ПО) від 4,0 до 8,0 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, 12 % – на водах із ПО від 8,0 до 12,0 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> та 7 % – на підземних водах із ПО > 12,0 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>. У Волинській області 48 % із досліджених населених пунктів споживають воду із ПО від 4,0 до 8,0 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, 8 % – із ПО > 12,0 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> (рис.1.7) [196]. За результатами проведених нами досліджень на 67 водозаборах підземних вод в Рівненській та Волинській областях на вміст амонійного нітрогену (рис.1.8)

встановлено, що помірно забрудненими виявилися відповідно 30% та 12,5%, забрудненими – 18 % та 31,3 %, брудними – 36% та 56% [196] (додаток Б1).

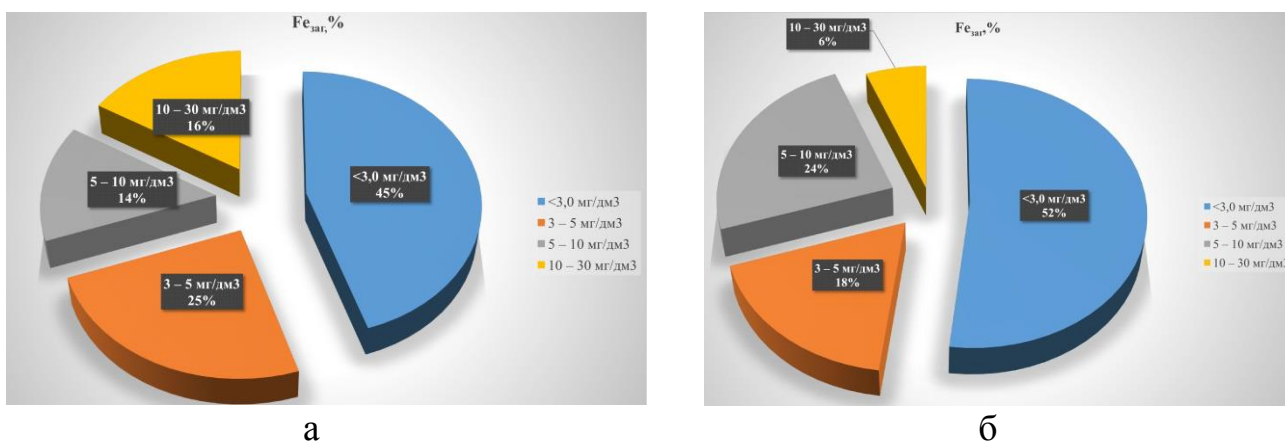


Рис.1.6. Діаграми вмісту сполук Fe(II) в підземних водах: а – Рівненська область; б– Волинська область

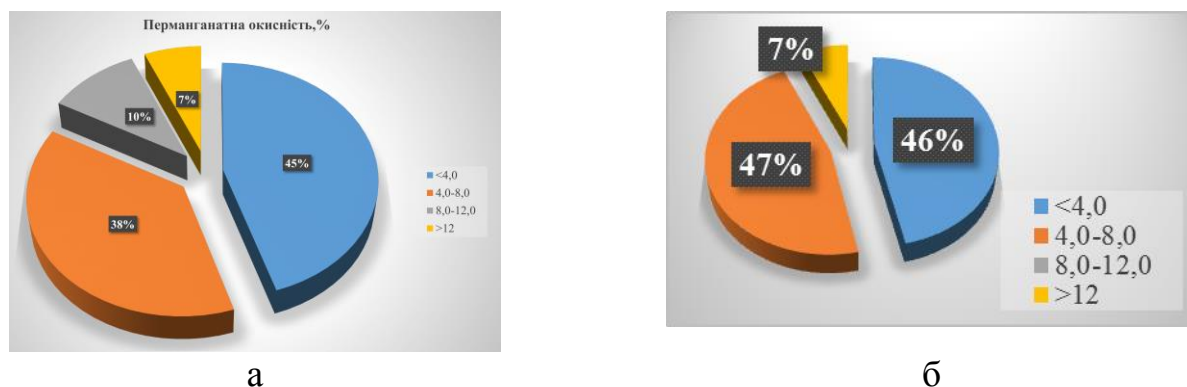


Рис. 1.7. Діаграми величин перманганатної окисності в підземних водах: а – Рівненська область; б – Волинська область

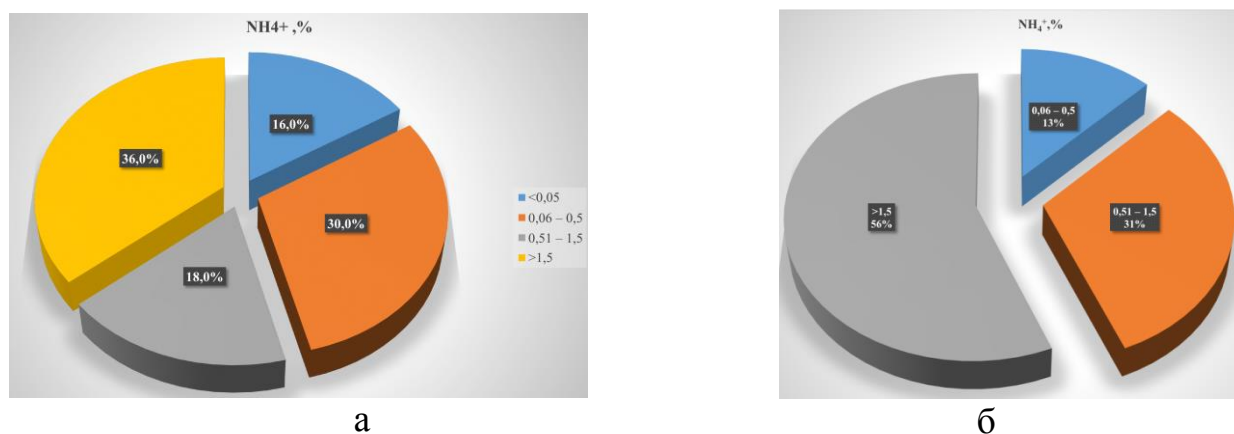
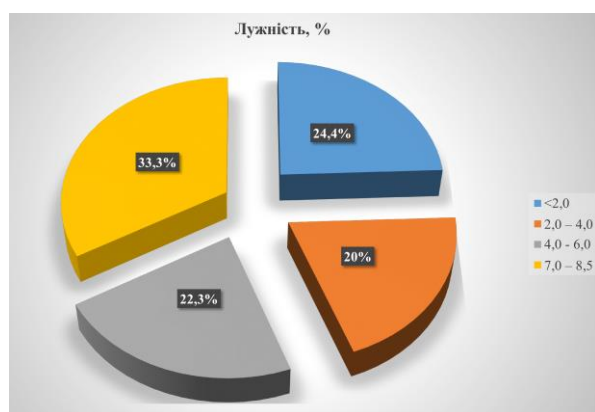


Рис. 1.8. Діаграми вмісту амонійного нітрогену в підземних водах: а – Рівненська область; б – Волинська область

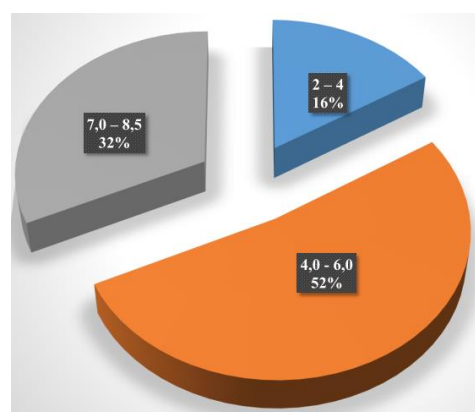
Аналогічна картина складалася із забрудненням частини із досліджених нами водозаборів за фенолами. Зокрема, із 17 розглянутих нами водозаборів придатними для господарсько-питного водопостачання було 29 %, забрудненими (із концентраціями фенолів 0,0011-0,2 мг/дм<sup>3</sup>) – 41,2 %, дуже забрудненими (із концентраціями фенолів 0,21-0,5 мг/дм<sup>3</sup>) – 29,4 % [196] (додаток Б1).

За активною реакцією рН підземні води 12,5 % досліджених нами водозаборів в Рівненській області можливо віднести до слабокислих вод, 37 % – до нейтральних, 10 % – до слаболужних, 2 % – до лужних [44] (додаток Б1). Тоді як у Волинській – водопостачання більшості із досліджених нами населених пунктів базувалися на нейтральних водах. За величиною лужного резерву (рис. 1.9а) 24,4 % підземних вод досліджених нами водозаборів в Рівненській області мали низьке значення бікарбонатної лужності (< 2 ммоль/дм<sup>3</sup>), 20 % складали води із середньою лужністю (2 - 4 ммоль/дм<sup>3</sup>), 22,3 % – із нормальною бікарбонатною лужністю (4-6 ммоль/дм<sup>3</sup>), 33,3 % – з підвищеною лужністю (7,0-8,5 ммоль/дм<sup>3</sup>).

У Волинській області із 20 досліджених населених пунктів водопостачання 16 % базувалися на водах із середньою лужністю, 53 % – нормальної лужності, 32 % - підвищеної лужності (рис. 1.9 б).



а



б

Рис. 1.9. Діаграми величин бікарбонатної лужності підземних вод: а – Рівненська область; б – Волинська область

Проведені нами дослідження щодо визначення ступеня агресивності підземних вод на 50 водозаборах у Рівненській та 20 водозаборах у Волинській

областях, показали, що лише 8 % із них в Рівненській [44, 196] та 47 % у Волинській областях не потребують спеціальної стабілізаційної обробки води [185]. Зокрема, 80 % водозаборів в Рівненській області транспортують воду різного ступеня агресивності (рис.1.10). На 6 водозаборах області вода потребує підкислення перед подачею до споживачів. У Волинській області стабілізаційної обробки потребують 53 % води, яка транспортується споживачам [185].

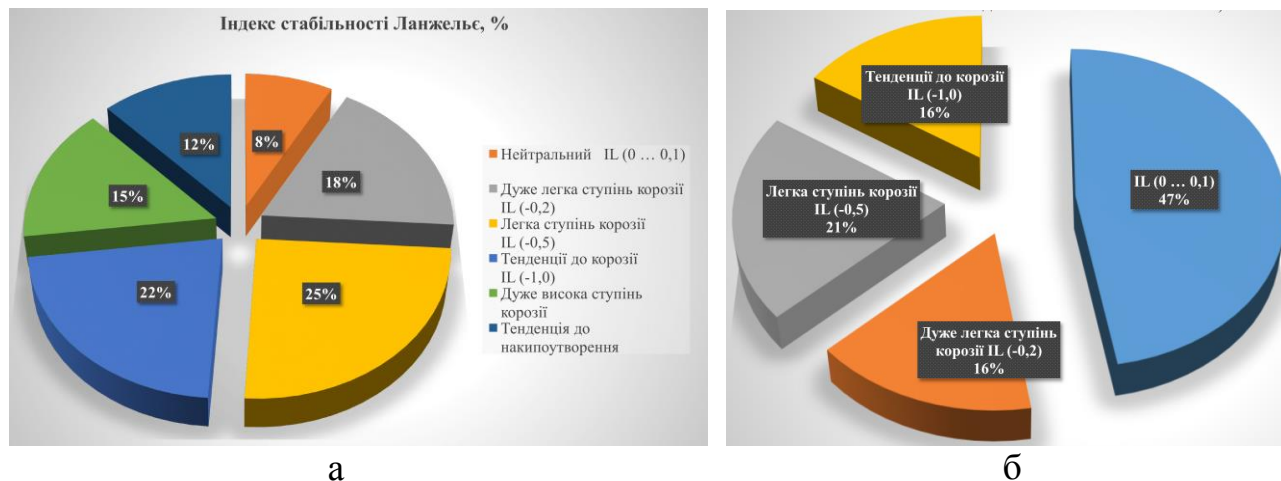


Рис. 1.10. Діаграма корозійної активності підземних вод: а – Рівненська область; б – Волинська область

Сумісні дослідження агресивності підземних вод даного регіону проведені нами на базі гідрохімічної лабораторії кафедри ВВБС НУВГП та фізико-хімічної лабораторії Рівненського обласного лабораторного центру МОЗ України, дали можливість здійснити моніторинг даного питання за всіма районами області в період з 2001 по 2014 роки (рис.1.11) [44]. Як видно із наведених даних проведеного нами моніторингу, підземні води даного регіону за індексом Ланжельє слід віднести до наступних категорій агресивності: від легкого ступеня корозії ( $I_L = -0,5$ ) – Березнівський і Володимирецький райони, тенденції до корозії ( $I_L = -1,0$ ) – Дубровицький і Сарненський райони, дуже високого ступеня корозії ( $I_L > -2,0$ ) – у Рокитнівському районі [44]. Причому, як видно із наведених даних (рис.1.11), із часом спостерігається збільшення агресивності підземних вод.



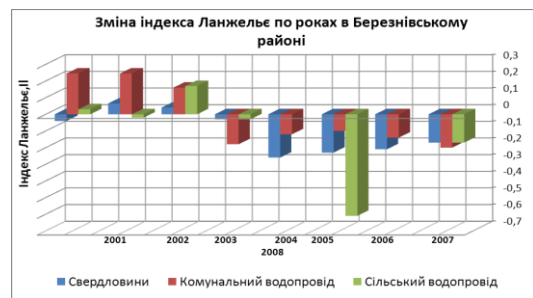
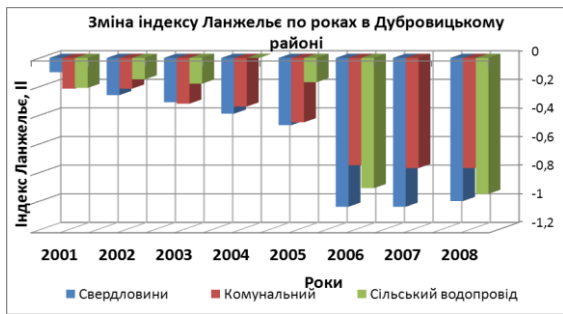


Рис. 1.11. Зміна індексів стабільності в північних районах Рівненської області [44]

Такі води небезпечні не тільки з санітарно-гігієнічної, але і з технологічної точок зору, призводять до повторного забруднення води продуктами корозії [43]. Підвищене техногенне навантаження на навколишнє середовище негативно впливає на якісний склад підземних вод [45]. Проаналізувавши дані моніторингових досліджень ряду авторів [47, 48, 49], а також спираючись на результати власних досліджень загальної геохімічної характеристики властивостей підземних вод які використовуються в господарсько-питному водопостачанні (додаток Б1) можна зробити наступні висновки: по-перше, простежується їх поділ за лужним резервом: на води з низькою (до 2 ммоль/дм<sup>3</sup>); помірною (від 2 до 4 ммоль/дм<sup>3</sup>), середньою (4-6,0 ммоль/дм<sup>3</sup>) та високою (> 6,4 ммоль/дм<sup>3</sup>) бікарбонатною лужністю. По-друге за величиною водневого показника рН: слабокислі (рН до 6,5); нейтральні (рН 6,5 – 7,5); слаболужні (рН > 7,5). По-третє, за величиною перманганатної окиснюваності: незначної (<4,0 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>), помірної (4,0- 8,0 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>), середньої (8,0- 12,0 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>), високої (12,0- 20,0 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>). По-четверте, за природою та концентраціями сполук феруму: у мінеральних або органічних комплексах. По-п'яте за присутністю антропогенних забруднень:

сполук які містять азот ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ), феноли, фосфати, ПАР, іони важких металів. А також за наявності у воді агресивного карбон(IV) оксиду ( $\text{CO}_2^{\text{агр}}$ ) та ступінню агресивності води по відношенню до металів і бетону [44, 49].

#### **1.4. Аналіз ефективності традиційних методів і технологій водоочищення багатокomпонентних підземних вод**

В більшості випадків на діючих станціях очищення підземних вод впроваджено технології які в основному призначені для вилучення сполук феруму. Методи деферитизації в практиці водопідготовки представлені трьома групами: безреагентними, реагентними та біологічними (Додаток Б2). Дослідженню цих методів присвячені роботи Г.Ю. Асса, В.В. Дзюбо, М.Г. Журби, Е.Ф. Золотова, О.Я. Олійника, В.О. Орлова, К.А. Мамонтова, Т.Є. Мітченко, С.Ю. Мартинова, Г.І. Ніколадзе, В. Л. Полякова, W.Stum, G.F. Lee, R.Jobin, H.Tamura, R.C. Barry, та інш. Дослідженню процесів біологічного знезалізнення присвячено роботи В.Ю. Букреєвої, О.Б. Говорова, Г.А.Дубініної, М.Г. Журби, А.Ю. Марченко, М.Н. Менчі, М.А. Сафонова, П.Д. Хоружого, Д. Чарного, F. Bourguine, S. Czekalla, P. Mouchet, H.T. Seppanen, G.E. Sogaard, U. Hasselbarth, Y. Fujikawa та інш.

**Метод спрощеної аерації** – воду, збагачену киснем повітря, відразу ж спрямовують на фільтри, де із часом, в результаті адсорбції йонів  $\text{Fe}^{2+}$  та молекулярного кисню на поверхні зерен фільтруючого завантаження утворюється каталітична плівка, на якій у подальшому відбуваються сорбція та окиснення заліза [5, 10, 12, 53, 54, 55]. Метод має відповідні обмеження як за якістю вихідної води ( $\text{Fe}^{2+} < 10 \text{ мг/дм}^3$ ;  $\text{H}_2\text{S} < 0,5 \text{ мг/дм}^3$ ;  $\text{pH} \geq 6,7$ ; перманганатної окисності не більш ніж  $5 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ ), так і за швидким приростом втрат напору шляхом утворення в міжпоровому просторі завантаження структур у вигляді пухких пластівців ферум(III) гідроксиду, які мають у своїй структурі велику кількість молекул води [10, 54]. В роботах [5, 20, 59] підкреслюється гальмування автокаталітичних процесів у присутності у воді гумінових комплексів. Так, дослідження проведені в

роботі [20], (табл. 1.2) показали, що використання класичної схеми спрощена аерація – фільтрування не призводять до зменшення концентрації сполук заліза до нормативів.

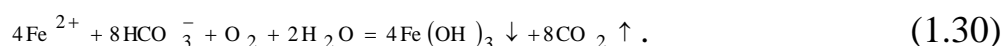
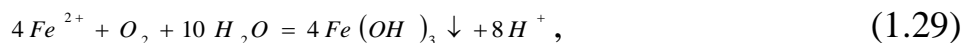
Актуальним завданням сьогодення є інтенсифікація роботи діючих станцій знезалізнення, які працюють за даним методом, переведення їх із екстенсивних технологій до технологій, які забезпечують високу швидкість окиснення сполук заліза, збільшення тривалості фільтроциклу, покращення умов експлуатації [62, 179].

Таблиця 1.2 – Дані кількісного аналізу якості підземних вод та фільтрату [20]

Водозабір	Вихідна вода				Фільтрат
	pH	Лужність, ммоль/дм <sup>3</sup>	Fe, мг/дм <sup>3</sup>	ПО, мг O <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	Fe, мг/дм <sup>3</sup>
сmt. Білий Яр	6,5	3,2	9,55	4,9	1,8
сmt. Каргасок	6,7	2,5	7,5	5,5	1,85
сmt. Ваховськ	6,7	3,8	8,4	5,2	0,5
Новоангарськ	6,8	2,2	6,5	8,0	1,1

Слід відзначити, що одними із можливих напрямків вирішення цього питання є впровадження методу автокалітичного окиснення заліза в шарі завислого осаду який було розроблено під керівництвом професора В.О. Орлова на кафедрі ВВБС (НУВГП) [10, 53, 54, 56, 57, 179].

**Сутність методу глибокої аерації (ГА) [11, 53, 55, 59]** полягає в тому, що в результаті аерації води відбувається вивільнення надлишкового карбон(IV) оксиду із одночасним підвищенням рН і збагаченням води киснем повітря. Кисень окиснює Fe(II), яке при рН ≥ 6,8 гідролізується та випадає в осад. Реакція окиснення Fe(II) та гідролізу його солей виглядає наступним чином [11]:



Як впливає із рівняння (1.29), в процесі реакції збільшується концентрація йонів гідрогену (H<sup>+</sup>), що, в свою чергу, призводить до прискорення зворотної реакції. В результаті сумарна швидкість окиснення йонів Fe<sup>2+</sup> киснем та гідролізу

$Fe^{3+}$  повинна зменшуватись при зменшенні значень величини рН. Відповідно, чим вища концентрація йонів  $Fe^{2+}$  та нижче значення рН вихідної води, тим більш вірогіднішим є процес гальмування швидкості окиснення та гідролізу  $Fe^{3+}$  [11, 12].

В результаті виникає необхідність у підлуженні води. У відповідності до наведених реакцій, при окисненні 1 мг  $FeCO_3$  утворюється 1,6 мг вільного  $CO_2$ , при одночасному зниженні загальної лужності води на 0,043 ммоль/дм<sup>3</sup> [8, 11], що призводить до зниження рН води та гальмування процесів окиснення і гідролізу [11, 12, 22]. При використанні методу глибока аерація – двоступеневе фільтрування, утворюється велика кількість пухких та нестійких пластівців ферум(III) гідроксиду ( $Fe(OH)_3$ ) з великою кількістю молекул «захопленої» води, що призводить до швидкого зростання втрат напору фільтруючого завантаження [54] та впливає на зниження тривалості фільтроциклу [20]. Через деякий час на поверхні адсорбованих позитивно заряджених (при рН > 6,5) пластівців  $Fe(OH)_3$  відбувається сорбція розчиненого кисню, який не вступив в реакцію та йонів  $Fe^{2+}$  в іонній та атомарній формах [11]. Адсорбовані йони  $Fe^{2+}$  окиснюються киснем на поверхні пластівців, постійно заповнюючи об'єми пор. В процесі експлуатації відбувається «старіння»  $Fe(OH)_3$ , яке проявляється в ослабленні сил адгезії окремих пластівців між собою та поверхнею зерен завантаження [54, 56, 58] в результаті відбувається відрив пластівців ферум(III) гідроксиду за межі фільтруючого шару [5, 11, 54]. Таку технологію доцільно застосовувати при очищенні підземних вод, які містять мінеральні форми заліза (ПО < 3,0 мг  $O_2$ /дм<sup>3</sup>); лужність > 2,0 ммоль/дм<sup>3</sup>, гідрогенкарбонати  $HCO_3^-$  > 300 мг/дм<sup>3</sup> [5, 11, 56]. В підземних водах із лужністю < 2,0 ммоль/дм<sup>3</sup> або 2,2-4,0 ммоль/дм<sup>3</sup>, присутність органічних домішок (ПО > 3,0 мг  $O_2$ /дм<sup>3</sup>), гумінових (ГК) та фульвокислот (ФК) не дає можливості повному проходженню реакції гідролізу. Відбувається утворення стійких комплексних сполук  $Fe(ФК)_n^{3+2n}$  [5, 14, 19, 20]. Утворені в результаті використання методу глибокої аерації ферум-органічні комплекси знаходяться в колоїдному стані [5, 20, 23] та не затримуються на фільтраційних спорудах (табл. 1.3). Для застосування методу глибокої аерації (додаток Б2) використовуються різні технічні засоби: ежектування повітря; введення його у воду через дірчасті труби або пористі пластини; розбризкування води в повітрі; пропускання води через контактні або

вентиляційні градирні [8, 11]. В роботах [41, 63 – 65] наведено сучасні конструкції форсунок, які дозволяють прискорювати процеси дифузії та масообміну, зміщуючи рівновагу хімічних реакцій та прискорюючи їх в напрямку окиснення  $Fe^{2+}$ .

Таблиця 1.3 – Результати досліджень ефективності використання методу ГА - Ф при очищенні підземних вод з низьким лужним резервом, підвищеними концентраціями сполук заліза та органіки.

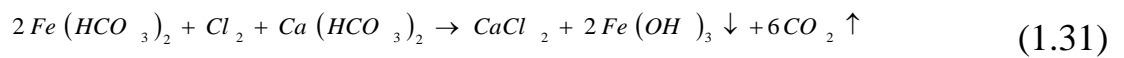
Водозабір	Параметри якості води					Технологічна схема	Джерело
	Вихідна			Фільтрат			
	Fe <sub>заг</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	Лужність, ммоль/дм <sup>3</sup>	CO <sub>2</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	I	II		
смт. Зелений Гай	26,9	<2,1	300	19,9	17,8	ГА→НФІ→ НФІІ→Зн	[20]
м. Ново-шахтінськ	до 10	1,8 – 2,0	до 300	-	до 1,5	ВЕО→КР→Ф→Зн	[20]
м. Находка	до 4,0	1,23	38,2	-	1,2	ВГ→КР→Ф→Зн	[20]
смт Рокитне	До 30	0,9 – 1,0	до 100	15	до 1,5	ГА→НФІ→ НФІІ→Зн	[62]

ГА – глибока аерація; ВЕО – вакуумно-ежекційне обладнання; КР – контактний резервуар; ВГ – вентиляторна градирня; НФІ(НФІІ)- напірні фільтри I, II- го ступенів; Ф – гравітаційні фільтри; Зн – знезараження

Як було зазначено в роботах [12, 41, 59], вагоме значення мають типи насадок і контактних матеріалів. Виробничий досвід [12, 20] показав, що при використанні коксу в якості контактного матеріалу на градирнях відбувається його поступове заростання сполуками заліза. Контактне завантаження необхідно замінювати через 1 – 3 роки [20]. Суттєвим недоліком методу глибокої аерації є присутність у схемі контактних резервуарів, градирень і насосів підкачки, що значно збільшує капітальні та експлуатаційні витрати, ускладнює експлуатацію обладнання.

**Реагентні методи знезалізнення** (додаток Б2). Для знезалізнення кислих, слабокислих вод, які містять розчинені органічні сполуки ( $PO > 5 \text{ мг } O_2/\text{дм}^3$ ), гумінове-кисле залізо, використовують реагентні методи з використанням окисників, лужних реагентів, коагулянтів і флокулянтів [5, 12, 25, 59, 196]. Найчастіше в якості окисників використовуються хлор, озон, перманганат калію [198]. При

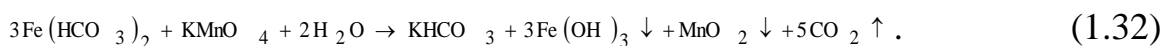
використанні хлору – вільний хлор окиснює  $Fe^{2+}$ , з наступним процесом гідролізу та утворенням ферум(III) гідроксиду [8]:



В результаті проходження хімічної реакції (1.31) відбуваються процеси утворення вільного  $CO_2$  та часткового зниження величини рН, що свідчить про необхідність проведення попереднього підлуження вхідної води. Відомо, що на окиснення 1 мг заліза витрачається 0,64 мг хлору з одночасним зниженням лужності води на 0,018 ммоль/дм<sup>3</sup> [11]. У звичайних умовах при нормальних значеннях рН води реакція відбувається протягом 4 – 10 хвилин. В присутності амонійних солей, які зв'язують хлор у хлораміни, швидкість окиснення заліза знижується. При обробці вихідної води, яка містить розчинені органічні речовини, хлором можливе утворення летких органічних сполук (ЛОС) або летких хлорорганічних сполук (ЛХОС). Відомо, що зазначені сполуки не можуть бути видаленими із води при використанні традиційних методів очищення [56, 63, 64, 66, 198]. Також слід відмітити, що при підвищенні доз хлору, величин рН, температури, кольоровості, перманганатної окисності вихідної води можливо проходження процесів, які призводять до збільшення вмісту вторинних забруднень у питній воді [198]. В роботі [68], за результатами проведених досліджень щодо кінетики утворення основних вторинних продуктів при хлоруванні питної води, яка містить гумінові кислоти, авторами було встановлено, що реакція між хлором та гуміновими кислотами відбувається поступово. Зокрема протягом перших 6 годин контакту утворюються лише 50 % вторинних продуктів реакції [198].

Таким чином, в присутності розчинених органічних сполук та фенолів, застосування хлору в якості окисника сполук заліза не рекомендується [59, 67, 198].

Іншим окисником, який ще недавно застосовувався на станціях водоочищення для окиснення сполук  $Fe^{2+}$  був калій перманганат. При використанні зазначеного реагенту утворювався осад із пластівців  $Mn(OH)_2$ , який каталітично прискорював процес окиснення заліза [11, 198]:



Однак калій перманганат є прекурсором і використання його у виробничому масштабі ускладнено [198, 254].

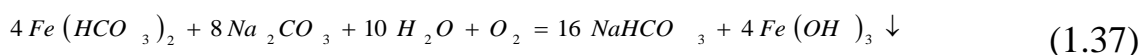
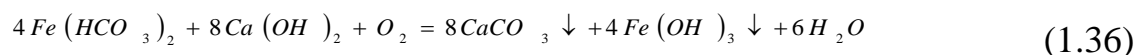
Відповідно за В.Ф. Кожиним [69], для видалення органічних сполук заліза можливе використання метод озонування води. Доза озону приймається рівною вмісту  $\text{Fe}^{2+}$ . В результаті чого відбувається окиснення органічних та мінеральних сполук ( $\text{Fe}^{2+}$ ;  $\text{Mn}^{2+}$ ) із подальшою зміною їх фазово-дисперсного стану, а саме перетворенням до нерозчинних гідрооксидів з наступним очищенням на фільтрах.

Однією із вагомих переваг озону є його здатність окиснювати сірководень при рН 5,0 – 9,0 [41]. Розрахункові дози окисника, за дослідями професора С.М. Ліневича, слід приймати в межах 0,47 – 1,87 мг  $\text{O}_3/\text{мг}$  [70]. При озонуванні підземних вод, які містять сірководень, можливо проходження наступних реакцій [12]:



Метод озонування має наступні недоліки технічного характеру [59]: відносно високу вартість синтезу озону, його токсичність при високих концентраціях, корозійну активність, складність в експлуатації.

При знезалізненні кислих, слабокислих підземних вод, які містять комплексні сполуки, ряд дослідників рекомендують до використання речовин лужних реагентів [5, 6, 12, 59, 71], які одночасно сприяють проходженню процесу стабілізаційної обробки води. При застосуванні методу аерації води з наступною обробкою вапном або содою процес описується наступними рівняннями [11, 59, 198]:



За даними [5] при величинах рН 7,1 та використанні лужних реагентів можливо проходження процесу деструкції залізоорганічних комплексів, а в інтервалі величин рН 6,3 – 8,0 в осад може випадати  $\text{FeCO}_3$  [11, 198]. Використання коагулянтів і флокулянтів призводить до зниження захисної дії гумінових колоїдів. Додатній заряд іонів, які утворюються після дисоціації солей електроліту, є достатнім для нейтралізації від'ємного заряду гумінових комплексів та  $\xi$ -потенціалу колоїдів, які утворюються, до значень, при яких відбувається процес флокуляції [20, 198, 243].

За результатами наведеного аналітичного огляду існуючих методів реагентного очищення підземних вод можливо відмітити їх загальні недоліки:

а) використання підвищених доз реагентів (хлору, озону,  $\text{KMnO}_4$ , розчину вапна) необхідних для деструкції органічних комплексів заліза, призводить до їх подорожчання та складності в експлуатації; б) можливості утворення в процесі деструкції залізоорганічних комплексів токсичних сполук, які проходять транзитом через фільтрувальні споруди до споживачів; с) утворення великої кількості шламу після реагентного господарства; д) при використанні схем з катіонітовими фільтрами виникає проблема утилізації промивних вод – елюатів [198].

**Біохімічний метод.** Розробці біохімічного методу видалення із підземних вод розчинених сполук Fe (II) та Mn (II) присвячені роботи багатьох вчених світу (Сафонов М.А., 1984; Czekalla, 1985; Seppanen, 1991; Mouchet., 1992; Пейчев, 1988; Natva, 1988; Bourguine, 1994; Тамура та ін., 1999; Менча М.Н., 2000; Гейдж та ін., 2001; Седлухо Ю.П., 2006; Журба М.Г., 2006; Говоров О.Б., 2007; Пачіні та ін., 2005; Фуджікава та ін., 2008; Букреєва В.Ю., 2010) [10, 197].

Застосування біохімічного методу окиснення стало можливим завдяки широкому розповсюдженню феробактерій у підземних водах у різних регіонах світу [10, 72, 76 – 80]. Зокрема в роботі [72] відмічено їх присутність в підземних водах 150 країн. У дослідженнях [73] авторами виявлено бактерії *Gallionella*, *Leptothrix* в підземних водах за Полярним колом, а в роботах [74, 75] описано їх присутність в підземних водах Південної Африки та США. При цьому їх кількість в підземних водах залежить від концентрації Fe(II), карбон(IV) оксиду а також наявності зв'язку із поверхневими водами. Так за результатам досліджень проведених Г.А. Дубініною та А.А. Аскернія у холодних водах артезіанських



свердловин кількість бактерій роду *Gallionella spp.* становила (до  $10^3$  кл/см<sup>3</sup>) [73], за даними А.Ю. Марченко [20], у підземних горизонтах які мають взаємозв'язок із поверхневим водами, кількість бактерій роду *Gallionella* підвищувалася до  $3,35 \cdot 10^5$  кл/см<sup>3</sup> а роду *Leptotrix* до  $4,65 \cdot 10^4$  кл/см<sup>3</sup>. Розвиток консорціумів феробактерій на поверхні контактної матеріалу було підтверджено результатами мікроскопічних досліджень [40, 77, 78, 80 – 83]. За показниками [83], загальна кількість мікроорганізмів в обростаннях піщаного завантаження фільтрів складала  $8,4 \cdot 10^5$  кл/г сирого піску, при кількості життєздатних феробактерій  $4,6 \cdot 10^5$  кл/г. Дослідами, проведеними Mouchet [77], було визначено оптимальні параметри рН – Eh середовища, необхідні для їх розвитку та межі їх конкурування із традиційними схемами окиснення Fe(II) киснем повітря (рис. 1.12). Окреслені межі рН – Eh середовища характеризують феробактерії як градієнтні мікроорганізми [77, 82, 85, 86]. Перші дослідження методу в Україні проводилися під керівництвом професора М.А. Сафонова [82, 87 – 89]. В роботі [10] нами проведено детальний аналітичний огляд питання використання згаданого методу в різних країнах світу (табл. 1.14) із описом основних технологічних характеристик станцій водоочищення.

Спраючись на роботи ряду вчених, які проводили дослідження процесів накопичення металів як клітинами так і матриксними структурами феробактерій можливо константувати що цей процес має декілька фаз. Так в роботах Neubauer (2000) було відзначено, що деякі із феробактерій мають здатність щодо вироблення зовнішньо клітинних органічних матриць, які зв'язують Fe(II), одночасно з цим роблячи його менш доступним для хімічного окиснення киснем повітря. В свою чергу, такі компоненти клітинної стінки бактерій як хітин та хітозан, а також розташовані на її поверхні від'ємно заряджені групи йонів ( $\text{PO}_4^{3-}$ ;  $\text{COO}^-$ ;  $\text{OH}^-$ ) [83] здатні до адсорбції йонів Fe(II) із водних розчинів. Структура самих матриксів біо-мінералів також суттєво відрізняється від аморфного осаду  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , який утворюється в результаті окиснення іонів  $\text{Fe}^{2+}$  киснем повітря або іншими хімічними реагентами. Насамперед своєю органічною складовою із кислих полісахаридів, збагачених карбоксилем, та ліпідів [306, 307, 308]. В результаті зовнішньо-клітинної діяльності полісахаридів з іонами Fe(II) утворюються нанокристали  $\gamma$  –  $\text{FeOOH}$  та гетиту  $\alpha$  –  $\text{FeOOH}$  [100, 194, 212].

Таблиця 1.4 – Параметри якості вихідної води на закордонних станціях біологічного знезалізнення [10]

Водоочисні станції	Параметри якості вихідної води				Літературні джерела
	Fe <sup>2+</sup> мг/дм <sup>3</sup>	Mn <sup>2+</sup> мг/дм <sup>3</sup>	pH	T, °C	
Salo, Finland	12-23	0,28-0,67	N/A	N/A	Seppanen (1992)
Forest Row, England	10-20	1,2-1,6	6,2-6,5	10	Dynamco
Powdermill, England	10	0,8	6,5	10	Dynamco
Paderborn, Germany	0,1- 16,3	0,26-0,84	6,9-7,7	9,8	Czekalla et al (1985)
Braunschweig – Bienrode, Germany	3,5	0,9	6,5	N/A	Czekalla et al (1985)
Pilot Plant	2,6-3,0	0,01	5,2-5,5	17	Viswanathan & Boettcher (1991)
Saints Hill, England	2,5-4,0	0,5-0,6	6,7-6,8	11	Bourgine et al (1994)
Hitura, Finland	2,46	0,35	N/A	N/A	Seppanen (1992)
Hamburg Gross Handorf, Germany	2,4	0,16	7,34	N/A	Czekalla et al (1985)
Hamburg - Neugraben	1,22	0,13	7,6	N/A	Czekalla et al (1985)
Poncey, France	1,0	0,5	7,2	N/A	Mouchet (1995)
Lome, Togo	0,75–1,1	≤ 0,03	6,15–6,5	30- 31	Mouchet (1992)
Hamburg - Boursberg	0,69	0,13	7–7,88	N/A	Czekalla et al (1985)
11 Plants	0,24– 10,1	0,12–0,76	N/A	N/A	Hatva (1988)
Avignon, France	<1,0	≤5,0	-	10	Marchenco (2000)
Zhukovsky, Zheleznodorozhnyj	4,4–7,6 5,0	0,15–1,0 0,08	7,18 6,6	10	Zhurba M.G., Govorova Zh., Govorov O. (2003-2013)
Preekstoel, SA	2–10 (30)	0,5–5,0	4,5–6,0	N/A	Geoff du Toit, (2014)
г. Барнаул	1,51	0,2	5,9–6,0	1–2	Дубинина Г.А. (2014)

Дослідження проведені В. Thamdrup (2000), щодо визначення величин редокс-потенціалів окисно-відновних пар, надали наступні результати:  $Fe_5HO_8 \cdot 4H_2O / Fe^{2+} - +2$  мВ;  $\gamma - FeOOH / Fe^{2+} - -88$  мВ;  $\alpha - FeOOH / Fe^{2+} - -274$  мВ [102]. Органічні волокна матричних структур поступово накопичують FeOOH контролюючи його рекристалізацію [98] та формуючи біо-мінерали нанометрового розміру [99]. Таким чином створені бактеріями полімерні матричні структури біо-мінералів складаються з кислих полісахаридів з карбоксильними функціональними групами, які знаходяться в щільному просторовому зв'язку з ферум(III) гідроксидом [10], що призводить до збільшення брудомісткості (рис. 1.13), на відміну від традиційних безреагентних методів [10, 74].

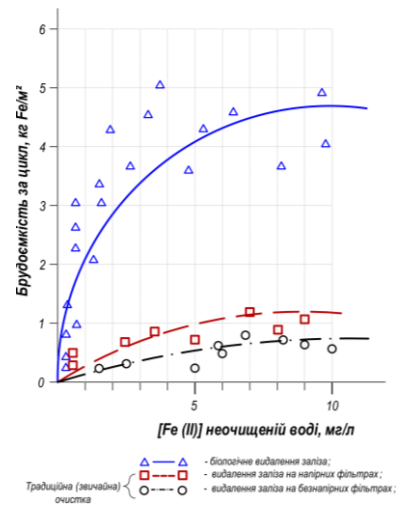
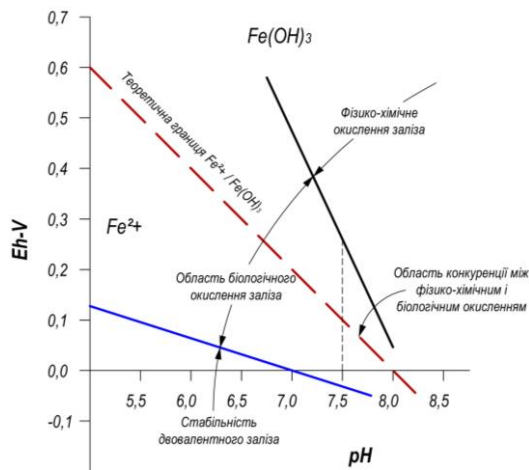


Рис. 1.12. Поля активності феробактерій (за Mouchet, 1992) [74].

Рис. 1.13. Порівняння брудомісткості біологічного та фізико-хімічних методів знезалізнення (за Mouchet, 1992) [74]

**Видалення із води сірководню.** В залежності від форми існування сірчанних сполук в підземній воді методи очищення від сірководню поділяються на чотири групи [12]: 1) фізичні, в яких видалення  $H_2S$  здійснюється аерацією води; 2) хімічні, в яких застосовують окиснення сірководню хлором, озоном, гідроген пероксидом; 3) фізико-хімічні, в яких підкисленням води переводять всі сірчані сполуки в молекулярно-розчинену форму з наступним видаленням аерацією; 4) біохімічні, в яких сірчані сполуки окиснюються за допомогою сіркобактерій.

Видалення сірководню шляхом аерації слід застосовувати при його концентраціях до  $3 \text{ mg/dm}^3$ . Метод реалізовується на плівковому дегазаторі з примусовою подачею повітря [12, 59]. Сутність хімічних методів видалення сірководню полягає в обробці води різними окисниками (табл.1.5). Хімічні методи очищення води від сірководню можливо застосовувати при його концентрації у вихідній воді до  $10 \text{ mg/dm}^3$  [59]. При використанні реагентів необхідно враховувати той факт, що для більшості окисників збільшення  $pH$  середовища приводить до зниження їх окисної здатності щодо сірководню. Сутність адсорбційних методів полягає в сорбції сірководню різними типами сорбентів: АВ; АР-3; аніонітом АН-31. Сумісне застосування окисників і сорбентів дозволяє значно скоротити

витрати сорбенту [59]. Суть біохімічного методу полягає у використанні окиснювальних властивостей сірчаних бактерій щодо сірководню [59, 70].

Таблиця 1.5 – Питома витрата окисників [12, 59, 70].

Реагент-окисник	Окисно-відновна реакція	Витрата реагенту окиснювача мг на 1 мгΣ H <sub>2</sub> S
Озон (O <sub>3</sub> )	$H_2S + O_3 = S \downarrow + H_2O + O_2$ (1.38)	0,47 – 1,87
	$3H_2S + O_3 = 3S \downarrow + 3H_2O$ (1.39)	
	$3H_2S + 4O_3 = 3H_2SO_4$ (1.40)	
Гідроген пероксид (H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> )	$H_2S + H_2O_2 = S \downarrow + 2H_2O$ (1.41)	1,0 – 3,0
	$H_2S + 3H_2O_2 = H_2SO_4 + 2H_2O + H_2 \uparrow$ (1.42)	
Перманганат калію (KMnO <sub>4</sub> )	$3H_2S + 4KMnO_4 = 2K_2SO_4 + S \downarrow + 3MnO_2 \downarrow + 3H_2O$ (1.43)	1,85 – 3,1
Хлор (Cl <sub>2</sub> )	$H_2S + Cl_2 = S \downarrow + 2HCl$ (1.44)	1,85 – 8,4
	$H_2S + 4Cl_2 + 4H_2O = H_2SO_4 + 8HCl$ (1.45)	
Кисень (O <sub>2</sub> )	$2H_2S + O_2 \rightarrow 2S \downarrow + 2H_2O$ (1.46)	0,47

### Аналіз сучасних методів видалення із води антропогенних домішок.

**Видалення амонійних сполук нітрогену.** В підземних водах вміст амонійного нітрогену супроводжується присутністю H<sub>2</sub>S; CO<sub>2</sub>; Mn; Fe. При рН 6 – 8 у воді головним чином знаходиться йон NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Аналіз літературних даних (додаток Б3) дозволив зробити висновок щодо двох напрямків розвитку водоочисних методів: фізико-хімічних – хлорування, аерація в лужному середовищі, зворотній осмос, сорбція, іонний обмін на кліноптилітових фільтрах, електроліз; і біологічних – біологічна нітрифікація. Відповідно [51, 67, 103] амонійний нітроген легко засвоюється методом біологічної нітрифікації. Вагомими недоліками даного методу [103] є утворення підвищеної кількості бактерій та органічних речовин, що призводить до необхідності додаткового очищення води. Крім того, застосування додаткових біологічних добавок, а також незначні концентрації амонійного нітрогену, нітритів і нітратів призводять до ускладнення експлуатації даного методу.

**Методи видалення із води фенолів.** Аналіз літературних даних [113 – 122] дозволив зробити висновок щодо сучасних методів очищення води від фенолів, заснованих на окисній здатності озону, гідроген пероксиду, калій перманганату,

хлору. Використання біологічного методу для видалення невеликих концентрацій фенолів  $< (0,25 - 0,5) \text{ мг/дм}^3$  із адаптованою мікрофлорою найбільш придатне з всіх розглянутих методів, завдяки відсутності додаткових реагентів ( $\text{O}_3$ ;  $\text{H}_2\text{O}_2$ ;  $\text{Cl}_2$ ). Недоліки методу: мала швидкість фільтрування ( $V_{\text{фільтр}} = 2 \text{ м/год}$ ) та велике водоповітряне співвідношення 5:1. Застосування  $\text{H}_2\text{O}_2$  дозволяє проводити окиснення великої кількості органічних забруднень. Цей підхід засновано на генерації гідроксильних радикалів  $\text{OH}^\bullet$  із  $\text{H}_2\text{O}_2$  в присутності каталізатору – іонів феруму. Недоліком системи Фентона є неможливість регенерації каталізатора [112].

Гідроксильний радикал, на відміну від інших окисників, має найбільшу відносну окиснювальну здатність [114]. Причому, на відміну від хлору та хлорноватистої кислоти він не утворює токсичні продукти в ході хімічної реакції деструкції фенолів. Крім того, в порівнянні з  $\text{KMnO}_4$ ,  $\text{H}_2\text{O}_2$ ,  $\text{O}_3$ , реакції деструкції можуть йти за значень рН вихідної води без додаткового підкислення, як у випадку із  $\text{H}_2\text{O}_2$ , або підлучення як з  $\text{O}_3$ . Існує кілька методів, доступних для отримання  $\text{OH}^\bullet$  радикалів, які можливо поділити на фотохімічні та не фотохімічні [112 – 114].

Фотохімічні методи: ( $\text{O}_3/\text{УФ}$ ); ( $\text{H}_2\text{O}_2/\text{УФ}$ ); ( $\text{УФ} - \text{TO}_2$ ) [112 – 114, 121, 122]; є одночасно окиснювальними і фотолітичними процесами. Відносний внесок кожного з елементів залежить від багатьох факторів: інтенсивності і спектра ультрафіолетового опромінювання; співвідношення фаз окисників і інтенсивності УФ; концентрації забруднень і їх природи; вмісту деяких компонентів природної води, які можуть виступати каталізаторами розкладу  $\text{O}_3$  або частками  $\text{OH}^\bullet$  радикалів [184]. До нефотохімічних методів слід віднести: озонування в лужному середовищі ( $\text{pH} > 8,5$ ); озонування в присутності гідроген пероксиду ( $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ ); використання реагенту Фентона  $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}/\text{pH}$  (3,0 – 5,0) [184]. Але наведені методи є досить дорогими та складними в експлуатації в системах водопостачання малих населених пунктів. Тому, для очищення природних підземних вод, від складних органічних сполук необхідний метод, який дозволяв би генерувати гідроксильні радикали і одночасно був простим та недорогим в експлуатації. Проведений огляд сучасних наукових досліджень та розробок [115 – 122] дозволив зробити висновок, що при використанні методу гідродинамічної кавітації (ГДК) у воді утворюються  $\text{OH}^\bullet$  –

радикали, необхідні для очищення від фенолів [184]. В результаті процесу ГДК утворюються високоактивні радикали  $\text{OH}^\bullet$  із відносною окиснювальною здатністю 2,05, яка перевищує в два рази відносну активну здатність хлору, в 1,56 рази – гідроген пероксиду та у 1,34 рази – озону [121, 122].

На основі приведеного аналізу технологій з використанням окиснення /деструкції сполук фенолів у природних водах можливо зробити висновок, що найбільш ефективними будуть ті технології, які дають змогу проводити процес окиснення активними частками (радикалами) у всьому потоці оброблювальної води, без суттєвих змін її кислотно-лужних параметрів при максимально зменшених термінах проходження хімічних реакцій, що дасть змогу зменшити експлуатаційні та капітальні витрати в процесі окиснення фенолів.

### **1.5. Аналіз існуючих класифікаторів технологій кондиціонування багатокomпонентних підземних вод**

На сьогоднішній день існує декілька класифікаторів методів і технологій очищення підземних вод, розроблених Л.А. Кульським, Г.І. Ніколадзе, М.Г. Журбою, Ж.М. Говоровою, В.В.Дзюбо [6, 8, 41, 59, 67]. Використання класифікації Л.А. Кульського при проектуванні станцій водоочищення дозволяє в першому наближенні проводити обґрунтування використаних методів [6]. В основу її покладено поняття про фазово-дисперсний стан речовин у водному середовищі. Цей принцип дозволив об'єднати широкий спектр різноманітних фізичних, хімічних і біологічних характеристик домішок, присутніх у природних і стічних водах, у чотири узагальнюючі групи. Дві з них належать до гетерогенних систем, представлених у воді зависями, колоїдами, емульсіями [6].

Дві інші належать до гомогенних систем та являють собою молекулярні та іонні розчини. При проектуванні нових і реконструкції діючих станцій водоочищення окрім фазово-дисперсного стану домішок необхідно враховувати також діапазон концентрацій сполук природного та антропогенного походження, які видаляються, а також їх взаємний зв'язок у природних водах [42, 195].

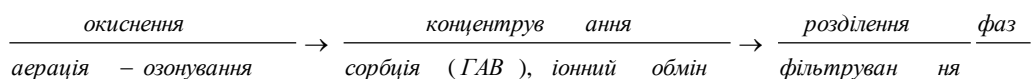
В класифікаторі Г.І. Ніколадзе було розроблено умови застосування технологій для знезалізнення, деманганациї та знефторювання підземних вод із урахуванням значень окисно-відновлювального потенціалу (ОВП), лужності,

температури, перманганатної окисності, наявності розчинених газів, а також форм сполук заліза та мангану [8]. Однак в даному класифікаторі не було враховано наступні, важливі з точки зору вибору технологій водоочищення фактори: оптимальні межі бікарбонатної лужності води, яка підлягає обробці; межі величин рН – Eh водних систем для застосування рекомендованих технологій; не враховано можливість присутності в підземних водах антропогенних домішок та їх взаємозв'язок з природними забрудненнями (додаток Б4) [195].

Запропонований М.Г. Журбою класифікатор технологій очищення підземних вод [59] представляє собою системний набір технологічних схем в залежності від значень визначальних інгредієнтів як природного, так і антропогенного походження, фактора часу їх присутності в заданому інтервалі концентрацій. Слід відмітити, що при виборі загальної технологічної схеми очищення за основу приймається клас і підклас природних забруднень за додаванням додаткових технологій водоочищення від конкретних антропогенних забруднень за групами та підгрупами. В результаті проведеного аналізу класифікатора (додаток Б5) було встановлено, що в ньому не розглядається питання градації природних вод за окисно-відновним потенціалом, бікарбонатною лужністю, ступенем агресивності та впливу цих факторів на вибір запропонованих технологій. Крім того, не розглядається питання одночасної присутності в підземних водах сполук заліза в мінеральних і комплексно-органічних формах. Не наведено параметри граничних величин за водневим показником рН [195]. В класифікації підземних вод [59], яка стала базовою при розробці даного класифікатора технологій, не враховано можливий перерозподіл кількісних показників інгредієнтів між класами підземних вод, що ускладнює вибір технологій при відмінних ніж у базовій класифікації параметрах якості води [195]. У технологіях із застосуванням біосорбції на попередній стадії рекомендовано використання глибокої аерації, що призводить до вилучення із підземних вод іонів  $Fe^{2+}$  які виступають в якості джерела електронів в процесах внутрішньоклітинного метаболізму хемолітоавтотрофних бактерій *Gallionella*.

В класифікаторі технологій водоочищення підземних вод, розробленому В.В. Дзюбо [41], акцент зроблено не на класи якості природних вод, а на умови їх застосування за якісними показниками. Основною відмінністю від розглянутих вище класифікаторів Г.І. Ніколадзе та М.Г. Журби є, по-перше, широкий спектр

розроблених автором апаратів, призначених для аерації-дегазації та споруд для проведення відповідної обробки води киснем повітря. Так, аератори представлено різними типами форсунок, ежекційних насадок, а споруди – градирнями, вакуумними та вихровими дегазаторами. По-друге – не розглянуто метод біологічного знезалізнення, хоча у водах даного регіону, згідно досліджень [20, 21, 23], представлено широкий спектр феробактерій. По-третє – не розглядається використання метод стабілізаційної обробки води, хоча у більшості випадків підземні води розглянутого регіону мають незначну лужність (1,5- 2,5 ммоль/дм<sup>3</sup>) та жорсткість (до 4 ммоль/дм<sup>3</sup>), що разом із рН 6,0 – 7,0 та присутністю розчинених газів характеризує води як агресивні по відношенню до металу та бетону. Для деструкції органічних речовин, комплексних сполук, фенолів пропонується [41] використовувати озонування із наступним фільтруванням на гранульованому активованому вугіллі (ГАВ). Враховуючи низькі температури вод підземних горизонтів практично не використовуються коагулянти та флокулянти. Основою всіх запропонованих автором технологій водоочищення [41] є різні методи аерації [63 – 65], які дозволяють при використанні різних видів форсунок і контактних апаратів досягти значного ефекту десорбції розчинених газів, насичувати воду киснем повітря із наступним окисненням мінеральних форм заліза. Для деструкції залізоорганічних комплексів, фенолів передбачається озонування із наступним фільтруванням крізь гранульоване активоване вугілля (ГАВ) [195]. Таким чином, всі запропоновані автором технології можливо об'єднати наступними процесами:



Всі класифікатори технологій очищення підземних вод базуються або на запропонованих їх авторами, або на відомих класифікаціях природних вод.

Зокрема в класифікації Г.І.Ніколадзе [8] галузь застосування рекомендованих технологій диктувалася заданими верхніми інтервалами основних показників якості води (Fe, Mn, CO<sub>2</sub>, рН, карбонатної твердості, перманганатної окиснюваності) при величинах бікарбонатної лужності більше за 1,35 ммоль/дм<sup>3</sup> та окисно-відновного потенціалу більше за 0,1 В. В класифікації не розглянуто наступні фактори: варіативність параметрів якості природних вод; підземні води із параметрами рН 5,5 – 6,0 та окисно-відновного потенціалу менше за 0,1 В;



підземні води із величинами бікарбонатної лужності менших за  $2,0 \text{ ммоль/дм}^3$  та більших за  $6,0 \text{ ммоль/дм}^3$ ; критерії ступеня агресивності води.

Класифікатор технологій М.Г. Журби базується на класифікації підземних вод поділених за класами та підкласами в залежності від рівня забрудненості джерела водопостачання за йонами  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ , розчинених газів. Причому кожний наступний клас та підклас містять концентрації за  $\text{Fe}^{2+}$  на  $5 \text{ мг/дм}^3$ , а за  $\text{Mn}^{2+}$  на  $0,5-1,0 \text{ мг/дм}^3$  вище ніж попередні. Розчинені гази, в блоці очищення води від природних забруднень представлено  $\text{CO}_2$  із концентраціями до  $200 \text{ мг/дм}^3$ , величини  $\text{pH} > 6,0$ . Вплив величин бікарбонатної лужності, перманганатної окислюваності, окисно-відновного потенціалу не враховувався [59].

В класифікації [190] рекомендовані методи підготовки води залежать від класів джерел водопостачання, де кожен наступний клас характеризується гіршими показниками якості воді ніж попередні. Але у наведеній класифікації не найшли відображення наступні важливі показники якості води, які впливають на компоновку технологічної схеми: бікарбонатна лужність, загальна твердість, величини окисно-відновного потенціалу, індекси стабільності води. Крім того в класифікації не враховано наявність в підземних водах антропогенних забруднень.

Існує ряд деталізованих класифікацій природних вод за фізико-хімічними показниками якості та хімічному складу розчинених домішок [1, 2, 3]. Зокрема класифікація С.А. Щукарева передбачає 49 класів природних вод (наприклад, хлоридно-натрієві, карбонатно-сульфатно-магнієві та ін.). В якості класифікаційної ознаки прийнято присутність у воді концентрацій іонів більш ніж  $12,5 \%$  від загальної їх кількості [1, 3]. Відповідно до класифікації О.А. Альокіна природні води поділяються на 3 класи за переважаючим аніоном ( $\text{C}^-$ ,  $\text{S}^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ) та три групи за переважаючим катіоном ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ). Кожна група в свою чергу характеризується трьома типами вод які визначається співвідношенням між іонами [25]. На основі співвідношення між іонами побудовані також хімічні класифікації О.А. Бозояна, М.Г. Валяшко, В.А. Приклонського та ін. [3].

Однак за думкою А.І. Перельмана [3] йонний склад не може визначати геохімічну своєрідність всіх вод. Великий вплив на геохімічні властивості більшості вод надає розчинені органічні речовини та гази [1 – 4, 11 – 15]. У водних

розчинах розчинені органічні сполуки разом із металами утворюють розчинені та здатні до міграції металоорганічні сполуки [1 – 3, 15, 19]. Згідно даних наведених в роботі [3], завищення таксономічного рангу йонного складу без врахування розчинених органічних речовин може привести до об'єднання в одну групу вод із різними властивостями. Відповідно до геохімічної класифікації природних вод А.І. Перельмана система складається із шести головних таксонів: група – температура; тип – окисно-відновні умови; клас – лужно-кислотні умови; семейство – загальна мінералізація; рід – розчинені органічні речовини; вид – провідні катіони та аніони, крім  $H^+$  та  $OH^-$ . Кодування вод запропоновано за допомогою чисел [3].

Аналіз всіх існуючих методів та технологій водоочищення, наведених в класифікаторах [6, 8, 41, 59], дозволив нам зробити висновок щодо необхідності їх удосконалення з точки зору врахування багатокomпонентності підземних вод та неможливості існування в природних водах всього різноманіття інгредієнтів у відповідності до класів вод, рекомендованих для господарсько-питного водопостачання [190].

## **1.6. Аналіз сучасних теоретичних розробок в напрямку удосконалення методів комплексного біологічного та фізико-хімічного очищення природних вод**

В результаті проведеного аналітичного огляду існуючих напрямків щодо інтенсифікації процесів очищення багатокomпонентних підземних вод були виділені наступні теоретичні дослідження: впливу постійного магнітного поля на проходження фізико-хімічних та біохімічних процесів; вивчення механізмів біохімічного окиснення  $Fe(II)$  та амонійного нітрогену; вивчення методу гідродинамічної кавітації в галузі очищення природних та стічних вод; розробка сучасних математичних моделей процесу очищення підземних вод; вивчення питання утилізації відходів від станцій очищення підземних вод.

На першому етапі був проведений аналіз сучасних досліджень щодо механізму впливу постійного магнітного поля (ПМП) на біологічні системи. Цій

проблемі присвячено велику кількість робіт як вітчизняних, так і закордонних вчених, зокрема: В.М. Бінгі, А.М. Бучаченко, С.В. Зеніна, А.М. Сімонова, J. Galvanovskis, J.L. Kirschvik, D.S. Jones, A. Chiabrera, M. Grattarola, A.R. Liboff та інших [123 – 129]. В роботах [123 – 127, 207] авторами відмічено, що дія магнітного поля викликає підвищену проникність біологічних мембран, сприяє більш інтенсивній дії ферментів та підвищує біологічну активність мікроорганізмів.

Запропонована гіпотеза активації біохімічних процесів [133, 200] базується на ряду теорій, зокрема: кластерної структури води, окиснення заліза в формі гідрогенкарбонатів і органічних сполук продуктами внутрішньоклітинного метаболізму ферробактерій [36], а також механізмів магніторецепції мікроорганізмів [127]. На базі робіт Блекмора (Blakemore R.P.), Франкля (Frankel R.V.), Вольве (Wolfe R.S.), Кіршвінка, Джонса (Kirschvik J.L., Jones D.S.), була запропонована гіпотеза щодо можливості перетворення ферробактерій в такій системі в мікробіомагніти, які здатні напрацьовувати нанокристали магнетиту [200, 293].

За результатами проведеного теоретичного аналізу сучасних досліджень використання ферробактерій в галузі очищення природних вод було встановлено, що більшість з них присвячено вивченню природного механізму окиснення сполук феруму [36, 37, 38, 80, 83]. На даний момент відомі декілька механізмів, які описують рух електронів по дихальному ланцюгу хемолітоавтотрофних бактерій [37, 135]. В результаті широкого спектру досліджень щодо фізіології, геноміки та систематики прісноводних ферробактерій, проведених групою вчених під керівництвом Давіда Емерсона, Ерін Філд та Карен Давенпорт в лабораторіях Bigelow Laboratory for Ocean Sciences, East Boothbay Harbor, Los Alamos National Laboratory, DOE Joint Genome Institute, DOE Joint Genome Institute, Walnut Creek, США [135], було запропоновано удосконалену схему транспорту електронів від іонів  $Fe^{2+}$  в цитоплазматичній мембрані бактерій *Gallionella* (рис. 1.14).

Схема базується виключно на геномному аналізі Mt<sub>0</sub>A і показує можливість білка ініціювати окиснення  $Fe^{2+}$  до  $Fe^{3+}$ . В роботі [135] вказано, що механізм переміщення електронів із зовнішньої клітини мембрани до цитоплазми поки ще невідомий.

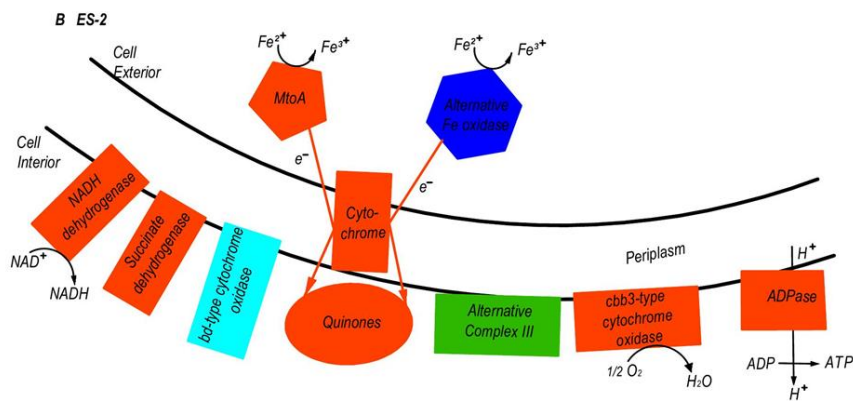


Рис.1.14. Схема руху електронів від іонів  $Fe^{2+}$  до дихального ланцюга на ЦПМ *Gallionella* за [135].

За результатами досліджень [135] встановлено, що у бактерії роду *Gallionella ES -2* відсутні хромосоми *bcl* і було припущено, що пул *ACIII* може замінити їх функції. Організм має *bd* тип цитохрома оксидази, який може взаємодіяти з квінтонами. Відповідно до досліджень Емерсона, ланцюг руху електронів складається з п'яти окремих комплексів [136]. Організм *Gallionella* повністю укомплектовано генами для NADH дегідрогенази, а також комплексом сукцінат дегідрогенази (рис.1.14). Мікроорганізм має квінон, за допомогою якого відбувається відщиплення та переміщення електрону від дегідрогенази NADH до цитохромного комплексу *ACIII*. Як було відмічено в роботах [127, 128] мікроорганізм містить восьмигений кластер, який включає молібдотетраоксидоредуктазу [197]. Цей комплекс (*ACIII*) здатен до взаємодії з пулами квінонів та переміщення електронів до терміналу оксидази [137], в результаті чого мікроорганізм може використовувати його замість комплексу цитохромів *bcl*. Мікроорганізм має також цитохром оксидази *cbb3*, які мають більш високу схильність до кисню [138]. Крім того, мікроорганізм кодує цитохром *bd*-оксидази, який також має схильність до нормального розвитку в умовах присутності кисню і зв'язаний напряму з квінонним пулом [139]. Мікроорганізми роду *Gallionella* добре адаптовані до хемолітоавтотрофії, в тому числі до асиміляції  $CO_2$  та мають систему транспорту електронів, адаптовану для їх розвитку в середовищах з низькими

концентраціями кисню. Відповідно до [135], *Gallionella* містить додаткові гени для виробництва полісахаридів та фіксації  $CO_2$ , а також адаптована до дії важких металів [197].

Проведений аналіз сучасних технологій очищення підземних вод [5, 10, 11, 12, 20, 23, 39, 40, 49, 53, 55, 59, 73 – 80] показав, що одним із перспективних методів є метод біохімічного очищення. Однак математичному моделюванню процесів біохімічного вилучення сполук феруму приділялося менше уваги ніж традиційним фізико-хімічним методам.

Сучасні математичні моделі, які описують видалення Fe(II) із природних підземних вод, за ступенем врахування різноманітних факторів і процесів можливо класифікувати за декількома групами. До першої групи можливо віднести моделі представлені в роботах Stumm та Lee, 1961 [141], Olson та Twardowski, 1975 [142]; Tamuro, 1976 [143] та інших, які описують лише кінетику процесу окиснення катіонів  $Fe^{2+}$  і є в основному двокомпонентними. Зокрема в моделі, Stumm та Lee [141], було відзначено, що швидкість окиснення катіонів  $Fe^{2+}$  в карбонатних розчинах, в першу чергу, залежить від концентрації йонів  $Fe^{2+}$  та величини рН [226].

В роботі (Tamura, 1976) [143] відзначено, що в присутності Fe(III), окиснення Fe(II) відбувається паралельно за двома напрямками: 1 – проходження гомогенних реакцій окиснення йонів  $Fe^{2+}$  у водному розчині киснем повітря; 2 – проходження процесів гетерогенного окиснення  $Fe^{2+}$  на поверхні осаду  $Fe(OH)_3$ . За даними (Tamura 1976), ефективність процесу стає помітною при концентраціях  $Fe^{3+}$  вищих за 5 – 10 мг/дм<sup>3</sup>. Barry та ін., 1994 [148] представили інший загальний вираз кінетики окиснення катіонів  $Fe^{2+}$ , із урахуванням гомогенного окиснення, абіотичного гетерогенного каталізу, біологічного процесу окиснення та інших механізмів:

$$\frac{-d[Fe(II)]}{dt} = \{k_0[Fe^{2+}] + k_1[Fe(OH)^+] + k_2[Fe(OH)_2]\}pO_2 + k_3A \cdot [Fe^{2+}][OH^-]^2 \cdot pO_2 + k_4[Bacteria][Fe^{2+}][OH^-]^2 \cdot pO_2 + R_{other}, \quad (1.47)$$

де  $k_0$ ,  $k_1$ ,  $k_2$  – константи швидкості реакцій першого порядку в гомогенному середовищі, з поправкою на присутність ліганд і каталізаторів, які діють у процесі гомогенного окиснення ( $\text{с}^{-1}\text{атм}^{-1}$ );  $k_3$  – загальна константа швидкості гетерогенних абіотичних процесів ( $\text{с}^{-1}\text{атм}^{-1}$ );  $A$  – площа, на якій відбувається абіотичне окиснення,  $\text{м}^2$ ;  $k_4$  – константа швидкості реакції для деяких бактерій;  $[Bacteria]$  – концентрація бактерій (кл/л);  $R_{\text{other}}$  – швидкість окиснення, пов’язана з процесами, які не є явними.

До другого типу слід віднести відому модель знезалізнення [149], яка згідно аналітичного розв’язку, представленого в [151], може описувати роботу споруд лише на початковому етапі фільтроциклу.

До найбільш складного типу відносяться багатокomпонентні моделі, які описують різні процеси фізико-хімічного знезалізнення підземних вод. Найбільш сучасними з них є моделі, розроблені під керівництвом професора О.Я. Олійника, зокрема представлені в роботах [150, 151]. Модель, представлена в роботі [150], описує динаміку процесу знезалізнення води на швидких фільтрах при сталих значеннях швидкостей фільтрування. Модель враховує вплив процесів масопереносу, кінетики обміну та різноманітних трансформацій, які відбуваються як у рідкій, так і в твердій фазах системи відносно йонів  $\text{Fe}^{2+}$ , кисню, різних форм  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ . В роботі [151] представлено модель, яка складається із двох взаємопов’язаних блоків: гідродинамічного та динаміки сполук заліза у фільтруючому пористому середовищі. Модель враховує зміну гідравлічних властивостей завантаження фільтрів, нестационарність процесу знезалізнення, різні моделі кінетики масообміну, процеси гомогенно-гетерогенного окиснення заліза киснем. В роботі [153] авторами представлено сучасну кінетичну модель фізико-хімічного знезалізнення підземних вод на фільтрах, яка враховує масопередачу для двох форм заліза, відображає інтенсифікацію його видалення під впливом утвореного осаду, передбачає безвідривне фільтрування, враховує обмеженість сорбційного ресурсу. Представлені в огляді моделі вітчизняних вчених є частиною їх сучасних розробок в даному напрямку [226].

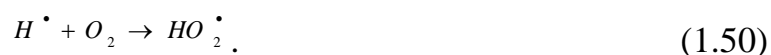
Крім активації фізико-хімічних та біохімічних процесів очищення природних вод нами було розглянуто також сучасні роботи в галузі гідродинамічної кавітації (ГДК) з метою використання відомих механізмів в процесах деструкції важко

окиснюваних органічних сполук як природного (гумінові комплекси), так і антропогенного (амонійний нітроген, феноли) походження.

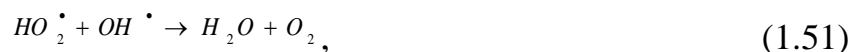
В роботі [184] нами було проведено аналітичний огляд сучасних теоретичних та експериментальних досліджень провідних вітчизняних та закордонних вчених: Вітенко Т.М., Гумницького Я.М., Дубровської О.Г., Кулагіна В.А., Немчинного А.Ф., Промтова М.А., Федоткіна І.М., Шевчук Л.І. та ін. присвячених вивченню методу гідродинамічної кавітації [115 – 120, 155 – 159]. В роглянутих роботах їх авторами відмічена сутність самого процесу ГДК, який є пов'язаним із одночасною дією двох механізмів: розповсюдженням ударних хвиль поблизу колапсуючих кавітаційних мікропухирців та ударною дією кумулятивних мікроструменів при їх несиметричному колапсі [115 – 118]. В результаті чого відбувається локальне підвищення температури та тиску поблизу пухирця з утворенням високоактивної області для проведення різних хімічних реакцій та процесів [184]. Як було відмічено в роботі [115], при обробці водних розчинів в умовах ГДК, відбувається активація молекул води з утворенням активних мономерних молекул  $H_2O^*$ . Одночасно з цим у фазі стиснення парогазових бульбашок відбувається генерування радикальних продуктів розкладу молекул води [116, 117]:



Присутність радикалів  $H^\bullet$  і  $OH^\bullet$  було доведено в роботі [117] при використанні методу “спинових пасток” під час сонолізу води. За наявності у кавітаційній бульбашці кисню можливі реакції трансформації радикалів:



В результаті досліджень, проведених рядом авторів [118, 120] щодо вивчення процесу кавітаційної обробки води в атмосфері різних газів, було виявлено присутність хімічного фактору в процесі накопичення у воді молекулярного кисню, пов'язане із рекомбінацією створених радикалів:



В роботах [115, 116] Т.Н. Витенько та Я.М. Гумницьким наведено механізми рекомбінації радикалів та зазначено, що в результаті проходження процесу ГДК остаточними продуктами реакцій у воді можуть бути наступні елементи:  $H_2O \Rightarrow H_2O^*$ ,  $H^\bullet$ ,  $OH^\bullet$ ,  $H^+$ ,  $OH^-$ ,  $H_2$ ,  $H_2O_2$  [184]. Підкреслено можливість реакції між радикальними продуктами  $H^\bullet$  та молекулами гідроген пероксиду:



Таким чином, за результатами проведеного аналітичного огляду сучасних наукових теорій та досліджень [184] було встановлено, що при застосуванні методу ГДК утворюються високоактивні радикали  $OH^\bullet$  із величиною відносної окиснювальної здатності 2,05. Отримана величина, за даними [121, 122] перевищує в два рази відносну активну здатність хлору, в 1,56 рази – гідроген пероксиду та у 1,34 рази – озону.

### Висновки до розділу 1

1. Проведені автором моніторингові дослідження параметрів якості підземних вод у 91 населених пунктах Волинської, Рівненської, Житомирської, Тернопільської, Закарпатської, Львівської, Хмельницької областей України вказали на присутність в них забруднень як природного (кольоровості, легкоокиснюваних органічних сполук, мінеральних сполук феруму, мангану, комплексних сполук Fe – ГК, гумінових кислот), так і антропогенного характеру (амонійного нітрогену, фенолів, поверхнево активних речовин, іонів важких металів).

2. Проведений моніторинг параметрів якості підземних вод дослідженого регіону, сумісно із фізико-хімічною лабораторією Рівненського обласного лабораторного центру МОЗ України, дозволив констатувати зміну їх якісного



складу в напрямку підвищення корозійної активності по відношенню до металу та бетону, що в умовах переважної більшості існуючих на даний час водоводів та водопровідних мереж з металевих, чавунних та залізобетонних трубопроводів призводить до повторного забруднення води продуктами корозії. Встановлена необхідність проведення їх стабілізаційної обробки.

3. На основі проведеного аналізу літературних джерел встановлено взаємозв'язок між впливом інгредієнтів, які вилучаються з підземних вод, та вибором технології водоочищення. Розроблена структурна схема взаємного зв'язку інгредієнтів, які входять до складу підземних вод різного фізико-хімічного складу.

4. В результаті проведеного аналітичного огляду літератури встановлено що існуючі на даний час технології не розраховані на проведення комплексного очищення підземних вод від сполук природного та антропогенного характеру.

5. Встановлено що математичному моделюванню процесів біохімічного вилучення сполук феруму приділялося менше уваги ніж традиційним фізико-хімічним методам.

6. В результаті проведеного аналітичного огляду сучасних теоретичних розробок в галузі удосконалення методів водоочищення, було виділено перспективні напрямки їх подальшого розвитку.

7. Розглянуто сучасні роботи в галузі гідродинамічної кавітації (ГДК) з метою використання відомих механізмів в процесах деструкції важко-окиснюваних органічних сполук як природного (гумінові комплекси), так і антропогенного походження (амонійного нітрогену, фенолів).

## РОЗДІЛ 2. ОБ'ЄКТИ, УСТАТКУВАННЯ, МЕТОДИКИ ДОСЛІДЖЕНЬ

### 2.1. Характеристика об'єктів дослідження.

В якості об'єктів досліджень в роботі виступали:

- 1) Природні підземні води, на яких базуються системи водопостачання м. Березне, м. Корець, с. Балашівка, с. Старе Село Рівненської області, міста Нововолинськ, Устилуг, Ковель, смт Ратне Волинської області (табл. 2.1, Додаток Б1), а також підземні води заводу ПАО «Полтавський алмазний інструмент» (табл. 2.2) та промивні води від гальванічного виробництва ТОВ «Високовольтний Союз – РЗВА» м. Рівне (табл. 2.3).
- 2) Побудовані за рекомендаціями автора станції водоочищення в містах Березне, Устилуг, Нововолинськ, с. Балашівка.
- 3) Ділянки водопровідної мережі м. Березне та напірні водоводи м. Нововолинськ.
- 4) Матриксні структури біомінералів з міжпорового простору контактного завантаження біореакторів та осад від промивки фільтрів станцій м. Березне, смт Рокитне, с. Балашівка Рівненської області.
- 5) Консорціуми бактерій родів *Gallionella* та *Leptothrix* та їх матриксні структури які знаходилися під дією силових ліній постійного магнітного поля (ПМП), а також розчинів ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ) та полігексаметиленгуанідину (ПГМГ) в процесі очищення підземних вод.
- 6) Модельні розчини, які містили сполуки амонійного нітрогену, гумінових кислот, фенолів.
- 7) Модифіковане, розчинами  $\text{MnCl}_2$  та  $\text{KMnO}_4$ , завантаження на базі спіненого полістиролу, а також активні контактні завантаження типу *Birm*, *MGS*.
- 8) В якості окисників використовували: кисень повітря ( $\text{O}_2$ ); гідроген пероксиду ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ); калій перманганат ( $\text{KMnO}_4$ ); активні радикали  $\text{OH}^\bullet$ .
- 9) В якості контактного завантаження: різні фракції спіненого полістиролу марки ПСВ, кварцовий пісок, активоване вугілля, цеоліти.

Таблиця 2.2 – Характеристика параметрів якості підземних вод із технологічних свердловин заводу ПАО «Полтавський алмазний інструмент» [189]

pH	Fe, мг/дм <sup>3</sup>	Лужність, ммоль/дм <sup>3</sup>	ПО, мг O <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	Cr <sup>6+</sup> мг/дм <sup>3</sup>
7,35	0,48–1,15	8,5	2,3	0,83–1,5

Таблиця 2.3 – Характеристика параметрів якості зворотної води гальванічного виробництва ТОВ «ВС-РЗВА» м. Рівне, Україна [189]

Етап дослідів	Реагент осаджувач	Параметри якості води			
		pH	Zn <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	Cu <sup>2+</sup> , мг /дм <sup>3</sup>	Ni <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>
I	висушений при $t=50^{\circ}\text{C}$	7,2	29,2	2,5	–
II	прокалений при $t=600^{\circ}\text{C}$	8,25	44	18,5	1,3
	«свіжий» осад				
III	«свіжий» осад	6,25	51,05	15,50	1,03

## 2.2. Методики визначення параметрів якості води

Визначення фізико-хімічних параметрів якості природних підземних та промивних вод від гальванічного виробництва виконувалися за стандартними методиками [160 – 176] в сертифікованій гідрохімічній лабораторії кафедри водопостачання, водовідведення та бурової справи Національного університету водного господарства та природокористування. Мікробіологічні дослідження проводили в акредитованій в системі ISO 17025:2006 бактеріологічній лабораторії ДУ «Рівненський обласний лабораторний центр МОЗ України» (додаток В1). Параметри якості води в період проведення фільтроциклів на діючих станціях водоочищення паралельно контролювалися Березнівською, Володимир-Волинською районними санітарно-епідеміологічними станціями, фізико-хімічною лабораторією Рівненського обласного лабораторного центру МОЗ України, хіміко-бактеріологічними лабораторіями по контролю якості води підприємств Нововолинськводоканал, а також Волинським науково-виробничим центром стандартизації метрології та сертифікації.

Таблиця 2.1 – Параметри якості досліджуваної води в населених пунктах Волинської та Рівненської областей України

Параметри якості води	Волинська область					Рівненська область				
	м. Ковель	м.Нововолинськ	м.Устилуг	м. Кам'янець Каширський	смт Ратне	м. Березне	м. Корець	смт Рокитне	с. Балашівка	с.Старе Село
Лужність, ммоль/дм <sup>3</sup>	4,8 – 5,08	6,0 – 7,5	7,5 – 8,4	3,5	6,5	2,0 – 4,3	6,7 – 7,8	0,8	1,4 – 1,6	1,0 – 2,7
pH	7,2 – 7,4	6,75 – 7,1	6,8 – 7,5	7,45	7,2	7,0 – 7,2	6,8 – 7,05	5,8 – 6,0	6,4	5,8 – 6,5
Fe <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	6,5 – 7,3	До 1,6	2,3 – 5,4	1,5 – 1,8	8,5 – 12,5	1,6 – 2,4	0,95 – 2,4	До 30,0	4,5 – 8,7	11 – 14,7
Mn <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	Н.в.	0,077	Н.в.	Н.в.	0,5	0,05	Н.в.	0,5	Н.в.	0,15
ПО, мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	4,8	1,2 – 1,6	2,3 – 4,7	2,4 (9,3)	8,9 – 34	3,5 – 4,0	3,96 – 4,5	7,0	5,0 – 6,0	5,8 – 10
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	Н.в.	До 3,16	3,5 – 5,5	1,8	1,75 – 4,4	0,5 – 0,8	0,25	1,7 – 4,0	0,5 – 2,0	2,5 – 3,0
C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH, мг/дм <sup>3</sup>	Н.в	Н.в	Н.в	Н.в	Н.в	0,03	0,055	0,03	0,06	0,05
H <sub>2</sub> S, мг/дм <sup>3</sup>	Н.в	Н.в	До 2,0	До 2,5	2,0 – 4,0	0,8	0,85 – 1,0	1,5 – 4,4	До 2,0	До 2,5
I <sub>L</sub>	-0,08	-0,32	0,15	-0,29	-0,67	-0,48	-0,3 – (-0,5)	-2,4	-1,67	-1,57

Вміст іонів  $\text{Ca}^{2+}$  виконували за МВВ 081/12-0644-09 титрометричним методом [160]. Вимірювання концентрацій іонів  $\text{Fe}^{2+}$  проводилися за МВВ 081/12-0175-05 колориметричним методом з калій роданідом [161] на фотоелектроколориметрі КФК-3 із довжиною хвилі 490 нм. Визначення розчиненого у воді кисню проводилося за ДСТУ ISO 5813:2004 [162] – йодометричним методом. Масові концентрації фенолів в підземних водах і модельних розчинах визначали із використанням 4-аміноантипірину за МВВ 081/12-019-03 [163] на фотоелектроколориметрі КФК-3 із довжиною хвилі 510 нм. Визначення величин рН [164] проводилося на іонометрі універсальному ЭВ-74 з використанням відповідно скляного /ЭСЛ-43-07/ та платинового /ЭПЗ-1/ електродів при постійній температурі  $25,0 \pm 0,2$  °С. В якості електроду порівняння використовувався хлорсрібний електрод /ЭВЛ-1М1/, заповнений розчином КСІ. Дослідження величин перманганатної окисності природних вод проводилося за ГОСТ 23268.12-78 [165]. Перманганатний метод визначення окисності у воді засновано на окисненні органічних речовин розчином калій перманганату ( $\text{KMnO}_4$ ) у сірчанокиислому середовищі (метод Кубеля). Масові концентрації йонів  $\text{NH}_4^+$  визначалися фотоколориметричним методом із реактивом Неслера за МВВ 081/12-0106-03 [166] на фотоелектроколориметрі КФК-3 із довжиною хвилі 440 нм. Вимірювання масової концентрації сухого залишку проводилось гравіметричним методом за МВВ 081/12-0109-03 [167]. Визначення гідрокарбонатної лужності – за ДСТУ ISO 9963-1:2007 титрометричним методом [168]. Вимірювання параметрів кольоровості та каламутності дослідженої води проводилось за ГОСТ 3351-74 [169] на фотоелектроколориметрі КФК-3 із довжиною хвилі відповідно 413 та 540 нм. Вміст розчинених газів визначався: для сірководню – фото-колориметричним методом [170] на фотоелектроколориметрі КФК-3 із довжиною хвилі 670 нм;  $\text{CO}_2$  – прямим титрометричним методом [171]. Вміст іонів важких металів у підземних водах та промивних водах гальванічного виробництва визначали для йонів  $\text{Zn}^{2+}$  (при довжині хвилі 540 нм) та  $\text{Ni}^{2+}$  (при довжині хвилі 440 нм) – фотоколориметричним методом відповідно за МВВ 081/12-0173-05 [172] та МВВ 081/12-0178-05 [173]; іонів  $\text{Cr}^{3+}$  – екстракційно-

фотоколориметричним методом з дифенілкарбозидом за МВВ 081/12-0114-03 (при довжині хвилі 540 нм) [174]; іонів  $\text{Cu}^{2+}$  – екстракційно-фотометричним методом із діетилдітіло-карбаматом свинцю (при довжині хвилі 440 нм) [175]. Вміст залишкового хлору визначали відповідно за ГОСТ 18190 – 72 [172] йодометричним методом (окиснення йодиду активним хлором до йоду із наступним титруванням тиосульфатом натрію).

### **2.3. Обґрунтування вибору мікробіологічних об'єктів досліджень та методика їх проведення**

В якості мікробіологічного об'єкту досліджень виступали співтовариства феробактерій, які розвиваються в природних залізомістких підземних водах, а також продукти їх життєдіяльності у вигляді матриксних структур біо-мінералів [177]. Проби води відбирали за допомогою спеціальних пробовідбірників із латунною сіткою, проби контактного матеріалу із матриксними структурам біо-мінералів – стратометру Перфільєва, а також насосу Камовського та спеціальної ємкості для відбору проб. Для їх кількісного обліку було використано метод граничних десятикратних розбавлень із застосуванням поживних середовищ, які були стерилізовані при 1 атмосфері протягом однієї години в автоклаві. Виведення культур проводили на чашках Петрі.

**Склад поживних середовищ які використовувалися для культивування мікроорганізмів.** Кількісний облік загальної кількості одноклітинних феробактерій проводився в матриксних структурах осаду культуральним методом. Для приготування розведень з осаду використовували стерильну воду в об'ємі  $9 \text{ см}^3$ . Один сантиметр кубічний осаду із матриксними структурами, за допомогою стерильної піпетки, вносився до першої пробірки. Після перемішування першого розведення, іншою стерильною піпеткою, відбирався  $1 \text{ см}^3$  та переносився до другої пробірки з об'ємом  $9 \text{ см}^3$  стерильної води. Подібні маніпуляції були проведені декілька разів, доки не було отримано десять десятиразових розведень (рис.2.1). Таким чином десяте розведення містило  $10^{-10} \text{ см}^3$  вихідного осаду.



Рис. 2.1. Ряд посівів десятиразового розведення осаду із матриксними структурами феробактерій на поживному середовищі

З кожної пробірки отриманих розведень було засіяно по  $1 \text{ см}^3$  у трьох повторностях до рідкого поживного середовища наступного складу,  $\text{г} \cdot \text{дм}^3$ :  $(\text{NH}_4)\text{SO}_4 - 0,5$ ,  $\text{K}_2\text{HPO}_4 - 0,5$ ,  $\text{NaNO}_3 - 0,5$ ,  $\text{MgSO}_4 - 0,5$ ,  $\text{FeSO}_4 - 5,9$ , сахароза - 2, пептон - 1, залізні ошурки,  $1 \text{ дм}^3$  стерильної води.

За наведеною методикою проводилося визначення порядку кількості та величини біомаси, як закріплених на матриксних структурах так і незакріплених бактерій по висоті контактного завантаження біореактора в період його роботи між промивками.

Для визначення динаміки кількості бактерій протягом незначних проміжків часу використовували метод їх прямого підрахунку на предметному склі використовуючи імерсійний об'єктив ( $1000\times$ ) в квадратах окулярної сітки [248, 293]. Вивчення морфологічних та тінкторіальних властивостей проводилися за методом світлової мікроскопії (біокулярним мікроскопом Nikon Eclipse E100 Vino).

Одночасно із ряду приготованих десятиразових розведень у рідкому поживному середовищі робили висів на щільне поживне середовище з метою отримання росту окремих колоній (у двох повторностях з кожного розведення) та подальшого підрахунку кількості феробактерій. Використовували середовище наступного складу (в  $\text{г} / \text{дм}^3$ ):  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4 - 0,3$ ;  $\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O} - 0,05$ ;  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} - 0,1$ ;  $\text{NaHCO}_3 - 0,3$ ; фосфатний буфер 10% (pH 7,0) - 0,1; Нерес буфер (pH 7,0) - 3,0;  $\text{KNO}_3 - 0,3$ ;  $\text{CH}_3\text{COONa} - 0,15$ ; вітаміни та мікроелементи; дистильована вода  $1 \text{ дм}^3$ ; pH середовища 6,8.

Метою наступного експерименту було виявлення залежності інтенсивності росту виділеної культури на щільному середовищі з різними значеннями рН та лужності. Для цього використовували середовище наступного складу:  $\text{NaNO}_3$  0,5 г;  $\text{MgSO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$  – 0,5 г;  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  – 0,5 г;  $\text{K}_2\text{HPO}_4$  - 0,5 г;  $\text{FeSO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$  – 5.9 г; пептон – 1 г; агар мікробіологічний – 20г; сахароза – 0,5 г.

Середовище, запропоноване Захаровою Ю.Р. та Парфеновою В.В., було нами модифіковане через те, що при додаванні лимонної кислоти рН середовища становило 3,11 і ровиток мікроорганізмів був відсутній (при спостереженні понад 4 тижні). Крім того, в умовах практичної лабораторії, було замінено триптон на панкреатичний гідролізат білку, як джерело амінокислот для розвитку бактерій. Для створення середовища із різним значенням лужності експериментальним шляхом було створено шкалу таблиця 2.4.

Таблиця 2.4 – Шкала співвідношень об'ємів 0,1 N розчину  $\text{HCl}$  та лужності поживного середовища

Лужність	0,5 – 0,8	2	4	6	8
Кількість 0,1 N розчину $\text{HCl}$ , мл на 25 мл середовища	0,3	0,5	1	1,5	2

Для проведення досліджень при різних значеннях лужності та рН середовища була отримана відповідна шкала (табл. 2.5)

Таблиця 2.5 – Шкала співвідношень об'ємів 10% розчину  $\text{NaHCO}_3$  та величини рН дослідженого середовища

рН	4,8	6,5	7,5
Кількість 10% розчину $\text{NaHCO}_3$ , мл на 100 мл середовища	0,4	0,8	1,6

**Методика проведення досліджень щодо удосконалення біохімічних методів очищення підземних вод.** Дослідження окиснення катіонів  $\text{Fe}^{2+}$  проводили на пілотній установці (рис. 2.2) у зваженому шарі осаду із біо-мінералів при мінімальній кількості розчиненого кисню, різних величинах гідрокарбонатної



лужності, рН в присутності розчинів кальцинованої соди ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ) та полігексаметиленгуанідину (ПГМГ) [179]. В якості осаду був використаний осад від промивки фільтрів станції очищення підземних вод міста Березне. Дослідження структури осаду із біо-мінералів проводили за допомогою растрового електронного мікроскопа (РЕМ) Quanta 200.

Установка складалася із ємності вихідної води (1) об'ємом 1000 мл, реакційної колби (2) об'ємом 500 мл, магнітної мішалки ММ-5 (3), керамічним фільтром (4) із змінним паперовим фільтром «синя стрічка», ємкості для збору фільтрату (5), насоса Камовського (6) для відкачки повітря із реакційної колби та перекачування дослідженого розчину, системи гумових шлангів, які з'єднували окремі блоки в єдину технологічну схему [179]. Магнітну мішалку (3) використовували для підтримання однакової концентрації осаду із біо-мінералами по всьому об'єму реакційної колби. В якості досліджуваного середовища виступала природна підземна вода із свердловини м. Березне яку відбирали під залив, запобігаючи попаданню до неї кисню повітря. В ємність вихідної води додавали розрахункову кількість (0,1 моль. екв/л) розчину  $\text{HCl}$  та  $\text{FeSO}_4$ . В реакційну колбу заливали (10 мл осаду а також, в залежності від методики досліду, розчинів кальцинованої соди або полігексаметиленгуанідину табл. 2.6 – 2.8) [179].

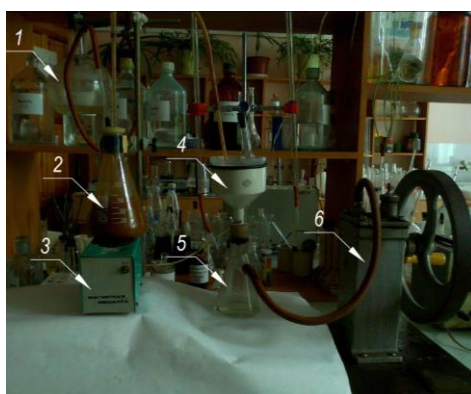


Рис. 2.2. Схема пілотної установки дослідження процесу окиснення  $\text{Fe(II)}$  у зваженому шарі осаду із матриксними структурами біо-мінералів та феробактерій [179]

Таблиця 2.6 – Параметри якості досліджуваних слабокислих водних розчинів [179]

№ Графіку на рис. 5.6а	Параметри якості розчину					
	pH	Fe <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	Лужність, ммоль/дм <sup>3</sup>	O <sub>2</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	ПГМГ, мг/дм <sup>3</sup>
Слабокислі імітаційні водні розчини pH 5,5 – 6,5						
№1	6,0	31,0	1,3	2,0 – 3,0	-	-
№2	6,5	43,8	1,3	1,0	-	-
№3	6,5 – 6,7	41,3	1,4	1,4	40	-
№4	6,0 – 6,2	45,0	1,5	1,0	40	-
№5	5,85	41,0	0,8	1,0	40	2·10 <sup>-6</sup>
№ 6	6,3	38,0	2,7	1,7	80	-
№ 7	6,3	40,0	2,7	1,7	60	-
№8	6,0 – 6,2	38	1,5	0,8	-	-

Установка працювала наступним чином: за допомогою насоса Камовського відкачували повітря із системи ємностей вихідної води – реакційної колби – фільтра. Ємність вихідної води заповнювали підземною водою із наступним перемішуванням. За допомогою насосу Камовського, через систему технологічних шлагів, відбувалося перекачування 500 мл отриманого розчину до реакційної колби. В реакційній колбі протягом всього терміну дослідження відбувалося перемішування розчину із поступовим відбором проб через 5, 15, 30, 40, 60 хвилин і фільтруванням через знімні паперові фільтри «синя стрічка». Вміст Fe<sup>2+</sup> та Fe<sub>заг</sub> проводили для кожної із досліджуваних проб одночасно у фільтраті і на паперовому фільтрі «синя стрічка».

Таблиця 2.7 – Параметри якості досліджуваних нейтральних водних розчинів

№ Графіку на рис. 5.6 б	Параметри якості розчину					
	pH	Fe <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	Лужність, ммоль/дм <sup>3</sup>	O <sub>2</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	ПГМГ, мг/дм <sup>3</sup>
нейтральні імітаційні водні розчини pH 6,5 – 7,5						
№1	7.0	37,0	2,5	≈2,0	-	-
№2	6.9	37,0	1,8	≈1,5	-	-
№3	6,5	43,8	1,3	≈1,0	-	-
№4	7.0	39,0	2,2	≈0,8	40	2·10 <sup>-2</sup>
№5	7,2	38,0	2,2	1,5	-	-

Таблиця 2.8 – Параметри якості досліджуваних слабокислих та нейтральних водних розчинів

№ Графіку на рис. 5.7	Параметри якості розчину					
	pH	Fe <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	Лужність, ммоль/дм <sup>3</sup>	O <sub>2</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	ПГМГ, мг/дм <sup>3</sup>
Слабокислі та нейтральні імітаційні водні розчини із F <sub>вих</sub> 1,6 – 3,6 мг/дм <sup>3</sup>						
№1	5,5	3,6	0,8	≈0,8 - 1,0	-	-
№2	6,2	3,6	2,5	≈0,8	10	-
№3	6,8	3,0	3,74	≈0,8	-	-
№4	6,0	3,0	1,0	≈0,8	-	-
№5	7,4	3,0	3,4	≈0,8	10	-
№6	7,1	1,6	3,4	≈0,5	-	-
№7	7,1	1,8	3,4	≈0,5	-	-

Таблиця 2.9 – Параметри якості досліджуваної води при гомогенному окисненні

№ Графіку на рис.5.5	Параметри якості розчину					
	pH	Fe <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	Лужність, ммоль/дм <sup>3</sup>	O <sub>2</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	ПГМГ, мг/дм <sup>3</sup>
Гомогенне окиснення						
№1	5,2	25,76	0,8	2,3	-	-
№2	6,1	19,0	-	2,4	-	-
№3	7,0	22,5	0,6	2,3	-	-

**Фізичні методи досліджень.** Електронну мікроскопію зразків матричних структур біо-мінералів із міжпорового простору контактного завантаження біореакторів, поверхні гранул контактного завантаження із первинною каталітичною плівкою та зразки осаду промивних вод станцій, які працюють як за біологічним, так і фізико-хімічним методом очищення природних вод, проводили за методом рентгеноспектрального аналізу на растровому електронному мікроскопі (PEM) Quanta 200 (США). Мікроскоп дозволяв отримувати зображення різних об'єктів зі збільшенням, що перевищує кратність 100000, з великим числом елементів розкладання (пікселів). Прилад було обладнано рентгенівським спектрометром для проведення мікроаналізу (EDAX). Для проведення досліджень щодо визначення параметрів кавітаційного потоку використовували USB мікроскоп марки BW1008-500x із частотою кадрів – 30 к/с, кратністю збільшення до 500x. Мікро та макروفотозйомки проводили цифровою фотокамерою Canon Power Shot SX100 IS (Японія).

## **2.4. Експериментальні установки та методики проведення досліджень щодо удосконалення комплексних методів очищення природних вод під дією постійного магнітного поля**

Дослідження проводилися в три етапи з метою вивчення можливостей удосконалення комплексних методів очищення природних вод під дією постійного магнітного поля (ПМП).

На першому, за допомогою тесломіру універсального 43205 (РФ) – визначали силові характеристики магнітних полів різної напруженості [181] для пілотних установок, розташованих на відстані 50 мм та 100 мм від різних блоків магнітів із розмірами 50 x 80 мм.

На другому – визначали вплив постійного магнітного поля (ПМП) різної напруженості на співтовариства мікроорганізмів, які розвивалися на поживному середовищі агар-агар. Проби відбирали одночасно в п'ять мірних склянок W 100 мл та послідовно піддавали наступній обробці: 1 – впливу ПМП напруженістю (В) 5 – 15 мТл; 2 – впливу ПМП з напруженістю (В) 30 – 50 мТл; 3 – впливу ПМП із напруженістю (В) 130 – 150 мТл; 4 – впливу на досліджувану воду ПМП з напруженістю (В) 190 – 290 мТл; 5 – без впливу всіх перерахованих вище факторів (контрольний дослід). Оброблену воду залишали в спокійному стані протягом 35-40 хвилин, після чого із кожної склянки відбирали 1 мл проби та готували ряд послідовних десятиразових розведень з яких проводили посіви на поживне середовище в чашці Петрі та наступним розміщенням на 24 години в термошафі із температурою 22 °С [181, 182].

Для визначення впливу ПМП більшої напруженості на ріст колоній мікроорганізмів застосовували блоки магнітів з характеристиками силових ліній на об'єкті досліджень (скляному циліндрі об'ємом 100 мл) у 200 – 300 мТл. Тривалість експозиції складала 3 хвилини. Після чого із склянки відбирали 1 мл проби та готували ряд послідовних десятиразових розведень з яких проводили посіви з подальшим висівом на поживне середовище в чашці Петрі із наступним розміщенням на 24 години в термошафі із температурою 22 °С [182].

Для вивчення динаміки процесу очищення природної води від розчинених органічних речовин закріпленим біоценозом були проведені порівняльні дослідження на двох пілотних установках [183] до складу яких входили: колонки біофільтра, виконаного із оргскла, розмірами 100x100 мм в плані і висотою 500 мм. Висота шару контактного завантаження становила 300 мм. Одна із установок працювала у нормальному режимі, а інша – під впливом постійного магнітного поля силою 10 – 15 мТл (рис. 2.3). На біофільтри обох пілотних установок одночасно підводили однакову витрату вихідної води від бака постійного рівня.

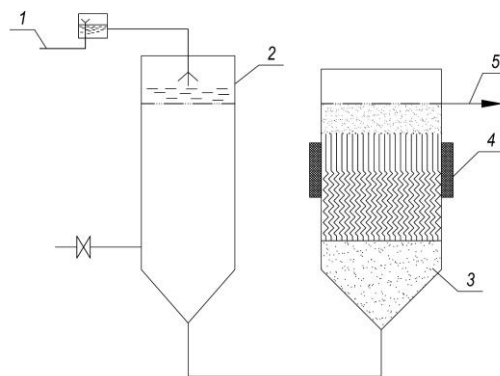


Рис.2.3. Схема експериментальної пілотної установки: 1 – бак постійного рівня вихідної води; 2 – аераційна колонка; 3 – колонка біофільтра; 4 – система постійних магнітів; 5 – патрубков відведення обробленого розчину

В якості вихідної води використовували імітаційний розчин природної води, забрудненої легкоокиснюваними органічними домішками (ПО 9,5 мг  $O_2/дм^3$ ) та катіонами Fe(II) (5,5-6,3 мг/дм<sup>3</sup>).

На четвертому етапі дослідження проводили з метою вивчення впливу ПМП різної напруженості на потік води, який перетинав силові лінії магнітного поля із подальшим введенням розчину коагулянту, визначенням їх оптимальних доз.

Дослідження проводили в статичних умовах. При дослідженні впливу силових ліній ПМП на воду, яка обертається за допомогою магнітної мішалки в полі силових ліній магніту скляний циліндр з дослідженою водою об'ємом 100 мл встановлювався згідно обраної схеми на відстані  $L=0,05$  м. Напруженість постійного магнітного поля по осі скляного циліндра становила від 25 до 34 мТл (рис. 2.4).

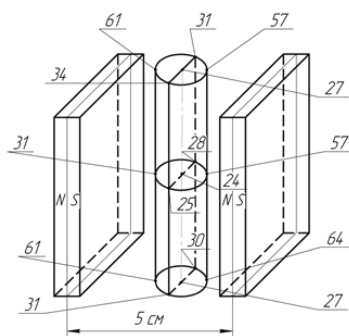


Рис. 2.4. Схеми пілотної установки для вивчення процесу дії ПМП на досліджувану воду в умовах обертання води в полі силових ліній

Тривалість експозиції в магнітному полі – 2 хв. Після чого в воду додавали розчин коагулянту – алюміній гідроксохлориду із розрахунковою дозою  $D_k = 4\sqrt{C}$  проводили перемішування та відстоювання води із подальшим фільтруванням через папір «синя стрічка».

Порівняльні дослідження за схемою рис. 2.4 та вивчення кінетики процесу коагулювання залізомістких підземних вод із значним вмістом органічних речовин – ПО  $7,0 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$ , кольоровості 70 град, амонійного нітрогену до  $5 \text{ мг}/\text{дм}^3$ , при величині гідрокарбонатної лужності до  $7,5 \text{ ммоль}/\text{дм}^3$  проводилося за схемами: глибока аерація → відстоювання; глибока аерація → коагуляція → відстоювання; глибока аерація води під дією ПМП → коагуляція → відстоювання. Відбір проб проводили через кожні 5 хвилин [200].

## **2.5. Експериментальна установка та методика проведення досліджень вивчення впливу процесу ГДК на кінетику окиснення органічних речовин**

Метою проведених досліджень було вивчення впливу гідродинамічної кавітації (ГДК) на механізм і кінетику окиснення амонійного нітрогену, гумінових речовин, фенолів та легкоокиснюваних органічних речовин. Дослідження процесів деструкцій та окиснення фенолів при комплексному використанні різних окисників [184]. Об'єкт досліджень – процеси окиснення амонійного нітрогену, гумінових речовин, фенолів в природних водах за допомогою використання методу ГДК. В

якості дослідженої води використовувався імітат, приготовлений на основі водопровідної води з додаванням концентрованого розчину збалансованого калій-азот-фосфорного добрива ГОСТ 28074-84, які надавали воді кольоровість та забруднювали розрахунковими концентраціями органічних речовин, амонійного нітрогену при вихідних параметрах рН 6,9 – 7,0 та Eh 80-100 мВ. Для забруднення дослідженого імітату фенолами використовували ЧДА ГОСТ 23519-93. Фенол синтетичний технічний. Дослідження проводили в декілька етапів (табл. 2.10) за різними технологічними схемами (рис. 2.5) з використанням як одноступеневого (рис. 2.6), так і багатоступеневого (рис.2.7) кавітаторів. Дослідження проводилися на пілотній установці, змонтованій в лабораторії кафедри гідравліки НУВГП [184]. В кавітаційних апаратах використовувалися знімні сопла діаметрами 5,3 мм, 6,4 мм, 8,4 мм (рис.2.8) та різні типи насадок (рис.2.9). Одноступінчастий кавітатор (рис.2.6) представляв собою апарат, який складався з декількох компонентів: 1 – патрубка для з'єднання з напірною лінією насоса; 2 – циліндричної камери, в якій розташовуються змінні сопла (3); 4 – блока- змішувача; 5 – відводів; 6 – кранів регуляторів; 7 – кавітаційної камері із змінними перешкодами; 8 – захисного стаціонарного кожуху; 9 – конфузора.

Багатоступінчастий кавітатор (рис. 2.7) було виконано з органічного скла. Апарат складався з декількох частин: 1 – з'єднувальний патрубок; 2 – циліндричної камери, в якій розташовуються змінні сопла (3); 4 – кавітаційної камери I-го ступеня; 5 – кавітаційної камери II-го ступеня; 6 – кавітаційної камери III-го ступеня; 7 – пробовідбірників; 8 – кавітаційної насадки; 9 – фланців; 10 – патрубків для під'єднання манометрів.

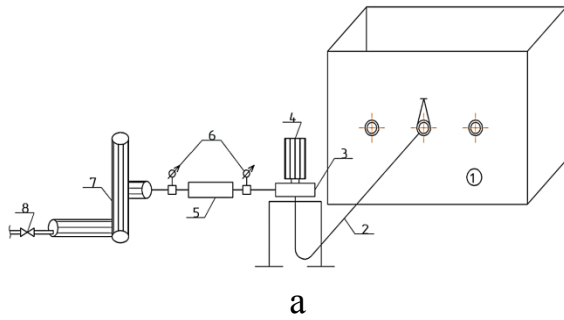
Таблиця 2.10 – Характеристика параметрів етапів досліджень

№ етапу	Тип кавітатора	Тип насосного обладнання	Технологічна схема	D <sub>c</sub> , мм	Досліджені параметри
I	Одноступінчастий	БЦ 1,1-18	Прямоточна	5,3; 6,4; 8,4	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ; ПО; O <sub>2</sub> ; Кольоровість; C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH; рН
II	Одноступінчастий	БЦ 1,1-18	Циркуляційна	8,4	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ; O <sub>2</sub> ; рН
III	Багатоступінчастий	БЦ 1,1-18	Прямоточна	6,4; 8,4	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ; ПО; O <sub>2</sub> ; Кольоровість

На I – II етапах проводили дослідження кінетики деструкції розчинених важко-окиснюваних органічних комплексів гумінових кислот, амонійного нітрогену, фенолів в залежності від терміну перебування обробленої в кавітаторі води в напірній контактній колоні [184].

На III етапі вивчали можливість удосконалення методу ГДК, для деструкції та окиснення органічних комплексів та амонійного нітрогену, шляхом використання багатоступінчастого кавітаційного апарату. Кавітатори (рис. 2.6 – 2.7) входили до складу напіввиробничої експериментальної установки (рис.2.5) [184]. Насос 3 з металевого баку 1 подавав забруднену воду через гідродинамічний кавітаційний пристрій 5 до контактної камери 7. Для виміру перепадів тиску при проходженні води через гідродинамічний кавітаційний пристрій було встановлено манометри 6 (рис. 2.5). Тривалість часу контакту води з утвореними гідроксильними радикалами в контактній колоні становив 5, 30, 45, 60 хвилин. Після обробки води в контактній колоні через кран 8 проводили відбір проб для проведення хімічного аналізу. Вимірювання концентрацій розчиненого кисню, фенолів, органічних сполук, амонійного нітрогену, кольоровості, каламутності, та величин рН проводили за стандартними методиками [162 – 169]. Визначення витрат води проводили об'ємним способом. Фотозйомку процесу гідродинамічної кавітації проводили за допомогою USB мікроскопа марки BW1008-500x із частотою кадрів – 30 к/с, кратністю збільшення 500x із виведенням зображення на персональний комп'ютер ASUS K40IN. Мікро- та макро фотозйомку проводили цифровою фотокамерою Canon Power Shot SX100 IS (Японія). На рис. 2.10 наведено схему та загальний вигляд установки за циркуляційною схемою для визначення ефективності видалення амонійного нітрогену. В свою чергу, дослідження щодо визначення можливості використання методу ГДК для деструкції фенолів проводили теж в декілька етапів [184].





в

д

Рис. 2.5. Експериментальна напіввиробнича установка. а – загальна схема установки з насосом БЦ 1,1-18; б – установка з одноступеневим кавітатором; в – установка з багатоступеневим кавітатором; д – стенд для вимірювання тиску; 1 – металевий бак об'ємом 900 дм<sup>3</sup> з модельним розчином; 2 – всмоктуючий патрубок насоса; 3 – насосний агрегат; 4 – електродвигун; 5 – гідродинамічний кавітатор; 6 – манометри; 7 – контактна камера; 8 – запірна арматура



Рис. 2.6. Одноступінчастий кавітатор



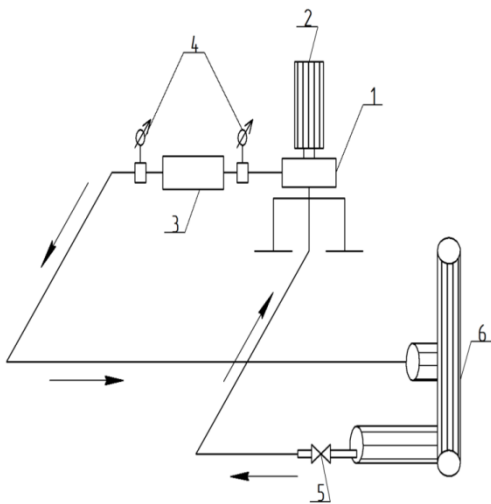
Рис. 2.7. Багатоступінчастий кавітатор



Рис. 2.8. Змінні сопла діаметрами: 8,4; 6,4; 5,3 мм



Рис. 2.9. Кавітаційні насадки. 1 – конус d 14мм; 2 – усічений конус d 15мм; 3 – усічений конус d 13мм; 4 – шар d 17мм



а



б

Рис. 2.10. Установа гідродинамічної кавітації з рециркуляцією модельного розчину. а – схема установки; б – загальний вигляд; 1 – насос; 2 – електродвигун; 3 – кавітатор; 4 – манометри; 5 – запірні арматури; 6 – напірна контактна камера.

Метою першого етапу досліджень було вивчення кінетики окиснення фенолів в модельних розчинах в залежності від величин рН (5,0; 5,5; 6,0; 6,5) та доз гідроген пероксиду (1,5; 3,0; 6,0; 9,0 мг/дм<sup>3</sup>) в присутності катіонів Fe(II) концентрацією 15 мг/дм<sup>3</sup> [184]. Модельні розчини, об'ємом по 1 дм<sup>3</sup>, готували на основі водопровідної води із концентраціями фенолу (2,7 мг/дм<sup>3</sup> та 1,6 мг/дм<sup>3</sup>) коригуючи при цьому величини рН. В подальшому з кожного із приготованих об'ємів модельних розчинів, із відповідними величинами рН та концентраціями фенолів, проводили відбір чотирьох проб об'ємами по 100 см<sup>3</sup>, та додавали розрахункову концентрацію FeSO<sub>4</sub> та H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Надалі, за допомогою магнітної мішалки, проводили перемішування кожного із отриманих об'ємів модельних розчинів протягом 30 хвилин. Після чого до кожного із об'ємів додавали розчин алюміній гідроксохлориду (20 мг/дм<sup>3</sup>), та проводили його фільтрування через паперовий фільтр «синя стрічка», визначаючи концентрацію фенолів у фільтраті [184]. На другому етапі дослідження проводили на напіввиробничій установці (рис. 2.5 в) змонтованій в лабораторії кафедри гідравліки НУВГП. Метою досліджень було вивчення ефективності деструкції та вилучення фенолів за технологічною схемою: ГДК – коагуляція – фільтрування при різних їх

концентраціях у модельних розчинах, а також різних величинах рН, діаметрах сопел та типах кавітаційних насадок. Концентрації фенолів в модельних розчинах становили 0,08; 0,3; 0,5; 1,0; 1,4; 1,6; 2,1 мг/дм<sup>3</sup>. Розчини готували на водопровідній воді при різних параметрах рН. В процесі проведення досліджень в кавітаційному пристрої використовували сопла діаметрами 5,3; 6,4; 8,4 мм та кавітаційні насадки різних типів [184].

Установка працювала наступним чином: модельний розчин із ємності 1 по всмоктувальному патрубку 2 насосом 3 подавали до гідродинамічного кавітатора 5. Оброблена в ГДК вода надходила до контактної камери 7, де відбувався процес окиснення деструктуризованих органічних сполук із реакційно-здатними радикалами які ініціювали перебіг всіх подальших радикальних реакцій за участю фенолів та їх похідних [184]. Відбір проб із контактної камери проводили через певні періоди часу (5, 30, 60, 90, 120 хв). Відібрані проби обробляли послідовно розчинами алюміній гідроксохлориду (20 мг/дм<sup>3</sup>) та нейоногенного флокулянту. Після проходження процесу утворення пластівців проводили фільтрування обробленого модельного розчину через паперовий фільтр «синя стрічка» з подальшим визначенням концентрації фенолів у фільтраті [184].

## **2.6. Установки та методики проведення досліджень очищення багатокомпонентних підземних вод із різною кислотністю та лужним резервом.**

### **2.6.1. Методика проведення досліджень щодо кондиціонування багатокомпонентних слабокислих агресивних підземних вод із низьким лужним резервом.**

Об'єктами досліджень виступали комплексні біологічні та фізико-хімічні процеси очищення: 1) слабокислих агресивних підземних вод із низьким лужним резервом, на яких базуються системи водопостачання ряду населених пунктів Рівненської області (Додаток Б1); 2) матриксні структури та осад, який утворювався під час промивки фільтрів станцій очищення підземних вод.

В період з 2010 по 2013 роки було проведено натурні дослідження з метою модернізації діючої технологічної схеми та обладнання. Параметри вихідної води складала: залізо загальне 22,3 мг/дм<sup>3</sup>, гідрокарбонатна лужність 0,78 ммоль/дм<sup>3</sup>, рН 5,8 [62].

На першому етапі дослідження проводили у напрямку пошуку оптимального лужного реагенту та його доз для удосконалення комплексного біологічного та фізико-хімічного методів очищення води. Для підлучення було обрано 1% розчин кальцинованої соди та 1% розчин освітленого розчину Са(ОН)<sub>2</sub>. Для прискорення процесу поділу фаз використовувалися 1% розчини алюміній гідроксохлориду «Полвак-68» дозою 20 мг/дм<sup>3</sup> та 1 % розчин неіногенного флокулянту. Воду насичували киснем повітря при переливі до лабораторних склянок.

В склянки наливали по 200 мл дослідженої води, додавали розрахункову кількість одного із обраних лужних реагентів до встановленої величини рН (6,5; 6,8; 7,0; 7,4; 7,8; 8,0; 8,2) з наступним перемішуванням (1 хв) за допомогою магнітної мішалки ММ-5. Для контролю змін якості дослідженої води проводили відбір проб на вміст катіонів Са<sup>2+</sup>, а також вимірювали величини гідрокарбонатної лужності та рН розчину за стандартними методиками [160, 164, 168]. Надалі по чергово вводили розрахункові дози коагулянту та флокулянту, перемішуючи розчин 1 хв на зменшених обертах магнітної мішалки. Після зупиняли роботу мішалки та надавали пробам 30 хвилин для відстоювання з наступним фільтруванням через паперовий фільтр «синя стрічка». У відібраному фільтраті проводили вимірювання величини рН та концентрації йонів Fe<sup>2+</sup> за стандартними методиками [161, 164]. За визначеними параметрами рН, гідрокарбонатної лужності, солевмісту та концентрацій катіонів Са<sup>2+</sup> розраховували індекси стабільності Ланжельє та Різнера [22].

На другому етапі проводили дослідження щодо визначення оптимальної технологічної схеми за введенням реагентів:

А) підлучення з перемішуванням (60 с) → аерація (30 с) → відстоювання (30 хв) → фільтрування;

В) аерація (30 с) → підлуження з перемішуванням (60 с) → відстоювання (30 хв) → фільтрування.

Для підлуження використовували 1 % розчин  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  із концентраціями 10, 20, 40, 60 мг/дм<sup>3</sup>. Для барботажу повітрям використовували компресор ПАЖ-1 із дрібнобульбашковим аератором.

В мірні циліндри об'ємом 1 дм<sup>3</sup> заливали досліджувану воду з наступними параметрами якості: рН 6,1; гідрокарбонатна лужність 1,0 ммоль/дм<sup>3</sup>; концентрації йонів  $\text{Fe}^{2+}$  16,15 мг/дм<sup>3</sup>, та проводили обробку згідно обраним технологічним схемам А та В. За результатами досліджень визначали зміну наступних параметрів якості води: величини рН на кожному із ступенів обробки; гідрокарбонатної лужності та вмісту йонів  $\text{Fe}^{2+}$  – у фільтраті використовуючи стандартні методики [164, 168, 161].

На третьому етапі дослідження проводили з метою вивчення матричних структур і каталітичної плівки на поверхні контактного матеріалу та в його міжпоровому просторі. Вивчали структуру осаду промивних вод від станції очищення підземних залізовмісних вод. Дослідження проводили за допомогою растрового електронного мікроскопа Quanta 200. Одночасно із цим, за допомогою рентгенівського спектрометра, було проведено мікроаналіз матричних структур, каталітичної плівки контактного завантаження та осаду промивних вод [62].

### **2.6.2. Методика приготування модифікованого завантаження для очищення слабокислих підземних вод із низьким лужним резервом**

Приготування модифікованого завантаження із спіненого полістиролу проходило у декілька етапів.

- 1) Приготування завантаження за необхідними фракціями – на базі гранул пінополістиролу, на поверхні якого вже існувала плівка із сполук Fe.
- 2) Приготування хімічних розчинів із розрахунку: а) 3,75 г розчину  $\text{KMnO}_4$  на 1 дм<sup>3</sup> чистої води; б) 7,18 г розчину  $\text{MnCl}_2$  на 1 дм<sup>3</sup> чистої води.
- 3) Перемішування хімічних розчинів із пінополістирольним завантаженням у співвідношенні 0,8 – 0,9

до 1,0. 4) Кількість та послідовність циклів обробки пінополістирольного завантаження із розчинами хімічних реагентів:

I цикл – проводили обробку розрахункової кількості завантаження в ємкості із 0,6 % розчином  $MnCl_2$  протягом 40 хвилин, після чого відбувався злив реагенту у допоміжну ємність. На наступному етапі завантаження заливали 0,3 % розчином  $KMnO_4$  та витримували протягом 40 хвилин. Після закінчення терміну контакту розчин  $KMnO_4$  зливали у допоміжну ємність, завантаження висушувалося в струмені гарячого повітря для закріплення активної плівки із  $MnO_2$ .

Висушене завантаження повторно піддавали почерговій обробці за вище наведеною технологією. Кількість циклів обробки від V до VII, в залежності від кольору активної плівки, яка утворювалася на поверхні гранул. Оптимальними кольорами плівки є темно коричневий або чорний. По мірі проведення обробки завантаження відбувалася зміна кольорів хімічних розчинів. При зміні кольору розчину  $KMnO_4$  на бурий його замінювали.

### **2.6.3. Опис експериментальної установки та методики проведення досліджень процесів кінетики очищення підземних нейтральних вод із середньою лужністю в завантаженні біореактора**

Дослідження проводили на експериментальній установці, змонтованій в приміщенні фільтрувального залу станції очищення підземних вод м. Березне Рівненської області. Фізико-хімічні показники параметрів якості води наведено в таблиці 2.1. Установку було виконано із двох секцій металевих труб загальною висотою 3500 мм (рис.2.11, рис. 2.12). Верхня секція із труби  $d=150$  мм висотою 1600 мм, нижня із труби  $d=219$  мм висотою 1900 мм. Вихідна вода по трубопроводу 1 та гнучкому шлангу 2 надходила до бака постійного рівня 3 та контактної колони 6 у верхній частині якої розташовувався аераційний пристрій у складі ударного сопла 4 та відбійної тарілки 5. Струмінь води відбивався від поверхні тарілки 5, рівномірно розповсюджуючись над рівнем води в колонні. Контактна колонна 6 та колонна біореактора 8 відокремлювалися одна від одної капроною сіткою 7 із розміром комірок  $2 \times 2$  мм. Пінополістирольне завантаження

складалося із різних за крупністю гранул шарів: перший шар товщиною 250 мм із крупністю гранул 5 – 6 мм, товщина другого – 450 мм та крупністю гранул 3 – 5 мм, третього – 600 мм та крупністю гранул 1 – 2 мм. Дослідження зміни кінетики забруднень по висоті шарів контактного завантаження проводили за допомогою системи пробовідбірників 10, рівномірно розташованих по всій висоті завантаження (рис. 2.11).

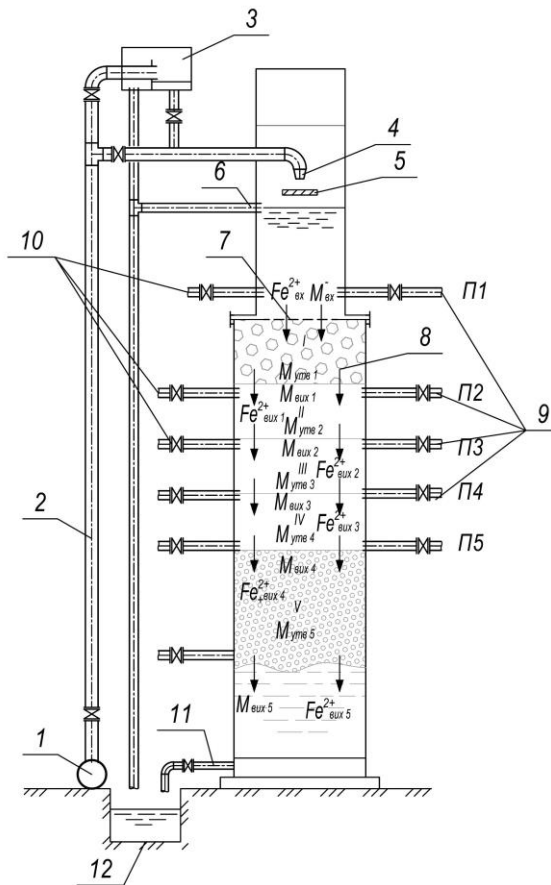


Рис. 2.11. Схема експериментальної установки

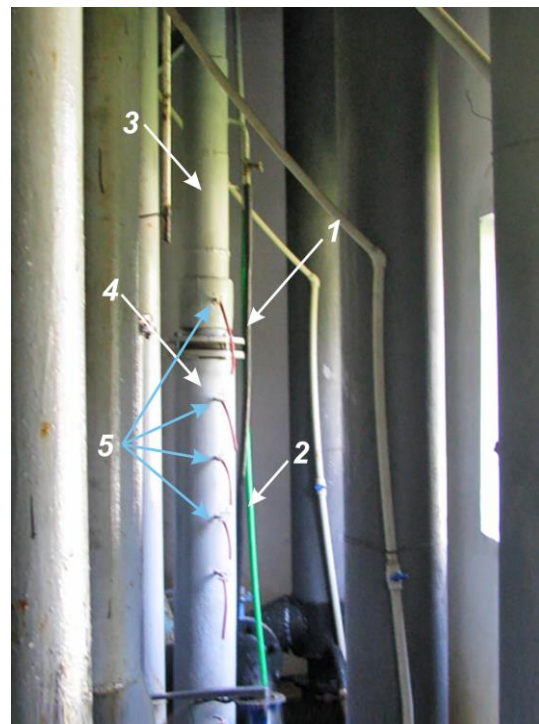


Рис. 2.12. Експериментальна установка

1 – подача вихідної води; 2 – перелив;  
 3 – контактна колона; 4 – колона біореактора;  
 5 – пробовідбірники

Пробовідбірники (рис. 2.14) розміщувалися таким чином, щоб забір води проводився із середньої частини колони і на нього не впливали пристінкові потоки. Фільтрат через патрубок 11 діаметром 15 мм відводився до скидного каналу 12. Процес очищення проводився при швидкостях фільтрування 5, 10 та 15 м/год. Протягом кожного із фільтроциклів швидкість підтримувалася постійною. Окремо

було досліджено зміну параметрів якості води при зміні швидкостей фільтрування, що зазвичай відбувається на діючій станції водоочищення після встановлення частотних перетворювачів. Зміна втрат напору в завантаженні вимірювалася за допомогою п'єзометрів 9 (рис. 2.13).

Фізико-хімічні показники визначали за стандартними методиками [161, 162, 164, 165, 166]. Були досліджені кінетики вилучення амонійного нітрогену, сполук феруму, розчинених органічних речовин, матриксних структур по висоті шару контактного завантаження в залежності від тривалості фільтроцикла, швидкостей руху води в його міжпоровому просторі, кількості мікроорганізмів, а також зміни параметрів рН та розчиненого кисню. Дослідження проводили в декілька етапів.

На першому етапі із діючого біореактору, для завантаження експериментальної установки, були відібрані відповідні фракції пінополістиролу. З метою поновлення активної каталітичної плівки на гранулах пінополістиролу та утворення матриксних структур біомінералів у міжпоровому просторі контактного завантаження проводили фільтрування вихідної води із швидкістю 5 м/год. На другому етапі проводили дослідження кінетики очищення води від розчиненої органіки, катіонів  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ , зміни величин рН розчиненого кисню, кількісного та якісного складу консорціумів мікроорганізмів по висоті контактного завантаження. Дослідження проводили при швидкостях фільтрування 5, 10, 15 м/год. На третьому етапі – досліджено кінетику очищення природних вод при зміні швидкостей фільтрування.



Рис. 2.13. Щит п'єзометрів



Рис. 2.14. Пробовідбірники

Швидкості фільтрування вимірювали об'ємним способом. Для визначення параметрів рН використовували рН-150, для визначення концентрації  $\text{Fe(II)}$  – фотоелектроколориметр КФК-3. Ідентифікацію бактерій проводили за допомогою



світлової мікроскопії на мікроскопі Nikon Eclipse E200 (Японія). Для вивчення структури матриксів біомінералів та їх ренгеноспектрального мікроаналізу використовували растровий електронний мікроскоп FEI Quanta - 200 (США), обладнаний рентгенівським спектрометром для проведення мікроаналізу (EDAX).

#### 2.6.4. Пілотні установки та методики проведення досліджень процесів очищення нейтральних вод з нормальним і підвищеним лужним резервом, які містять антропогенні домішки

Об'єктом досліджень виступали фізико-хімічні процеси очищення підземних води ряду населених пунктів Волинської та Рівненської областей (табл.2.1). Із розгляду параметрів якості видно, що підземні води даного регіону мають підвищений вміст катіонів  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ , кольоровості, розчинених органічних речовин [49, 50, 187] та являють собою доволі стабільні системи, в яких гумінові та фульвокислоти утворюють із іонами  $\text{Fe}^{2+}$  складні комплекси [20, 21, 23].

Метою проведених пілотних досліджень на підземних водах м. Устилуг було виявлення можливого ступеня їх очищення в гомогенних умовах із використанням різних технологічних схем (рис.2.15) [186].

В якості реагентів використовувалися: кисень повітря, розчини натрію гіпохлориту та алюміній гідроксохлориду «Полвак-68».

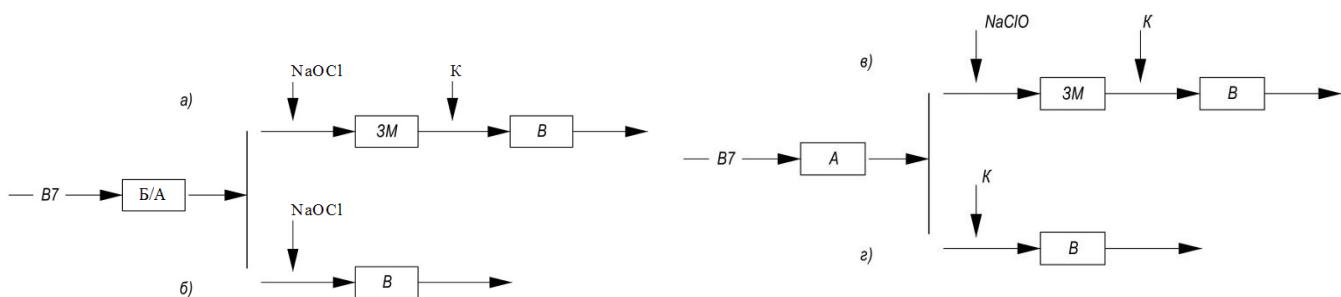


Рис.2.15. Пілотні технологічні схеми дослідження процесів очищення природних вод із підвищеним лужним резервом, вмістом залізоорганічних комплексів та азот амонійних сполук. СА, А - блоки спрощеної та глибокої аерації; ЗМ - змішування; В - відстоювання; К, NaOCl - введення відповідно розчинів коагулянту та натрію гіпохлориту

Для запобігання накопичення у воді залишкового хлору, дози натрію гіпохлориту по відношенню до розчиненого у воді амонійного нітрогену вибиралися із розрахунку:  $\text{NH}_4^+ : \text{NaOCl} = 1:1; 1:2$ , що в перерахунку на натрій гіпохлорит становило, відповідно 3 та 6 мг/дм<sup>3</sup> [186]. Доза коагулянту становила 20 мг/дм<sup>3</sup>. Дослідження проводили в скляних мірних циліндрах об'ємом 1000 мл. Для перемішування води із реагентами використовували магнітну мішалку ММ-5. Для насичення води киснем повітря використовували компресор марки ПАЖ-1 із дрібнобульбашковим аератором. Кількість повітря від компресора визначали ротаметром G4 РЛ. Відбір проб проводили через кожні 5 – 10 хвилин в залежності від технології очищення.

На другому етапі дослідження проводили за схемами (рис. 2.16) із використанням в якості сорбентів порошкоподібного активованого вугілля та цеоліту. Концентрації реагентів, місця їх введення в технологічну схему а також зміни величин рН та амонійного нітрогену наведено на блок-схемах (рис. 2.16). Проби води відбирали через 35 та 45 хвилин після початку процесу коагуляції.

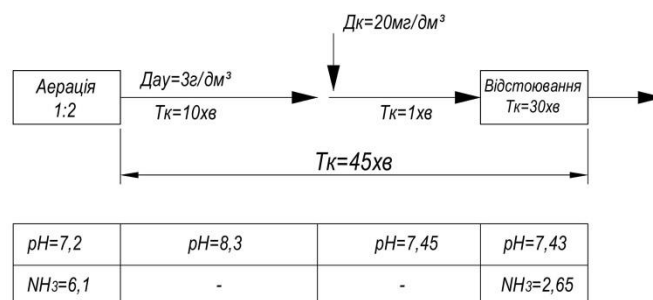


Рис. 2.16. Блок–схеми технологічних процесів для видалення амонійного нітрогену із природних вод з підвищеним лужним резервом

### 2.6.5. Установа та методика проведення досліджень кондиціонування агресивних, слабокислих, помірно прісних твердих підземних вод

Дослідження процесів знезалізнення агресивних, біля нейтральних вод із підвищеним лужним резервом та твердістю проводили на діючому водозаборі міста Корець Рівненської області. Метою досліджень було порівняння роботи фільтрів із різними типами завантаження [188]. Параметри якості дослідженої води наведено в таблиці 2.11. Дослідження проводили на пілотній установці (рис. 2.17) по чергово за наступними технологічними схемами: а) контактна колона – піщаний фільтр;

б) контактна колона – фільтри із завантаженням типу Вігм; в) фільтр із завантаженням Manganese Greensand (MGS) без застосування аерації [188]. Для запобігання впливу пристінного ефекту та надання відповідної шорсткості на внутрішні стінки фільтрувальних колонок було нанесено шар приклеєного дрібнозернистого піску.

Таблиця 2.11 – Параметри якості води свердловин №1 та №2 [188]

Назва параметру	Fe, мг/дм <sup>3</sup>	pH	Лужність, ммоль/дм <sup>3</sup>	ПО, мг O <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	Ca <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	Солевміст, мг/дм <sup>3</sup>	CO <sub>2</sub> <sup>арп</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	H <sub>2</sub> S, мг/дм <sup>3</sup>	I <sub>1</sub>
Свер. 1	0,95-2,4	6,8-7,05	7,6-7,8	1,6-3,96	160	845	25-30	0,8-1,0	-0,305
Свер. 2	0,53	6,75	6,6	1,5	128	505	35-45	0,4	-0,53

Установку було обладнано системою технологічних трубопроводів у вигляді гумових шлангів та запірно-регулювальною арматурою. Швидкість фільтрування в досліджах залежала від типу фільтруючого завантаження та коливалася в межах від 4 до 12 м/год. В якості дослідженого завантаження розглядали як інертні (кварцовий пісок), так і каталітичні матеріали – MGS, Вігм. Висота та крупність фракцій завантажень складала відповідно: для піску H=1100-1200 мм, δ=1,0-2,0 мм; для MGS H= 800 мм, δ= 0,25-1,2 мм; для Вігм H= 1000 мм, δ= 0,4 – 2 мм [188].

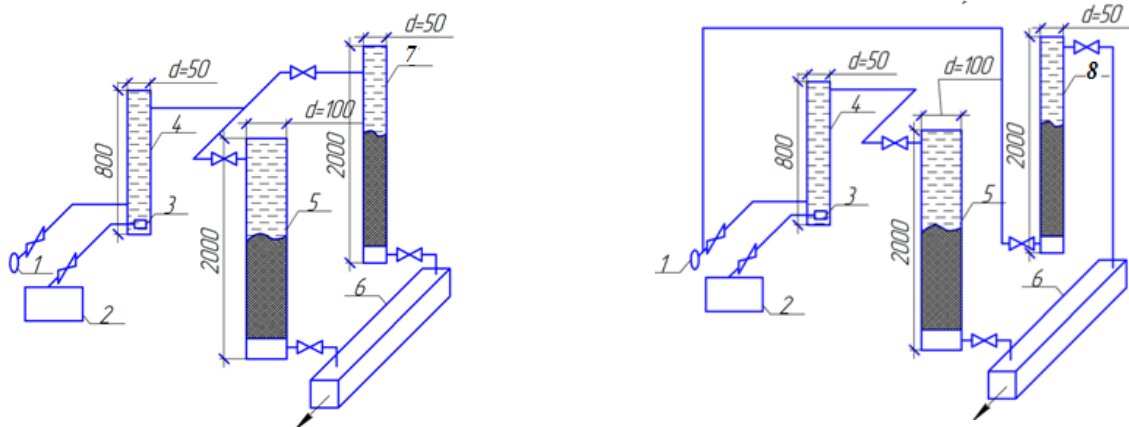


Рис. 2.17. Схема пілотної установки: 1 – трубопровід вихідної води; 2 – компресор Resun AC-9602; 3 – ротаметр; 4 – контактна колона; 5 – фільтр з піщаним завантаженням; 7 – фільтр із завантаженням типу Вігм; 8– фільтр із завантаженням типу Manganese Greensand; 6 – канал для збору промивної води [188]



Рис.2.18. Пілотна установка із різними типами фільтруючого завантаженням: а – фільтрувальна колона із Manganese Greensand; б – контактна колона; в – фільтрувальні колони із Verm та кварцовим піском; с – експрес вимірювання рН–Еh

Оцінку ефективності процесу очищення води проводили за наступними показниками: гідрокарбонатної лужності, рН, індексів стабільності, концентраціями катіонів феруму, а також розчинених газів: сірководню,  $\text{CO}_2$  при різних значеннях водоповітряного співвідношення та швидкостей фільтрування. Показники якості води визначали на вході та на виході установки через кожні 1 – 2 години. Вимірювання показників виконували за стандартними методиками [160, 161, 164, 165, 170, 171]. Витрати води та повітря вимірювали об'ємним способом.

## 2.7. Установки та методики стабілізаційної обробки підземних вод

Метою проведених досліджень було визначення параметрів якості підземних вод, які впливають на ступінь її агресивності, вибір оптимального методу, реагентів а також розробка технології її стабілізаційної обробки.

Дослідження проводили у виробничих і лабораторних умовах. Об'єктами досліджень виступали процеси стабілізаційної обробки підземних вод Рівненської та Волинської областей, зокрема міст Березне, Нововолинськ (табл. 2.1), які відносяться до різних класів за кислотністю, лужністю, вмістом органічних речовин, а також ділянки водопровідної мережі м. Березне та напірні водогони м. Нововолинськ. Досягнення мети базувалось на вирішенні наступних завдань:

1. Вивчення ступеня агресивності води в населених пунктах ряду областей України та методів її стабілізаційної обробки. 2. Визначення параметрів, які впливають на зміну фізико-хімічних показників якості води на прикладі водопровідних мереж м. Березне та напірних водогонів м. Нововолинськ. 3. Визначення оптимальних доз лужних реагентів для стабілізаційної обробки води. 4. Дослідження змін параметрів якості води на ділянках водопровідної мережі м. Березне та напірних водогонів м. Нововолинськ в залежності від технології водопідготовки. 5. Розробка технології та обладнання для стабілізаційної обробки води.

Дослідження параметрів якості води проводили згідно стандартних методик [161 – 168] в сертифікованій гідрохімічній лабораторії кафедри водопостачання, водовідведення та бурової справи НУВГП, в акредитованій в системі ISO 17025:2006 бактеріологічній лабораторії ДУ «Рівненський обласний лабораторний центр МОЗ України» та хіміко-бактеріологічній лабораторії з контролю якості води підприємства Нововолинськводоканал. В якості приладів використовували фотоелектроколориметр КФК-3, іономір універсальний ЭВ-74, світлові мікроскопи Nikon Eclipse E200 та «Біомед-5» з об'єктивом 640х.

Для контролю змін параметрів якості води та величин індексів насиченості на водопровідній мережі м. Березно було визначено характерні місця розбору води, в яких і проводили контрольний відбір проб: 1) вул. Шкільна (на виході зі станції водопідготовки); 2) вул. Зірненська; 3) вул. Андріївська; 4) вул. Будівельників; 5) вул. Чорновола; 6) вул. Відінська; 7) вул. 24 Серпня; 8) вул. Корицька; 10) вул. Буховича; 9) вул. Селецька (Додаток Д6) [185].

В результаті проведених досліджень було вивчено зміни фізико-хімічних (рН – Eh середовища, перманганатна окисність, гідрокарбонатна лужність, вміст катіонів  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Fe}_{\text{заг}}$ , загальний солевміст) та мікробіологічних (присутність мікроорганізмів родів *Gallionella*, *Crenothrix*) показників якості води в залежності від часу її перебування у водопровідній мережі м. Березне. Досліджено залежність змін величин індексів насичення  $I_L$ ,  $I_R$  від часу перебування води у водопровідній мережі та технології водопідготовки. Розрахунки величин індексів стабільності води проводилися за методикою [22]:

$$pH_s = f_1(t) - f_2(Ca^{2+}) - f_3(Щ) + f_4(P) \quad (2.1)$$

Індекс насичення Ланжелъє:

$$I_L = pH_0 - pH_s \quad (2.2)$$

Індексом Різнера:

$$I_R = 2 \cdot pH_s - pH_0 \quad (2.3)$$

Значення  $f_1(t)$ ,  $f_2(Ca^{2+})$ ,  $f_3(Щ)$ ,  $f_4(P)$  – визначають за вихідними даними за діаграмами Ланжелъє та Гувера [22]. Значення  $pH_0$  – вимірювана величина рН вихідної води.

Дози реагентів для стабілізації води визначали за формулою [22]:

$$D_B = \frac{100 \cdot \alpha \cdot L \cdot e}{p}, \text{ мг / дм}^3 \quad (2.4)$$

де  $D_B$  – доза вапна, мг/дм<sup>3</sup> в розрахунку на СаО;  $\alpha = f(pH, I_L)$  – коефіцієнт, який визначається за номограмою [22], в залежності від рН води (до її стабілізаційної обробки) та індексу насиченості  $I_L$ ;  $L$  – лужність води до стабілізаційної обробки, ммоль/дм<sup>3</sup>;  $e$  – еквівалентна вага лугу, для Са(ОН)<sub>2</sub> 28 мг/мг-екв (в перерахунку на СаО).  $p$  – вміст активної речовини в технічному продукті, %.

Для визначення оптимальної дози вапняного молока дослідження проводили за наступною методикою описаною нами в роботі [185]. Експериментальну воду, яку було відібрано після очищення на станції знезалізнення м. Березне, наливали в 3 мірні склянки, об'ємом по 500 см<sup>3</sup>. До кожної проби поступово додавали вапняний розчин концентрацією катіонів Са<sup>2+</sup> 1000 мг/дм<sup>3</sup>, при цьому відбувалося перемішування дослідженої проби за допомогою магнітної мішалки ММ-5 до моменту, коли рН в мірних склянках досягав значень відповідно 7,8; 8,0 та 8,2. Вказані параметри рН рекомендовано підбирати дослідним шляхом в залежності від величин рН та ступеня агресивності вихідної води. Надалі проводили освітлення отриманих розчинів шляхом їх відстоювання протягом 2 годин. Через кожні 0,5 год визначали величини гідрокарбонатної лужності, солевмісту, концентрації катіонів Са<sup>2+</sup>, величини рН та температури води. В кожній пробі визначали дози введеного розчину вапняного молока [185].

На наступному етапі визначали залежності зміни концентрації катіонів  $\text{Ca}^{2+}$  та рН від кількості рециркуляцій досліджуваного освітленого вапняного розчину при початковій концентрації катіонів  $\text{Ca}^{2+}$   $1000 \text{ мг/дм}^3$  за наступною методикою. На першому етапі в склянку додавали 20 г вапна ( $\text{CaO}$ ) та заливали  $180 \text{ см}^3$  води. За допомогою магнітної мішалки проводили перемішування розчину тривалістю 15-20 хв із наступним відстоюванням отриманого розчину протягом 20-25 хв (рис. 2.19 – 2.20). Після чого за допомогою сифону з верхнього шару склянки відбирали  $180 \text{ см}^3$  освітленого розчину та визначали рН і концентрацію катіонів  $\text{Ca}^{2+}$ . На другому етапі в осад, який залишився в склянці, доливали воду до відмітки  $200 \text{ см}^3$  та повторювали дії, які проводилися на першому етапі. Експеримент продовжували до зниження концентрації катіонів  $\text{Ca}^{2+}$  в освітленому вапняному розчині до  $800 \text{ мг/дм}^3$  [185].



Рис.2.19. Процес перемішування вапняного розчину за допомогою магнітної мішалки



Рис.2.20. Процес відстоювання вапняного розчину

На наступному етапі проводили дослідження процесів щодо корегування розрахункової витрати розчину в залежності від зміни концентрації катіонів  $\text{Ca}^{2+}$  у відстійнику-рециркуляторі. При роботі вузла стабілізації води відбувалася розрахункова ротація об'ємів освітленого 2 % розчину [185]. Після кожного нового завантаження відстійника-рециркулятора спостерігалось поступове зменшення концентрації катіонів  $\text{Ca}^{2+}$  в розчині в результаті їх переходу до стабілізованої води із подальшою подачею розрахункових об'ємів в систему напірних водоводів [250].

Для контролю концентрації катіонів  $\text{Ca}^{2+}$  і уточнення витрати розчину, який подавався в систему водоводів, необхідно не менше ніж 1 раз на два заповнення

баку робити корегування витрати насосів, виходячи із зміненої концентрації катіонів  $\text{Ca}^{2+}$  у відстійнику-рециркуляторі.

За формулами 2.5 – 2.7, наведеними в роботі [250], визначаємо витрату насоса дозатора для подання реагенту в мережу. За формулою (2.5) роблять перерахунок вмісту іонів  $\text{Ca}^{2+}$  на  $\text{CaO}$ :

$$C_{\text{CaO}} = 1,4 \cdot C_{\text{Ca}^{2+}}, \text{ мг/дм}^3 \quad (2.5)$$

За розрахованою дозою реагенту ( $D_u$ ) та величиною  $C_{\text{CaO}}$ , визначається об'єм освітленого розчину на 1000 мл вихідної води:

$$V_{\text{розч}} = \frac{D_u \cdot 1000}{C_{\text{CaO}}}, \text{ дм}^3 \quad (2.6)$$

Дозу реагенту  $D_u$  обраховували за формулою (2.4). Визначається коефіцієнт перерахунку:

$$K = \frac{1000}{V_{\text{розч}}} \quad (2.7)$$

Виставляється за допомогою витратоміра витрата насосів [250], які подають освітлений розчин в систему напірних водопроводів:

$$Q_{\text{нас}} = \frac{Q_{\text{стан}}}{K}, \text{ м}^3/\text{ГОД} \quad (2.8)$$

де:  $Q_{\text{стан}}$  - годинна витрата води по напірному водоводу,  $\text{м}^3/\text{ГОД}$ , яка визначається по витратоміру, що встановлено в приміщенні НС II-го підйому.

## **2.8. Пілотна установка та методика проведення досліджень процесу видалення йонів важких металів на активованому осаді**

Проведені дослідження становили за мету вивчення можливості сорбції йонів важких металів на матриксних структурах біо-мінералів із визначенням оптимальних параметрів проходження цього процесу. Для досягнення поставленої мети вирішували наступні задачі: дослідження можливості видалення катіонів  $\text{Cr}^{6+}$  із природних підземних вод у біореакторах і фільтрах станцій знезалізнення за допомогою матриксних структур біо-мінералів; дослідження процесу видалення катіонів  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  із промивних вод гальванічного виробництва шляхом їх

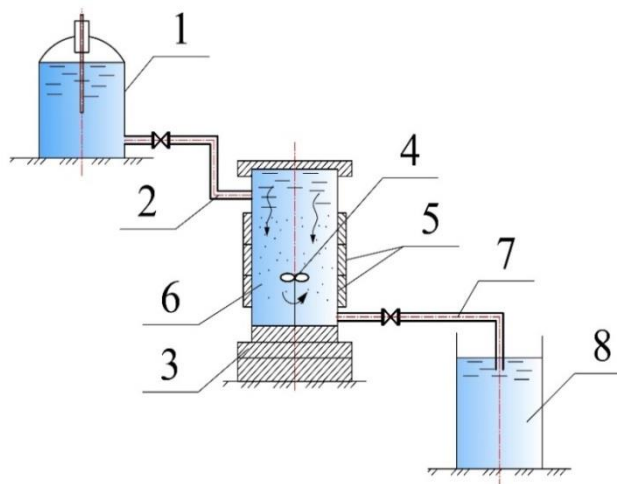


сорбції на матричних структурах біо-мінералів; дослідження ефективності процесу біосорбції IBM на різних типах осади станцій біологічного очищення підземних вод [189]. Матричні структури біо-мінералів були отримані з осаду промивних вод біореактору та фільтрів станції очищення підземних вод м. Березне Рівненської області.

В якості досліджуваного середовища виступали: підземні води із свердловин розташованих на території заводу ПАО «Полтавський алмазний інструмент» (табл. 2.2) та промивні води від гальванічного виробництва ТОВ «Високовольтний Союз – РЗВА», м. Рівне (табл. 2.3) [189]. Вивчення процесу видалення катіонів  $\text{Cr}^{6+}$  із підземних вод проводили на пілотній установці (рис. 2.21, а) до складу якої входили: ємкість  $W=1,0 \text{ дм}^3$  вихідної води; ємкість реактору  $W=0,5 \text{ дм}^3$ ; ємкість збирання фільтрату  $W=0,300 \text{ дм}^3$  із змінним паперовим фільтром «синя стрічка»; магнітна мішалка ММ-5; насос Камовського [189]. Для вивчення кінетики процесу видалення катіонів  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  із промивних вод від гальванічного виробництва використовували пілотну установку (рис. 2.21, б) до складу якої входили ємкість із розчином промивних вод від гальванічного виробництва ( $W=10 \text{ дм}^3$ ); колона – структуризатор діаметром 50 мм, висотою 800 мм, обладнана блоком постійних магнітів ( $l = 500 \text{ мм}$ ) розташованих в нижній та середній її частині. В своїй нижній частині установка була обладнана пробовідбірником (рис. 2.21, б). Для постійного підтримання осаду із матричних структур біо-мінералів у зваженому стані, а також для його перемішування із розчином який підлягав очищенню використовували мішалку ММ-5. Величину рН визначали потенціометричним методом [189]. Визначення концентрацій іонів важких металів ( $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Cr}^{6+}$ ) проводили за стандартними методиками [172, 173, 174, 175]. Дослідження структури осаду, його кількісного та якісного складу проводили за допомогою спектрального аналізу на растровому електронному мікроскопі FEI Quanta (США), обладнаному рентгенівським спектрометром для проведення мікроаналізу (EDAX) [189].



*a*



*б*

Рис. 2.21. Схеми пілотних установок для видалення ІВМ : а – із підземних вод: 1 – ємкість вихідної води; 2 – ємкість реактора; 3 – мішалка; 4 – фільтр; 5 – ємкість збору фільтрату; 6 – насос Камовського; б – із промивних вод від гальванічного виробництва: 1 – ємкість із розчином промивних вод; 2 – подача води до колони; 3, 4 – магнітна мішалка; 5 – блоки постійних магнітів; 6 – колона-структуризатор; 7 – відвід води; 8 – змішувач

**Методика дослідження процесу сорбції іонів важких металів на осадах станцій очищення підземних вод.** Дослідження процесу очищення підземних вод від катіонів  $\text{Cr}^{6+}$  проводили в два етапи. На першому етапі були проведенні дослідження щодо вивчення ефективності видалення катіонів  $\text{Cr}^{6+}$  із використанням в якості реагенту-осаджувача «ущільненого» осаду (6,4 % за сухою речовиною) який протягом двох місяців знаходився в закритій ємкості без доступу «свіжих» порцій промивних вод і розчиненого кисню. Осад було отримано після відстоювання промивних вод станції знезалізнення м. Березне. На другому етапі дослідження проводилися із використанням «свіжого» осаду (3,4 % за сухою речовиною), який накопичувався на відкритих мулових майданчиках в результаті щодобової промивки фільтрів [189].

Пілотна установка (рис.2.21 а) працювала наступним чином. Вихідна вода із ємкості (1) під дією вакууму, який створювався за допомогою насоса Камовського (6), надходила до ємкості реактора (2), в якому було завчасно розташовано певний об'єм свіжого осаду (2,0; 5,0; 10,0  $\text{cm}^3$ ). Для підтримання осаду у зваженому стані

використовувалася магнітна мішалка (3). Відбір проб із реактора (2) проводили за допомогою насоса Камовського (6) через кожні 10, 30, 45, 60 хвилин. Проби проходили процес фільтрування через паперовий фільтр «синя стрічка» (4) із наступним визначенням залишкових концентрації йонів  $\text{Cr}^{6+}$  [189].

Дослідження процесу очищення води від іонів  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  проводили в декілька етапів за технологічними схемами (рис. 2.22) із використанням в якості реагентів-осаджувачів різних типів осадів (рис. 2.23). На I етапі використовувалися технологічні схеми (рис. 2.22, а, в). За одноступінчастою схемою (рис. 2.22, а) вихідна вода змішувалася із попередньо висушеним при  $T = 50^\circ\text{C}$  осадом (рис. 2.23, а) та проходила 30 хвилинну обробку у змішувачі із наступним фільтруванням через паперовий фільтр «синя стрічка». За технологічною схемою (рис. 2.22, в), промивна вода разом із висушеним при  $T = 50^\circ\text{C}$  осадом (рис. 2.23, а) проходила обробку у магнітному структуризаторі під дією ПМП напруженістю 20 – 60 мТл із тривалістю експозиції 10 хвилин і подальшим 20 хвилинним перемішуванням [189].

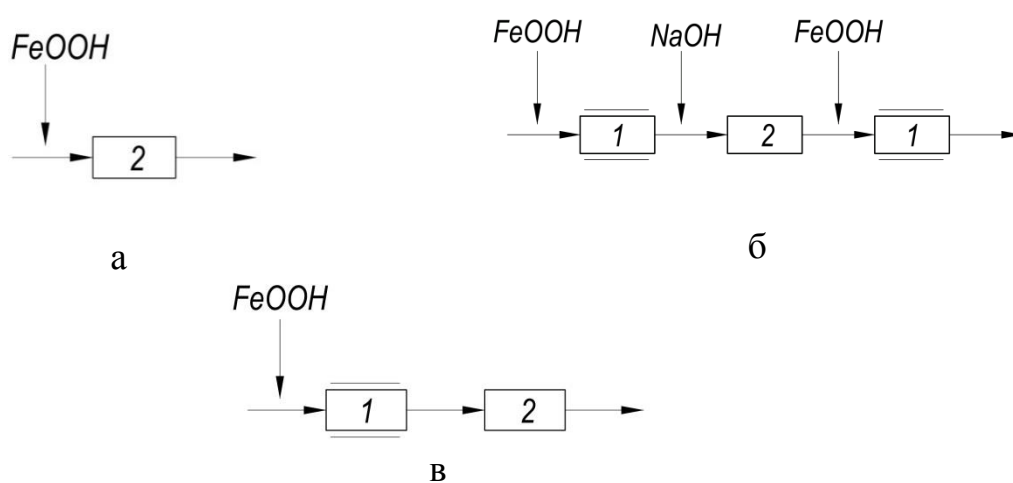


Рис. 2.22. Пілотні технологічні схеми очищення промивних вод гальванічного виробництва: а – одноступенева схема; б – триступенева схема; в – двоступенева схема. 1 – магнітний структуризатор, 2 – змішувач [189]

На II етапі досліджень промивні води проходили двоступеневу обробку за схемою (рис. 2.22, в) із використанням в якості реагентів-осаджувачів проколеного при  $T = 600^\circ\text{C}$  осаду (рис. 2.23, б) та «свіжого» осаду від промивки фільтрів

(рис. 2.23 в, з). Час експозиції у ПМП та термін обробки у змішувачі аналогічні I етапу [189].

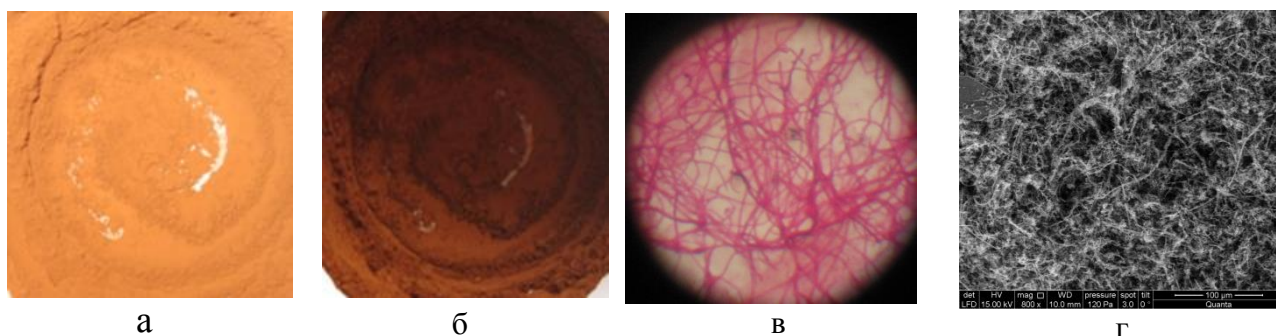


Рис. 2.23. Фото різних видів активованого осаду: *а* – висушеного при  $t=50\text{ }^{\circ}\text{C}$ ; *б* – розколеного при  $t=600\text{ }^{\circ}\text{C}$ ; *в* – г «свіжого» осаду із матриксів феробактерій: *в* – світловий мікроскоп  $\times 400$ ; *з* – СЕМ 6000х [189]

На III етапі дослідження проводили за триступеневою схемою (рис. 2.22, б) до складу якої входили послідовно розташовані магнітні структуризатори (1) та змішувач (2). Час експозиції в магнітних структуризаторах становив 20 хвилин, між якими відбувалося підлучення розчином NaOH та двоххвилинний контакт у змішувачі. Концентрації реагенту-осаджувача, перед кожним ступенем магнітних структуризаторів, змінювалися в залежності від серії дослідів і становили 100, 200, 300, 400 мг/дм<sup>3</sup> [189].

### Висновки до розділу

1. Розроблено методику проведення мікробіологічних досліджень матриксних структур біо-мінералів у міжпоровому просторі контактного завантаження біореакторів та фільтрів. Виявлено залежності інтенсивності росту виділеної культури на щільному модифікованому середовищі з різними значеннями рН та лужності. Розроблено установку та методику проведення досліджень щодо удосконалення біохімічних методів очищення.

2. Розроблено експериментальні установки та методики проведення досліджень щодо удосконалення комплексних методів очищення природних вод в постійному магнітному полі із напруженістю (В): 5 – 15 мТл; 30 – 50 мТл; 130 – 150 мТл; 190 – 290 мТл.

3. Розроблено методику та виготовлено установку для вивчення впливу процесу гідродинамічної кавітації на деструкцію та окиснення амонійного нітрогену, гумінових речовин, фенолів та легко окиснюваних органічних речовин. Розроблені, виготовлені та досліджені, в процесі очищення природних вод, конструкції одно- та багатоступінчастих кавітаторів.

4. Розроблено методики, технологічні схеми та установки для проведення досліджень комплексного очищення багатокомпонентних підземних вод із різною кислотністю та лужним резервом.

5. Розроблено методику приготування модифікованого завантаження із спіненого полістиролу для очищення слабокислих підземних вод із низьким лужним резервом.

6. Розроблено експериментальну установку та методику проведення досліджень у виробничих умовах процесів кінетики комплексного очищення підземних нейтральних вод із середньою лужністю, по висоті шару контактного завантаження реактора, в залежності від тривалості фільтроцикла, швидкостей руху води в його міжпоровому просторі, кількості мікроорганізмів, а також зміни параметрів рН та розчиненого кисню. Вивчена структура матриксів біо-мінералів та проведено їх ренгеноспектральний мікроаналіз.

7. Розроблені пілотні технологічні схеми та методики проведення досліджень процесів очищення нейтральних вод з нормальним і підвищеним лужним резервом, які містять антропогенні домішки.

8. Розроблені пілотні технологічні схеми, установка та методика проведення досліджень кондиціонування агресивних, слабокислих, помірно прісних твердих підземних вод.

9. Розроблена установка, технологія та методика стабілізаційної обробки підземних вод. Визначено параметри, які впливають на зміну фізико-хімічних показників якості води у водопровідних мережах, а також оптимальні дози лужних реагентів.

10. Розроблена пілотна установка, технологічні схеми та методика проведення досліджень процесу видалення йонів важких металів ( $\text{Cr}^{6+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{+}$ ) на матриксних структурах біо-мінералів.

## **РОЗДІЛ 3. СИСТЕМНИЙ ПІДХІД ДО ОБҐРУНТУВАННЯ НОВИХ ТА УДОСКОНАЛЕННЯ ІСНУЮЧИХ ТЕХНОЛОГІЙ КОНДИЦІОНУВАННЯ ПІДЗЕМНИХ БАГАТОКОМПОНЕНТНИХ ВОД**

### **3.1. Удосконалення існуючих класифікаторів технологій кондиціонування багатоконпонентних підземних вод**

Вибір оптимальних енерго- та ресурсозберігаючих технологій, методів та обладнання в умовах погіршення якості підземних вод під дією антропогенного навантаження та дефіциту фінансування є пріоритетним фактором при проектуванні нових і реконструкції діючих станцій водопідготовки.

Прийнята [190] класифікація якості підземних вод не містить конкретних основ для вибору технологічної схеми, методів та обладнання. Насамперед це пов'язано із побудовою самої структури класифікації якості підземних вод, де кожен наступний клас характеризується гіршими показниками якості воді ніж попередні. Класифікація підземних вод за Г.І. Ніколадзе [5, 8], з точки зору їх обробки, поділяються за наступними критеріям: природою сполук заліза та мангану; гідрокарбонатною лужністю. Класифікатор технологій М.Г. Журби [59] базується на класифікації підземних вод які застосовуються в якості джерел господарсько-питного водопостачання. Недоліком такого рішення, на нашу думку, є відсутність варіативності показників якості підземних вод всередині п'яти класів. Так як і в класифікації [190] кожен наступний клас характеризується гіршими показниками якості воді ніж попередні, причому в розглянутій класифікації відсутні такі важливі показники як гідрокарбонатна лужність та величини окисно-відновного потенціалу.

Ґрунтуючись на результатах моніторингових досліджень проведених автором на більш ніж 90 водозаборів підземних вод у восьми областях України (додаток Б1), а також на даних [1 – 4, 18 – 21, 23, 41, 66], було зроблено висновок, що якісні показники будь-якої підземної води складаються з елементів, які відносяться до різних класів якості, що ускладнює вибір методів очищення води за [190].

Відповідно до класифікацій природних вод запропонованих С.Р. Крайновим та А.І. Перельманом [1 – 3], та на основі декількох основних фізико-хімічних параметрів їх якості (величин рН – Eh, перманганатної окисності, гідрокарбонатної лужності, концентрації йонів  $Fe^{2+}$ ), які безпосередньо впливають на вибір технологій очищення, були розроблені: класифікація підземних вод та удосконалений класифікатор технологій їх комплексного очищення.

Розроблений класифікатор [195] має ряд відмінностей від класифікаторів Г.І. Ніколадзе (табл. 3.1, додаток Б4) та М.Г. Журби (табл. 3.2, додаток Б5).

Базовими величинами, які представляють класи, є величини рН – Eh, які згідно [1 – 4, 191] є найважливішими інтегральними характеристиками геохімічних властивостей підземних вод. Поділ за класами було прийнято за стандартною класифікацією природних вод за активною реакцією рН [192, 193]. За цією класифікацією підземні води згруповано у наступні таксони: I – слабокислі води (рН 5,0-6,5); II – нейтральні води (рН 6,5-7,5); III – слаболужні води (рН 7,5-8,5); IV – лужні води (рН 8,5-9,5) [195].

Система органічних речовин, яка здійснює важливий вплив на окисно-відновний стан підземних вод, зокрема змінює співвідношення між окисненими та відновленими формами елементів, а також впливає на діяльність мікроорганізмів які згідно [1 – 3] є потужним потенціал-визначальним фактором, виступає у ролі першого визначального компонента і за відомою класифікацією [193] розбита у наступні групи: 1 – дуже мала ( $PO < 4,0 \text{ мг } O_2/\text{дм}^3$ ); 2 – помірна ( $4,0-8,0 \text{ мг } O_2/\text{дм}^3$ ); 3 – середня ( $8,0-12,0 \text{ мг } O_2/\text{дм}^3$ ); 4 – висока ( $12,0-20,0 \text{ мг } O_2/\text{дм}^3$ ) [195].

В якості другого визначального компонента обрано гідрокарбонатну лужність, яка є одним із найважливіших технологічних показників [5, 11, 12, 194], що впливає на процеси проходження біохімічних та хімічних реакцій. Крім того аніон  $HCO_3^-$ , згідно [3], має найбільш суттєвий вплив на вилуговування заліза із мінералів у водних розчинах. Згідно [11] за гідрокарбонатною лужністю виділено наступні групи: 1 – понижена ( $<2,0 \text{ ммоль}/\text{дм}^3$ ); 2 – помірна ( $2,0-4,0 \text{ ммоль}/\text{дм}^3$ ); 3 – середня ( $4,0-6,0 \text{ ммоль}/\text{дм}^3$ ); 4 – підвищена ( $7,0-8,5 \text{ ммоль}/\text{дм}^3$ ). В якості третього визначального компонента обрано систему двовалентного заліза, яке в умовах мінімальних концентрацій універсальних потенціал-визначальних систем

(кисень, сірка) виступає в якості потенціал-визначального компоненту, особливо у підземних водах із високим вмістом органічних речовин [1], а також є одним із основних природних забруднювачів підземних вод. В системі феруму, згідно [5], виділено чотири групи із концентраціями: 1 – до 3,0 мг/дм<sup>3</sup>; 2 – (3,0-5,0 мг/дм<sup>3</sup>); 3 – (5,0-10,0 мг/дм<sup>3</sup>); 4 – (10,0-20,0 мг/дм<sup>3</sup>).

Зазначені параметри якості води було розподілено на чотири класи, та по чотири підкласи за кожним із визначальних компонентів (табл.3.3). Кожен із визначальних компонентів має в класифікації своє місце розташування в підкласах: на першому – перманганатна окиснюваність; на другому – гідрокарбонатна лужність; на третьому – концентрація катіонів Fe(II) [195]. В класифікації враховано можливу комбінаторику знаходження визначальних компонентів в різних за величиною рН класах підземних вод. Враховуючи варіативність якісного складу підземних вод, було запропоновано уніфіковані технології та комбінування методів їх очищення (табл. 3.5). В таблиці 3.4 наведено умовні позначення основних технологічних методів, засобів та обладнання, які було використано в класифікаторі технологій [195].

Умови застосування технологій в кожному із класів підземних вод виділено в окремі блоки. Перший блок – загальна характеристика води яка підлягає обробці за відповідним класом (I – IV), першим визначальним компонентом – перманганатною окисністю з відповідним підкласом якості (1 – 4), величиною окисно-відновного потенціалу та можливими формами існування сполук заліза.

Другий блок надає характеристику води у межах величин попереднього блоку за другим визначальним компонентом – гідрокарбонатною лужністю з відповідними підкласами якості (1 – 4) та за агресивними властивостями води щодо металу та бетону. В третьому блоці розглядаються підкласи якості води (1 – 4) за третім визначальним компонентом – за концентрацією катіонів Fe(II).

Кількість блоків відповідає сформованим геохімічним показникам якості природних гідрогенкарбонатних підземних вод досліджуваного регіону (додаток Б1). Для гідрогенкарбонатних слабокислих підземних вод (рН 5,0 – 6,5) технології водоочищення представлено, в основному, реагентними методами [62, 187, 198, 199]. Це пояснюється, насамперед, низькими значеннями величин рН та гідрокарбонатної лужності, високим ступенем агресивності води по відношенню до бетону та металу.



Таблиця 3.1 – Відмінності розробленого класифікатору технологій від класифікатору Г.І. Ніколадзе

Г.І. Ніколадзе [8]	Г.І. Ніколадзе [5]	Розроблена автором класифікація [195]
Загальне		
За основу прийняті основні фізико-хімічні параметри якості води, які впливають на вибір технологічної схеми: 1. Природа сполук заліза та мангану (мінеральна, органічна). 2. Величини гідрокарбонатної лужності; рН-Eh водної системи; перманганатної окисності; концентрацій Fe <sup>2+</sup> ; Mn <sup>2+</sup> ; H <sub>2</sub> S		
Відмінності		
1. В основу покладено природу сполук Fe <sup>2+</sup> ; Mn <sup>2+</sup> , а також зміну показників якості води: рН (слабокислі та нейтральні води); Fe <sup>2+</sup> ; H <sub>2</sub> S; CO <sub>2</sub> .	1. В основу покладено два критерії: а) природа сполук Fe <sup>2+</sup> ; Mn <sup>2+</sup> ; б) величина гідрокарбонатної лужності води: (Л<2,0 моль/дм <sup>3</sup> ; Л= 2,0-4,0 моль/дм <sup>3</sup> ; Л >4,0 ммоль/дм <sup>3</sup> ). Залізомісткі води поділено на три групи із урахуванням складності їх обробки, для кожної з яких складено відповідні технологічні схеми.	1. В основу покладено поділ за класами, згідно стандартної класифікації природних вод за активною реакцією рН. В якості визначальних компонентів обрано органічні речовини, залізо, гідрокарбонатну лужність. Кожен з класів поділено на чотири підкласи. Враховано можливу варіативність знаходження визначальних компонентів у різних за величиною рН класах підземних вод. Виходячи із отриманої варіативності якісного складу підземних вод, запропоновано уніфіковані технології та відповідні комбінаторики методів водоочищення.
2. Не враховано комбінаторику рН-Eh водних систем. Розглянуто діапазони Eh=0,1 – 0,2 В (окисно-відновлювальної системи) та Eh>0,1В (окисної системи). Не розглянуто системи із різко відновними властивостями (Eh<-0,15...-0,30В) та нормально-відновлювальні системи (Eh=-0,15...0,0В). Не розглянуто варіативність взаємозв'язків між різними концентраціями органічних речовин, величинами гідрокарбонатної лужності та рН в межах діапазонів природних вод, згідно загальноприйнятим класифікаціям за лужністю, ПО, рН [191 - 193].	3. Відсутні значення нижніх меж використання рекомендованих технологій водоочищення за: Fe <sup>2+</sup> ; Mn <sup>2+</sup> ; H <sub>2</sub> S; ПО, а також верхні межі використання технологій за рН.	2. Враховано варіативність взаємозв'язків між рядом інгредієнтів: рН-Eh системи; концентраціями органічних речовин, сполук заліза, можливістю одночасної присутності FeCO <sub>3</sub> та Fe – ГК; Fe – ФК у слабкокислих водах із малим і середнім вмістом органічних речовин. Розглянуто весь спектр діапазонів окисно-відновного водного середовища, згідно класифікації [195].
4. Відсутня градація підземних вод за величинами гідрокарбонатної лужності. Для всіх технологій рекомендовано значення лужності Л≥1,3 ммоль/дм <sup>3</sup> .	4. Враховано градація підземних вод за величиною гідрокарбонатної лужності води: (Л<2,0 ммоль/дм <sup>3</sup> ; Л=2,0-4,0 ммоль/дм <sup>3</sup> ; Л>4,0 ммоль/дм <sup>3</sup> )	3. Наведено градацію підкласів за гідрокарбонатною лужністю (Л<2,0; Л=2,0 – 4,0; Л=4,0 – 6,0 та Л=7,0 – 8,5 ммоль/дм <sup>3</sup> ), перманганатною окисністю, концентраціями Fe <sup>2+</sup> ; Mn <sup>2+</sup> , у відповідності до загальноприйнятих класифікацій, що дає можливість варіювати методами водоочищення.
5. Відсутні значення оптимальних параметрів водної системи для використання методу біологічного знезалізнєння підземних вод.	5. Не розглядається метод біологічного знезалізнєння підземних вод.	4. Для використання методу біологічного знезалізнєння визначено оптимальні параметри водної системи (рН – Eh; ПО; лужність).
6. Біологічний метод знезалізнєння рекомендовано для вод, які містять залізо лише у мінеральній формі і для наступних параметрів води (Fe <sup>2+</sup> < 15,0 мг/дм <sup>3</sup> ; H <sub>2</sub> S< 40 мг/дм <sup>3</sup> ; CO <sub>2</sub> не лімітується; рН>6,2; ПО<9,5 мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup> ).	6. Не розглядається метод біологічного знезалізнєння підземних вод.	5. Застосування біологічного методу рекомендовано в комбінуванні з іншими методами очищення підземних вод із різною природою походження сполук Fe <sup>2+</sup> ; Mn <sup>2+</sup> .
7. Не враховано антропогенні забруднення та методи їх очищення.		6. Частково враховано антропогенні забруднення (амонійний нітроген, феноли, ПАР) та розглянуто методи їх вилучення.
8. Не розглянуто питання параметрів стабільності підземних вод, відсутня градація вод за величинами індексів стабільності.		7. В класифікації розглянуто підкласи вод із різним ступенем агресивності, у відповідності із чим передбачено блоки її стабілізаційної обробки.

Таблиця 3.2 – Відмінності розробленого класифікатору технологій від класифікатору технологій М.Г. Журби

М.Г. Журба, Ж.М. Говоровой [59, 67]	Класифікація автора [195, 196]
Загальне	
Загальні умови застосування рекомендованих технологій за вмістом $Fe_{зар}$ ; $Mn_{сум}$ ; $H_2S$ , $CO_2$ ; величинами рН та ПО;	
Відмінності	
1. В основу покладено класифікацію підземних вод, які застосовуються в якості джерел господарсько-питного водопостачання де кожен наступний клас характеризується гіршими показниками якості води ніж попередні.	1. В основу покладено поділ води на класи за активною реакцією рН за стандартною класифікацією природних вод. В якості визначальних компонентів обрано органічні речовини, залізо, гідрокарбонатну лужність, кожен з яких поділено на чотири підкласи. Враховано можливу варіативність знаходження визначальних компонентів в різних за величиною рН класах підземних вод.
2. Технології для питного водопостачання запропоновано за класами в яких не враховано комбінаторику та варіативність між рН - Eh водного середовища, вмістом органічних речовин, лужністю. В підкласах розглядаються зміни параметрів якості води за Fe, Mn, $CO_2$ , F.	2. Враховано варіативність взаємозв'язків між рядом інгредієнтів: рН-Eh системи; концентрацій різних органічних речовин, сполук феруму, можливості одночасної присутності $FeCO_3$ та Fe – ГК; Fe – ФК у слабкокислих водах із малим та середнім вмістом органічних речовин. Розглянуто весь спектр діапазонів окисно-відновного водного середовища, згідно класифікації [195]. В підкласах розглядаються зміни параметрів якості води за ПО, лужністю, Fe, Mn.
3. Чітко не наведено межі застосування рекомендованих технологій за класами лужності природних вод.	3. У підкласах чітко вказано можливі межі перебування водної системи в загальноприйнятих класифікаціях за величинами перманганатної окисності, лужності та межах величин $Fe^{2+}$ , $Mn^{2+}$ , у відповідності до рекомендованих технологій.
4. Не вказано верхні межі використання технологій для рН - Eh водної системи	4. В класифікаторі визначено діапазони використання технологій згідно параметрів рН - Eh водної системи.
5. Не враховані межі використання технологій в областях сумісної присутності в підземних водах сполук $FeCO_3$ та Fe – ГК; Fe – ФК	5. Враховано межі використання запропонованих технологій в залежності від природи сполук феруму.
6. Представлено групи компонентів антропогенних забруднень та рівні їх концентрацій (A1- біогенні речовини; A2 – важкі метали та неметали; A4 та A5 – загальні та специфічні органічні речовини та ін.).	6. Антропогенні забруднення та рівні їх концентрацій представлено азот-амонійними сполуками, фенолами, ПАВ.
7. Групи антропогенних забруднень представлено окремо від класів підземних вод і винесено в окремий класифікатор.	7. Антропогенні забруднення (амонійний нітроген, феноли) внесені до основної сітки класифікатора в блок-схемах технологій водоочищення в залежності від їх концентрацій і класів якості природних вод.
8. Основними способами і методами очищення підземних вод від антропогенних домішок в класифікаторі є:	
біосорбція, сорбція на цеолітовому завантаженні та ГАВ; мембранні методи; іонний обмін; коагулювання-фільтрування; озонування.	біохімічне окиснення, деструкція важко-окиснюваних органічних речовин за допомогою ГДК; використання АОР - технологій; коагулювання-фільтрування; сорбція на цеолітовому завантаженні та ГАВ, адсорбція іонів важких металів на матриксних структурах біомінералів.
9. Ступінь агресивності води вказано лише для $I_L < 0$ , що значно звужує межі використання класифікатора, так як не враховано області окисно-відновлюваного (Eh 0 – 250мВ) та окисного середовищ (Eh >250мВ).	9. В наведеній класифікації розглянуто підкласи вод із різним ступенем агресивності у відповідності із чим передбачено блоки її стабілізаційної обробки.

При очищення підземних вод із низьким лужним резервом ( $<2,0$  ммоль/дм<sup>3</sup>) від сполук Fe(II), для удосконалення біологічних та фізико-хімічних методів рекомендовано використовувати підлуження води розчином кальцинованої соди. В першому випадку відбувається насичення води додатковим джерелом вуглецю та введення феробактерій до комфортного ареалу їх життєдіяльності за величиною гідрокарбонатної лужності [187, 197].

В другому – підвищення величини гідрокарбонатної лужності вище за  $2$  ммоль/дм<sup>3</sup> дає можливість видаляти агресивний карбон(IV) оксид (CO<sub>2</sub><sup>агр</sup>), забезпечуючи проходження реакцій окиснення та гідролізу сполук феруму, а також створення умов для інтенсифікації проходження процесу коагуляції [187, 198]. Для вод такого класу із концентраціями катіонів Fe<sup>2+</sup> до  $3,0$  мг/дм<sup>3</sup>, незначним вмістом органічних речовин, амонійного нітрогену до  $0,5$  мг/дм<sup>3</sup>; фенолів до  $0,001$  мг/дм<sup>3</sup> (І п.1.1.1 табл.3.5) можливе комплексне застосування фізико-хімічних методів очищення які складаються з посиленої аерації та обробки води на фільтрах з модифікованим завантаженням.

Таблиця 3.3 – Класифікація підземних вод за основними фізико-хімічними показниками їх якості які впливають на вибір технологій очищення [195]

№ з/п за послідовністю	Класифікації за рН			
	I	II	III	IV
(0)	Слабокислі рН 5,0 – 6,5	Нейтральні рН 6,5 – 7,5	Слаболужні рН 7,5 – 8,5	Лужні рН 8,5 – 9,5
Підкласи за:				
	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
за перманганатною окисністю, мг O <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>				
1	Незначна <4,0	Помірна 4,0 – 8,0	Середня 8,0 – 12,0	Висока 12,0 – 20,0
за гідрокарбонатною лужністю, ммоль/дм <sup>3</sup>				
2	Понижена <2,0	Помірна 2,0 – 4,0	Середня 4,0 – 6,0	Висока 6,4 – 8,5
за концентрацією катіонів Fe(II), мг/дм <sup>3</sup>				
3	<3,0	3,0 – 5,0	5,0 – 10,0	10,0 – 20,0

При збільшенні концентрацій цих інгредієнтів (І п. 1.1.2) рекомендовано проведення процесу підлучення води, перед аераційним блоком, з наступним фільтруванням через інертне або модифіковане завантаження.

Таблиця 3.4 – Умовні позначення основних технологічних методів, засобів та обладнання для очищення підземних вод [195]

Методи, засоби та обладнання			
Умовне позначення	Назва	Умовне позначення	Назва
[СА]	Обробка води методом спрощеної аерації	[ПА]	Обробка води посиленою аерацією (ежектори, дрібно-бульбашкові аератори)
[К(Ф)]	Обробка коагулянтном (флокулянтном)	[С/Л]	Коригування гідрокарбонатної лужності введенням розчину кальцинованої соди
[КК <sub>н</sub> ]	Обробка в контактній напірній камері	[Пл]	Утворення пластівців коагульованих частинок в контактній камері
[БР]	Біохімічне окиснення в біореакторах	[Ф]	Фільтрування (фільтри із різним типом інертного завантаження)
[Ф1] - [Ф2]	Двоступеневе фільтрування	[ФМЗ]	Фільтрування через модифіковане завантаження
[СФ]	Сорбційний фільтр	[ГДК]	Гідродинамічна кавітація
[СтФ]	Стабілізаційна фільтраційна обробка	[СтР]	Стабілізаційна обробка за допомогою реагентів
[Зн]	Знезараження (обробка гіпохлоритом натрію)	[ПК <sub>CO2</sub> ]	Підкислення диоксидом вуглецю
Методи водоочищення			
Умовне позначення	Назва	Умовне позначення	Назва
[Б]	Біологічний	[Бх]	Біохімічний
[ФХ <sub>а</sub> ]	Фізико-хімічні (з використанням гетерогенного автокаталітичного процесу за методом спрощеної аерації)	[ФХ <sub>а/р</sub> ]	Фізико-хімічні (з комплексним використанням гетерогенного автокаталітичного процесу та реагентної обробки)
[ФХ <sub>м</sub> ]	Фізико-хімічні (з використанням модифікованого завантаження)	[ФХ <sup>•</sup> ]	Фізико-хімічні процеси, які супроводжують гідродинамічну кавітацію
[ФХ <sub>р/м</sub> ]	Фізико-хімічні (з використанням реагентів і модифікованого завантаження)	[ГМ]	Гідромеханічний
[Ф]	Фізичний	[Х]	Хімічний

Для підземних слабокислих вод із перманганатною окисністю від 4,0 до 8,0 мг  $O_2/дм^3$ , вмістом катіонів  $NH_4^+$  <1,0 мг/дм<sup>3</sup>;  $Fe^{2+}$  від 5 до 10 мг/дм<sup>3</sup>, фенолів до 0,03 мг/дм<sup>3</sup>, кольоровістю до 50 град. ПКШ, рекомендовано застосовувати удосконалені комбіновані методи водопідготовки. На першому етапі використовуються хіміко – фізико – біохімічні методи, які дозволяють коригувати величини рН – Eh – гідрокарбонатної лужності вихідної води, а також концентрацію неорганічного вуглецю з подальшим біохімічним очищенням в біореакторі. На другому етапі використовується комплекс фізико-хімічних методів доочищення води на швидких фільтрах з наступною стабілізаційною обробкою фільтрату (І п.2.1.3) [62]. Для малих об'єктів водопостачання (продуктивністю до 5 м<sup>3</sup>/год) можливо рекомендувати технологічну схему з використанням фізико-хімічних методів очищення води у складі гідродинамічної кавітації (ГДК) – реагентної обробки – фільтрування (І п. 2.1.3') [199]. Для вод цього ж класу, але із середнім вмістом розчинених органічних речовин (ПО 8,0 – 12,0 мг  $O_2/дм^3$ ) в присутності підвищених концентрацій ІВМ, які знаходяться як в мінеральній так і органічній формах, сезонних коливаннях  $NH_4^+$  <4,0 мг/дм<sup>3</sup>, фенолів до 0,03 мг/дм<sup>3</sup>, кольоровості до 70 град. ПКШ, рекомендовано до використання комбіновані методи очищення (І п. 3.1.4 табл. 3.5) [62, 198, 224, 260]. На першому етапі, завдяки біохімічним процесам в контактному завантаженні біореактора, відбувається очищення води від амонійного нітрогену та феруму. На наступному – проводиться коригування величин рН – гідрокарбонатної лужності для забезпечення процесів сорбції та доокиснення органічних речовин та сполук феруму на поверхні матриксних структур *bio*- $FOOH$ , з наступною їх коагуляцією алюміній гідроксохлоридом та розділом фаз на фільтрах [50, 62, 186, 187]. При знаходженні в природних водах фенолів (0,08-0,5 мг/дм<sup>3</sup>) можливим є комплексне використання удосконалених фізико-хімічних методів (І п. 3.1.4'). На попередньому етапі, відбувається постадійне проходження вихідної води через гідродинамічний кавітатор під дією силових ліній ПМП з наступною обробкою розчином коагулянту в контактній колоні та фільтруванням. Відомо [116, 118, 184], що в результаті гідродинамічної кавітації відбувається процес механотермолізу води із утворенням

високоактивних вільних радикалів та їх рекомбінацій, що призводить до деструкції та окиснення комплексно-органічних сполук іонів важких металів, амонійного нітрогену, фенолів, розчиненої органіки, з утворенням колоїдів в напірній контактній колонні та подальшим проходженням процесів коагуляції та розділенням фаз на фільтрах I-го ступеня. Фільтри II-го ступеня, із модифікованим завантаженням, призначені для доочищення води від сполук мангану.

При концентраціях катіонів  $\text{Fe}^{2+} \geq 20,0 \text{ мг/дм}^3$ ;  $\text{Mn}^{2+}$  до  $1,0 \text{ мг/дм}^3$ ,  $\text{NH}_4^+$  до  $3 \text{ мг/дм}^3$ , в присутності гумінових кислот та підвищених величинах перманганатної окисності  $12,0\text{-}20,0 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$  рекомендовано до впровадження наступні багатоступеневі технології (I п. 4.1.4 табл. 3.5), які базуються на комбінуванні біологічних та фізико-хімічних методів [186, 200, 201, 224]. Технологічна схема п. 4.1.4 аналогічна за побудовою до схеми п. 3.1.4 крім фільтра із модифікованим завантаженням, який пропонується для доокиснення  $\text{Mn}^{2+}$ . В схемі 4.1.4' окиснення органічних комплексів іонів важких металів відбувається за допомогою активних радикалів утворених в результаті процесу гідродинамічної кавітації [252]. При більших значеннях гідрокарбонатної лужності (I п. 4.2.4) підключення води розчином кальцинованої соди не потрібно. Структура технологічних схем спрощується. Всі технологічні схеми обладнано блоками знезараження та стабілізаційної обробки.

Для нейтральних гідрогенкарбонатних вод із малим (ПО  $< 4,0 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$ ) і нормальним (ПО  $4,0\text{-}8,0 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$ ) вмістом розчинених органічних речовин та гідрокарбонатній лужності від  $2,0$  до  $6,0 \text{ ммоль/дм}^3$  рекомендовано до застосування безреагентні методи очищення (II (п.1.2.2 – 1.2.4; 1.3.2 – 1.3.3)) [195, 202, 203, 204, 206, 251]. В якості методів аерації використовується спрощена або посилена аерація. В якості альтернативи можуть бути використані фільтри із модифікованим завантаженням (II п.1.1.3, 1.2.3') [188, 195, 263, 264].

Для вод цього класу із низьким лужним резервом ( $\text{Л} \leq 2,0 \text{ ммоль/дм}^3$ ) рекомендовано проводити попереднє підключення розчином кальцинованої соди (II п.1.1.2, п.2.1.2 – 2.1.3). Підземні нейтральні води із величиною перманганатної окисності  $8,0\text{-}12,0 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$ , низьким лужним резервом, підвищеним вмістом

катіонів  $\text{Fe}^{2+}$  10,0 – 20,0 мг/дм<sup>3</sup>,  $\text{NH}_4^+$  < 2,0 мг/дм<sup>3</sup> в присутності гумінових комплексів та фенолів (до 0,03 мг/дм<sup>3</sup>) рекомендовано обробляти за комбінованою схемою (II п.3.1.4) із ступінчастим використанням хіміко–фізико–біологічних методів на першому ступені та комплексу фізико–хімічних методів на другому ступені [200, 201]. В якості альтернативної можливо використовувати комбінування фізико–хімічних методів очищення (II п.3.1.4') на базі послідовності використання процесів, які супроводжують гідродинамічну кавітацію та контактну коагуляцію [195, 199, 252, 260]. При величинах перманганатної окисності до 8 мг  $\text{O}_2$ /дм<sup>3</sup> в присутності підвищених концентрацій сполук феруму, за нормальної лужності води можливе використання безреагентних методів очищення [201 – 204]. При підвищених величинах перманганатної окисності (II п.3.2.3, 3.2.4) перед освітлювальним фільтром рекомендовано використання розчину коагулянту з наступним сорбційним доочищенням води [49, 50, 62].

Технології очищення безкисневих, безсульфітних нейтральних вод (рН 6,5–7,5) з невеликим вмістом органіки ( $4,0 \leq \text{ПО} \leq 8,0$  мг  $\text{O}_2$ /дм<sup>3</sup>), підвищеними величинами гідрокарбонатної лужності (6,4 – 8,5 ммоль/дм<sup>3</sup>) базуються на використанні безреагентних методів (II п. 1.4.2 - 1.4.4, 2.4.2) [188, 195, 263].

Найбільш простими є технології очищення гідрогенкарбонатних слаболужних вод (рН 7,5 – 8,5), які відносяться до III класу та лужних вод (рН 8,5 – 9,5) IV класу (п. 1.3.2, 2.3.1, 1.2.2). Такі води зазвичай не містять органічних комплексних сполук феруму, тому, в основному, обробляються за схемою спрощеної аерації – фільтрування [251]. Слід зазначити, що води такого класу потребують кондиціонування обробкою зрідженим  $\text{CO}_2$  для досягнення величини рН до норм [195, 205].

### **3.2. Системний підхід до вибору технологічного обладнання запропонованих технологій**

Сукупність таких факторів як багатокomпонентність підземних вод разом із здатністю домішок змінювати свій фазово-дисперсний стан під впливом фізичних і хімічних факторів дозволяє застосовувати широкий спектр прийомів та методів регулювання процесів водоочищення [196]. Таким чином розробка системного підходу щодо вибору найбільш придатних методів, процесів та апаратів для очищення підземних вод з урахуванням їх індивідуальних показників якості, впливу природних та антропогенних факторів є безумовно актуальним завданням.

Як відомо, основними потенціал-визначальними елементами, які здатні формувати загальний окисно-відновний діапазон в системі підземних вод є кисень і сульфур [1]. За результатами наших досліджень було встановлено (додаток Б1), що вказані елементи є відсутніми в підземних водах розглянутих горизонтів. В такому випадку підземні води являють собою закриту або частково закриту систему, в якій інгредієнти зі змінною валентністю, розчинені гази, органічні речовини та комплексно-органічні сполуки можуть знаходитись у стабільному стані досить тривалий час [196]. Необхідною умовою для її дестабілізації, з подальшим переведення до області із зміненими параметрами окислювально-відновного потенціалу, є введення окисника – кисню повітря. Для проведення зазначеного процесу диспергування повітря у воду існує велика кількість різноманітних апаратів та пристроїв [5, 12, 41, 55, 59].

Основними чинниками, які впливають на вибір того чи іншого методу аерації а також типу апарату є: величини рН; концентрації і форма існування розчиненого феруму, сірководню, карбон(IV) оксиду ( $\text{CO}_2$ ), перманганатної окисності та лужності води [196].

Спираючись на дані власних досліджень [49 – 52, 61, 179 – 189, 199, 201], сумісних досліджень із М.Г. Журбою [202, 203, 206, 207], а також результатів досліджень [5, 11, 12, 20, 23, 36, 39, 73, 83] згідно розробленого автором класифікатора технологій [195], було запропоновано системний підхід щодо вибору методів аерації та типів апаратів, які використовуються для окиснення та деструкції домішок природної води (рис. 3.1) [196].



Таблиця 3.5 – Удосконалений класифікатор технологій очищення багатокомпонентних підземних вод

Класи	Підкласи	Умови застосування за ступенем агресивності води, величинами рН, окисно-відновного потенціалу, перманганатної окисності, бікарбонатної лужності, а також присутності гумінових комплексів (*ГК), азот амонійних сполук*, фенолів*, CO <sub>2</sub>	Підкласи	Умови застосування за ІВМ (Fe <sup>2+</sup> /Cr <sup>6+</sup> /Mn <sup>2+</sup> ), мг/дм <sup>3</sup>	Технологічні схеми водоочищення	Комбінаторика методів водоочищення
Гідрогенкарбонатні води						
І Підземні слабкокислі води (рН=5,0 – 6,5)	1.	Із незначною кількістю розчинених органічних речовин (ПО<4,0 мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup> ); *NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> <0,5 мг/дм <sup>3</sup> ; C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> ОН <0,001 мг/дм <sup>3</sup> ; Eh= -150...+50 мВ;	1.1.1	3,0 / - / -	[ПА] → [ФМЗ]→[СтР]→ [Зн]	[Ф]→[ФХ <sub>м</sub> ]→[Х]
	1.1.	L≤2,0 ммоль/дм <sup>3</sup> ; CO <sub>2</sub> агр. >0; агресивні води (із дуже високим ступенем корозії) I <sub>L</sub> = -1,0...-2,0; I <sub>R</sub> = 8,0 –10,0	1.1.2	(3 – 5) / - / -	[С/Л] → [ПА] → [Ф]→[СтР]→ [Зн]	[Х]→[Ф]→[ФХ <sub>а</sub> ]→[Х]
	2.	ПО 4,0 – 8,0 мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup> ; *NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> <1,0 мг/дм <sup>3</sup> ; *К< 50 град. ПКШ; *C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> ОН <0,03 (0,08 – 0,5)* мг/дм <sup>3</sup> ; *ГК; Eh= -150 мВ;	2.1.3	(5 – 10) / 0,5° / -	*[С/Л] → [ПА] →[БР°] → [Ф] →[Зн]→ →[СтР]	[Х]→[Ф]→[Б <sub>х</sub> ]→[ФХ <sub>а</sub> ]→ →[Х]
	2.1.	L≤2,0 ммоль/дм <sup>3</sup> ; CO <sub>2</sub> агр. >0; агресивні води (із високим ступенем корозії) I <sub>L</sub> <-1,5; I <sub>R</sub> = 8,5 – 9,0	2.1.3'		*[ГДК] → [С/Л] →[КК <sub>н</sub> ]→[К(Ф)]→ →[Пл]→[Ф]→[СтР]→[Зн]	[Х]→ [Фх*]→ [ФХ <sub>а/р</sub> ]→[Х]
	3.	Із середнім вмістом органічних речовин: ПО 8,0 – 12,0 мг О <sub>2</sub> / дм <sup>3</sup> ; *NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> < 4,0 мг/дм <sup>3</sup> ; *F<2,0 мг/дм <sup>3</sup> ; *К< 70 град. ПКШ; * ПАР<1,0 мг/дм <sup>3</sup> ; *C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> ОН < 0,03 (0,08 – 0,5)* мг/дм <sup>3</sup> ; *ГК; Eh= -150(-300) мВ	3.1.4	(10 –20) / 0,5° / -	*[ПА] →[БР°] →[С/Л] → [К(Ф)] →[Ф]→ →[СФ]→[Зн]→ [СтР]	[Ф]→[Б <sub>х</sub> ]→[Х]→ →[ФХ <sub>а/р</sub> ]→[ФХ]→[ Х]
	3.1.	L≤2,0 ммоль/дм <sup>3</sup> ; CO <sub>2</sub> агр. >0; агресивні води (із дуже високим ступенем корозії) I <sub>L</sub> = -1,5...-2,0; I <sub>R</sub> = 9	3.1.4'	(10–20) / - /до 1,0	*[ГДК]→[С/Л] →[КК <sub>н</sub> ]→ →[К(Ф)]→[Ф]→[ФМЗ]→[Зн]→[СтР]	[Фх*]→[Х]→ → [ФХ <sub>а/р</sub> ]→[ФХ <sub>м</sub> ]→[Х]
	4.	Із високим вмістом органічних речовин: ПО 12,0 – 20,0 мг О <sub>2</sub> / дм <sup>3</sup> ; *NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> < 3 мг/дм <sup>3</sup> ; *К< 70 град.ПКШ; *C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> ОН <0,03 (0,08 – 0,5)* мг/дм <sup>3</sup> ; * ПАР<1,0 мг/дм <sup>3</sup> ; *ГК; Eh= до (-500) мВ;	4.1.4	>20,0 / 0,5° / до 1,0	*[ПА] → [БР°] →[С/Л] → [К(Ф)]→[Ф]→ →[ФМЗ] → [Зн]→ [СтР]	[Ф]→[Б <sub>х</sub> ]→[Х]→[ФХ <sub>а/р</sub> ]→ → [ФХ <sub>м</sub> ]→[Х]
	4.1.	L≤2,0 ммоль/дм <sup>3</sup> ; CO <sub>2</sub> агр. >0; агресивні води (із дуже високим ступенем корозії) I <sub>L</sub> > -2,0; I <sub>R</sub> ≥10,0	4.1.4'	>20,0 / - / до 1,0	*[ГДК]→[С/Л]→[КК <sub>н</sub> ]→[К(Ф)]→[Ф]→ [ФП]→[Зн]→[СтР]	[Фх*]→[Х]→[ФХ <sub>а/р</sub> ]→[Х]
	4.2.	L=2,0 – 4,0 ммоль/дм <sup>3</sup> ; CO <sub>2</sub> агр. >0; агресивні води (із надзвичайно високим ступенем корозії), I <sub>L</sub> >-2,0; I <sub>R</sub> ≥10,0	4.2.4	>20,0 / - / до 1,0	[ПА] → [БР] →[К(Ф)]→[Ф] → →[СФ]→[Зн]→ [СтР]	[Ф]→[Б <sub>х</sub> ]→[ФХ <sub>а/р</sub> ]→[ФХ]→ → [Х]
	Пояснення: технології із символом * рекомендовано до застосування для вод які містять феноли із концентраціями 0,08 – 0,5 мг/дм <sup>3</sup> та продуктивністю до 200 м <sup>3</sup> /добу					

Класи	Підкласи	Умови застосування за ступенем агресивності води, величинами рН, окисно-відновного потенціалу, перманганатної окисності, бікарбонатної лужності, а також присутності гумінових комплексів (*ГК), азот амонійних сполук*, фенолів*, CO <sub>2</sub>	Підкласи	Умови застосування за ІВМ (Fe <sup>2+</sup> /Cr <sup>6+</sup> /Mn <sup>2+</sup> ), мг/дм <sup>3</sup>	Технологічні схеми водоочищення	Комбінаторика методів водоочищення
1	2	3	4	5	6	7
Гідрогенкарбонатні води						
II Підземні гідрогенкарбонатні нейтральні води (рН 6,5 – 7,5)	1.	Із невеликим вмістом розчинених органічних речовин (ПО<4,0 мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup> ); *NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> <0,5 мг/дм <sup>3</sup> ; C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> ОН <0,001 мг/дм <sup>3</sup> ; Eh= -100...(+150) мВ;	1.1.2	$\leq 5,0 / - / \leq 0,5$ (5 – 10) / - / <0,5	*[С/Л] → [ПА] → [БР] → [Ф] → [Зн] → [СтР]	[X] → [Ф] → [Б] → [ФХ <sub>a</sub> ] → [X]
	1.1.	L≤2,0 ммоль/дм <sup>3</sup> ; CO <sub>2</sub> агр. >0; агресивні води (із високим ступенем корозії) I <sub>L</sub> = -1,0...-1,5; I <sub>R</sub> = 8,5...9,5	1.1.3		[ПА] → [ФМЗ] → [СтР] → [Зн]	[Ф] → [ФХ <sub>a/м</sub> ] → [X]
	1.2.	L=2,0 – 4,0 ммоль/дм <sup>3</sup> ; CO <sub>2</sub> агр. >0; агресивні води (схильні до корозії) I <sub>L</sub> = -0,2...-1,5; I <sub>R</sub> =7,5...9,0	1.2.2	$\leq 5,0 / - / \leq 0,1$	[СА] → [БФ] → [Ф] → [Зн] → [СтР]	[Ф] → [Б] → [ФХ <sub>a</sub> ] → [X]
			1.2.3 1.2.3*	(5 – 10) / - / <0,5	[СА] → [БФ] → [Ф] → [Зн] → [СтР] * [ПА] → [ФМЗ] → [СтР] → [Зн]	[Ф] → [Б] → [ФХ <sub>a</sub> ] → [X] [Ф] → [ФХ <sub>a/м</sub> ] → [X]
			1.2.4	(10 – 20) / - / -	[ПА] → [БФ] → [Ф] → [Зн] → [СтР]	[Ф] → [Б] → [ФХ <sub>a</sub> ] → [X]
	1.3.	L=4,0 – 6,0 ммоль/дм <sup>3</sup> ; води із дуже легким ступенем корозії I <sub>L</sub> = 0,01...-0,2; I <sub>R</sub> = 6,0...7,5	1.3.2	$\leq 5,0 / - / \leq 0,1$	[СА] → [Ф] → [Зн] → [СтР]	[Ф] → [ФХ <sub>a</sub> ] → [X]
			1.3.3	(5 – 10) / - / <0,5	[СА] → [БФ] → [Ф] → [Зн] → [СтР] [ГДК] → [КК <sub>и</sub> ] → [Ф] → [Зн]	[Ф] → [Б] → [ФХ <sub>a</sub> ] → [X] [Фх*] → [ФХ <sub>a</sub> ] → [X]
	2.	ПО 4,0 – 8,0 мг О <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup> ; *NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> <1,0 мг/дм <sup>3</sup> ; *К < 50 град. ПКШ; *C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> ОН <0,03 (0,08 – 0,5)* мг/дм <sup>3</sup> ; *ГК; Eh= -150 (50) мВ	2.1.2	$\leq 5,0 / - / \leq 0,5$	*[С/Л] → [СА] → [БР] → [Ф] → [Зн] → [СтР] * [ГДК] → [КК <sub>и</sub> ] → [К(Ф)] → [Ф] → [Зн] → [СтР]	[X] → [Ф] → [Бх] → [ФХ <sub>a</sub> ] → [X] [Фх*] → [ФХ <sub>a/р</sub> ] → [X]
	2.1	L≤2,0 ммоль/дм <sup>3</sup> ; CO <sub>2</sub> агр. >0; агресивні води (із високим ступенем корозії) I <sub>L</sub> <-1,5; I <sub>R</sub> = 9,0 – 10,0	2.1.3	(5 – 10) / - / <0,5	[С/Л] → [ПА] → [БР] → [Ф] → [СтР] → [Зн]	[X] → [Ф] → [Бх] → [ФХ <sub>a</sub> ] → [X]
	2.2.	L=2,0 – 4,0 ммоль/дм <sup>3</sup> ; CO <sub>2</sub> агр. >0; агресивні води (схильні до корозії) I <sub>L</sub> = -0,2...-0,8; I <sub>R</sub> = 6,5...8,0	2.2.2	$\leq 5,0 / - / \leq 0,5$	*[СА] → [БФ] → [Ф] → [Зн] → [СтР]	[Ф] → [Б] → [ФХ <sub>a</sub> ] → [X]
			2.2.3	(5 – 10) / - / <0,5	*[ПА] → [БФ] → [Ф] → [Зн] → [СтР]	
			2.2.4	(10 – 20) / - / -	*[ПА] → [БФ] → [Ф] → [Зн] → [СтР]	[Ф] → [Б] → [ФХ <sub>a</sub> ] → [X]

2	3	4	5	6	7
2.3.	Л=4,0 - 6,0 ммоль/дм <sup>3</sup> ; стабільні води, або води із дуже легким ступенем корозії I <sub>L</sub> = 0...-0,1; I <sub>R</sub> = 6,5...7,0	2.3.2	≤5.0 / - / ≤0,5	* [CA] →[ФМЗ]→[Зн]	[Ф]→[ФХ <sub>м</sub> ]→ [X]
		2.3.3	(5 - 10) / - / <0,5	*[CA] →[БР] →[ФМЗ] →[Зн]→[СтР] *[ГДК]→[КК <sub>н</sub> ]→[К(Ф)]→[ФІ]→[ФІІ]→[Зн]→[СтР]	[Ф]→ [БХ]→[ФХ <sub>м</sub> ]→[X] [Фх*]→ [ФХ <sub>а/р</sub> ]→ [X]
3.	Із середнім вмістом органічних речовин: ПО 8,0 – 12,0 мг О <sub>2</sub> / дм <sup>3</sup> ; *NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> < 2,0 мг/дм <sup>3</sup> ; *К < 70 град. ПКШ; *F < 2,0 мг/дм <sup>3</sup> ; *ПАР < 1,0 мг/дм <sup>3</sup> ; *С <sub>6</sub> Н <sub>5</sub> ОН < 0,03 (0,08 - 0,5)* мг/дм <sup>3</sup> ; *ГК; Eh= -150 ...0 мВ	3.1.4	(10 - 20) / 0,5° / -	*[C/Л] → [ПА] →[БР] →[К(Ф)]→[Ф] → →[Зн]→ [СтР]	[X]→[Ф]→[БХ]→[ФХ <sub>р</sub> ]→[X]
		3.1.1	Л≤2,0 ммоль/дм <sup>3</sup> ; СО <sub>2</sub> агр. >0; агресивні води (із тенденцією до корозії) I <sub>L</sub> < -1,5; I <sub>R</sub> < 8,0	3.1.4	(10-20) / - / до 1,0
3.2.	Л=4,0 – 6,0 ммоль/дм <sup>3</sup> ; СО <sub>2</sub> агр. >0; агресивні води I <sub>L</sub> < -1,0; I <sub>R</sub> = 8,0...8,5; Eh= -150...( +50)мВ;	3.2.3	(5 - 10) / - / <0,5	*[ПА] →[БФ]→[К(Ф)] →[Ф]→[Зн]→ [СтР] *[ПА] →[БФ]→ [Ф]→[СФ] <sup>□</sup> →[Зн]→ [СтР]	[Ф]→[БХ]→[ФХ <sub>а/р</sub> ]→[X] [Ф]→[БХ]→[ФХ <sub>а/м</sub> ]→[X]
		3.2.4	(10-20) / - / до 0,5	* [ГДК]→[КК <sub>н</sub> ]→[К(Ф)] →[ФІ]→[ФІІ]→ →[СФ] <sup>□</sup> →[Зн]→[СтР]	[Фх*]→[ФХ <sub>р</sub> ]→[ФХ <sub>м</sub> ]→[X]
				[ПА] → [БФ]→[К(Ф)] <sup>□</sup> →[Ф] →[СФ] <sup>□</sup> → →[Зн]→ [СтР]	[Ф]→[БХ]→[ФХ <sub>а/р</sub> ]→[X]
Пояснення: технології із використанням методу ГДК рекомендовано застосовувати при продуктивності станції до 200 м <sup>3</sup> /добу або концентрації фенолів 0,08 – 0,5 мг/дм <sup>3</sup> ; [К(Ф)] <sup>□</sup> ; [СФ] <sup>□</sup> - рекомендовано використовувати при величинах перманганатної окисності ПО = 9,0 – 12,0 мг О <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>					
1.	Безкисневі, безсульфітні води нейтральні води (рН 6,5 - 7,5) з невеликим вмістом органіки (ПО≤4,0 мг О <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup> )	1.4.2.	≤5.0 / - / ≤0,1	[CA] →[ФМЗ]→[Зн] [ГДК] →[КК <sub>н</sub> ] →[Ф] → [Зн]	[Ф]→[ФХ <sub>м</sub> ]→[X] [Фх*]→[ФХ <sub>а</sub> ]→[X]
1.4.	Л=7,0 – 8,5 ммоль/дм <sup>3</sup> ; нейтральні води, або води із дуже легкими ступенем корозії, I <sub>R</sub> ≈ -0,35...0,2; I <sub>R</sub> = 6,5...7,5; Eh= 0...( +250)мВ;	1.4.3.	(5 - 10) / - / <0,1	[CA] →[ФІ] →[ФІІ] →[Зн]	[Ф]→[ФХ <sub>а</sub> ]→[ГМ]→[X]
		1.4.4.	(10 - 20) / - / -	[ПА] →[ФІ] →[ФІІ] →[Зн]→[СтР]	[Ф]→[ФХ <sub>а</sub> ]→[ГМ]→[X]
2.	Безкисневі, безсульфітні нейтральні води (рН 6,5-7,5), які містять розчиненні органічні речовини (ПО = 4,0 – 8,0 мг О <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup> ); ГК*;	2.4.2.	≤5.0 / - / ≤0,1	[ГДК] →[КК <sub>н</sub> ] →[Ф] → [Зн]	[Фх*]→[ФХ <sub>а</sub> ]→[X]

1	2	3	4	5	6	7
<b>Гідрогенкарбонатні слаболужні води</b>						
<b>III</b> гідрогенкарбонатні слаболужні води (рН 7,5 – 8,5)	1.	Із невеликим вмістом розчинених органічних речовин (ПО<4,0 мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup> ); *NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> <0,5 мг/дм <sup>3</sup> ; С <sub>6</sub> Н <sub>5</sub> ОН <0,001 мг/дм <sup>3</sup> ;	1.1.2.	$\leq 5.0 / - / \leq 0,5$ (5 – 10) / - / <0,5	*[С/Л] → [СA] → [БР] → [Ф] → [Зн] → [СтР]	[X] → [Ф] → [Б <sub>x</sub> ] → [ФХ <sub>a</sub> ] → [X]
	1.1.	Л=4,0 – 6,0 ммоль/дм <sup>3</sup> ; із тенденціями до накипу утворення; I <sub>L</sub> =0,1...0,7; I <sub>R</sub> =5,5...5,8; Eh=+100...( +250)мВ	1.1.3.		[СA] → [ФМЗ] → [СтР] → [Зн]	[Ф] → [ФХ <sub>a/м</sub> ] → [X]
	1.1.	Які містять розчинені органічні речовини (ПО= 4,0 – 8,0 мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup> ); *NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> <1,0 мг/дм <sup>3</sup> ; *К< 50 град. ПКШ; С <sub>6</sub> Н <sub>5</sub> ОН = (0,08 – 0,5)* мг/дм <sup>3</sup> ; *ГК; Eh= -0 ... +250 мВ	1.3.2.	$\leq 5.0 / - / \leq 0,1$	[СA] → [ФМЗ] → [Зн] → [СтCO <sub>2</sub> ]	[Ф] → [ФХ <sub>м</sub> ] → [X] → [Ф]
	2.		2.3.1.	$\leq 5.0 / - / \leq 0,1$	°[СA] → [ФМЗ]° → [Зн] → [СтCO <sub>2</sub> ] *[ПА] → [Ф] → [Зн] → [СтCO <sub>2</sub> ] *[ГДК] → [КК <sub>n</sub> ] → [К(Ф)] → [Ф] → [Зн] → [СтCO <sub>2</sub> ]	[Ф] → [ФХ <sub>м</sub> ] → [X] → [Ф] [Ф] → [ФХ <sub>a</sub> ] → [X] → [Ф] [Фх*] → [ФХ <sub>a/р</sub> ] → [X] → [Ф]
3.	Л=4,0 – 6,0 ммоль/дм <sup>3</sup> ; із тенденціями до накипу утворення; I <sub>L</sub> = 0,2...0,7;					
Пояснення: технологію із позначенням [ФМЗ] <sup>°</sup> - рекомендовано використовувати при значеннях перманганатної окисності до 5 мг О <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup> ; технологію із позначенням * - при концентраціях *NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> <1,0 мг/дм <sup>3</sup> ; *К< 50 град. ПКШ та присутності *ГК; технологію із позначенням ° - для вод які містять феноли із концентраціями 0,08 – 0,5 мг/дм <sup>3</sup> та продуктивністю до 200 м <sup>3</sup> /добу						
<b>Гідрогенкарбонатні лужні води (рН 8,5-9,5)</b>						
<b>IV</b> Лужні води (рН 8,5 – 9,5)	1.	Із невеликим вмістом розчинених органічних речовин (ПО≤ 4,0 мг О <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup> )	1.2.2.	$\leq 5.0 / - / \leq 0,1$	[СA] → [Ф] → [ПКCO <sub>2</sub> ] → [Зн]	[Ф] → [ФХ <sub>a</sub> ] → [Ф] → [X]

Спираючись на фізико-хімічних показниках якості води: рН – Eh системи, гідрокарбонатної лужності, присутності розчинених газів, органічних речовин – можливо визначати до якого класу та підкласу відноситься вихідна вода. Визначивши величину гідрокарбонатної лужності, а також концентрацію йонів  $Fe^{2+}$ ,  $Mn^{2+}$ ,  $NH_4^+$ , можливо провести детальний підбір як методу аерації, так і рекомендованих апаратів. Для деструкції важкоокиснюваних комплексно-органічних та органічних сполук передбачається використання методу гідродинамічної кавітації [196, 252, 260, 262]. Характерною відмінністю даного системного підходу є можливість комплексного послідовного використання як деструктивно-окисних методів з різними співвідношеннями витрат вихідної води, яку спрямовують на ежектори та ГДК, так і різних апаратів, які застосовують на перших і других ступенях окиснення.

Даний системний підхід до вибору апаратів деструкції – окиснення в основному базується на п'яти типах апаратів, що дозволяє уніфікувати їх вибір, охопити весь спектр природних підземних вод, та враховувати продуктивність водоочисних станцій [196]. В роботі [196] також наведено систематизацію блоку біохімічних процесів, які відбуваються у запропонованих водоочисних технологіях (рис. 3.2).

Відповідно до запропонованої нами систематизації [196] природні води було поділено на дві категорії: з низьким – до  $5 \text{ мг } O_2/\text{дм}^3$ , та високим ПО  $> 5 \text{ мг } O_2/\text{дм}^3$ , вмістом органічних речовин. Дану систематизацію було засновано на відомому поділенні феробактерій на хемоавтотрофів – *Gallionella ferruginea*; хемоорганотрофів – *Leptothrix ochracea*, *Leptothrix thrichogenes*, *Crenotrix*; та органотрофів – *Arthobacter* [34 – 37]. Таким чином, систематизація охоплює всі роди мікроорганізмів, які розвиваються в підземних водах із різними джерелами вуглецю. При значеннях бікарбонатної лужності  $< 2,0 \text{ ммоль}/\text{дм}^3$  для активації життєдіяльності феробактерій передбачається введення розчину кальцинованої соди [62, 197, 210, 211]. Крім того, для удосконалення біохімічного методу можливе використання слабкого постійного поля напруженістю  $V=30 - 40 \text{ мТл}$ , що накладається на блок із закріпленою мікрофлорою [181, 182, 207, 208, 209].

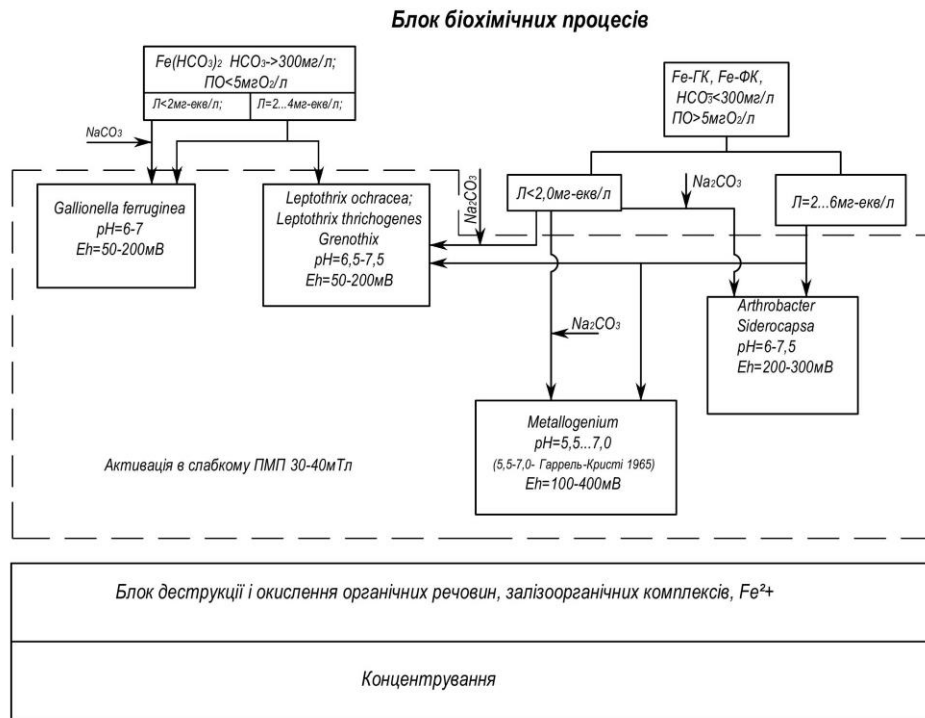


Рис. 3.2. Блок-схема систематизації біохімічної деструкції та окиснення ферум-органічних комплексів і гідрогенкарбонатів феруму [196]

В наступному блоці було проведено систематизацію методів, процесів, апаратів і реагентів для очищення багатокomпонентних підземних вод (рис.3.4).

Основою для даної систематизації послугували параметри якості води відповідно до прийнятих класів за рН, поділ визначальних компонентів на підкласи приведено у відповідності до відомих класифікацій. Крім того, в блок-схемі враховано присутність у природних водах антропогенних забруднювачів, таких як сполуки амонійного нітрогену, фенолів. Наведено типи апаратів і реагентів, які використовують для вод із відповідним якісним складом [196].

Знаючи параметри якості вихідної води, знаходять блок методів її очищення якому відповідає комплекс рекомендованих реагентів [198].

Відмінністю даної систематизації є сукупність детальної диференціалізації параметрів якості природних вод за рН, перманганатною окисністю, гідрокарбонатною лужністю, вмістом катіонів Fe<sup>2+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, фенолів та методів, процесів, апаратів, реагентів, необхідних для очищення води.

Таким чином, загальний системний підхід до вибору водоочисних технологій (рис. 3.5) включає [196]: проведення моніторингу зміни природних вод з метою визначення основних забруднюючих компонентів як природного, так і

антропогенного характеру, їх розрахункових концентрацій, фазово-дисперсного стану; визначення взаємозв'язку інгредієнтів з метою можливої мінімізації енергії, що витрачається на деструкцію-окиснення забруднюючих компонентів; визначення класів і підкласів підземних вод за їх якісним і кількісним складом з подальшим визначенням відповідних технологій очищення; використання запропонованої в класифікаторі варіативності параметрів якості підземних вод для більш точного вибору методів, процесів, апаратів і реагентів, згідно системо утворюючих блок-схем, вперше розроблених автором; сучасні методи техніко-економічного порівняння технологій з метою визначення найбільш вигідних за надійністю та екологічною ефективністю; розробку структурних і математичних моделей оптимізації обраної технології водоочисного комплексу.



Рис.3.5. Структурна схема системного підходу до обґрунтування технологій кондиціонування підземних вод [196]

### Висновки до розділу 3

1. Запропоновано класифікацію підземних вод за основними фізико-хімічними показниками їх якості які безпосередньо впливають на вибір технологій очищення.
2. Запропоновано удосконалений класифікатор технологій очищення природних вод з урахуванням їх багатокomпонентності.
3. Враховано варіативність знаходження визначальних компонентів (гідрокарбонатної лужності, перманганатної окисності, сполук феруму в різних формах), а також величин окисно-відновного потенціалу середовища та ступеня його агресивності, в різних за величиною рН класах підземних вод;
4. Розроблено системний підхід щодо вибору методів, процесів та апаратів для реалізації водоочисних технологій.

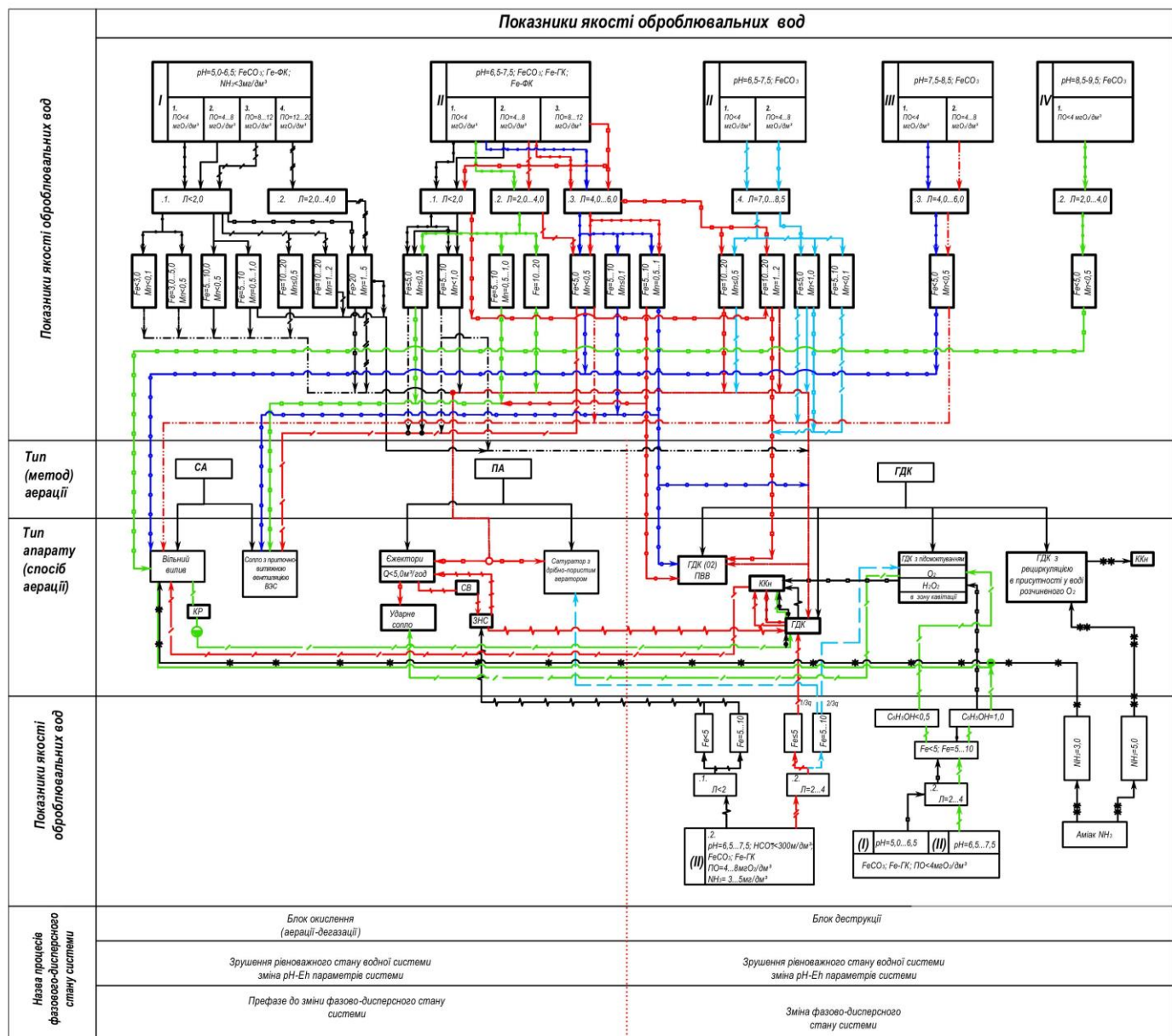


Рис.3.3. Системний підхід щодо вибору методів аерації та типів апаратів які використовуються для окиснення та деструкції домішок природної води



Блок-схема методів, процесів і апаратів з використанням реагентів для очистки багатокомпонентних підземних вод

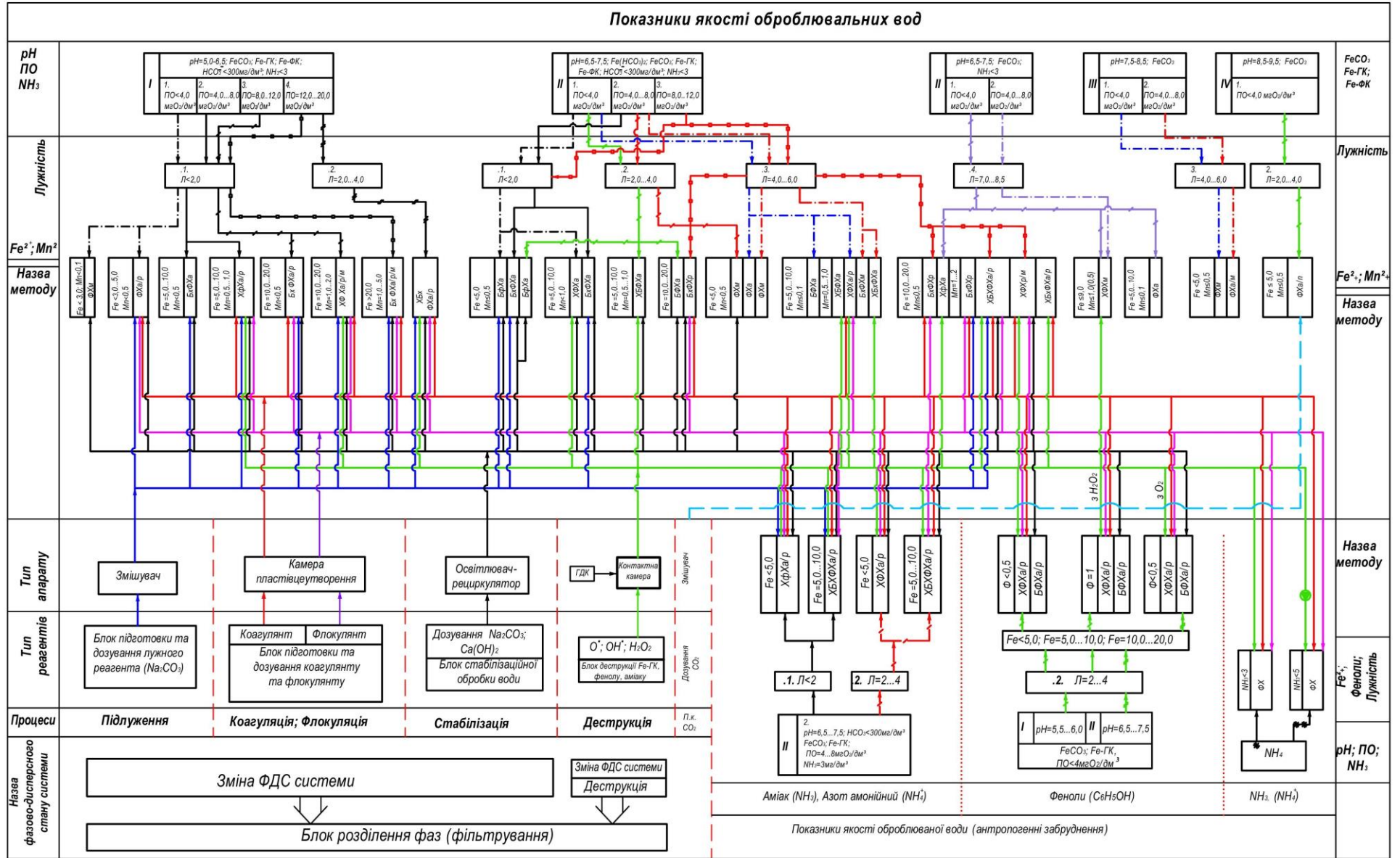
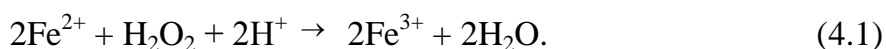


Рис. 3.4. Систематизація методів, процесів, апаратів і реагентів для очищення багатокомпонентних підземних вод

## РОЗДІЛ 4. ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ КОМПЛЕКСУ БІОХІМІЧНИХ ТА ФІЗИКО – ХІМІЧНИХ МЕТОДІВ ТА ПРОЦЕСІВ ОЧИЩЕННЯ БАГАТОКОМПОНЕНТНИХ ВОД.

### 4.1. Теоретичні аспекти впливу ПМП на процеси біохімічного очищення підземних вод

Технологічно процес здійснюється в апараті - біореакторі [133, 134, 200] із закріпленою на поверхні контактного завантаження активованою в ПМП мікрофлорою. Насадка біореактора має невеликий негативний електрокінетичний потенціал (-27 мВ), що призводить до інтенсивного процесу сорбції позитивно заряджених іонів  $Fe^{2+}$ . З плином часу контактне завантаження набуває позитивного заряду, що сприяє електростатичному затриманню клітин ферробактерій, негативний заряд яких обумовлений сумарним негативним зарядом молекул, що входять до їх складу [200]. Відомо [36, 37, 83, 212, 213], що процес накопичення ферум(III) оксидів на поверхні бактеріальних клітин є результатом двох взаємопов'язаних процесів: акумуляції клітинами цього металу з розчину і окиснення. Окиснення  $Fe^{2+}$  з наступним відкладенням нерозчинних оксидів навколо бактеріальних клітин може бути результатом взаємодії йонів металів з продуктами бактеріального метаболізму, зокрема з  $H_2O_2$ , або є результатом його ферментативного окиснення [36]. Гідроген пероксид, який виникає в якості проміжного або кінцевого продукту окиснення, виділяється з клітин і накопичується в оточуючих структурах. У нейтральному або слабкокислому середовищі окиснення катіонів  $Fe^{2+}$  до  $Fe^{3+}$  відбувається в результаті безпосередньої взаємодії з  $H_2O_2$  [36, 37]:



За результатами проведених аналізів бактеріальних чохлів [98 – 102, 212] встановлено, що до їх складу входять нанокристали магнетиту і гетиту. У молодих матриксних структурах біо-мінералів бактерій родів *Gallionella*, *Leptothrix* поширений феррогідрит ( $2.5Fe_2O_3 \cdot x \cdot 4.5H_2O$ ) який із часом перетворюється на

ліпідокрокит  $\gamma$  - FeOOH, що теж володіє магнітними властивостями [200, 213 – 215]. Коли чохол стає досить щільним, клітини залишають його і приступають до формування нового [7, 35, 214]. На цьому етапі, при відсутності прикладеного ззовні магнітного поля, напрацьовані матриксні структури поки ще не намагнічені, проте інтенсивне поглинання катіонів Fe<sup>2+</sup> позаклітинними структурами призводить до значного концентрування їх навколо клітин по відношенню до середовища [200]. Коефіцієнт накопичення для йонів Fe<sup>2+</sup> може досягати величини 10<sup>5</sup> – 10<sup>6</sup> [216]. На нашу думку при накладенні ззовні постійного магнітного поля система активується за рахунок виникнення всередині модуля насадки величезного числа мікромагнітів з орудненних капсул, що притягують до себе кисень, кисневі радикали, йони Fe<sup>2+</sup>, а також чохли з діючими феробактеріям. Утворюється система яка складається із зовнішнього макро- і великої кількості внутрішніх неоднорідних мікромагнітних полів, накладення сил яких сприяє виникненню так званого синергетичного ефекту, що підсилює силу впливу МП на мікрофлору [134, 200]. Кисневі радикали, які виділяються в процесі окиснення сполук феруму продуктами метаболізму бактерій роду *Leptothrix* [36, 37], мігрують до полюсів сусідніх мікромагнітів (артефактів чохлів), які з інертного осаду під впливом магнітного поля перетворюються в активні мікрочастки. До поверхні таких макрочасток відбувається притягіння кисню та його радикалів, які окиснюють адсорбовані йони Fe<sup>2+</sup>. В даній системі кисень, як істинний парамагнетик, адресно направляється як до намагнічених артефактів, так і до закріплених на їх поверхні ферробактерій, прискорюючи процеси ферментативних реакцій [200].

#### **4.2. Математична модель очищення багатокomпонентних підземних вод в біореакторі з контактним завантаженням**

Модель базується на сучасних мікробіологічних та теоретичних дослідженнях процесу біохімічного очищення води від катіонів феруму [39, 40, 99, 101, 129, 135, 197, 217, 218]. В роботі [197] нами було запропоновано комплексну схему активації процесів електронного транспортування в клітинах *Gallionella*, при використанні

додаткового джерела неорганічного вуглецю. В запропонованій моделі основна увага спрямована на розвиток концепції кінетики біохімічного процесу вилучення йонів Fe із підземних вод [226].

**Фізична модель процесу біохімічного очищення підземних вод від сполук феруму в біореакторі.** Вихід біореактора в робочий стан можливо поділити на два етапи: 1 – початковий етап «зарядки» контактного завантаження. В цей період крізь завантаження проходить вода із свердловини, яка містить не тільки катіони феруму, карбон(IV) оксиду, сполуки фосфору, розчинені органічні речовини, але й мікроорганізми розповсюджені в підземних водах. Поступово на поверхні гранул відбувається формування активної каталітичної поверхні із клітин та матриксних структур. Процес проходить в результаті адгезії бактерій, поверхня клітин яких має від’ємний заряд, на первинній каталітичній плівці контактного завантаження за відомим механізмом [82, 83, 88]. Цей період роботи характеризується проходженням частини катіонів  $Fe^{2+}$  до фільтрату. Тривалість «зарядки» залежить від параметрів якості води: величин рН, гідрокарбонатної лужності, концентрації катіонів  $Fe^{2+}$  та маси бактерій в одиниці об’єму вихідної води. У випадку із підземними водами м. Березне, на яких проводилися дослідження, цей період складав три – чотири доби при швидкостях фільтрування 3 – 5 м/год та зростанні ефективності очищення від 15 до 45%. На початку роботи реактора відбувалося транспортування разом із потоком води феробактерій, сполук феруму, карбон(IV) оксиду ( $CO_2$ ) до верхніх та середніх шарів контактного завантаження. Це пояснюється як неоднорідністю завантаження так і використанням низхідного потоку води в напрямленні зменшення крупності його гранул. В цей період, завдяки значній площі адсорбційної поверхні відбувається формування початкової матриксної структури за рахунок затриманих бактерій кількість яких ще є недостатньою для повного окиснення сполук  $Fe^{2+}$ . Із кожною порцією вхідної води до контактного завантаження надходять нові бактерії збільшуючи їх загальну кількість. Нові бактеріальні структури починають формувати свої матрикси на попередніх відкладеннях одночасно із цим зменшуючи доступ необхідних для нормального розвитку бактеріальних консорціумів катіонів  $Fe^{2+}$  та вуглецю в нижні шари перетворюючи їх до лімітуючих факторів розвитку. Бактерії які знаходяться в

цих шарах переходять до стану анабіозу. Із часом, їх активна фундація переміщується до верхніх крупногранульних шарів із розвиненою площею міжпорового простору де із часом відбувається основне окиснення йонів Fe(II), розчиненої органіки, амонійного нітрогену. При збільшенні швидкості фільтрування або концентрації катіонів Fe<sup>2+</sup> у вихідній воді – низхідний потік буде переміщувати їх до нижніх шарів із виведенням розміщених в них консорціумів мікроорганізмів із стану анабіозу до стану активного метаболізму. Таким чином, біореактор є гнучкою системою, яка може реагувати як на зміну гідравлічного навантаження так і на зміну концентрації забруднюючих речовин, підтримуючи ефективність процесу очищення води на стабільному рівні шляхом активації бактерій розташованих в матрикських структурах у міжпоровому просторі у стані анабіозу.

Другий етап (описується кінетичною моделлю) – робочий, який характеризує роботу реактора між промивками. Після промивки в завантаженні залишаються бактерії як із попереднього циклу так і бактерії, які надходять разом із промивною водою від свердловини (з загальною кількістю 10<sup>3</sup> – 10<sup>4</sup> кл/см<sup>3</sup>).

Із потоку вихідної води відбувається адгезія феробактерій як на поверхні контактного завантаження так і на залишку матрикських структур в його міжпоровому просторі. Закріплені таким чином бактерії із часом починають формувати нові матрикські структури. При досягненні на поверхні контактного завантаження та матрикських структур концентрації біомаси яка дорівнює або перевищує граничну її величину відбувається відрив частини бактерій із переходом їх у потік води. По мірі поступового накопичення бактерій та матрикських структур у шарах контактного завантаження спостерігається підвищення інтенсивності окиснення сполук феруму та розчиненої органіки. Слід відмітити що в процесі окиснення йонів Fe<sup>2+</sup> приймають участь і незакріплені бактерії які знаходяться в потоці води. Із часом відбувається процес поступового заповнення міжпорового простору стаціонарними матрикськими структурами при якому буде спостерігатися відрив частини матриксу із стаціонарного стану та подальшим перенесенням транзитним потоком до нижніх шарів контактного завантаження. При накопиченні

в міжпоровому просторі матричних структур у концентрації яка перевищує розрахункову величину максимальної брудомісткості відбувається відрив матриксу із міжпорового простору та його винос за межі контактної завантаження. Слід відмітити, що застосування крупногранульного пінополіестролу дозволяє збільшувати глибину накопичення матричних структур до 60 – 80 см із поступовим заповненням міжпорового простору. Із часом відбуваються процеси збільшення втрат напору та підвищення рівня води над контактним завантаженням, що призводить до підтримання в розрахункових межах осередненої у часі швидкості. Локальні ж швидкості в міжпоровому просторі можуть змінюватися у часі між промивками, однак для спрощення моделі приймаємо що інтегральна швидкість дорівнює осередненій.

Приймаємо, що біореактор представляє собою саморегульовальну систему в якій зміни швидкості проходження води крізь контактне завантаження відбуваються у відносно вузьких межах, тому в силу незначності цих змін задаємося осередненою швидкістю фільтрування та, як наслідок, осередненим коефіцієнтом фільтрації. Оскільки біологічні процеси залежать від осереднених параметрів фільтраційного потоку ми вводимо їх як вихідні до початку розрахунків. Саморегульованість роботи технологічного обладнання в процесі видалення із води сполук заліза розглядається в роботах [74, 97, 224].

### **Математична модель біохімічного очищення підземних вод в біореакторі з контактним завантаженням**

Запропонована багатокomпонентна математична модель стосується виключно етапу створення та розвитку структур із біомінералів в міжпоровому просторі контактної завантаження. До складу моделі входить система із взаємопов'язаних між собою диференціальних рівнянь [226]. Модель враховує наступні параметри: вміст у воді неорганічного вуглецю, йонів  $Fe^{2+}$ , матричних структур біо-мінералів, утворених в двох фазах, середні величини біомаси мікроорганізмів в одиниці

об'єму вихідної води і на поверхні матриксних структур в міжпоровому просторі контактного завантаження [226].

Розглянутий процес очищення води змодельовано наступною задачею:

$$V = -\theta(M) \text{grad}P, \quad (4.7)$$

$$\sigma(M) \frac{\partial B}{\partial t} = W(x, t)B - v(x) \frac{\partial B}{\partial x} - \gamma(x, t)H(x, t) - \chi B, \quad (4.8)$$

$$\frac{\partial U}{\partial t} = W(x, t)U + \gamma(x, t) \cdot H(x, t) - \chi U, \quad (4.9)$$

$$\sigma(M) \frac{\partial C}{\partial t} = -v(x) \frac{\partial C}{\partial x} - \alpha_1 W(x, t)B - \alpha_2 W(x, t)U, \quad (4.10)$$

$$\sigma(M) \frac{\partial F}{\partial t} = -v(x) \frac{\partial F}{\partial x} - \beta_1 W(x, t)B - \beta_2 W(x, t)U - R_{\text{chem}}, \quad (4.11)$$

$$\sigma(M) \frac{\partial S}{\partial t} = -v(x) \frac{\partial S}{\partial x} - k_1 S + H^*(x, t) + \eta_1 W(x, t)B, \quad (4.12)$$

$$\frac{\partial M}{\partial t} = k_1 S - H^*(x, t) + \eta_2 W(x, t)U. \quad (4.13)$$

Записуємо початкові та граничні умови для рівнянь (4.8 – 4.13):

$$\begin{aligned} B(x, t)|_{t=0} &= B_0^0(x); & B(x, t)|_{x=0} &= B^*(t); \\ F(x, t)|_{t=0} &= F_0^0(x); & F(x, t)|_{x=0} &= F^*(t); & U(x, t)|_{t=0} &= U_0^0(x), \\ C(x, t)|_{t=0} &= C_0^0(x); & C(x, t)|_{x=0} &= C^*(t); & M(x, t)|_{t=0} &= M_0^0(x), \\ S(x, t)|_{t=0} &= S_0^0(x); & S(x, t)|_{x=0} &= S^*(t); \end{aligned}$$

Рівняння 4.7 є рівнянням фільтрації, рівняння (4.8 – 4.11) описують процес біохімічно-абіотичного окиснення катіонів  $Fe^{2+}$  за участю бактерій, які існують як на поверхні контактної завантаження так і на матриксних структурах в його міжпоровому просторі, а також тих, які вільно рухаються з потоками води. Процеси накопичення-перенесення матриксних структур по висоті контактної завантаження описано рівняннями (4.12, 4.13). У запропонованій моделі було враховано вплив чисельності бактерій, які знаходяться у вихідній воді, на динаміку їх розвитку в контактному завантаженні [226].

При розгляді даного процесу враховуємо зворотній вплив характеристик процесу [227, 228], зокрема, концентрації матриксу, що осів у завантаженні біореактора, та характеристики середовища через коефіцієнти масообміну, пористості, тощо. Вважаємо, що швидкість підтримується осередненою за рахунок саморегуляції гідродинаміки потоку і біохімічних процесів.

**Опис диференціальних рівнянь моделі** [226]. Рівняння (4.7) описує процес фільтрації крізь контактне завантаження. Рівняння (4.8) дозволяє враховувати процес біохімічного окиснення сполук Fe(II) за рахунок мікроорганізмів, які надходять із підземного джерела водопостачання [72 – 75]. По мірі руху води вздовж контактного завантаження відбувається процес їх адгезії як на поверхні його гранул, покритих первинною стаціонарною оболонкою, так і на матриксних структурах в міжпоровому просторі. Рівняння (4.9) описує динаміку приросту бактерій, закріплених на матриксних структурах біомінералів, із урахуванням швидкості їх адгезії із водного середовища. Коефіцієнт швидкості прикріплення бактерій, відповідно до досліджень [229], залежить від іонної сили розчину та величини рН. Відмирання бактерій описано в рівняннях (4.8, 4.9), але враховуючи тривалість розвитку фази експотенціального розвитку культури *Gallionella* [230] та тривалості робочого циклу реактора між промивками їх вплив на загальний процес очищення води від сполук Fe(II) є незначним. Рівняння (4.10) описує конвективне перенесення по висоті контактного завантаження додаткового джерела неорганічного вуглецю із наступною асиміляцією хемоавтотрофними бактеріями. Конвективне перенесення йонів Fe<sup>2+</sup> по висоті контактного завантаження, із одночасним окисненням бактеріями які знаходяться в одиниці об'єму вихідної води, а також бактеріями розташованими на поверхнях первинної оболонки зерен завантаження та матриксних структурах міжпорового простору описується рівнянням (4.11). Рівняння (4.12) описує утворення матриксних структур незакріпленими бактеріями в процесі їх життєдіяльності з урахуванням накопичення в міжпоровому просторі, конвективного перенесення у нижні шари контактного завантаження з подальшим прилипанням до існуючих матриксних агрегатів. Процес утворення матриксних структур біомінералів закріпленими



бактеріями з урахуванням збільшення їх концентрації у часі, перенесенням відірваних структур із наступним захопленням їх із потоку та переведенням до статичного стану з поступовим заповненням об'єму міжпорового простору описується рівнянням (4.13) [226].

### Опис складових компонентів диференціальних рівнянь.

Перша складова рівняння (2)  $W$  – швидкість росту мікроорганізмів згідно рівняння Моно:

$$W(x, t) = \frac{\mu_{\max} F(x, t) \cdot C(x, t)}{(F(x, t) + K_F)(C(x, t) + K_C)}, \quad (4.14)$$

де  $\mu_{\max}$  – максимальна питома швидкість росту мікроорганізмів, год<sup>-1</sup>;  $F(x, t)$  – концентрація йонів  $Fe^{2+}$  у вихідній воді, г/м<sup>3</sup>;  $C(x, t)$  – концентрація додаткового джерела неорганічного вуглецю, мг/дм<sup>3</sup>;  $K_F, K_C$  – константи насичення, г/м<sup>3</sup>.

Функція  $H(x, t)$ , яка встановлює зв'язок між біомасою бактерій в одиниці об'єму вихідної води  $V(x, t)$ , середньою біомасою бактерій  $U(x, t)$  на поверхні зерен контактного завантаження та матрикських структур у міжпоровому просторі [227, 228]:

$$H(x, t) = \begin{cases} V(x, t), & \text{якщо } V(x, t) < V^{**} - U(x, t), \\ V^{**} - U(x, t), & \text{якщо } V(x, t) \geq V^{**} - U(x, t). \end{cases}$$

$H^*(x, t)$  - функція, яка описує перехід матриксу із стаціонарного стану в динамічний з урахуванням граничного насичення матриксу:

$$H^*(x, t) = \begin{cases} k_2 \cdot M(x, t), & \text{якщо } M(x, t) < M^*, \\ k_3 (M(x, t) - M^*), & \text{якщо } M(x, t) \geq M^*. \end{cases}$$

де,  $M^*$  – максимальна маса матриксу на одиницю об'єму завантаження, г/м<sup>3</sup>;  $M$  – загальна маса матриксу на одиницю об'єму реактора на момент часу, який розглядається, г/м<sup>3</sup>.

При проходженні потоком води крізь міжпоровий простір контактного завантаження, який із часом поступово заповнюється матриксними структурами, спостерігається їх частковий відрив, який описується функцією  $k_2 \cdot m(x, t)$  при виконанні умови  $m(x, t) < m^*$ . При накопиченні в міжпоровому просторі матриксних структур у концентрації яка перевищує максимальну брудомісткість, тобто при досягненні умови  $m(x, t) \geq m^*$ , відбувається їх відрив із переходом у потік води:  $k_3(m(x, t) - m^*)$ , де  $k_3$  – коефіцієнт який характеризує частку відторгнутих надлишкових матриксних структур за одиницю часу, год<sup>-1</sup>.

Інші складові рівнянь:  $\theta(m)$  – коефіцієнт фільтрації;  $P$  – тиск;  $B$  – середня величина маси бактерій в одиниці об'єму вихідної води, г/м<sup>3</sup>;  $v$  – швидкість потоку води, м/год;  $\gamma$  – функція швидкості прикріплення бактерій на поверхнях матриксних структурах та зерен завантаження в одиницю часу, год<sup>-1</sup>;  $\chi$  – коефіцієнт швидкості відмирання бактерій, год<sup>-1</sup>;  $U$  – середня величина маси бактерій на поверхнях первинної оболонки зерен завантаження та матриксних структур у міжпоровому просторі в одиниці об'єму, г/м<sup>3</sup>;  $\alpha_1, \alpha_2$  та  $\beta_1, \beta_2$  – відповідно коефіцієнти масової частки неорганічного вуглецю, та йонів Fe<sup>2+</sup>, необхідних для побудови 1 г клітинної біомаси;  $R_{chem}$  – складова, яка характеризує абіотичне окиснення при очищенні нейтральних вод;  $v(x)S_x$  – компонент, який характеризує динаміку конвективного перенесення утворених в потоці матриксних структур по глибині контактного завантаження;  $(-k_1S)$  – компонент, який описує адгезію матриксів, які утворилися в динаміці потоку незакріпленими бактеріями, на попередньо створений стаціонарний матрикс в міжпоровому просторі;  $\eta_1 W(x, t)B$  та  $\eta_2 W(x, t)U$  – компоненти, які характеризують утворення нових матриксних структур в міжпоровому просторі за допомогою бактерій;  $\eta_1, \eta_2$  – масова частка Fe<sup>3+</sup> у вигляді біомінералів ( $\gamma$ -FeOOH), яка утворюється при побудові 1 г біомаси;  $v^{**}$  – гранична величина біомаси бактерій в матриксних структурах біореактора, г/м<sup>3</sup> [226].

Поставлену вище задачу (4.8 – 4.13) зведемо до розв'язування  $n$  задач відповідно на проміжках часу  $n\Delta t \leq t \leq (n+1)\Delta t$  [227]:

$$\sigma(M_n) \frac{\partial B_n}{\partial t} = W_n(x, t) B_n - v(x) \frac{\partial B_n}{\partial x} - \gamma(x, t) H_n(x, t) - \chi B_n, \quad (4.15)$$

$$\frac{\partial U_n}{\partial t} = W_n(x, t) U_n + \gamma(x, t) \cdot H_n(x, t) - \chi U_n, \quad (4.16)$$

$$\sigma(M_n) \frac{\partial C_n}{\partial t} = -v(x) \frac{\partial C_n}{\partial x} - \alpha_1 W_n(x, t) B_n - \alpha_2 W_n(x, t) U_n, \quad (4.17)$$

$$\sigma(M_n) \frac{\partial F_n}{\partial t} = -v(x) \frac{\partial F_n}{\partial x} - \beta_1 W_n(x, t) B_n - \beta_2 W_n(x, t) U_n, \quad (4.18)$$

$$\sigma(M_n) \frac{\partial S_n}{\partial t} = -v(x) \frac{\partial S_n}{\partial x} - k_1 S_n + H_n^*(x, t) + \eta_1 W_n(x, t) B_n, \quad (4.19)$$

$$\frac{\partial M_n}{\partial t} = k_1 S_n - H_n^*(x, t) + \eta_2 W_n(x, t) U_n, \quad (4.20)$$

$$W_n(x, t) = \frac{\mu_{\max} F_n(x, t) \cdot C_n(x, t)}{(F_n(x, t) + K_F)(C_n(x, t) + K_c)}. \quad (4.21)$$

Граничні умови процесу:

$$B_n \Big|_{x=0} = B_*(t), \quad F_n \Big|_{x=0} = F_*(t), \quad C_n \Big|_{x=0} = C_*(t), \quad S_n \Big|_{x=0} = S_*(t).$$

Початкові умови на проміжку часу  $n\Delta t \leq t \leq (n+1)\Delta t$  матимуть вигляд:

$$B_n \Big|_{t=n\Delta t} = \begin{cases} B_0^0(x) & \text{якщо } n=0, \\ B_{n-1}(x, n\Delta t) & \text{якщо } n>0, \end{cases} \quad U_n \Big|_{t=n\Delta t} = \begin{cases} U_0^0(x) & \text{якщо } n=0, \\ U_{n-1}(x, n\Delta t) & \text{якщо } n>0, \end{cases}$$

$$F_n \Big|_{t=n\Delta t} = \begin{cases} F_0^0(x) & \text{якщо } n=0, \\ F_{n-1}(x, n\Delta t) & \text{якщо } n>0, \end{cases} \quad C_n \Big|_{t=n\Delta t} = \begin{cases} C_0^0(x) & \text{якщо } n=0, \\ C_{n-1}(x, n\Delta t) & \text{якщо } n>0, \end{cases}$$

$$M_n \Big|_{t=n\Delta t} = \begin{cases} M_0^0(x) & \text{якщо } n=0, \\ M_{n-1}(x, n\Delta t) & \text{якщо } n>0, \end{cases} \quad S_n \Big|_{t=n\Delta t} = \begin{cases} S_0^0(x) & \text{якщо } n=0, \\ S_{n-1}(x, n\Delta t) & \text{якщо } n>0. \end{cases}$$

Функція  $H_n^*$  - описує процес адгезії матричних структур в міжпоровому просторі контактного завантаження із урахуванням його граничного насичення:

$$H_n^*(x, t) = \begin{cases} k_2 M_n(x, t), & M_n < M_n^*, \\ k_3 (M_n(x, t) - M_n^*), & M_n \geq M_n^*. \end{cases}$$

Функція  $H_n$  – описує аналогічний процес для феробактерій із врахуванням їх граничного насичення на кожному із часових проміжків  $n\Delta t \leq t \leq (n+1)\Delta t$  [227]:

$$H_n(x, t) = \begin{cases} B_n(x, t), & \text{якщо } B_n(x, t) < B^{**} - U_n(x, t), \\ B^{**} - U_n(x, t), & \text{якщо } B_n(x, t) \geq B^{**} - U_n(x, t). \end{cases}$$

Врахувавши зворотній вплив концентрації матриксу, що осів в міжпоровому просторі контактного завантаження на пористість середовища; концентрації  $Fe^{2+}$ , неорганічного вуглецю, бактерій та матриксів на масообміні коефіцієнти отримуємо наступні дещо спрощені залежності:

$$\sigma(M_{n-1}(x, t - \Delta t)) \frac{\partial B_n}{\partial t} = W_{n-1}(x, t) B_{n-1}(x, t - \Delta t) - v(x) \frac{\partial B_n}{\partial x} - \gamma(x, t) H_{n-1}(x, t) - \chi B_{n-1}(x, t - \Delta t), \quad (4.22)$$

$$\frac{\partial U_n}{\partial t} = W_{n-1}(x, t) U_{n-1}(x, t - \Delta t) + \gamma(x, t) \cdot H_{n-1}(x, t) - \chi U_{n-1}(x, t - \Delta t), \quad (4.23)$$

$$\sigma(M_{n-1}(x, t - \Delta t)) \frac{\partial C_n}{\partial t} = -v(x) \frac{\partial C_n}{\partial x} - \alpha_1 W_{n-1}(x, t) B_{n-1}(x, t - \Delta t) - \alpha_2 W_{n-1}(x, t) U_{n-1}(x, t - \Delta t), \quad (4.24)$$

$$\sigma(M_{n-1}(x, t - \Delta t)) \frac{\partial F_n}{\partial t} = -v(x) \frac{\partial F_n}{\partial x} - \beta_1 W_{n-1}(x, t) B_{n-1}(x, t - \Delta t) - \beta_2 W_{n-1}(x, t) U_{n-1}(x, t - \Delta t), \quad (4.25)$$

$$\sigma(M_{n-1}(x, t - \Delta t)) \frac{\partial S_n}{\partial t} = -v(x) \frac{\partial S_n}{\partial x} - k_1 S_{n-1}(x, t - \Delta t) + H_{n-1}^*(x, t) + \eta_1 W_{n-1}(x, t) B_{n-1}(x, t - \Delta t), \quad (4.26)$$

$$\frac{\partial M_n}{\partial t} = k_1 S_{n-1}(x, t - \Delta t) - H_{n-1}^*(x, t) + \eta_2 W_{n-1}(x, t) U_{n-1}(x, t - \Delta t), \quad (4.27)$$

$$W_{n-1}(x, t) = \frac{\mu_{\max} F_{n-1}(x, t - \Delta t) \cdot C_{n-1}(x, t - \Delta t)}{(F_{n-1}(x, t - \Delta t) + K_F)(C_{n-1}(x, t - \Delta t) + K_C)}, \quad (4.28)$$

$$H_{n-1}(x, t) = \begin{cases} B_{n-1}(x, t - \Delta t), & \text{якщо } B_{n-1}(x, t - \Delta t) < B^{**} - U_{n-1}(x, t - \Delta t), \\ B^{**} - U_{n-1}(x, t - \Delta t), & \text{якщо } B_{n-1}(x, t - \Delta t) \geq B^{**} - U_{n-1}(x, t - \Delta t), \end{cases}$$

$$H_{n-1}^*(x, t) = \begin{cases} k_2 M_{n-1}(x, t - \Delta t), & \text{якщо } M_{n-1}(x, t - \Delta t) < M_*^*, \\ k_3 (M_{n-1}(x, t - \Delta t) - M_*^*), & \text{якщо } M_{n-1}(x, t - \Delta t) \geq M_*^* \end{cases}$$

Граничні та початкові умови залишаються такими ж. Зауважимо, що в цьому випадку масообміні складові є відомим функціями для кожної із задач на часових проміжках  $n\Delta t \leq t \leq (n+1)\Delta t$ , а також, що коефіцієнт пористості є сталою величиною на кожному черговому етапі та кожній секції біореактора.

Рівняння (4.22, 4.24 – 4.26) є лінійними неоднорідними диференціальними рівняннями в частинних похідних першого порядку, які розв'язуються методом характеристик [231, 232]. Методику їхнього розв'язання покажемо на прикладі розв'язання рівняння (4.22) переписавши попередньо його у вигляді:

$$\sigma_n \frac{\partial B_n}{\partial t} + v(x) \frac{\partial B_n}{\partial x} = g_n(x, t), \quad (4.29)$$

$$\text{де } g_n(x, t) = W_{n-1}(x, t) B_{n-1}(x - f^{-1}(\Delta t), t - \Delta t) \gamma(x, t) H_{n-1}(x, t) - \chi B_{n-1}(x - f^{-1}(\tau), t - \Delta t),$$

$$B_n \Big|_{t = n\Delta t} = B_*^*(x) = \begin{cases} B_0^0(x), & n = 0, \\ B_{n-1}(x, n\Delta t), & n > 0, \end{cases} \quad B_n \Big|_{x=0} = B_*^*(t).$$

Складаємо систему диференціальних рівнянь в симетричній формі:

$$\frac{dt}{\sigma_n} = \frac{dx}{v(x)} = \frac{dB_n}{g_n(x, t)}. \quad (4.30)$$

Прирівнюємо перше та друге рівняння системи:

$$1) \frac{dt}{\sigma_n} = \frac{dx}{v(x)}; \quad \int_{n\Delta t}^t dt = \int_0^x \frac{\sigma_n dx}{v(x)}; \quad t + h_1 = \sigma_n \int_0^x \frac{d\tilde{x}}{v(\tilde{x})}; \quad \int_0^x \frac{d\tilde{x}}{v(\tilde{x})} = f(x);$$

$$h_1 = \sigma_n f(x) - t; \quad (4.31)$$

Прирівнюємо друге та третє рівняння системи:

$$2) \frac{dt}{\sigma_n} = \frac{dB_n}{g_n(x, t)}; \quad dB_n = \frac{g_n(x, t)}{\sigma_n} dt; \quad x = f^{-1}\left(\frac{h_1 + t}{\sigma_n}\right); \quad dB_n = g_n\left(f^{-1}\left(\frac{h_1 + t}{\sigma_n}\right), t\right) dt.$$

$f^{-1}$  – функція обернена до функції  $f(x)$ .

$$B_n = \int_{n\Delta t}^t \frac{g_n\left(f^{-1}\left(\frac{h_1 + \tilde{t}}{\sigma_n}\right), \tilde{t}\right) d\tilde{t}}{\sigma_n} + h_2, \quad (4.32) \quad B_n = \frac{1}{\sigma_n} \int_{n\Delta t}^t g_n\left(f^{-1}\left(\frac{\sigma_n f(x) - t + \tilde{t}}{\sigma_n}, \tilde{t}\right)\right) d\tilde{t} + h_2. \quad (4.33)$$

При  $t = n\Delta t$  маємо:

$$\begin{cases} \tilde{h}_1 = \sigma_n f(x) \\ \tilde{h}_2 = B_n \end{cases}, \quad \begin{cases} x = f^{-1}\left(\frac{\tilde{h}_1}{\sigma_n}\right) \\ B_n = \tilde{h}_2 \end{cases}, \quad h_2 = B_n^*\left(f^{-1}\left(\frac{h_1}{\sigma_n}\right)\right),$$

$$B_n(x, t) = \frac{1}{\sigma_n} \int_{n\Delta t}^t g_n\left(f^{-1}\left(\frac{\sigma_n f(x) - t + \tilde{t}}{\sigma_n}, \tilde{t}\right) d\tilde{t} + B_n^*\left(f^{-1}\left(\frac{\sigma_n f(x) - t}{\sigma_n}\right)\right)\right), \quad t < \sigma_n f(x). \quad (4.34)$$

Прирівнявши друге та третє рівняння системи:

$$3) \frac{dx}{v(x)} = \frac{dB_n}{g_n(x, t)}, \quad dB_n = \frac{g_n(x, t)}{v(x)} dx,$$

$$t = \sigma_n f(x) - h_1, \quad (4.35)$$

$$dB_n = \frac{g_n(\tilde{x}, \sigma_n f(\tilde{x}) - h_1)}{v(\tilde{x})} d\tilde{x} \quad (4.36)$$

$$B_n = \int_0^x \frac{g_n(\tilde{x}, \sigma_n f(\tilde{x}) - h_1)}{v(\tilde{x})} d\tilde{x} + h_2. \quad (4.37)$$

Дане рівняння можна розглянути як звичайне диференційне рівняння із відокремленими змінними, яке розв'язуємо шляхом інтегрування обох його частин. В результаті рівняння приймає наступний вигляд:

$$B_n = \int_0^x \frac{g_n(\tilde{x}, \sigma_n f(\tilde{x}) - \sigma_n f(x) + t)}{v(\tilde{x})} d\tilde{x} + h_2. \quad (4.38)$$

При  $x = 0$  маємо:

$$\begin{cases} \tilde{h}_1 = -t, \\ \tilde{h}_2 = B_n, \end{cases} \quad \begin{cases} t = -\tilde{h}_1, \\ B_n = \tilde{h}_2. \end{cases}$$

Враховуємо граничну умову:  $B_n|_{x=0} = B_*(t)$ ;  $h_2 = B_*(-h_1)$  отримуємо рівняння у вигляді:

$$B_n = \int_0^x \frac{g_n(\tilde{x}, \sigma_n f(\tilde{x}) - \sigma_n f(x) + t)}{v(\tilde{x})} d\tilde{x} + B_*(t - \sigma_n f(x)), \quad t \geq \sigma_n f(x). \quad (4.39)$$

Тоді об'єднавши розв'язки по проміжках  $t \geq \sigma_n f(x)$  та  $t < \sigma_n f(x)$  маємо:

$$B_n(x, t) = \begin{cases} \int_0^x \frac{g_n(\tilde{x}, \sigma_n f(\tilde{x}) - \sigma_n f(x) + t)}{v(\tilde{x})} d\tilde{x} + B_*(t - \sigma_n f(x)), & t \geq \sigma_n f(x), \\ \frac{1}{\sigma_n} \int_{n\Delta t}^t g_n \left( f^{-1} \left( \frac{\sigma_n f(x) - t + \tilde{t}}{\sigma_n} \right), \tilde{t} \right) d\tilde{t} + B_*^* \left( f^{-1} \left( \frac{\sigma_n f(x) - t}{\sigma_n} \right) \right), & t < \sigma_n f(x), \end{cases} \quad (4.40)$$

Аналогічно знаходимо розв'язок задач розподілу концентрації інших складових процесу:

$$F_n(x, t) = \begin{cases} \int_0^x \frac{Fg_n(\tilde{x}, \sigma_n f(\tilde{x}) - \sigma_n f(x) + t)}{v(\tilde{x})} d\tilde{x} + F_*(t - \sigma_n f(x)), & t \geq \sigma_n f(x), \\ \frac{1}{\sigma_n} \int_{n\Delta t}^t Fg_n \left( f^{-1} \left( \frac{\sigma_n f(x) - t + \tilde{t}}{\sigma_n} \right), \tilde{t} \right) d\tilde{t} + F_*^* \left( f^{-1} \left( \frac{\sigma_n f(x) - t}{\sigma_n} \right) \right), & t < \sigma_n f(x), \end{cases} \quad (4.41)$$

$$C_n(x, t) = \begin{cases} \int_0^x \frac{Cg_n(\tilde{x}, \sigma_n f(\tilde{x}) - \sigma_n f(x) + t)}{v(\tilde{x})} d\tilde{x} + C_*(t - \sigma_n f(x)), & t \geq \sigma_n f(x), \\ \frac{1}{\sigma_n} \int_{n\Delta t}^t Cg_n\left(f^{-1}\left(\frac{\sigma_n f(x) - t + \tilde{t}}{\sigma_n}\right), \tilde{t}\right) d\tilde{t} + C_*^*\left(f^{-1}\left(\frac{\sigma_n f(x) - t}{\sigma_n}\right)\right), & t < \sigma_n f(x), \end{cases} \quad (4.42)$$

$$S_n(x, t) = \begin{cases} \int_0^x \frac{Sg_n(\tilde{x}, \sigma_n f(\tilde{x}) - \sigma_n f(x) + t)}{v(\tilde{x})} d\tilde{x} + S_*(t - \sigma_n f(x)), & t \geq \sigma_n f(x), \\ \frac{1}{\sigma_n} \int_{n\Delta t}^t Sg_n\left(f^{-1}\left(\frac{\sigma_n f(x) - t + \tilde{t}}{\sigma_n}\right), \tilde{t}\right) d\tilde{t} + S_*^*\left(f^{-1}\left(\frac{\sigma_n f(x) - t}{\sigma_n}\right)\right), & t < \sigma_n f(x), \end{cases} \quad (4.43)$$

$$\begin{aligned} \text{де } Fg_n(x, t) &= -\beta_n W_{n-1}(x - f^{-1}(\Delta t), t) B_{n-1}(x - f^{-1}(\Delta t), t - \Delta t) - \beta_2 W_{n-1}(x - f^{-1}(\Delta t), t) U_{n-1}(x - f^{-1}(\Delta t), t - \Delta t), \\ Cg_n(x, t) &= -\alpha_1 W_{n-1}(x - f^{-1}(\Delta t), t) B_{n-1}(x - f^{-1}(\Delta t), t - \Delta t) - \alpha_2 W_{n-1}(x - f^{-1}(\Delta t), t) U_{n-1}(x - f^{-1}(\Delta t), t - \Delta t), \\ Sg_n(x, t) &= \eta_1 W_{n-1}(x - f^{-1}(\tau), t) B_{n-1}(x - f^{-1}(\tau), t - \Delta t) + H_{n-1}^*(x - f^{-1}(\tau), t) - k_1 S_{n-1}(x - f^{-1}(\tau), t - \Delta t). \end{aligned}$$

Задачі для визначення  $Fe^{2+}$ , неорганічного вуглецю та матриксу в потоці матимуть відповідно наступні умови:

$$F_n|_{t=n\Delta t} = F_*^* = \begin{cases} F_0^0(x), n = 0, \\ F_{n-1}(x, n\Delta t), n > 0 \end{cases}; \quad C_n|_{t=n\Delta t} = C_*^* = \begin{cases} C_0^0(x), n = 0, \\ C_{n-1}(x, n\Delta t), n > 0 \end{cases};$$

$$S_n|_{t=n\Delta t} = S_*^* = \begin{cases} S_0^0(x), n = 0, \\ S_{n-1}(x, n\Delta t), n > 0 \end{cases}.$$

Рівняння 4.23 та 4.27 є звичайними диференціальними рівнянням з відокремленими змінними, їх розв'язки із врахуванням відповідних початкових умов мають наступний вигляд:



$$U_n(x, t) = \int_{(n-1)\Delta t}^t (W_{n-1}(x - f^{-1}(\Delta t), s - \Delta t) \cdot U_{n-1}(x - f^{-1}(\Delta t), s - \Delta t) - \chi U_{n-1}(x - f^{-1}(\Delta t), s - \Delta t) + \gamma(x, t)H_{n-1}(x, s)) ds + U_n^*(x, (n-1)\Delta t), \quad (4.44)$$

$$\text{де } U_n^*(x, (n-1)\Delta t) = \begin{cases} U_0^0(x), n = 0, \\ U_{n-1}(x, (n-1)\Delta t), n > 0 \end{cases};$$

$$M_n(x, t) = \int_{(n-1)\Delta t}^t (\eta_2 W_{n-1}(x - f^{-1}(\Delta t), s - \Delta t) U_{n-1}(x - f^{-1}(\Delta t), s - \Delta t) + k_1 S_n(x - f^{-1}(\Delta t), s - \Delta t) - H_{n-1}^*(x - f^{-1}(\Delta t), s)) ds + M_n^*(x, (n-1)\Delta t), \quad (4.45)$$

$$\text{де } M_n^*(x, (n-1)\Delta t) = \begin{cases} M_0^0(x), n = 0, \\ M_{n-1}(x, (n-1)\Delta t), n > 0 \end{cases},$$

де  $\Delta t$  – час протягом якого основні характеристики середовища мало змінюються. Його вибір залежить від попередньо заданої точності.

Початкове значення  $\Delta t$  задається інтуїтивно і остаточно визначається в процесі розв'язання задачі числовими методами і забезпечує збіжність відповідно алгоритму [227, 228].

На основі отриманих розв'язків поставленої задачі складено алгоритм для комп'ютерної реалізації розв'язку системи рівнянь та проведення розрахунків що до моделювання динаміки кінетичних процесів в контактному завантаженні в залежності від зміни концентрацій бактерій, матричних структур, двовалентного заліза, вуглецю, на основі яких є можливим прогнозування часу його роботи між промивками. Зауважимо, що стала  $m$  визначається в процесі розв'язування задачі в залежності від виконання додаткових умов, наприклад, концентрації йонів  $Fe^{2+}$  на виході із реактора стає більшою за задану, або кількість матриксу затриманого у його контактному завантаженні стає більшою за критичну. Зокрема, врахування додаткової умови  $M_p \geq M_{кр}$  надає можливість визначити час ефективної роботи біореактора між промивками.

$$\text{де } M_p = F_{\text{біор}} \cdot \int_0^L M(x, t^*) dx;$$

$M_p$  – кількість матриксу у міжпоровому просторі завантаження в конкретний момент часу  $t^*$ ;  $M_{\text{кр}}$  – максимальна кількість матриксу, яке може бути затримано в об'ємі міжпорового простору,  $\text{кг/м}^3$ ;  $F_{\text{біор}}$  – площа поперечного перетину біореактора,  $\text{м}^2$ ;  $L$  – висота контактного завантаження,  $\text{м}$ ;

**Коефіцієнти кінетичної моделі.** В результаті проведених експериментальних та теоретичних досліджень, використовуючи класичні відомі співвідношення [38, 218], а також методики [92, 248, 293] нами були визначені коефіцієнти  $\mu_{\text{max}}$  та  $K_{S(\text{Fe})}$  (рис. 4.1, додаток Г1). Експерименти проведені в статичних та динамічних умовах (п. 2.3) привели до однакових результатів, які можуть рахуватися достовірними та відтворюваними. Інтерпретація експериментальних даних (рис. 5.7 криві 6; 7) на графіках (рис. 4.1) представлено в нових координатах. В умовах дослідів зберігалось співвідношення біомаси до об'єму води, яка підлягала обробці. У двох варіантах дослідів використовувалися однакові параметри якості води:  $\text{Fe}^{2+} = 1,6 - 1,8 \text{ г/м}^3$ ; рН 6,8 – 7,0; гідрокарбонатної лужності 3,4 ммоль/дм<sup>3</sup>. Час контакту води із матриксними структурами – 3; 6; 9; 12; 15 хвилин. Проаналізувавши динаміку зміни швидкості окиснення йонів  $\text{Fe}^{2+}$  в обох серіях, можливо зробити висновок, що  $\mu_{\text{max}}$  є знаходиться в межах (0,17 – 0,18 год<sup>-1</sup>), при величинах  $K_{S(\text{Fe})} 0,65 - 0,7 \text{ г/м}^3$  відповідно для динамічних та статичних умов.

На рис. 4.2 наведені результати залежність величини  $\mu$  від зміни концентрації субстрату (при  $\text{Fe}^{2+} 2,8 - 3,0 \text{ г/м}^3$ ; величинах рН 6,8 та гідрокарбонатної лужності 3,4 ммоль/дм<sup>3</sup>): 1 – без додаткового джерела вуглецю; 2 – із розчином  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ . Величини коефіцієнту  $\mu_{\text{max}}$ , для обох серій дослідів, становили відповідно 0,22 год<sup>-1</sup> та 0,34 год<sup>-1</sup>, при значеннях  $K_{S(\text{Fe})} 0,8$  та 0,88  $\text{г/м}^3$ .

Концентрація феробактерій в досліджуваних підземних водах ( $B$ ) знаходилася в межах  $10^3 - 10^4$  кл/см<sup>3</sup>. Концентрація бактерій в контактному завантаженні біореактора ( $U$ ) змінювалася протягом всього терміну його роботи між промивками від  $10^5$  кл/см<sup>3</sup> до  $10^9$  кл/см<sup>3</sup> (додаток Д1).

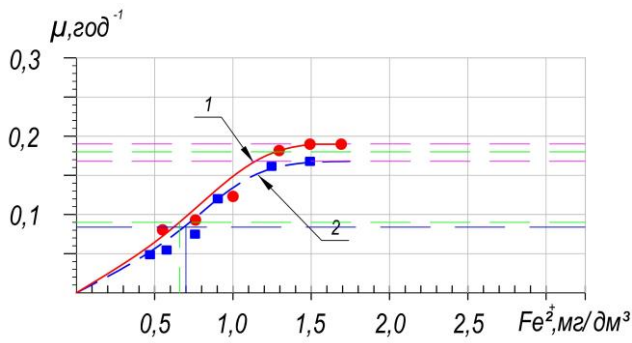


Рис. 4.1. Залежність величини  $\mu$  від зміни концентрації субстрату ( $\text{Fe}^{2+}$  1,6 – 1,8 г/м<sup>3</sup>):  
1 – в динамічних; 2 – статичних умовах

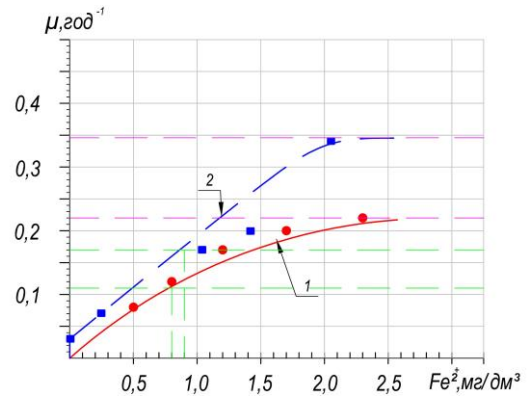


Рис. 4.2. Залежність величини  $\mu$  від зміни концентрації субстрату ( $\text{Fe}^{2+}$  2,8 – 3,0 г/м<sup>3</sup>):  
1 – без додаткового джерела вуглецю;  
2 – із розчином  $\text{Na}_2\text{CO}_3$

Максимальна брудомісткість ( $m_*$ ) для біореакторів, за даними досліджень наведених в [206] може досягати величини 6 кг/м<sup>3</sup>. В прийнятих розрахунках становила 3 – 4 кг/м<sup>3</sup>. Швидкість фільтрування становила: 5; 10 та 15 м/год. Коефіцієнт  $k_1$  характеризує швидкість прилипання матриксних структур, які утворилися в рухомому потоці води за одиницю часу в результаті життєдіяльності незакріплених бактерій, до поверхні існуючого стаціонарного матриксу (додаток Г2 табл. 1). Коефіцієнт  $k_2$  характеризує швидкість відриву частини матриксу із стаціонарного стану за визначений час до досягнення величини розрахункової брудомісткості (додаток Г2 табл.3). В розрахунках приймалася осереднена величина коефіцієнта в межах ( $k_2 \approx 0,1 - 0,12 \text{ год}^{-1}$ ).

Коефіцієнт  $k_3$  характеризує швидкість відриву матриксних структур в період максимального їх накопичення у верхніх (0,2 – 0,4) шарах контактного завантаження (додаток Г2). В розрахунках приймалася осереднена величина коефіцієнта  $k_3$  0,9 год<sup>-1</sup>. Отримані результати узгоджуються з даними наведеними [53, 220, 311]. Проведені дослідження щільності осаду з матриксними структурами дали такі результати: для сухого осаду  $\rho_{\text{наситне}} = 0,9475 \text{ г/см}^3$ ;  $\rho_{\text{ущільнене}} = 1,026 \text{ г/см}^3$ .

Коефіцієнт адгезії бактерій ( $\gamma$ ) на поверхні заробленого контактного завантаження, а також на поверхнях матричних структур залежав від іонної сили розчину та рН вихідної води [217, 233]. За даними досліджень [217] для рН 5,0 – 7,2 значення коефіцієнта  $\gamma$  знаходиться в межах 0,72-0,66 в залежності від параметрів якості природної води. Маса однієї клітини бактерій роду *Gallionella* за даними [218] становить  $1 \cdot 10^{-12}$  г, коефіцієнти масової частинки неорганічного вуглецю ( $\alpha$ ), та іонів  $\text{Fe}^{2+}$  ( $\beta$ ), необхідних для побудови 1 г їх клітинної біомаси, а також забезпечення процесу дихання становлять відповідно 59,78 г вуглецю та 279 г іонів  $\text{Fe}^{2+}$  [38]. Частинка утворених при цьому матричних структур біомінералів  $\gamma$  -  $\text{FeOОН}$  становить 530 г на 1 г біомаси [38].

**Умови використання кінетичної моделі [226].** Розроблена математична модель може бути модифікована залежно від зміни зовнішніх параметрів якості природних вод: I) при очищенні слабокислих та біля-нейтральних підземних вод із нормальним лужним резервом ( $\text{Л} = 2 - 4$  ммоль/дм<sup>3</sup>), концентрацією карбон(IV) оксиду ( $\text{CO}_2 > 20$  мг/дм<sup>3</sup>), перманганатною окисністю до 8,0 мг  $\text{O}_2$ /дм<sup>3</sup>,  $\text{Fe}^{2+} > 0,5$  мг/дм<sup>3</sup>, можливе застосування варіанту без додаткового джерела неорганічного вуглецю; II) при обробці слабокислих підземних вод із низьким лужним резервом ( $\text{Л} < 2,0$  ммоль/дм<sup>3</sup>) з аналогічними за варіантом (I) показниками якості води рекомендується застосовувати варіант моделі з додатковим джерелом неорганічного вуглецю у вигляді розчину  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ; III) при обробці нейтральних вод, в залежності від величин Eh [77], поряд із біологічними процесами можливо проходження процесів хімічного окиснення.

При обробці підземних вод із рН  $> 7,5$ , в умовах відсутності розчиненої органіки приймається, що процес хімічного окиснення буде значно превалювати над біологічним [226].

Числовий розв'язок моделі наведено для біля-нейтральних підземних вод із нормальним лужним резервом ( $\text{Л} = 2 - 4$  ммоль/дм<sup>3</sup>), перманганатною окисністю до 5,0 мг  $\text{O}_2$ /дм<sup>3</sup>, без введення додаткового джерела неорганічного вуглецю для наступних умов:  $V=10$  м/год; максимальна концентрація бактерій  $V_*^* = 9,5 \text{ г} / \text{м}^3$ ;

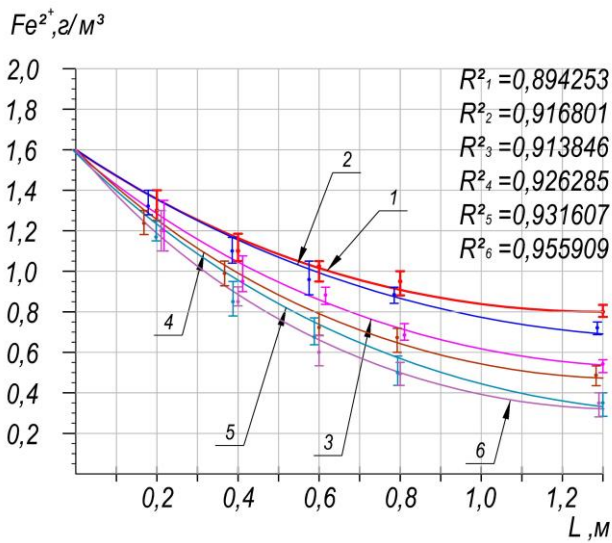
$$\begin{aligned} \mu_{\max} &= 0,17 \text{ год}^{-1}; K_F = 0,70 \text{ г/м}^3; \lambda = 10^{-6} \text{ год}^{-1}; F_0^0(x) = 1,6 \text{ г/м}^3; F_*(t) = 1,6 \text{ г/м}^3; \\ V_0^0(x) &= 0,001 \text{ г/м}^3; V_*(t) = 0,001 \text{ г/м}^3; \beta_1 = \beta_2 = 279; \eta_1 = \eta_2 = 530; U_0^0(x) = 0,1 \text{ г/м}^3; S_*(t) = 0 \text{ г/м}^3; \\ S_0^0(x) &= 0 \text{ г/м}^3; k_I = 0,78 \text{ год}^{-1}; \gamma = 0,66 \text{ год}^{-1}; M_0^0(x) = 10 \text{ г/м}^3; k_2 = 0,10 \text{ год}^{-1}; k_3 = 0,9 \text{ год}^{-1}; \\ M_* &= 2,65 \text{ кг/м}^3 \end{aligned}$$

На рис. 4.3 наведено розподіл: а – концентрацій катіонів  $\text{Fe}^{2+}$ ; б – біомаси в одиниці об'єму; в – г) маси матричних структур в міжпоровому просторі в одиниці об'єму. На рис. 4.4 – розподіл незакріплених мікроорганізмів (а), а також рухомого матриксу (б) по глибині контактного завантаження при осередненій швидкості 10 м/год, для різних проміжків часу після промивки.

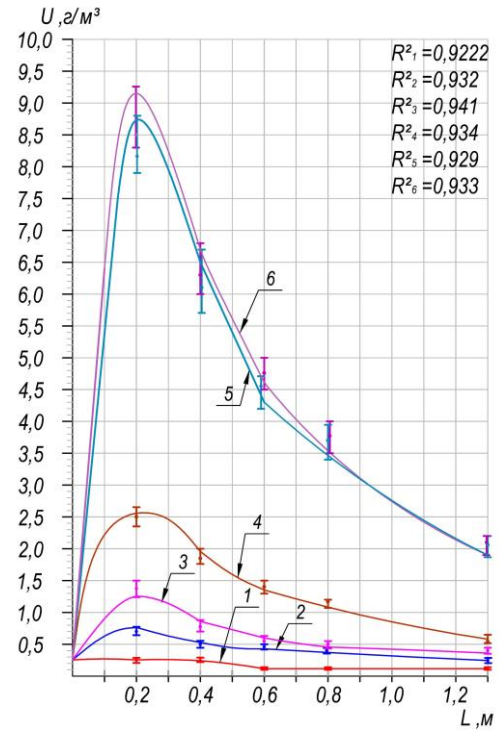
Із розгляду результатів теоретичних та експериментальних досліджень (рис. 4.3) видно, що по мірі поступового накопичення біомаси у верхніх шарах контактного завантаження відбувається підвищення інтенсивності окиснення  $\text{Fe}^{2+}$  з утворенням та накопиченням відповідної кількості нерухомого матриксу в міжпоровому просторі. Найбільший приріст біомаси на матричних структурах відзначався на проміжку глибин від 0,2 до 0,4 м, що відповідало проходженню інтенсивних процесів окиснення  $\text{Fe}^{2+}$  та утворення «стаціонарних» матричних структур. Із часом, по глибині контактного завантаження, відбувалося поступове зниження концентрації активних мікроорганізмів, що пояснюється рядом факторів: зменшенням концентрації іонів  $\text{Fe}^{2+}$ , які є постачальниками електронів до дихального ланцюга *Gallionella* [37,135,197], а також концентрацій розчиненого кисню та неорганічного вуглецю, необхідного для побудови клітинної біомаси [37, 135, 197, 218, 219].

В результаті чого відбувалося поступове гальмування процесів окиснення йонів  $\text{Fe}^{2+}$  із практичним виходом на плато на глибинах 0,8 – 1,3 м (рис. 4.3 а).

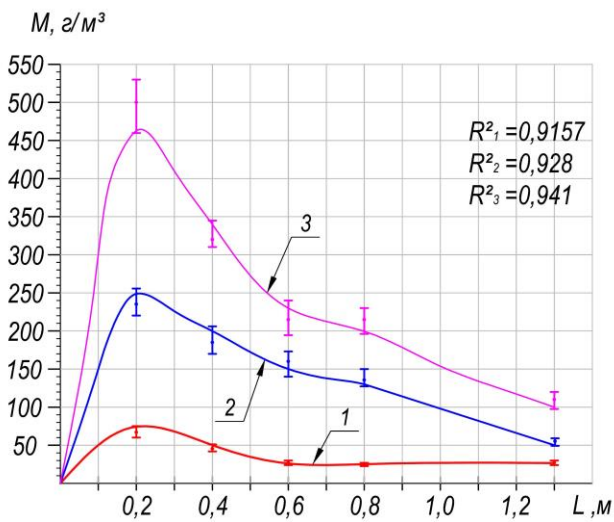
На цих ділянках контактного завантаження концентрація активної біомаси мікроорганізмів в декілька разів є меншою порівняно із верхніми шарами (рис.4.3 б).



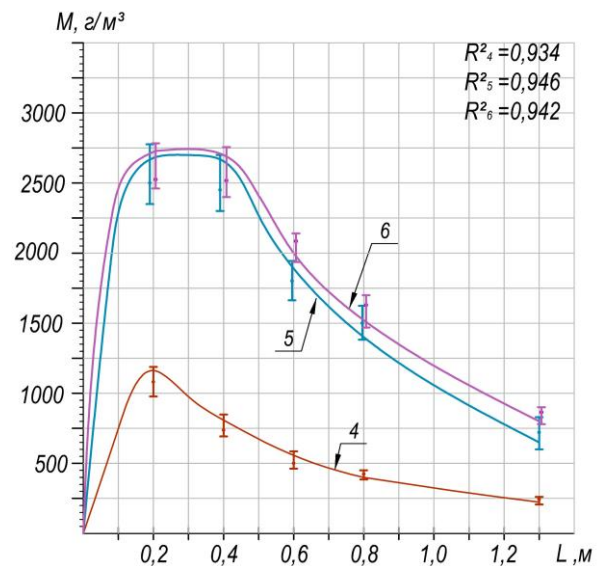
а



б



в



г

Рис. 4.3. Розподіл шуканих компонентів по глибині контактної завантаження, отриманих в результаті теоретичних розрахунків та експериментальних досліджень: а) концентрацій катіонів  $Fe^{2+}$ ; б) біомаси в одиниці об'єму; в – г) маси матриксних структур в міжпоровому просторі в одиниці об'єму в наступні моменти часу : 1 – 4 години; 2 – 16 годин; 3 – 24 години; 4 – 48 годин; 5 – 143 години; 6 – 150 годин

Одночасно із цим, протягом всього терміну роботи біореактора, спостерігалось поступове заповнення його міжпорового простору матриксними

структурами [261]. Причому, із часом відбувалося збільшенням концентрацій матричних структур на кожній і досліджуваних ділянках (рис. 4.3 г). Крім того слід відзначити вплив незакріплених бактерій (рис. 4.4 а), а також рухомої частини матричних структур (рис. 4.4 б) на роботу біореакторів, здебільш у години які передують його промивці. Зокрема це простежувалося у поступовому русі незакріпленого матриксу по глибині контактного завантаження (рис. 4.4 б).

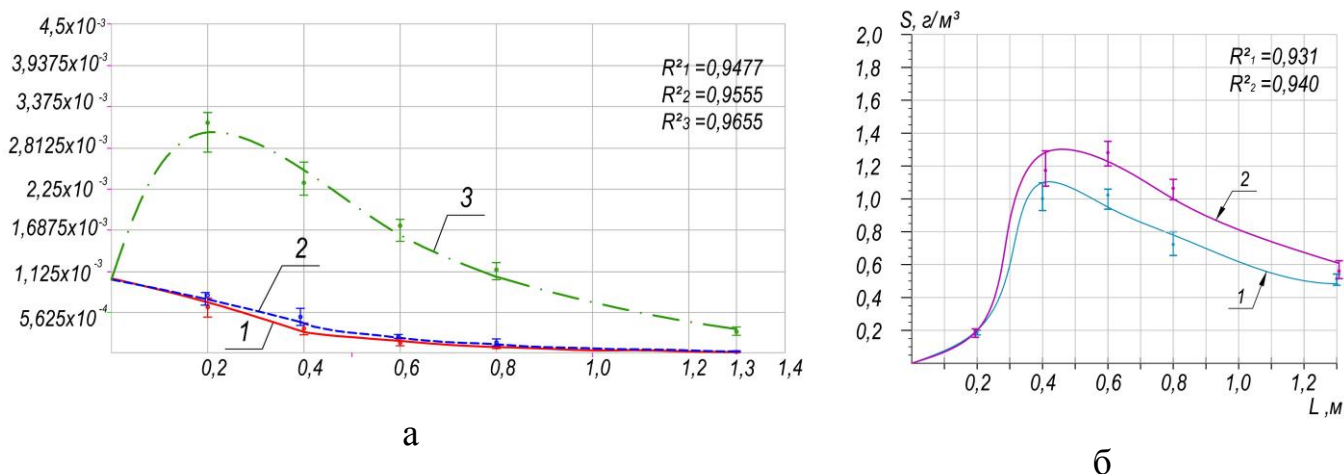


Рис. 4.4. Розподіл шуканих компонентів по глибині контактного завантаження:

а) розподіл незакріплених мікроорганізмів: 1 – 24 години; 2 – 48 годин; 3 – 143 години; б) рухомого матриксу: 1 – 143 години; 2 – 150 годин

Максимальна величина рухомого матриксу, у розглянутому прикладі, знаходилася на глибині 0,4 м, тобто глибині на якій спостерігалось накопичення «стаціонарного» матриксу концентрацією яка приблизно дорівнювала максимально можливій брудомісткості (рис. 4.3 в).

При досягненні якої спостерігається відрив та транспортування матриксу до нижніх шарів. Застосування крупногранульного пінополістроу дозволяє збільшувати глибину накопичення матричних структур до 60 – 80 см із поступовим заповненням міжпорового простору.

Результати числового розв'язку моделі для тотожних умов, із введенням додаткового джерела неорганічного вуглецю, наведено в додатку ГЗ.

На основі аналізу результатів числових обчислень можливо зробити висновок, що процеси які описуються в моделі доданками коефіцієнтів ( $k_1, k_2, k_3$ ) вносять дуже незначний вплив на загальний процес очищення.

Статистична обробка даних проводилася із використанням коефіцієнту рангової детермінації (4.46), який характеризує ступінь наближеності теоретичних та експериментальних даних, відповідно до кожної із рекомендованих залежностей.

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n \left( y_i - \bar{y}_i \right)^2}{\sum_{i=1}^n \left( y_i - y_{cp} \right)^2} \quad (4.46)$$

де  $y_i$  – експериментальні дані;  $y_{cp}$  – середнє значення експериментальних даних;  
 $\bar{y}_i$  - дані які були обчислено за допомогою теоретичних розрахунків.

Результати розрахунків наведено в таблицях 4.1 – 4.4.

Таблиця 4.1

Розрахункові коефіцієнти рангової детермінації для рівняння яке описує окиснення сполук феруму (F) протягом часу роботи біореактора

Години після промивки	4	16	24	48	143	150
$R^2$	0,894253	0,916801	0,913846	0,926285	0,931607	0,955909

Таблиця 4.2

Розрахункові коефіцієнти рангової детермінації для рівняння яке описує накопичення матриксних структур (M) в міжпоровому просторі протягом часу роботи біореактора

Години після промивки	4	16	24	48	143	150
$R^2$	0,915662	0,928855	0,941385	0,934157	0,946749	0,942852



Таблиця 4.3

Розрахункові коефіцієнти рангової детермінації для рівняння яке описує накопичення біомаси бактерій (U) протягом часу роботи біореактора

Години після промивки	4	16	24	48	143	150
R <sup>2</sup>	0,92226	0,932595	0,941196	0,934533	0,929721	0,933033

Таблиця 4.4

Розрахункові коефіцієнти рангової детермінації для рівняння яке описує накопичення рухомого матриксу (S) по глибині контактного завантаження в біореакторі

Години після промивки	143	150
R <sup>2</sup>	0,931118	0,940364

Так як у всіх розрахунках значення коефіцієнтів рангової детермінації для рівнянь, які описують досліджувані процеси, перевищують величини 0,85 – 0,9 то слід зробити висновок що апроксимація виконана цілком задовільно, а відповідність експериментальних та теоретичних даних є досить високою.

Комп'ютерна реалізація моделі дозволяє прогнозувати зміну у часі по глибині контактного завантаження ефективності очищення, величин біомаси бактерій, які розвиваються на матриксних структурах та біомаси бактерій, які рухаються з потоком води, маси стаціонарних та рухомих матриксних структур в одиниці об'єму, концентрації неорганічного вуглецю, визначати тривалість ефективної роботи очисної споруди між промивками [179, 197, 226].

### 4.3. Механізми деструкції органічних сполук в процесі гідродинамічної кавітації.

**Механізм деструкції фенолів, які містяться в підземних багатокомпонентних водах.** На основі відомого вільно-радикального механізму утворення  $\text{OH}^\bullet$  радикалів в кавітаційному потоці [115 – 120, 235, 236] нами запропоновано механізм деструкції фенолів із наступним виведенням утворених інтермедіатів за допомогою розчину електроліту за межі зони реакції [184].

На початку процесу обробки вихідної води в кавітаційному потоці реакція перебігає за вільно-радикальним механізмом із утворенням на першій стадії гідроксильних радикалів  $\text{OH}^\bullet$ , які, в свою чергу, спричиняють розгалужену ланцюгову реакцію [115, 117]:



Відповідно до [115] в результаті реакції в якості проміжних її продуктів може утворюватися  $\text{H}_2\text{O}_2$ :



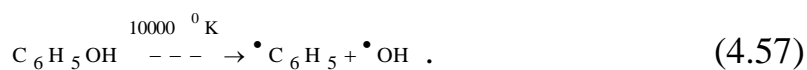
Під дією високого кавітаційного тиску та температур, до  $5000^\circ\text{C}$  у середині бульбашок [159], та у момент їх руйнування [291], гідроген пероксид дисоціює за радикальним механізмом [115 – 117, 154]:



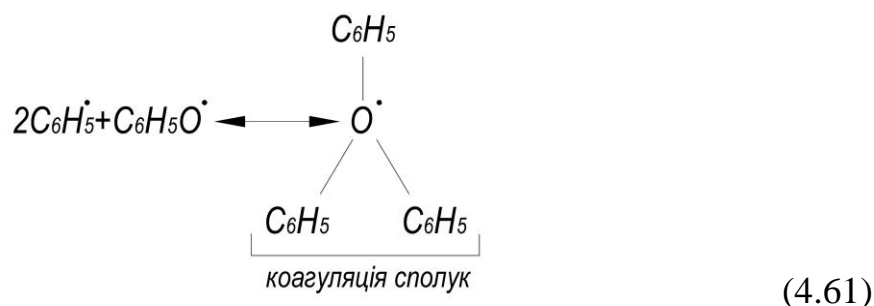
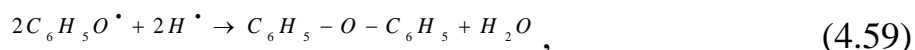
Феноли у воді дисоціюють як кислоти:



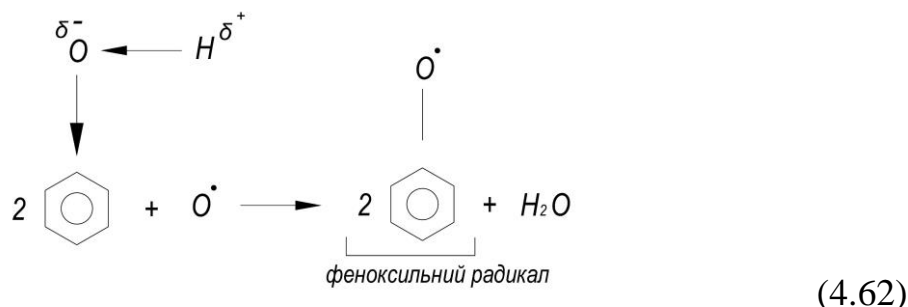
У кавітаторі відбуваються радикальні реакції:



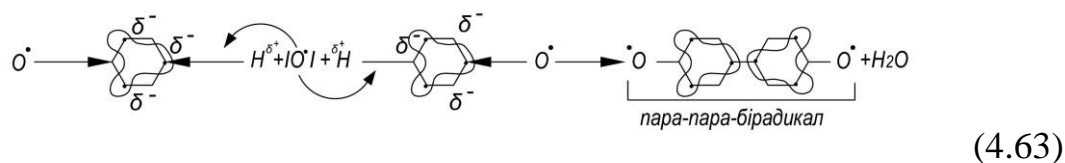
Рекомбінація радикалів призводить до утворення ряду сполук:



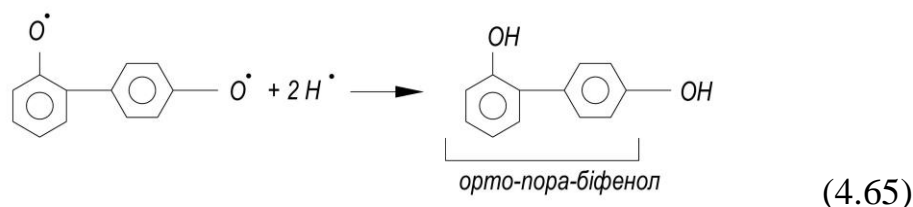
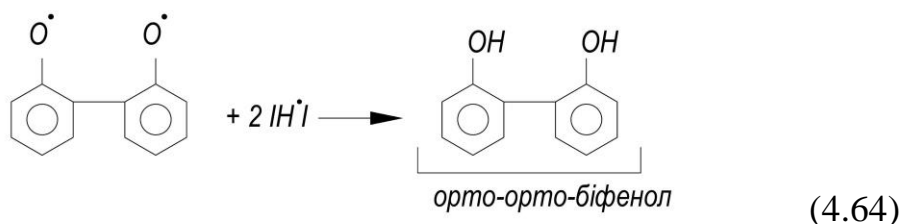
Відомо, що під дією одноелектронних окисників, таких як радикал атомарного кисню  $O^\bullet$ , що утворюється за реакцією (4.52), феноли легко окиснюються в похідні дигідроксидифенолу або до гідроксидифенілового ефіру [292]. Спочатку утворюються фенокисьні радикали  $C_6H_5O^\bullet$ :



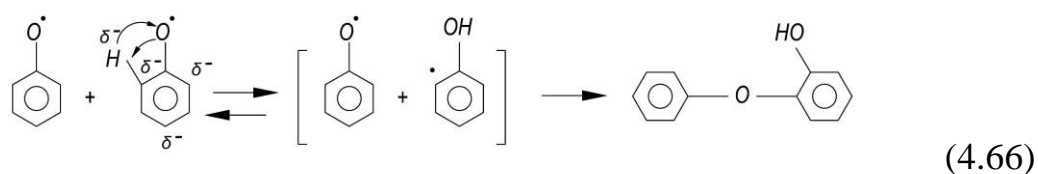
В подальшому фенокисьні радикали піддаються димеризації в результаті утворення нових зв'язків  $C-C$  між орто-орто; орто-пара та пара-пара положеннями вихідних радикалів за рівняннями [184]:



В умовах гідродинамічної кавітації в кислому або слабкокислому середовищі при рН 5,5 – 6,0 (при надлишку  $H^+$ ) аналогічно утворюються *орто-пара* та *орто-орто* біфеноли [184]:



Також можливе утворення нових С – О зв'язків між атомом кисню одного радикалу та атомом карбону в орто- положенні іншої радикальної частинки:



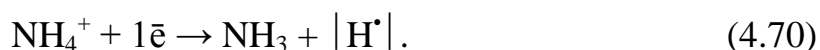
Отже, існує можливість утворення п'яти різних типів димерів, які знаходяться в рівновазі з вихідними фенокисильними радикалами. В подальшому наведені вище димери піддаються ізомеризації у похідні дигідроксидифенілу або гідроксидифенілового ефіру, наявність яких у досліджуваному розчині підвищує ефективність вилучення фенолів шляхом подальшої коагуляції з використанням алюміній гідроксохлориду в якості коагулянту [184].

## Механізм видалення з багатокomпонентних підземних вод азот амонійних сполук.

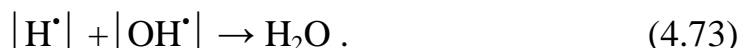
Відомо, що під час потрапляння аміаку у воду відбувається його розчинення з утворенням амонійного нітрогену:



При проходженні такої води через гідродинамічний кавітаційний апарат відбуваються реакції в результаті яких, згідно даних наведених в [115 – 117, 239, 242] утворюються інтермедіати, які є досить сильними окисниками:



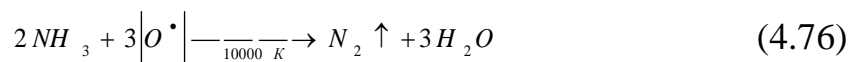
із подальшою їх рекомбінацією з утворенням молекулярних сполук [115, 117]:



Як було зазначено вище при захопванні кавітаційних пухирців виникає високий тиск (10000 ат.) та температура (до 10000 К) [291]. В цих умовах відбувається процес дисоціації гідроген пероксиду за радикальним механізмом [237]:



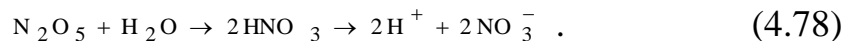
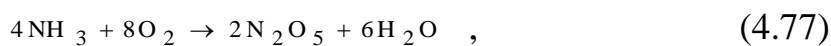
із подальшим окисненням  $\text{NH}_3$  та утворенням газоподібного  $\text{N}_2$ :



Відповідно до розрахункових величин енергії Гібса ( $\Delta G \cdot 10^{-3}$ , кДж/моль), приведених в роботі [301], за менших температур (1000 °К) для хімічних реакцій окиснення амонійного нітрогену киснем повітря, який вводився безпосередньо в зону кавітації, утворення газоподібних сполук можливо було представити наступним рядом:

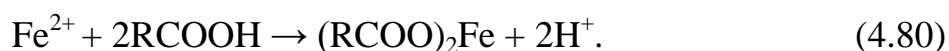
$$\frac{\text{NO}_2}{-1,6} > \frac{\text{N}_2\text{O}}{-8,0} > \frac{\text{N}_2}{-8,5} > \frac{\text{NO}}{-9,5} > \frac{\text{N}_2\text{O}_5}{-18}$$

Найменше значення  $\Delta G$  спостерігалось при утворенні сполуки  $\text{N}_2\text{O}_5$ . Після проходження зони кавітації цей газ у водному розчині перетворювався в кислоти які містили аніони нітритів та нітратів:



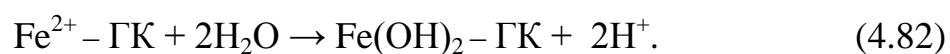
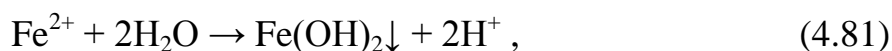
Таким чином, у випадку додавання кисню в зону кавітації у концентраціях які перевищують мольний вміст аміаку в два рази, реакція окиснення йде за утворенням нітритів та нітратів [301].

**Механізм деструкції залізоорганічних комплексів.** В результаті інфільтрації в підземні водоносні горизонти, які містять сполуки  $\text{Fe}^{2+}$ , гумінових речовин утворюються залізо-гумінові комплекси [21]:



При застосуванні спрощеної аерації, за недостатньої кількості розчиненого у воді кисню та в присутності органічних сполук, а саме гумінових та фульвокислот,

відбувається гідроліз іонів  $Fe^{2+}$  у складі залізо-гумінового комплексу ( $Fe^{2+}$  – ГК) [11, 20, 197]:



Комплекси катіонів  $Fe^{2+}$  з ГК та ФК здатні створювати досить об'ємні форми (більше 1 мкм), які можна віднести до колоїдів.

Слід відмітити, що утворення комплексів катіонів  $Fe^{2+}$  з органічними сполуками гальмує процес окиснення  $Fe^{2+}$  до  $Fe^{3+}$  за рівнянням:



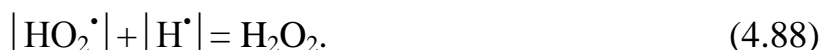
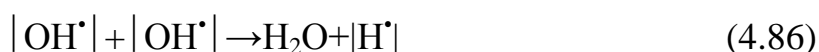
Це пояснюється тим, що катіони  $Fe^{2+}$  знаходяться всередині стабільної системи Fe – ГК, яка запобігає його випадінню в осад. Гумінові кислоти, завдяки утворенню комплексів [1, 61], запобігають процесу гідролізу багатьох елементів (зокрема Fe, Al), гальмуючи утворення гідроксидних сполук, і можуть утримувати зазначені елементи в нейтральному і навіть лужному середовищі [1]. Елементоорганічні сполуки (Fe – ГК), (Fe – ФК) є більш стійкими, ніж сполуки, які утворюються при гідролізі, тому йон елемента (металу), який частково або повністю зв'язаний з органічною речовиною, піддається гідролізу в меншому ступені, ніж відповідний простий катіон. Таким чином, в результаті дії коагулянту, частинки втрачають електростатичні гідратні фактори стійкості, коагулюють і як наслідок переходять в седиментаційну нестійку форму та осідають під дією сил тяжіння утворюючи осад білого кольору [184]. В результаті технологічного процесу: гідродинамічна кавітація – коагуляція, вихідна вода, яка містить комплексні сполуки (Fe – ГК, Fe – ФК), після гідродинамічного кавітатора змінює свої фізико-хімічні властивості [244 – 246].

В роботах [115, 117, 157, 159, 235, 240] вказано, що в результаті зіткнення молекул води, які мають значну кінетичну енергію, з іншими молекулами відбувається розкладання молекул води на  $OH\cdot$  и  $H\cdot$ . Реакція проходить за вільно-

радикальним механізмом з утворенням на першій стадії гідроксильних радикалів  $|\text{OH}\cdot|$ , які, в свою чергу, породжують розгалужену ланцюгову реакцію [117]:



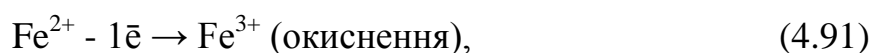
В якості проміжних можливе утворення наступних продуктів їх рекомбінації:



В середині бульбашок під дією підвищеного тиску та температури [117, 241, 242] відбувається дисоціація  $\text{H}_2\text{O}_2$  за радикальним механізмом:



Утворення атомарного кисню, який є сильним окисником, значно активує проходження хімічних реакцій в системі, а саме швидко окиснює йони  $\text{Fe}^{2+}$  до  $\text{Fe}^{3+}$ . Часткове хімічне рівняння окисно-відновного процесу окиснення йонів  $\text{Fe}^{2+}$ :

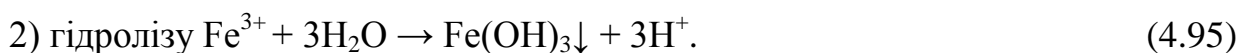
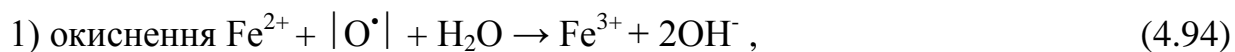


Надалі відбувається взаємодія йона  $\text{O}^{2-}$  з катіонами  $\text{H}^+$ , що утворилися в системі при гідролізі гумінових комплексів:

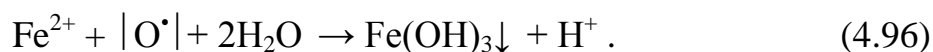




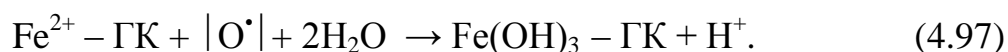
За гідродинамічною кавітацією при утворенні атомарного кисню спостерігаються дві стадії реакції:



Сумарна реакція окиснення йонів  $\text{Fe}^{2+}$  атомарним киснем  $|\text{O}\cdot|$  має наступний вигляд:



В молекулярному вигляді окиснення залізо-гумінових комплексів, які містять іони  $\text{Fe}^{2+}$ , можна навести наступним рівнянням хімічної реакції:

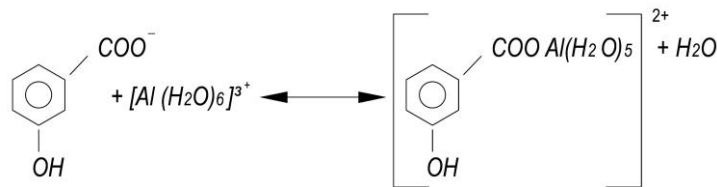


При цьому спостерігається помутніння розчину, виникнення опалесценції, що свідчить про утворення колоїдів. Після проходження води через гідродинамічний кавітатор відбувається зміна ступеня окиснення йонів  $\text{Fe}^{2+}$  до  $\text{Fe}^{3+}$ , руйнація периферійної частини гумінової кислоти з переведенням до колоїдного стану.

Катіони  $\text{H}^+$  та аніони  $\text{OH}^-$  утворюються в результаті оборотної дисоціації молекул води:

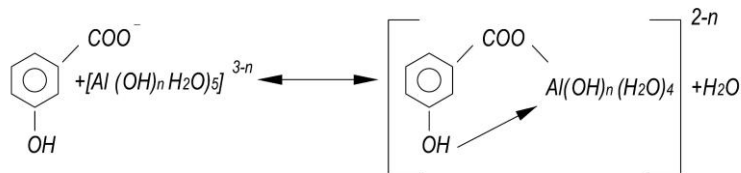


Після введення розчину алюміній гідроксохлориду відбувається дестабілізація утвореної колоїдної системи. В результаті гідролізу алюміній гідроксохлориду утворюються катіони  $\text{Al}^{3+}$  та  $\text{H}^+$ , які можуть вступати в реакцію з органічними кислотами – лігандами. Координуюча здатність ліганд обумовлена тим, що вони можуть поділяти електронну пару з іоном металу, утворюючи сполуку, відповідно до реакції:



(4.99)

При взаємодії гідроксокомплексу алюмінію з лігандами утворюються змішані лігандні комплекси:



(4.100)

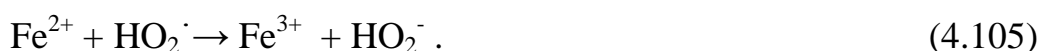
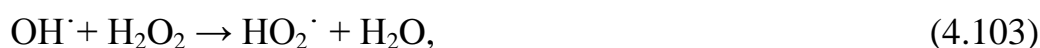
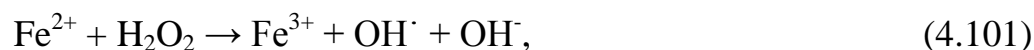
Утворення комплексів такого типу та їх коагуляція призводять до осадження та спів-осадження комплексних органічних сполук.

Утворені в процесі гідролізу коагулянту додатньо заряджені поліядерні аквагідроксокомплекси алюмінію – міцели більш крупні (>300 нм), кулькоподібні агрегати золю, а також менш полімеризовані аквагідроксокомплекси сорбуються на поверхні органічних частинок. В природних водах колоїдний гумус та Fe – ГК, як правило, мають від'ємний заряд [14, 19, 20]. В процесі очищення води від колоїдних частинок із використанням алюміній гідроксохлориду в результаті гідролізу утворюються додатньо заряджені частинки золю алюміній гідроксиду, відносно невеликих розмірів (100 – 200 нм). Таким чином розглянутий процес коагуляції, в якому приймають участь різномірні частинки, можливо віднести до гетерокоагуляції [287]. Останні, гідролізуючись, утворюють осади гідроксидів, які сорбуються на флокулах коагулянту та виводяться з води, що підлягає очищенню, у вигляді осаду бурого кольору. Гранулу складають потенціалвизначальні радикали, що мають сумарний від'ємний заряд і містять комплекси:  $\text{OH}^{\delta-}$ ;  $\text{COO}^-$ ;  $\text{>C=O}^{\delta-}$ . Таким чином, проведені дослідження дозволили запропонувати наведені вище механізми деструкції та окиснення гумінових комплексів, амонійного нітрогену, фенолів в результаті застосування методу ГДК із подальшим виведенням продуктів реакції в якості газоподібних речовин, або з осадом при використанні алюміній гідроксохлориду (гумінові комплекси, феноли).

#### 4.4. Механізм видалення амонійного нітрогену в біореакторах

Видалення амонійного нітрогену в біореакторах можливо представити декількома механізмами в залежності від параметрів якості води та якісного складу мікроорганізмів в підземних водах та в контактному завантаженні біореактора. В нейтральних та біля нейтральних підземних водах, в присутності хемолітоавтотрофних бактерій роду *Gallionella*, можливо розглядати процес сорбції йонів  $\text{NH}_4^+$  на поверхні матриксних структур біо-мінералів, а також на клітинах самих бактерій, завдяки присутності на їх поверхні функціональних груп:  $\text{PO}_4^{-3}$ ,  $\text{COO}^-$ ,  $\text{OH}^-$ . Що нашло підтвердження в результатах проведеного нами рентгеноспектрального аналізу матриксних структур (рис. 5.48, 5.51).

При очищенні підземних слабокислих вод, які містять бактерії роду *Leptothrix*, в контактному завантаженні біореактора можливий наступний механізм взаємодії амонійного нітрогену з гідроксильними радикалами  $\cdot\text{OH}$ , які утворюються в системі відповідно до реакції Фентона [295 – 297]:



Зазначені стадії можуть бути реалізовані в кислому та слабокислому середовищах ( $\text{pH} > 2$ ) при виконанні наступних умов:  $0,5 < [\text{H}_2\text{O}_2] / [\text{Fe}^{2+}] < 200$  [295]. Проте, в біореакторах які працюють в проточному режимі із постійним припливом свіжої води, яка містить іони  $\text{Fe}^{2+}$ , а також в присутності гідроген пероксиду, який виробляється бактеріями роду *Leptothrix*, можливе проходження реакції в основному за рівнянням (4.101).

При наявності у підземних залізомістких водах розчиненого амонійного нітрогену також можливе проходження реакції його окиснення гідроксильними

радикалами, утвореними в результаті життєдіяльності бактерій роду *Leptothrix*, за механізмом:



Низька швидкість видалення амонійного нітрогену за наведеним механізмом пояснюється невеликою константою швидкості реакції [298].

В проведених нами дослідженнях на природних підземних водах за технологічними схемами: біореактор – фільтр; біореактор – підлучення – коагулювання – фільтрування було зафіксовано також окиснення розчинених органічних сполук (RH), зокрема легкоокиснюваних органічних сполук та фенолів. Механізм їх окиснення в слабкокислому середовищі в присутності йонів  $\text{Fe}^{2+}$ , феробактерій, гідроген пероксиду, гідроксильних радикалів можливо описати наступними хімічними реакціями:



Із подальшим виведенням із розчину утворених колоїдних часток за допомогою коагулянту. Одним з визначальних параметрів при оптимізації процесів в системі  $\text{H}_2\text{O}_2 - \text{Fe}^{2+}(\text{Fe}^{3+}) - \text{RH}$  є початкове значення рН [295, 302, 303].

Так наприклад, утворені при рН 3,5 – 7,0 в системі  $\text{H}_2\text{O}_2 - \text{Fe}^{2+}$  гідроксокомплекси  $\text{Fe}^{3+}$  здатні до полімеризації [304]. В зазначеному інтервалі рН окиснення органічних речовин реагентом Фентона може супроводжуватися сорбцією вихідних органічних забруднень, а також проміжних і кінцевих продуктів реакції на поверхні полімерних гідроксокомплексів феруму і частинках  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ . За даними [304, 305] це дозволяє додатково на 15 – 30% знижувати вміст загального органічного карбону в порівнянні з окиснюваними процесами.

Також можливе використання амонійного нітрогену для побудови клітинної біомаси. В нейтральних підземних водах (рН 7,3 – 7,5), які містять невелику кількість розчинених органічних речовин (ПО < 5,0 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>), поряд із феробактеріями можуть бути присутніми нітрифікуючі бактерії сімейства *Nitrobacteriaceae*, які здатні проводити двофазний процес нітрифікації [51, 103]. Таким чином, представлено можливі механізми очищення води від амонійного нітрогену, розчинених органічних речовин, фенолів які відбуваються в контактному завантаженні біореактора в залежності від параметрів якості вхідної води та якісного складу консорціумів мікроорганізмів.

#### **Висновки по розділу 4**

1. Запропоновано гіпотезу взаємодії оруднених артефактів, феробактерій і продуктів їх метаболізму з іонами Fe<sup>2+</sup> під впливом ПМП.

2. Розроблено фізичну та на її основі багатокomпонентну математичну модель процесу очищення підземних вод, комп'ютерна реалізація якої дозволяє прогнозувати зміну у часі по глибині контактного завантаження ефективності очищення, величин біомаси бактерій, які розвиваються на матриксних структурах та біомаси бактерій, які рухаються з потоком води, маси стаціонарних та рухомих матриксних структур в одиниці об'єму, концентрації неорганічного вуглецю, визначати тривалість ефективної роботи очисної споруди між промивками.

3. Наведено механізми деструкції та окиснення гумінових комплексів, амонійного нітрогену, фенолів в результаті застосування методу ГДК із подальшим виведенням продуктів реакції в якості газоподібних речовин, або з осадом при використанні гідроксихлориду алюмінію (гумінові комплекси, феноли).

4. Наведено можливі механізми видалення амонійного нітрогену та окиснення розчинених органічних сполук в біореакторах при очищенні слабокислих, нейтральних та біля нейтральних підземних водах в присутності різних родів ферробактерій.

## **РОЗДІЛ 5. ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНІ ТА ВИРОБНИЧІ ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОЦЕСІВ КОМПЛЕКСНОГО ОЧИЩЕННЯ ПІДЗЕМНИХ БАГАТОКОМПОНЕНТНИХ ВОД**

### **5.1. Обґрунтування комплексу експериментальних досліджень в лабораторних та виробничих умовах**

Як було наведено в п.1.1 – підземні води представляють собою складну багатокомпонентну систему, яка знаходиться під впливом не тільки природних, але й антропогенних чинників, а також має тенденцію із часом до погіршення своїх якісних показників. Проведений моніторинг показників якості води в Рівненській області в період з 2000 – 2014 років (п. 1.3) вказав на такі зміни. По-перше в підвищенні агресивних властивостей води по відношенню до металу та бетону, зниженні величин рН [44]. По-друге – підвищенні концентрацій іонів  $Fe^{2+}$ ,  $Mn^{2+}$ ,  $NH_4^+$ , а також вмісту розчинених органічних речовин та фенолів [199, 251, 253, 261]. Проведені дослідження знайшли підтвердження в роботах [43 – 49].

Таким чином, за результатами проведених нами досліджень, було встановлено, що більшість підземних вод в розглянутому регіоні потребують проведення корегування за параметрами гідрокарбонатної лужності, величин рН, а також очищення від амонійного нітрогену, розчиненої легкоокиснювальної органіки, кольоровості, комплексно-органічних сполук Fe – ГК, іонів важких металів, сезонних забруднень фенолами, стабілізаційної обробки фільтрату. Станції знезалізнення побудовані здебільш у великих містах та селищах міського типу, за технологією спрощеної аерації та фільтрування, не в змозі вилучати із води вказані забруднення, а тим паче не розраховані на проведення стабілізаційної обробки води [179].

Тому пошук оптимальних комбінаторик як відомих так і удосконалених методів які призводять до підвищення ефективності водоочищення та утилізації утворених при цьому осадів – є актуальним напрямком наукових досліджень [49].

## 5.2. Дослідження напрямків удосконалення біохімічних методів очищення багатокомпонентних підземних вод

В підземних водах різних регіонів світу відмічено широке розповсюдження феробактерій (п. 1.4), що надає можливість до застосування в технологіях водоочищення біохімічного методу – як одного із найбільш перспективних методів.

Метою даного етапу досліджень було вивчення можливих напрямків щодо його удосконалення та використанні в комплексі із фізико-хімічними методами.

**Визначення кількісного та якісного складу мікроорганізмів.** На першому етапі пошукових досліджень був проведений загальний кількісний облік та ідентифікація феробактерій як в підземних водах так і в завантаженні біореакторів досліджених станцій методом пересіву на рідке поживне середовище. В якості приклада розглядаємо визначення порядку кількості та величини біомаси бактерій в пробах матриксних структур з міжпорового простору контактного завантаження через два тижня його роботи після промивки. Через 14 – 16 діб в пробірках почали спостерітися утворення пухкого осаду з рудувато-жовтим забарвленням. Із утвореного осаду були приготовлені мазки, які були забарвлені за методом Грама. При проведенні прямого мікроскопіювання були виявлені звивисті клітини із спіралеподібними стеблинками різної морфології із утворенням характерних агрегатів (додаток Д1). Ознаки зростання були виявлені в кожній з трьох повторностей пробірок. Присутність структур бактерій *Gallionella* у дев'ятому – розбавленні дозволяло констатувати можливу їх кількість у матриксних структурах, які заповнюють міжпоровий простір контактного завантаження біореактора, як  $10^9$  кл/см<sup>3</sup> (додаток Д1). Одночасно із цим, після 14 діб інкубування, проводився облік посівів на щільному поживному середовищі. Визначена кількість колоній становила  $1,1 \cdot 10^9$  кл/см<sup>3</sup>.

Результати досліджень, проведених за методиками [92, 248, 293], щодо кількості бактерій по глибині контактного завантаження біореактора в залежності від тривалості його роботи між промивками наведено на (рис. 4.3 б; рис. 4.4 а).

Результати наших досліджень щодо кількості бактерій в мікробіологічних матах або пробах знайшли підтвердження на діючих фільтрувальних станціях [73], у свіжоосащеному осаді на виході із підземних залізомістких джерел [80], в пілотних дослідженнях із використанням microbial mat material from the Marselisborg iron seep [249].

**Визначення оптимальних значень гідрокарбонатної лужності для розвитку колоній феробактерій в контактному завантаженні біореактора [187].** Коригування проводилося шляхом введення розрахункових доз розчину кальцинованої соди. Проведення пересівів культури, отриманої на середовищі Ліске, на середовище із різними значеннями рН та лужності для кожного значення посів проводиться у двох повторностях із розведень  $10^{-3}$  –  $10^{-4}$ . Інкубація посівів відбувалася при  $(22\pm 1)^{\circ}\text{C}$  протягом 10 – 14 діб. Облік результатів наведено в таблиці 5.1

Таблиця 5.1 – Залежність середньо арифметичної кількості колоній феробактерій від параметрів величин гідрокарбонатної лужності – рН

Лужність, ммоль/дм <sup>3</sup>	0,8		2,0		4,0		6,0		8,0	
рН	6,5	7,5	6,5	7,5	6,5	7,5	6,5	7,5	6,5	7,5
Середньо арифметична кількість колоній, шт	$5,8 \cdot 10^5$	$4,8 \cdot 10^5$	$7,3 \cdot 10^5$	$5,7 \cdot 10^5$	$7,8 \cdot 10^5$	$5,6 \cdot 10^5$	$4,7 \cdot 10^5$	$3,9 \cdot 10^5$	$3,0 \cdot 10^5$	$2,5 \cdot 10^5$

На рис. 5.1 наведені результати досліджень при значенні рН 7,5 та різних величинах гідрокарбонатної лужності [187]. У посівах на середовищі із величиною рН 4,8 росту мікроорганізмів отримати не вдалося. Ріст колоній розміром 1 – 2 мм з нерівним краєм, гофрованою поверхнею, забарвлених у іржавий колір, що змінюють колір середовища, спостерігали лише на чашках із біля-нейтральним (рН 6,5) або нейтральним (рН 7,5) середовищем. При чому інтенсивність росту колоній змінювалася в залежності від лужності середовища. В результаті досліджень встановлені оптимальні величини гідрокарбонатної лужності для росту культури (2 та 4 ммоль/дм<sup>3</sup>) [187].



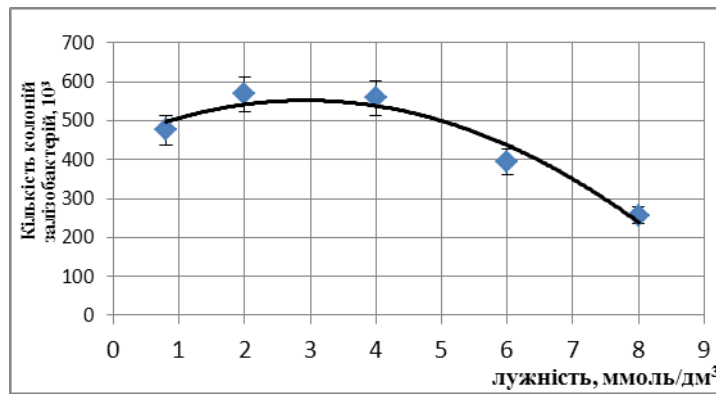


Рис. 5.1. Залежність кількості колоній феробактерій від величини гідрокарбонатної лужності середовища при рН 7,5 [187].

**Вивчення впливу різних за напруженістю магнітних полів на розвиток колоній мікроорганізмів** [133, 134, 181, 182, 183, 207]. Отримані результати показали, що найбільший приріст колоній мікроорганізмів спостерігали в пробі, яка зазнала впливу постійного магнітного поля (ПМП) з напруженістю В 5-15 мТл (рис. 5.2) – 455 колоній із третього розведення. Підрахунок кількості колоній в досліджених пробах показав на найбільший приріст дрібних та середніх колоній (криві 2, 3) [182]. При збільшенні напруженості силових ліній ПМП до В 25-30 мТл було відмічене поступове гальмування розвитку колоній мікроорганізмів до 320-350 одиниць [133]. При подальшому збільшенні напруженості ПМП до 130-150 мТл розвиток колоній різко зменшувався до 37-50 колоній із третього розведення.

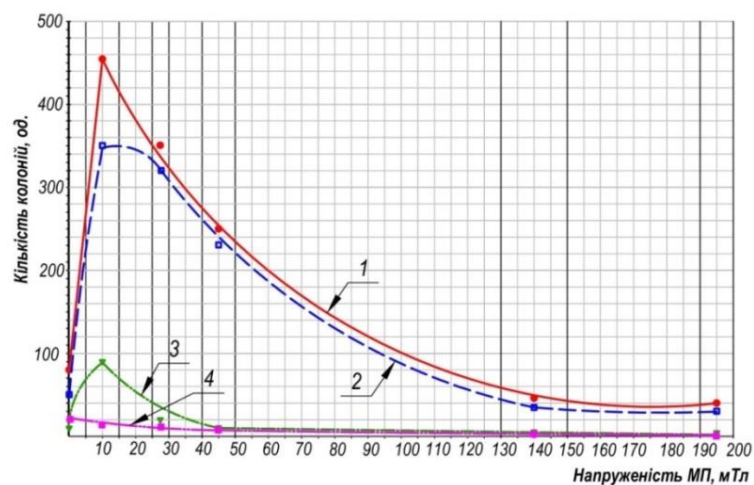


Рис. 5.2. Залежність кількості колоній мікроорганізмів із третього розведення від величини напруженості ПМП: 1 – загальна кількість колоній; 2 – кількість дрібних колоній; 3 – кількість середніх колоній; 4 – кількість крупних колоній

Проведені дослідження з вивчення залишкового впливу магнітного поля інтенсивністю В 130-150 мТл через 24 години після експозиції (рис.5.3) показали, що дана напруженість магнітного поля значно пригнічує приріст колоній мікроорганізмів із третього розведення на фізіологічному розчині в порівнянні з вихідною пробою [181].

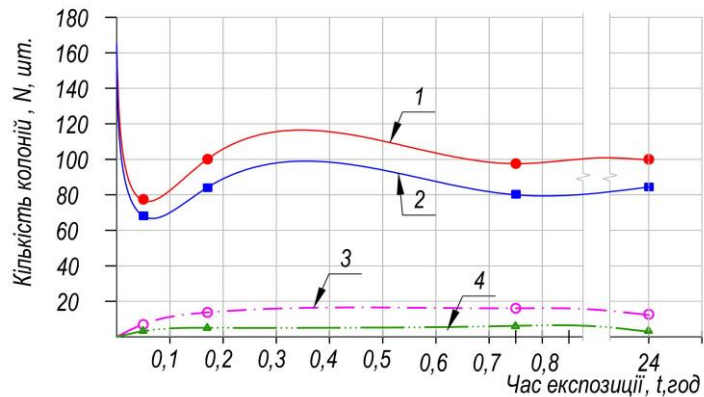


Рис.5.3. Залишковий вплив ПМП інтенсивністю В 130-150 мТл на приріст колоній мікроорганізмів через 24 години після експозиції. 1 – загальна кількість колоній; 2 – кількість дрібних колоній; 3 – кількість середніх колоній; 4 – кількість крупних колоній

**Вивчення впливу комплексу фізико-хімічних факторів на ефективність видалення йонів  $Fe^{2+}$  в гомогенних та гетерогенних умовах.** Для проведення досліджень використовували осад від промивки біореактора станції водопідготовки м. Березне. Дослідження було поділено на чотири етапи. На першому – проводився мікроскопічний аналіз осаду, в результаті якого за [178] було встановлено домінування матричних структур які зазвичай характерні для життєдіяльності одноклітинних бактерій *Gallionella* (рис.5.4).



Рис. 5.4. Електронне зображення матричних структур в осаді від промивки біореактора станції водопідготовки м. Березне. а) збільшення 800х; б) збільшення 6000х

На другому – вивчалася ефективність окиснення Fe(II) в гомогенних умовах в слабокислому середовищі рН 5,2-6,5, при низьких значеннях гідрокарбонатної лужності (0,6-0,8 ммоль/дм<sup>3</sup>) та розчиненого кисню (2,3-2,4 мг/дм<sup>3</sup>). Результати досліджень наведені на рис.5.5, параметри досліджуваних середовищ в табл.2.9.

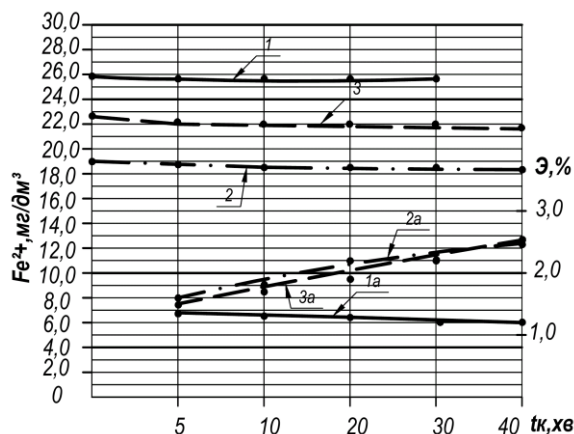


Рис.5.5. Зміна концентрації йонів Fe<sup>2+</sup> в гомогенних умовах в слабокислому водному середовищі із низьким лужним резервом

На третьому та четвертому етапах проводили дослідження [179] щодо вивчення процесу окиснення катіонів Fe<sup>2+</sup> в гетерогенних умовах у слабокислих та нейтральних імітаційних водних середовищах із різними параметрами гідрокарбонатної лужності та концентраціями розчиненого кисню (табл. 2.6 – 2.8).

Проводячи порівняння з процесом окиснення йонів Fe<sup>2+</sup> в розчині за безреагентною схемою (N дослідів 1, 2 і 8 табл. 2.6 та рис.5.6 а) можна зробити наступні висновки: при однакових значеннях гідрокарбонатної лужності води 1,3-1,5 ммоль/дм<sup>3</sup> і концентрації розчиненого кисню (0,8-1,0 мг/дм<sup>3</sup>), при різних значеннях величин рН (у досліді №2 рН 6,5; у досліді № 8 рН 6,0) ефективність очищення в проміжок часу 6 – 10 хвилин є приблизно однаковою з деякими подальшим збільшенням на 4-15% при рН 6,0 в проміжки часу від 30 – 60 хвилин. Це пояснюється тим, що в цьому випадку зберігається більша кількість іонів Fe<sup>2+</sup> які виступають в якості донора електронів, необхідних для проведення процесу дихання бактерій *Gallionella* [36, 37, 218, 219]. При цьому збільшення концентрації кисню у розчині від (0,8-1,0 до 2,0 мг/дм<sup>3</sup>) істотно не впливає на процес окиснення

$\text{Fe}^{2+}$  в слабокислому середовищі з низьким лужним резервом, при підвищених концентраціях  $\text{Fe}^{2+}$  (30-43 мг/дм<sup>3</sup>) [179].

При порівнянні ефективності очищення слабокислих імітаційних розчинів за безреагентними (№1, 2, 8 табл. 2.6) та реагентними (№ 4 табл. 2.6) схемами, в яких у якості реагенту та додаткового джерела неорганічного вуглецю використовувався розчин  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  концентрацією 40 мг/дм<sup>3</sup>, величину рН, в межах 6,0-6,2 і лужності 1,5 ммоль/дм<sup>3</sup>, коригували за допомогою  $\text{HCl}$ . При використанні розчину кальцинованої соди, в перші 30 хвилин контакту із матриксними структурами, спостерігалось збільшення ефективності видалення іонів  $\text{Fe}^{2+}$  на 19% (рис.5.6 а, крива №4) у порівнянні з безреагентними схемами. Слід зазначити, що при подальшому контакті, в проміжку часу від 45 до 60 хвилин, спостерігалось вирівнюванням швидкості процесів окиснення іонів  $\text{Fe}^{2+}$  (рис. 5.6 а криві 1, 2, 8, 4). При очищенні біля нейтральних (рН 6,7) імітаційних розчинів використовували кальциновану соду концентрацією 40 мг/дм<sup>3</sup>, а також розчини  $\text{NaHCO}_3 = 12$  мг на 500 мл  $\text{H}_2\text{O}$  та  $\text{HCl} = 40$  мг/дм<sup>3</sup> на 600 мл води. В перші 15 хвилин (рис. 5.6 а, крива 3) також спостерігалось підвищення до 15 % ефективності процесу видалення іонів  $\text{Fe}^{2+}$  у порівнянні з безреагентною схемою [179].

При використанні в слабокислому середовищі (рН 6,0-6,3) із низьким лужним резервом (0,8 ммоль/дм<sup>3</sup>), в якості інгібітору розчину полігексаметиленгуанідину (ПГМГ) спостерігалось гальмування окиснення іонів  $\text{Fe}^{2+}$  навіть при введенні кальцинованої соди із концентрацією 40 мг/дм<sup>3</sup> (рис.5.6 а, крива 5). Це пояснювалось інгібуванням процесів внутрішньоклітинного метаболізму бактерій препаратом ПГМГ завдяки його бактерицидній активності [140].

Найбільший ефект очищення імітаційних розчинів від іонів  $\text{Fe}^{2+}$  спостерігався при введенні 80 мг/дм<sup>3</sup> кальцинованої соди із підвищенням величини рН до 6,5 та гідрокарбонатної лужності до 2,7 ммоль/дм<sup>3</sup> при концентрації розчиненого кисню 1,5-1,7 мг/дм<sup>3</sup> (рис.5.6 а, крива 6). У порівнянні із схемами, в яких не було використано додатковий неорганічний вуглець, ефективність вилучення іонів  $\text{Fe}^{2+}$  в перші 15 хвилин зростала на 26 – 19 %.

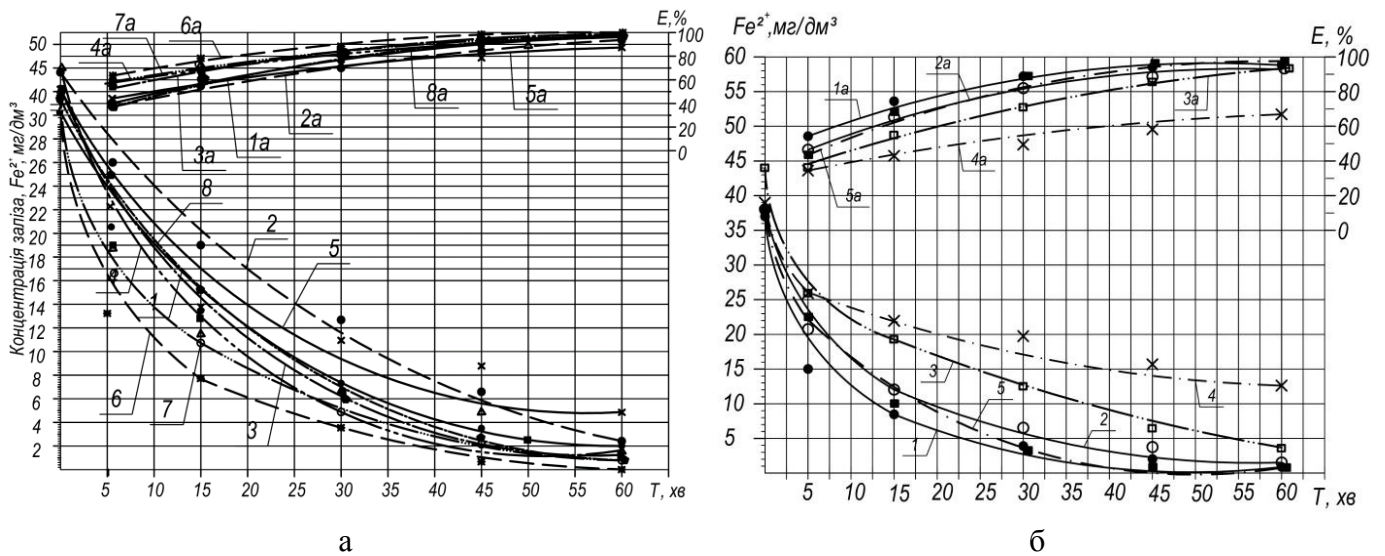


Рис. 5.6. Зміна концентрації іонів  $Fe^{2+}$  та ефективність очищення слабокислих (а) та нейтральних (б) залізомістких підземних вод в завислому шарі матриксних структур феробактерій в залежності від часу контакту та параметрів якості вхідної води. Номери графіків відповідають параметрам якості води наведених в табл. 2.6, 2.7

За результатами проведених досліджень можливо зробити висновок, що при очищенні слабокислих вод із низькими величинами гідрокарбонатної лужності (до  $2,0$  ммоль/дм<sup>3</sup>) та надлишковими концентраціям іонів  $Fe^{2+}$  (до  $40$  мг/дм<sup>3</sup>), нестачі розчиненого кисню для проходження реакцій хімічного окиснення, процес видалення іонів  $Fe^{2+}$  із зони реакції з подальшим утворенням біо-мінералів залежить від наявності достатньої кількості неорганічного вуглецю [179, 197]. Найбільш оптимальні параметри середовища для проходження процесів вилучення іонів  $Fe^{2+}$  спостерігалися при величинах рН  $6,0-6,5$ , гідрокарбонатної лужності  $2,0-2,7$  ммоль/дм<sup>3</sup> і концентрації розчину кальцинованої соди  $60-80$  мг/дм<sup>3</sup> [179].

При використанні нейтральних вод (табл.2.7) спостерігалося підвищення ефективності видалення із води іонів  $Fe^{2+}$  (рис.5.6 б). Зокрема, при однакових концентраціях розчиненого кисню ( $2$  мг/дм<sup>3</sup>) та гідрокарбонатній лужності ( $2,5-2,8$  ммоль/дм<sup>3</sup>) ефективність окиснення іонів  $Fe^{2+}$  при рН  $7,0$  (рис.5.6 б, крива 1) ідентична ефективності очищення води при рН  $6,3$  але в присутності  $60$  мг/дм<sup>3</sup> розчину кальцинованої соди (рис.5.6 а, крива 7). Як показали результати досліджень (рис.5.6 б, крива 2) при значеннях рН  $6,9-7,0$  та відсутності додаткового

джерела вуглецю ефективність окиснення катіонів  $Fe^{2+}$  в середньому на 7 – 12 % перевищує ефективність при рН 6,5 (рис.5.6 а, крива 2). При концентрації розчиненого кисню 2,0 мг/дм<sup>3</sup> ефективність видалення йонів  $Fe^{2+}$ , в перші 15 хвилин контакту з матриксними структурами, в середньому на 12 % є вищою (рис.5.6 б, криві 1 та 5) з наступним вирівнюванням швидкості процесу.

Використання препарату ПГМГ 10<sup>-2</sup> % (vol %) гальмує швидкість біохімічних реакцій в середньому на 25 – 35 % (рис.5.6 б, крива 4).

При очищенні слабких вод із концентраціями катіонів  $Fe^{2+}$  3,0-3,6 мг/дм<sup>3</sup> та об'ємом осаду 1 см<sup>3</sup> (табл.2.8) процес очищення завершувався протягом 35 хвилин при рН 5,5, гідрокарбонатній лужності 0,8 ммоль/дм<sup>3</sup>, концентрації розчиненого кисню 0,8 мг/дм<sup>3</sup> (рис. 5.7, крива 1). При додаванні 10 мг/дм<sup>3</sup> розчину кальцинованої соди відбувалося підвищення величин рН 6,2 та гідрокарбонатної лужності до 2,5 ммоль/дм<sup>3</sup>, що призводило до інтенсифікації біохімічних процесів в середньому на 20 % (рис.5.7, крива 2). При збільшенні гідрокарбонатної лужності в системі до 3,7-3,8 ммоль/дм<sup>3</sup> кінетика видалення катіонів  $Fe^{2+}$  із розчину співпадає з кінетикою процесу при внесенні в систему 10 мг/дм<sup>3</sup> розчину кальцинованої соди (рис.5.7, крива 3).

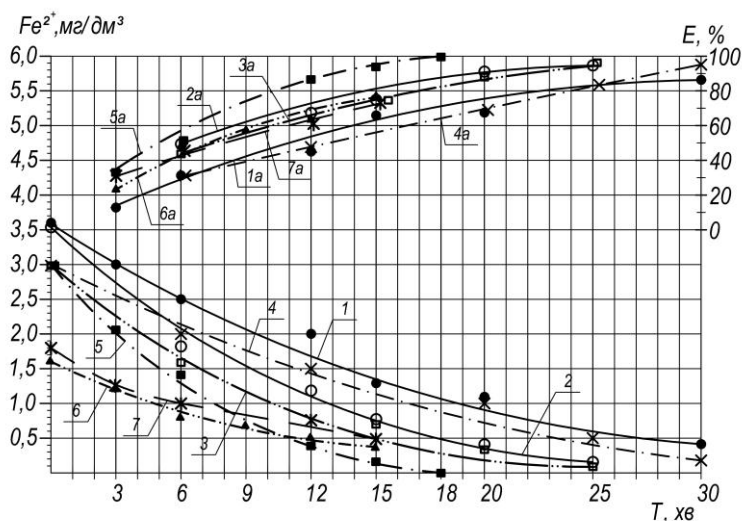


Рис. 5.7. Кінетика та ефективність очищення слабких та нейтральних підземних вод із концентрацією катіонів  $Fe^{2+}$  1,6-3,6 мг/дм<sup>3</sup> в завислому шарі матриксних структур феробактерій в залежності від часу контакту та параметрів якості вхідної води.

### 5.3. Вивчення впливу постійного магнітного поля на процеси комплексного очищення багатоконпонентних підземних вод

На даному етапі дослідження проводили з метою вивчення впливу постійного магнітного поля напруженістю 10-15 та 25-30 мТл на ефективність комбінованих процесів очищення підземних вод. На рис. 5.8 – 5.9 представлено результати лабораторних досліджень впливу ПМП напруженістю 10-15 мТл на процес комплексного очищення підземних вод із вмістом  $Fe_{\text{заг}}$  5,5-6,3 мг/дм<sup>3</sup>, та величиною ПО 9,5 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>.

Використання впливу ПМП різної напруженості на співтовариства мікроорганізмів дозволяло підвищити на 15-20% ефективність очищення води за легкоокислюваними органічними сполуками і до 30-40% за окисненим залізом [134]. Період адаптації мікроорганізмів до навколишнього середовища, під впливом ПМП, зменшувався до 30 – 40 хвилин порівняно із 60 – 120 хвилинами в нормальних умовах [204].

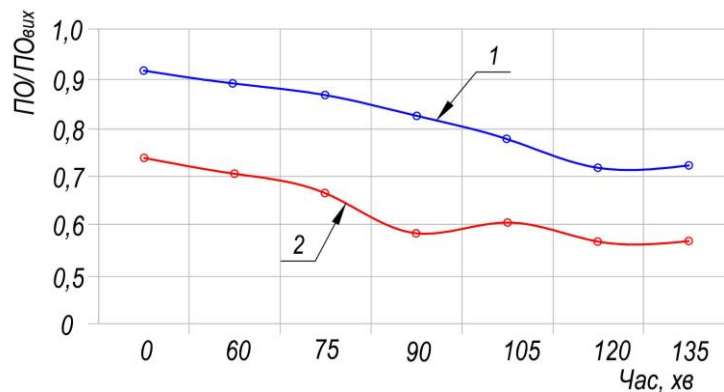


Рис. 5.8. Динаміка зміни перманганатної окисності (ПО), при різних схемах обробки вихідної води: 1 – після колонки біореактора; 2 – після колонки біореактора, який знаходився під впливом ПМП

Результати досліджень щодо вивчення впливу ПМП різної напруженості на потік води, який перетинав силові лінії магнітного поля із подальшим введенням розчину коагулянту, наведено на рис.5.10. Представлено результати порівняльних досліджень процесу коагулювання залізовмісних вод зі значним вмістом органічних

речовин (ПО 7,0 мг O<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>), кольоровості 70 град, амонійного нітрогену до 5 мг/дм<sup>3</sup> [200].

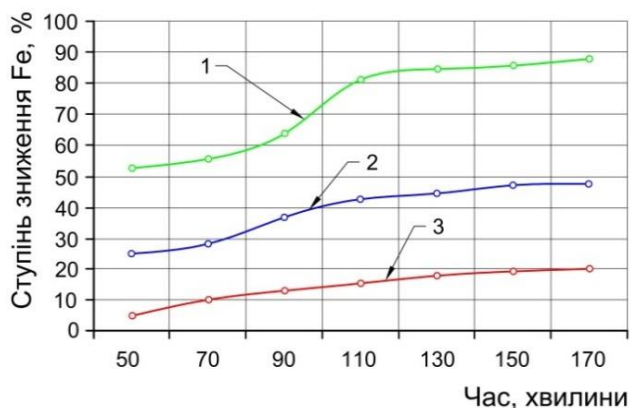


Рис.5.9. Залежність зниження вмісту йонів Fe<sup>2+</sup> від часу роботи установки: 1 – після колонки біореактора який знаходився під впливом ПМП; 2 – після колонки біореактора; 3 – після аераційної колонки

При обробці води методом глибокої аерації спостерігалось окиснення сполук феруму (рис.5.10 циліндр 1) протягом 15 – 20 хвилин, однак утворені при цьому пластівці ферум(III) гідроксиду були досить стабільними і знаходилися у зваженому стані тривалий час.

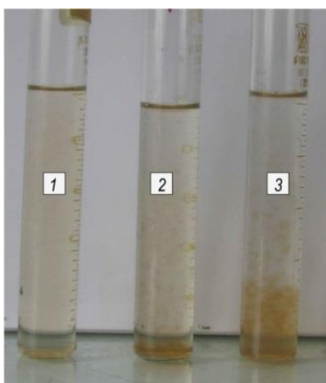


Рис.5.10. Результати порівняльних досліджень процесу коагуляції залізовмісних вод зі значним вмістом органічних речовин за схемами: 1 – ГА; 2 – ГА-К; 3 – ГА-ПМП-К (ГА – глибока аерація; К – коагулювання; ПМП – обробка в постійному магнітному полі)

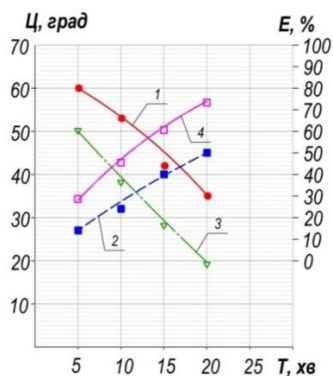


Рис.5.11. Результати порівняльних досліджень процесу знебарвлення залізовмісних вод із використанням коагулянту: 1 – без використання попередньої обробки води в ПМП; 3 – при попередній обробці води в ПМП; Ефективність процесу знебарвлення води: 2 – без попередньої обробки в ПМП; 4 – із попередньою обробкою в ПМП;



При додаванні 10-15 мг/дм<sup>3</sup> розчину алюміній гідроксохлориду відбувався процес дестабілізація системи із подальшою коагуляцією пластівці ферум(III) гідроксиду (рис.5.10 циліндр 2). Однак, швидкість процесу поділу фаз була незадовільною і становила приблизно 55% через 20 хвилин після початку процесу коагуляції (рис. 5.11 крива 2) [200]. Обробка вихідної води в ПМП напруженістю  $V=30-40$  мТл дозволяла значно прискорити процес утворення пластівців і досягти 70 % знебарвлення за той же проміжок часу (рис.5.10 циліндр 3, рис. 5.11, крива 4).

#### **5.4. Вивчення впливу процесу гідродинамічної кавітації на кінетику деструкції та окиснення органічних речовин**

Проведені моніторингові дослідження параметрів якості підземних вод на ряді водозаборів (Додаток Б1), показали тенденцію щодо погіршення їх якісного складу за вмістом важко-окиснюваних гумінових комплексів, фенолів, амонійного нітрогену. Метою даного етапу досліджень було вивчення ефективності комплексного використання процесів гідродинамічної кавітації – коагуляції для деструкції, окиснення та вилучення із підземних вод вказаних вище інгредієнтів з подальшим впровадженням комбінованого методу у водоочисні технології.

Ефективність кавітаційного процесу в системі оцінювали за наступними параметрами: зміною величин рН, забруднюючих речовин, розчиненого кисню, кольоровістю та каламутністю. Дослідження проводили на напіввиробничій установці (рис.2.5) в декілька етапів [184]. На першому етапі проводили дослідження щодо вивчення можливості використання одноступінчастого гідродинамічного кавітаційного пристрою з різними соплами для деструкції та окиснення розчинених органічних речовин. В якості насадок використовували: конусну насадку та насадку у формі кулі. Результати пошукових досліджень представлено на рис. 5.12. Із розгляду результатів пілотних досліджень видно, що після проходження ГДК відбуваються зміни фізико-хімічних параметрів якості води. Величини рН змінюються від 6,8 - 6,9 у вихідній воді до 7,15 - 7,25 після її

обробки на ГДК пристрої. Одночасно із цим в системі спостерігали підвищення концентрації розчиненого кисню та температури, відповідно, від 5,7 мг/дм<sup>3</sup> та 11,5 °С у вихідній воді до 8,7- 8,8 мг/дм<sup>3</sup> та 12 °С після ГДК.

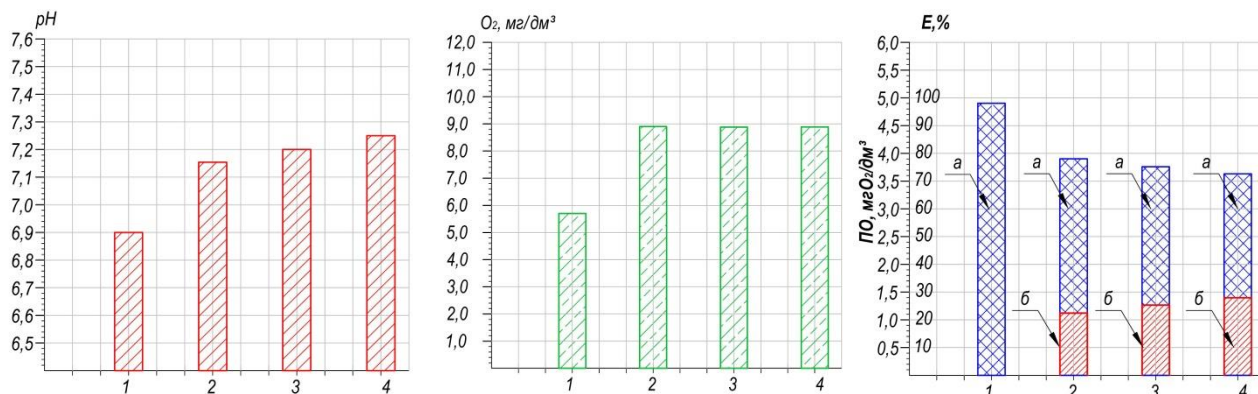


Рис.5.12. Залежність зміни параметрів якості вихідної води (1) після обробки в ГДК від діаметрів сопел: 2 – 5,3 мм; 3 – 6,4 мм; 4 – 8,4 мм. (а – зміна величин перманганатної окисності; б – ефективності очищення за органічними речовинами)

В процесі роботи гідродинамічного кавітатора частина механічної енергії перетворюється в теплову що пояснює підвищення температури обробленої води [117, 235]. Підвищення концентрації розчиненого кисню пояснюється проходженням хімічних реакцій в процесі механотермолізу води при якому відбувається процес розкладання її молекул:  $2\text{H}_2\text{O}^* = 2\text{H}_2 + \text{O}_2$ , а також процеси утворення вільних радикалів  $\text{H}^\cdot$  та  $\text{OH}^\cdot$  [115 – 118, 236], що в свою чергу призводить до деструкції та окиснення розчинених органічних речовин. Ефективність процесу становила 21 – 27 % в залежності від діаметра сопла, швидкостей потоку. Проведені порівняльні дослідження процесу коагуляції необробленої та обробленої в ГДК води дали наступні результати. При додаванні розчину алюміній гідроксохлориду до необробленої води величина перманганатної окисності (ПО) зменшувалася від 4,93 до 4,45 мг  $\text{O}_2/\text{дм}^3$ . Тоді як після введення розчину коагулянту до води, яка пройшла обробку на ГДК, величини ПО знаходилися в межах 3,46 – 2,68 мг  $\text{O}_2/\text{дм}^3$ . Підвищення ефективності очищення пояснюється тим, що в результаті гідродинамічної кавітації відбуваються процеси

деструкції та окиснення складних гумінових комплексів вільними радикалами які виникають в кавітаційних пухірцях в процесі розщеплення води та переходять до розчину після їх схлопування. В результаті відбувається дестабілізація системи з переведенням частини розчинених органічних речовин до колоїдного стану.

На другому етапі – проводили порівняльні дослідження щодо вивчення кінетики окиснення органічних речовин та гумінових комплексів за прямою схемою (рис.2.5,б) із використанням насоса марки БЦ 1,1-18 та застосуванням різних конфігурацій сопел та насадок (рис. 2.8; 2,9). На рис. 5.13 наведено результати досліджень із використанням сопла діаметром 5,3 мм та насадки у вигляді кульки діаметром 17 мм. В результаті обробки води в гідродинамічному кавітаторі з наступним її перебуванням в контактній колоні, в перші п'ять хвилин спостерігали підвищення величин рН від 6,9 до 7,4 та концентрації розчиненого кисню з 6,7 до 9,7 мг/дм<sup>3</sup>. Після чого відбувалося їх поступове пониження (рис.5.13, криві 5, 7), що можливо пояснити проходженням процесів окиснення розчинених органічних речовин (рис.5.13, крива 1), ефективність яких складала від 17,8 до 22,4 % без введення розчину алюміній гідроксохлориду (рис.5.13, крива 2). Після перших п'яти хвилин контакту вода із прозорої рідини поступово перетворювалася на каламутну з характерною для колоїдних частинок опалісценцією, що було відображено збільшенням її оптичної густини. Застосування методу ГДК призводило до деструкції важкоокиснюваних органічних комплексів та переведення їх із розчиненого до коллоїдного стану. Введення розчину електроліту дозою 20 – 30 мг/дм<sup>3</sup> дестабілізувало систему і дозволило отримати ефект очищення до 53% (криві 3, 4) тоді як після введення коагулянту безпосередньо у воду, без попередньої кавітаційної обробки, показники її перманганатної окисності практично не змінювалися. На рис. 5.14 наведено результати досліджень кінетики окиснення органічних речовин при початковій величині перманганатної окисності 4,15 - 4,35 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>2</sup>.

При використанні конусної насадки, діаметром 13 мм, спостерігалось зменшення ефективності процесу очищення від розчинених органічних сполук на

5 – 10% (рис.5.15, криві 1, 2) як після ГДК так і в результаті наступної обробки розчином алюміній гідроксохлориду.

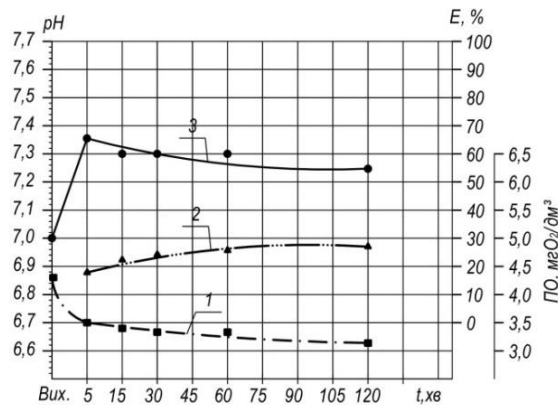
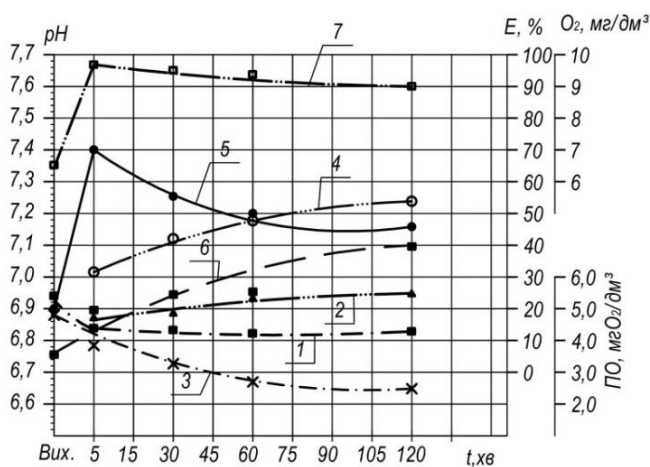


Рис.5.13. Кінетика зміни параметрів якості води після її обробки методом ГДК з насадкою d 17 мм в залежності від тривалості перебування води в контактній колоні: 1 – перманганатна окисність без коагулянту; 2 – ефективність очищення в розчинених органічних речовин за ПО без коагулянту; 3 – перманганатна окисність після введення коагулянту; 4 – ефективність очищення розчинених органічних величин за ПО після введення коагулянту; 5, 6 – величина рН води відповідно після ГДК та введення розчину коагулянту; 7 – концентрація розчиненого кисню

Рис. 5.14. Кінетика зміни параметрів якості води після її обробки методом ГДК з насадкою d 17 мм в залежності від тривалості перебування води в контактній колоні: 1 – перманганатна окисність; 2 – ефективність очищення розчинених органічних величин; 3 – величина рН води

Підвищення величин рН та розчиненого кисню (криві 5, 6) свідчило про проходження в системі кавітаційних хімічних реакцій які ініціювалися в процесі схлопування кавітаційних пухирців. Так як вихідна вода містила розчинений кисень то процес утворення  $H_2O_2$  та  $O_2$  прискорювався за рахунок додаткової появи радикалів  $HO_2^\bullet$  [117, 241]:



В подальшому можлива їх рекомбінація із створенням молекул води, кисню та гідроген пероксиду:

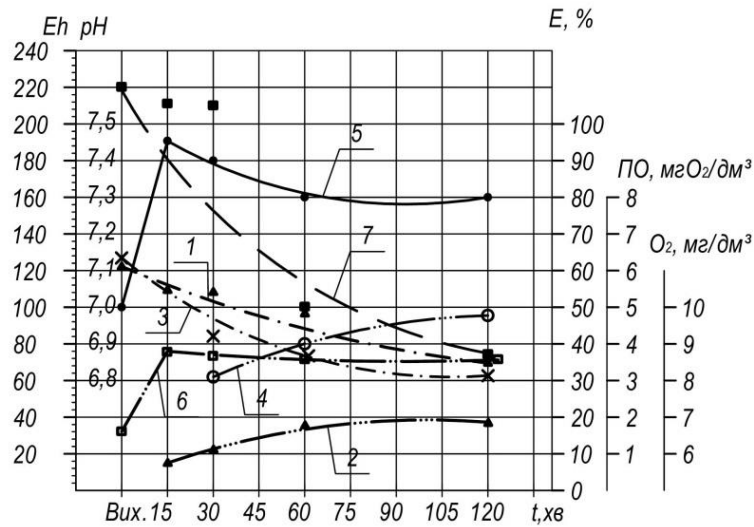
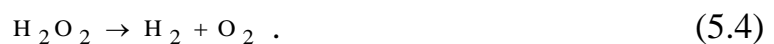


Рис.5.15. Кінетика зміни параметрів якості води після її обробки методом ГДК, із насадкою d 13 мм в залежності від тривалості перебування води в контактній колоні.

1 – перманганатна окисність; 2 – ефективність очищення від розчинених органічних речовин; 3 – перманганатна окисність після введення коагулянту; 4 – ефективність очищення від розчинених органічних величин за ПО після введення коагулянту; 5 – величини рН води після ГДК; 6 – концентрації розчиненого кисню; 7 – окисно-відновного потенціалу

В результаті застосування методу гідродинамічної кавітації при обробці водних розчинів, процеси утворення молекул  $H_2O$  в результаті рекомбінації радикалів  $H\cdot$  та  $OH\cdot$  та утворення  $O_2$  за рівнянням (5.2), згідно [236], характеризуються константами швидкостей відповідних реакцій порядку  $10^{10}$  л·(моль·с<sup>-1</sup>). Тому вони можуть проходити із рівною вірогідністю [236].

Відповідно до даних наведених в роботі [236] константа реакції утворення  $H_2O_2$  та  $O_2$  за реакцією (5.3) становить  $1,7 \cdot 10^7$  л·(моль·с<sup>-1</sup>), тому відповідна реакція проходить більш повільно. Додаткова поява молекулярного кисню та радикалів можливе в процесі часткового розкладання гідроген пероксиду [236]:



При використанні ежектора ефективність очищення становила від 2,85 % до 4,0 % після самого апарата та від 25 % до 28 % після 60 та 120 хвилинного перебування води в контактній колоні та введення розчину коагулянту.

За результатами досліджень багатоступінчастого кавітаційного апарату було встановлено підвищення ефективності процесу очищення від розчинених органічних сполук на кожному з його ступенів.

Параметри якості вихідної води становили: кольоровість 59-60 град. ПКШ; перманганатна окисність 2,24-2,3 мг  $O_2/дм^3$ . В результаті проведених досліджень було отримано середні значення ефективності очищення води від розчинених гумінових комплексів на кожному з ступенів кавітаційного апарата для сопел діаметром 6,4 мм та 8,4 мм. Зокрема, для сопла діаметром 6,4 мм вони становили: I – 21 %; для II – 5 %; для III – 4 % із загальною ефективністю 30 %. Для сопла з діаметром 8,4 мм: I – 27 %; для II – 5 %; для III – 8 % із загальною ефективністю 40%. Порівнюючи результати очищення води на одно (рис.2.6) та багатоступеневому ГДК (рис. 2.7) видно, що використання останнього дозволяє підвищити ефективність очищення за розчиненими органічними речовинами на 10 – 15 % при однакових витратах електроенергії на одиницю води, яка підлягає обробці.

На третьому етапі проводили порівняльні дослідження щодо ефективності використання: ежектора та ГДК з різними діаметрами сопел для вилучення з природних вод амонійного нітрогену. Експерименти проводили у трьох повторностях для кожної з досліджуваних схем. Із наведених результатів досліджень видно, що процес окиснення амонійного нітрогену з використанням ежектора відбувався доволі повільно. Так, після 15 хвилинного перебування води в контактній колоні ефективність очищення води становила 8 – 10 % (рис.5.16, крива 1), тоді як за той же самий час в схемі з ГДК при використанні аналогічного сопла ( $d_c=8,5$  мм) – 35 – 37 % (крива 3). Наведені результати підтверджують теоретичні виклади розділу 4, щодо можливості використання радикального механізму окиснення амонійного нітрогену при застосуванні методу ГДК. Аналіз проб відібраний із контактної колони через 60 хвилин надав наступні результати.

При використанні ежектора ефективність вилучення амонійного нітрогену становила в середньому 21 – 25 % , при використанні методу ГДК із діаметром сопла 6,4 мм – до 32 %, при використанні сопла діаметром 8,4 мм – до 41 % (рис.5.16, криві 1, 3, 5).

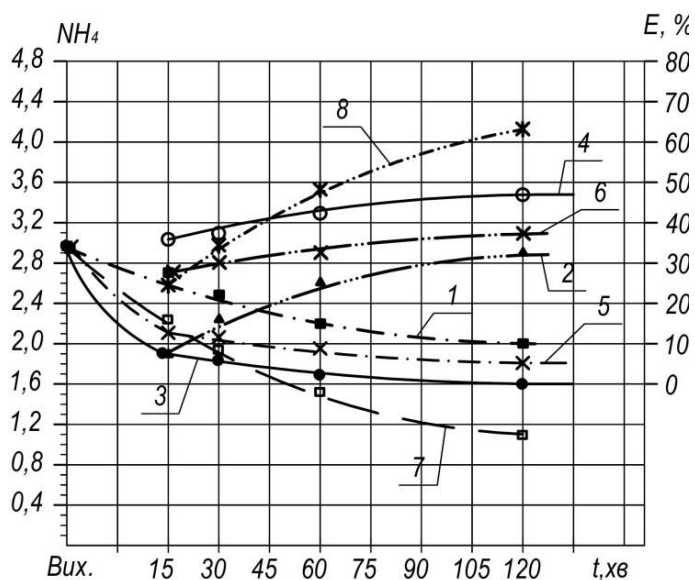


Рис.5.16. Залежність зміни концентрації амонійного нітрогену та ефективності процесу очищення від часу перебування води в контактній колоні. 1, 2 – при використанні ежектору із  $d_c=8,4$  мм; 3,4 – при використанні ГДК із  $d_c=8,4$  мм; 5, 6 – при використанні ГДК із  $d_c=6,4$  мм; 7, 8 – при використанні ГДК із порошкоподібним активованим вугіллям

Слід відмітити також, що при використанні ГДК спостерігалось підвищення температури на 0,5 - 1,1 °С та концентрації розчиненого кисню на 1,5-2,2 мг/дм<sup>3</sup>. В усіх схемах було використано метод ГДК без подачі повітря в зону кавітації.

При використанні суспензії активованого вугілля, яке вводили до гідродинамічного кавітатора, ефект очищення через 120 хвилин досягав 63 %. Але велика витрата активованого вугілля у вигляді порошку робить цей метод не досить ефективним. Вміст розчиненого кисню, при початковій його концентрації у вихідній воді 6,0 мг/дм<sup>3</sup>, після обробки в кавітаційному пристрої із діаметрами сопел 6,4 та 8,4 мм становив відповідно 8,0 мг/дм<sup>3</sup> та 8,5 мг/дм<sup>3</sup>.

В подальшому досліджували циркуляційну схему (рис. 2.10), яка дозволяла проходити потоку декілька разів через ГДК із соплом 6,4 мм. Після кожного циклу визначали ефективність зниження концентрації амонійного нітрогену в імітаційному розчині. Тривалість заповнення контактної колони в середньому становила 30 секунд, тобто загальний термін перебування води в схемі становив біля 90 секунд. В порівнянні з попередньою серією дослідів спостерігали значно вищий ефект очищення (табл.5.3).

Таблиця 5.3 – Видалення  $\text{NH}_4^+$  за рециркуляційною схемою

Концентрація $\text{NH}_4^+$ , мг/дм <sup>3</sup> , та ефективність очищення, Е%						
У вихідній воді	Після послідовної обробки за декількома циклами					
	1 цикл		2 цикл		3 цикл	
6,125	5,5	10%	3,0	51%	2,3	63%

Однак велика енергоємність процесу очищення води в режимі рециркуляції робить схему не рентабельною для великих виробничих потужностей. Тому на наступному етапі дослідження проводили на багатоступеневому кавітаційному пристрої (рис. 2.7, рис. 5.17) за рахунок використання зміни швидкостей та поперечного перетину геометрії потоку. Ступені було розташовано в наступному порядку: I ступінь – після сопла в реакційній камері; II ступінь – після кавітаційних насадок в камері змішування; III ступінь – на виході з камери змішування. Гідродинамічні характеристики пристрою наведено в таблиці 5.4. Результати досліджень показали поступове збільшення сумарної ефективності очищення від амонійного нітрогену, з вихідною концентрацією 0,75 мг/дм<sup>3</sup>, при послідовному проходженні потоком рідини всіх ступенів апарату. Зокрема після проходження I-го ступеня 8 – 10 %; II-го ступеня 18 – 20 %; III-го ступеня 30 – 31,5 %.

На першому ступені процес гідродинамічної кавітації виникав за рахунок великих швидкостей руху води та конструктивних особливостей кавітаційної камери. На другому – за рахунок швидкостей між стінками кавітаційної камери та насадки із наступним різким зниженням величини тиску за перешкодою до величин парціального тиску парів рідини, що за даними [118] призводить до виникнення



кавітаційного ефекту. Таким чином, процес кавітації обумовлено як високими швидкостями руху рідини на вході в систему, так і низькими величинами тиску в зонах виникнення кавітації.

Таблиця 5.4 – Гідродинамічні характеристики пристрою

Сопло, мм	Насадка	Q, дм <sup>3</sup> /с	Швидкість руху рідини, м/с		Величина тиску по ступенях, атм		
			V <sub>I</sub>	V <sub>II</sub>	P <sub>початк</sub>	P <sub>I</sub>	P <sub>II</sub>
8,4	кулька	1,25	22,7	17,8	1,9	0,4	0,008
6,4	кулька	0,73	22,8	9,7	2,2	0,21	0,005
5,3	кулька	0,57	25,9	7,7	2,38	0,2	0,002

При використанні циліндрично-конусної насадки спостерігалось утворення зони кавітації рівномірно як по всьому поперечному перетину, так і по довжині кавітатора (рис. 5.17). При використанні кавітаційної насадки у вигляді кулі, процес утворення кавітаційного потоку проходив декілька стадій (рис.5.18).



а



б

Рис.5.17. Виникнення процесу кавітації на II та III – му ступені з циліндрично-конусною насадкою: а – в момент включення насосу; б – в робочому режимі

При виході установки в робочий режим (рис.5.18 в, г) відбувалося утворення двоступеневого кавітаційного потоку з відривом кумулятивних струменів із зовнішньої поверхні кавітаційної насадки. Теоретично оцінка ефективності роботи досліджуваних пристроїв пов'язана з гідродинамікою потоку, що формується за соплом і за кавітаційною насадкою, а також залежить від інтенсивності кавітаційного процесу, що розвивається в зоні найбільшого градієнта швидкостей [118, 237]. Саме ці області, в яких спостерігали максимальну інтенсивність кавітації, простежуються в проведених нами експериментальних дослідженнях і відображено в наведених матеріалах (додаток Д2).

Процес, що відбувається в кавітаційній трубці-зішувачі, визначається кількістю та розмірами утворених кавітаційних пухирців в кожній точці цієї області, а також енергії.



Рис.5.18. Виникнення кавітаційного потоку в камері змішування багатоступінчастого ГДК: а) набігання потоку на кавітатор – металеву кулю при включенні насосного агрегату; б) початок утворення кавітаційного потоку на зовнішній поверхні металеві кулі; в) процес виникнення кавітаційного поля по всій зовнішній контактній поверхні металеві кулі; г) процес утворення суцільного двоступеневого кавітаційного потоку

Із розгляду скріншотів відео матеріалів (додаток Д2) видно, що деякий початковий стан нестационарного процесу постійно відновлюється з певним періодом, який відповідає тимчасовому масштабу макротурбулентності. Як відомо, такий масштаб визначається часом проходження потоком відстані, яка приблизно дорівнює одному або декільком розмірам поперечного діаметру кавітаційної трубки. З проведених відео зйомок видно, що макропульсації процесу залежать від величини поперечного перерізу кавітаційної трубки і швидкості потоку. При середній швидкості потоку 10 м/сек за перешкодою і довжині трубки 10 см, кожні 2 см проходяться швидкісним потоком за 0,02 сек.

На четвертому етапі досліджень визначали можливість використання методу ГДК для деструкції фенолів у підземних водах [184]. Спочатку нами було досліджено кінетику окиснення фенолів в залежності від рН модельного розчину та доз гідроген пероксиду в присутності іонів  $\text{Fe}^{2+}$  ( $15 \text{ мг/дм}^3$ ). На основі водопровідної води було підготовлено ряд модельних розчинів, об'ємом по  $1 \text{ дм}^3$ , які містили концентрації фенолів  $1,6$  та  $2,7 \text{ мг/дм}^3$ . Величини рН розчинів становили  $5,0$ ;  $5,5$ ;  $6,0$ ;  $6,5$ . Для проведення подальших досліджень, з кожного із досліджуваних розчинів, було відібрано по чотири проби об'ємом кожної по  $100 \text{ мл}$  із наступним введенням розрахункових доз  $\text{FeSO}_4$  та  $\text{H}_2\text{O}_2$ . Для покращення процесів масообміну відібрані проби перемішували протягом  $30$  хвилин із додаванням алюміній гідроксохлориду дозою  $20 \text{ мг/дм}^3$ . Перемішування здійснювалося за допомогою магнітної мішалки. Після завершення процесу коагуляції проводили фільтрування освітленої води через паперовий фільтр «синя стрічка», із визначенням залишкової концентрації фенолів у фільтраті. Результати досліджень представлено на (рис 5.19).

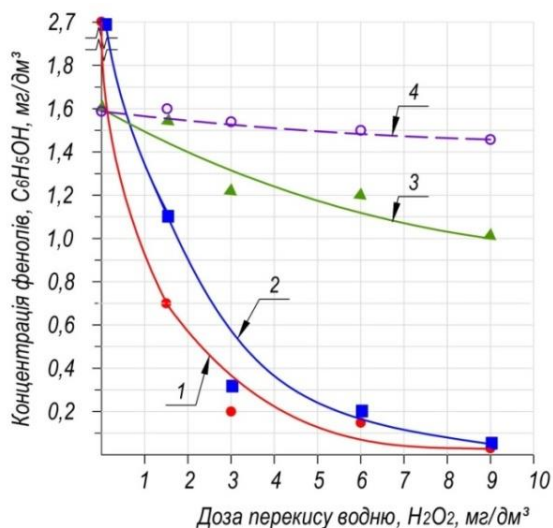


Рис.5.19. Кінетика окиснення фенолів  $\text{H}_2\text{O}_2$  в присутності іонів заліза (II) в залежності від рН модельного розчину: 1– рН  $5,0$ ; 2 – рН  $5,5$ ; 3 – рН  $6,0$ ; 4– рН  $6,5$  [184]

Найбільш ефективними виявилися процеси окиснення фенолів при рН  $5,0$  та рН  $5,5$  (рис. 5.19, криві 1, 2). В зазначених умовах гідроген пероксид функціонував

як окисник. Процес окиснення фенолів частково відбувався за реакцією Фентона, в результаті якої на кожний окиснений гідроген пероксидом іон  $Fe^{2+}$  утворювався додатковий радикал  $OH\cdot$ , який в подальшому приймав участь в окисненні фенолу [184]. В результаті необхідна кількість гідроген пероксиду в зоні реакції в присутності катіонів  $Fe^{2+}$  зменшувалася в 1,5 рази і становила  $10 \text{ мг/дм}^3$ , замість очікуваних  $16,2 \text{ мг/дм}^3$ , необхідних для повного видалення присутніх у воді фенолів. У біля нейтральних водах катіони  $Fe^{2+}$  окиснювалися киснем повітря до  $Fe^{3+}$ , який не виступав в якості каталізатору процесу, а гідроген пероксиду в такому середовищі проявляв як окисні, так і відновні властивості, що значно гальмувало швидкість окиснення [184].

Метою наступного етапу досліджень було вивчення ефективності процесів деструкції-окиснення та вилученням фенолів із досліджуваних розчинів за технологічною схемою: ГДК – коагуляція – фільтрування. Дослідження проводили на напіввиробничій установці (рис. 2.5 в) [184].

На рис. 5.20 наведено результати візуальних досліджень виникнення кавітаційного потоку рідини в камері змішування кавітатора при різних типах насадок. На рис. 5.21 наведено результати досліджень деструкції фенолів в кавітаційному потоці (при рН 6,4 - 6,5) при їх концентраціях  $0,08$  та  $0,5 \text{ мг/дм}^3$ . В якості кавітаційної насадки використовували металеву кулю діаметром  $14,5 \text{ мм}$ , (рис. 2.10, а – б).

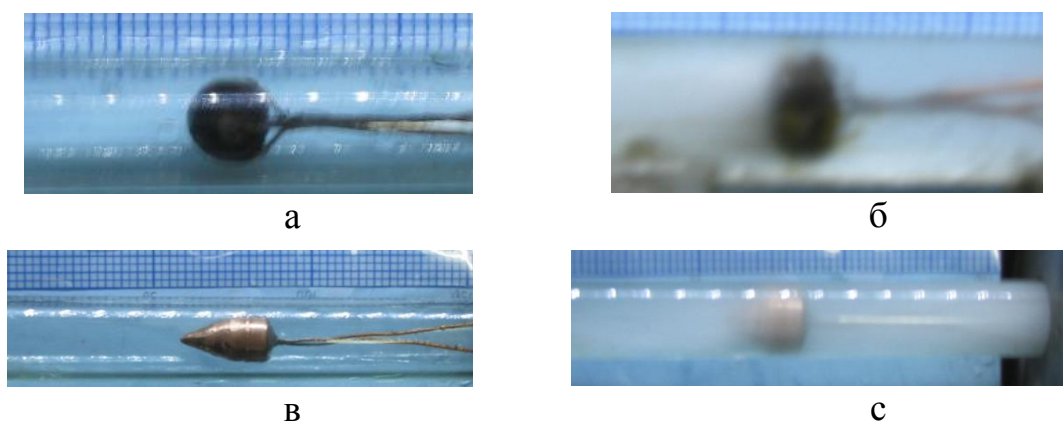


Рис. 5.20. Виникнення кавітаційного потоку в камері змішування при різних типах насадок: а – б) металева куля; в – с) конусна насадка [184]

Діаметр сопла становив 5,3 мм. На рис. 5.22 наведено результати досліджень очищення модельних розчинів від фенолів при їх вхідних концентраціях від 1,0 до 2,1 мг/дм<sup>3</sup> та різних величинах рН. При використанні методу ГДК для обробки слабокислих (рН 6,3) модельних розчинів із концентрацією фенолів 2,1 мг/дм<sup>3</sup> ефективність їх вилучення становила 48 – 55 % (рис. 5.22 графік 1).

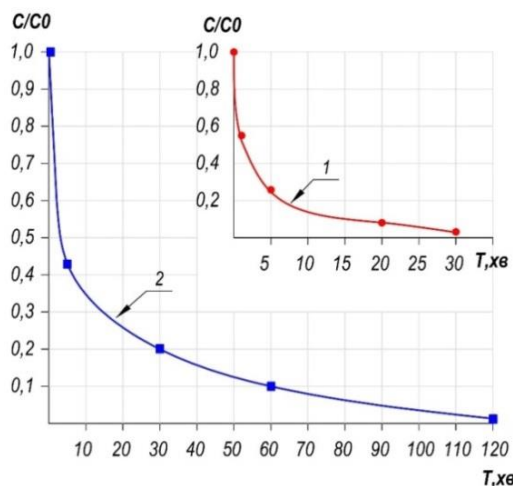


Рис. 5.21. Кінетика деструкції фенолів у залежності від їх концентрації: 1 – 0,08 мг/дм<sup>3</sup>; 2 – 0,5 мг/дм<sup>3</sup>

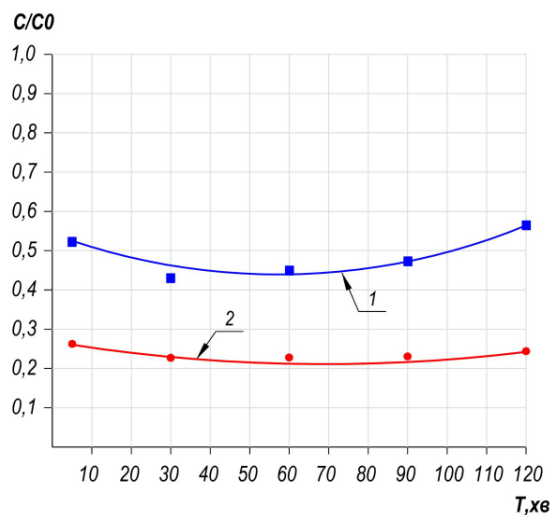


Рис. 5.22. Кінетика деструкції фенолів у залежності від їх концентрації в різних умовах проведення процесу кавітації: 1 – 2,1 мг/дм<sup>3</sup>; рН 6,3; 2 – 1,55 мг/дм<sup>3</sup>; рН 6,5; [184]

При цьому максимальна ступінь деструкції – окиснення фенолів спостерігалася відразу ж на виході із ГДК та в перші хвилини контакту ОН· радикалів із розчином [184]. При збільшенні терміну контакту до 60 хвилин відбувалося підвищення концентрації фенолів в обробленому розчині. Це пояснювалося недостатньою окисною потужністю системи, що призводило до проходження реакції у зворотному напрямку. Для своєчасного виведення окиснених та переведених до стану колоїдів сполук за межі зони реакції було застосовано розчин коагулянту. Технологічна схема представлена наступним рядом послідовно використаних процесів: деструкції – окиснення – коагуляції – фільтрування.

## 5.5. Кондиціонування багатокомпонентних слабокислих агресивних підземних вод

Проведені багаторічні (2011 – 2015 рр.) моніторингові дослідження параметрів якості підземних вод на ряді водозаборів (Додаток ДЗ), показали тенденцію погіршення їх якісного складу не тільки за вмістом катіонів  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ , кольоровістю, розчиненими органічними сполуками, гуміновими комплексами, фенолами, але й за показниками стабільності води.

Метою проведених порівняльних досліджень було вивчення комплексної зміни параметрів якості води при використанні освітленого розчину  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  та розчину  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  як для кондиціонування так і для стабілізаційної обробки слабокислих (рН 5,5 - 6,4), агресивних ( $I_L$  -2,0) підземних вод які характеризувалися низьким лужним резервом (0,6-1,18 ммоль/дм<sup>3</sup>), підвищеними величинами перманганатної окисності (6 - 8 мг  $\text{O}_2$ /дм<sup>3</sup>), концентраціями катіонів  $\text{NH}_4^+$  (до 1,0 мг/дм<sup>3</sup>),  $\text{Fe}^{2+}$  (до 30 мг/дм<sup>3</sup>), вмістом фенолів (до 0,03 мг/дм<sup>3</sup>) [62].

Результати першого етапу досліджень від 25.01.12 наведено в табл.5.5 – 5.6 та на рис. 5.23. При застосуванні освітленого розчину  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , в порівнянні із варіантом використання розчину  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ , спостерігали наступні відмінності:

1 – поступове зростання катіонів  $\text{Ca}^{2+}$  в системі (табл. 5.5, рис.5.23 а, крива 3), що надавало можливості утворення захисної карбонатної плівки на внутрішній поверхні металевих трубопроводів із збільшенням дози реагенту; 2 – для досягнення стабільності оброблюваної води, при тотожних величинах рН та індексів Ланжельє, необхідно було застосовувати в 2,5 рази більше розчину  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  ніж  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  (табл. 5.6); 3 – ефективність видалення заліза на ділянці до рН 7,4 на 14 – 15 % вища при використанні освітленого розчину  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ . Ці переваги дійсні при використанні розчину  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  для очищення води у гомогенних умовах. Але при застосуванні методів очищення на контактних фільтруючих матеріалах можливий кольматаж міжпорового простору частинками вапна, а також його наростання на зернах, що поступово призводить до зменшення каталітичної активності плівки із оксидів заліза та матриксних структур феробактерій. Тому

освітлений розчин  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  доцільно використовувати на кінцевій стадії очищення – власне стабілізаційній обробці води перед її подачею насосами другого підйому у водопровідну мережу [250].

Таблиця 5.5 – Результати пілотних досліджень комплексної зміни параметрів якості води при використанні освітленого розчину  $\text{Ca}(\text{OH})_2$

Вимірювані параметри	Кількісні зміни досліджуваних параметрів якості води						
	15,7	29	31,2	45,8	48,5	66,7	108
$\text{Ca}(\text{OH})_2$ , мг/дм <sup>3</sup>	15,7	29	31,2	45,8	48,5	66,7	108
$\text{Ca}^{2+}$ , мг/дм <sup>3</sup>	45,6	48	53	57,6	-	60	77
рН після підлуження	6,5	6,8	7,0	7,4	7,8	8,0	8,2
рН після коагуляції	6,25	6,5	6,6	6,8	6,9	7,0	7,1
Лужність фільтрату, ммоль/дм <sup>3</sup>	1,3	1,8	2,05	1,9	2,30	2,38	3,4
$\text{Fe}^{2+}$ , мг/дм <sup>3</sup>	1,95	1,52	0,76	0,53	0,34	0,16	0,06
$I_L$	-1,82	-1,4	-1,15	-0,68	-0,45	0	0,42

Таблиця 5.6 – Результати пілотних досліджень комплексної зміни параметрів якості води при використанні розчину  $\text{Na}_2\text{CO}_3$

$\text{Na}_2\text{CO}_3$ , мг/дм <sup>3</sup>	22,5	70	85	140	158	160	210
$\text{Ca}^{2+}$ , мг/дм <sup>3</sup>	32,8	32,8	32,8	32,8	32,8	32,8	32,8
рН після підлуження	6,5	6,8	7,0	7,4	7,8	8,0	8,2
рН після коагуляції	6,25	6,4	6,6	7,0	7,2	7,3	7,4
Лужність фільтрату, ммоль/дм <sup>3</sup>	1,47	2,3	2,47	3,37	3,82	3,82	4,65
$\text{Fe}^{2+}$ , мг/дм <sup>3</sup>	5,6	3,5	2,05	0,37	<0,05	<0,05	<0,05
$I_L$	-1,92	-1,45	-1,23	-0,67	-0,27	0	0,28

Використання розчину  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  дає наступні переваги: 1 – відмову від складного реагентного господарства; 2 – рівномірний приріст величини рН (рис.5.23, крива 2). 3 – Надає можливість збільшувати від 1,7 до 2,5 разів величини гідрокарбонатної лужності, що є важливим при очищенні підземних вод із низьким лужним резервом. 4 – Виступає в ролі додаткового джерела неорганічного вуглецю

[197], необхідного для життєдіяльності автотрофних феробактерій роду *Gallionella* [36, 37, 52, 218] та як наслідок прискорення біохімічних процесів очищення води.

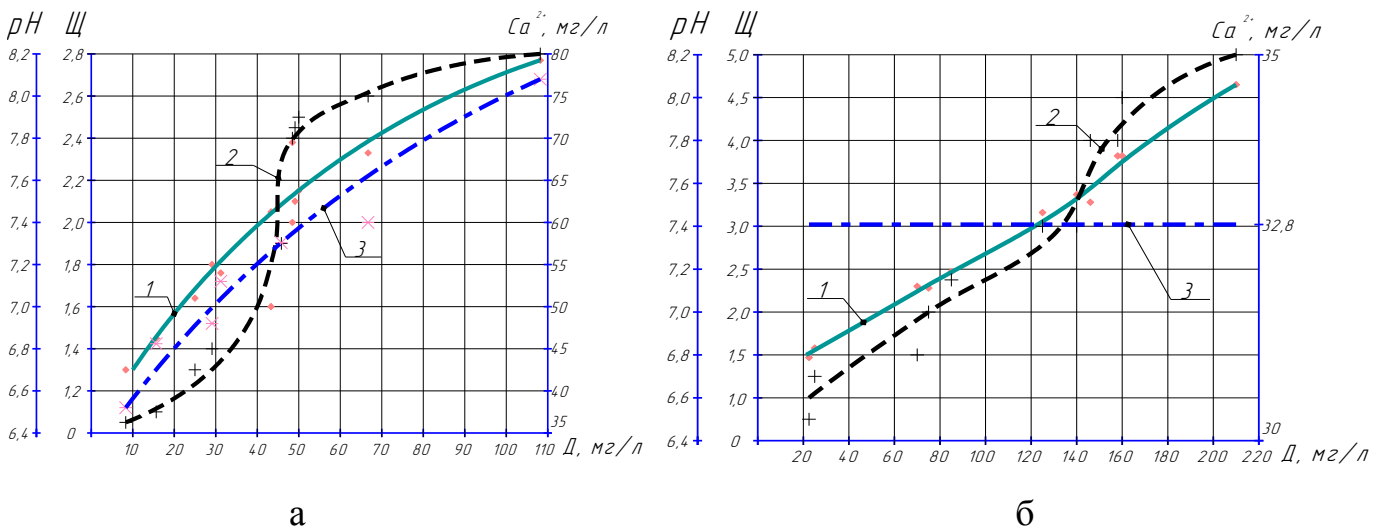


Рис. 5.23. Залежність змін параметрів якості води від виду та доз реагентів: а – освітленого розчину  $Ca(OH)_2$ ; б – розчину  $Na_2CO_3$ : 1 – зміна гідрокарбонатної лужності води; 2 – рН води; 3 – вмісту катіонів  $Ca^{2+}$

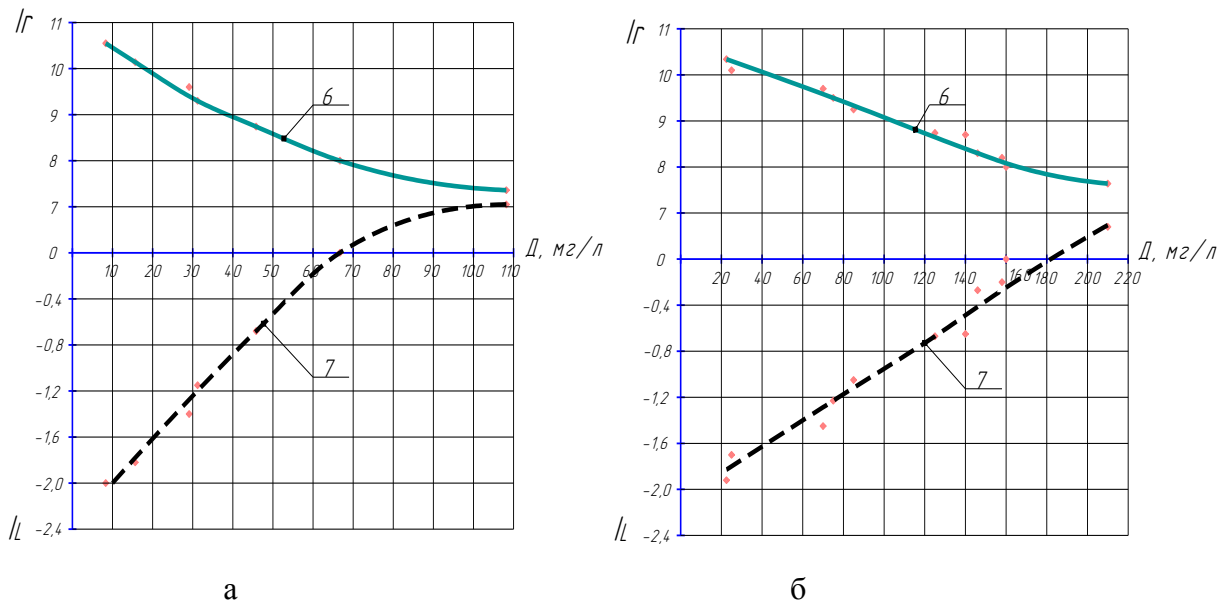


Рис. 5.24. Залежність зміни величин індексів стабільності води від виду та доз реагентів: а – освітленого розчину  $Ca(OH)_2$ ; б – розчину  $Na_2CO_3$ : 6 – індексу Різнера; 7 – індексу Ланжелє

За результатами досліджень, проведених на другому етапі від 25.09.13, було встановлено незначну перевагу в ефективності видалення сполук феруму із води



при використанні технологічної схеми: підключення з перемішуванням (60 сек) → аерація (30 сек) → контакт із реагентами (30 хв) → фільтрування (додаток Д4). Тривалість контакту із реагентами моделювало час знаходження води в надфільтровому просторі діючих напірних фільтрів I ступеню. На третьому етапі дослідження проводили на растровому електронному мікроскопі Quanta-200, за допомогою якого вивчали матриксні структури біо-мінералів відібрані з міжпорового простору контактного завантаження та в осаді промивних вод діючої станції знезалізнення в Рівненській області (рис. 5.25). Одночасно із цим, за допомогою рентгенівського спектрометра, було проведено мікроаналіз зазначених структур із визначенням об'ємного та атомарного відсотку елементів (табл.5.7) [62, 189]. На електронному зображенні (рис. 5.25 а, б) чітко видно конгломерати спіралеподібних структур біо-мінералів які формуються в результаті життєдіяльності бактерій роду *Gallionella*, декілько самих бактерій, а також окремі трубчасті структури біо-мінералів сформованих бактеріями *Leptothrix*.

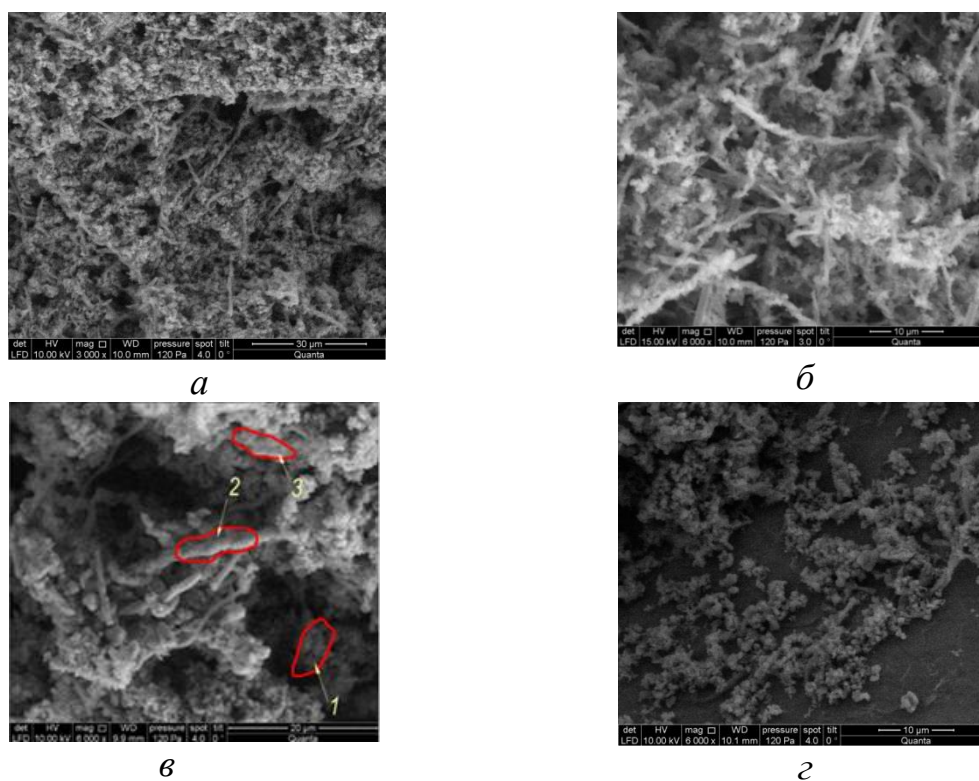


Рис. 5.25. Електронне зображення матриксних структур: в осаді промивної води *а* – 3000х; *б* – 6000х; *в* – в міжпоровому просторі контактного завантаження 6000х; *г* – утворення матриксних структур на поверхні контактного завантаження 6000х

На електронному зображенні (рис. 5.25 в) відмічені області в яких проводився рентгеноспектральний аналіз [189]. Сканування осаду у відібраній пробі було обрано у трьох областях (рис. 5.25 в): 1 – спектральний аналіз осаду, накопиченого між матриксними структурами; 2 – спектральний аналіз чохла окремого матриксу; 3 – спектральний аналіз агломерату матриксних структур.

Кількісні результати спектрального аналізу «свіжого» осаду від промивки фільтрів наведено в табл. 5.7, аналіз яких дозволив константувати, що в контактному завантаженні фільтрів одночасно присутні декілька складових осаду.

Таблиця 5.7 – Кількісні результати спектрального аналізу осаду з матриксними структурами біо-мінералів з міжпорового простору контактного завантаження фільтрів I-го ступеня станції знезалізнення [189]

№	Досліджуваній осад	Склад елементів									
							Ваговий, % Атомарний, %				
		C	N	O	Al	Si	P	S	K	Ca	Fe
1	Осад між матриксними структурами	4,65	0,77	33,13	20,30	25,74	0,15	0,1	8,54	0,22	6,38
		8,56	1,22	45,73	16,71	20,24	0,11	0,11	4,68	0,12	2,52
2	Чохол окремого матриксу	5,56	1,33	28,7	4,48	4,21	0,07	0,31	0,07	0,73	54,55
		12,58	2,58	48,83	4,51	4,08	0,06	0,26	0,06	0,49	26,55
3	Агломерат матриксних структур	6,95	1,17	23,24	5,55	3,40	0,14	0,21	0,14	1,25	57,95
		16,39	2,36	41,17	5,93	3,43	0,12	0,19	0,11	0,89	29,41

По-перше, це осад із агломератів матриксних структур феробактерій (рис.5.25, табл. 5.7). В ньому спостерігали присутність значного відсотку атомів карбону, нітрогену, фосфору, оксигену, що свідчило про органічну складову як самих клітин, так і їх органічних матриць [189].

Висока концентрація атомів оксигену пояснювалася входженням цього елемента до складової компоненти клітинної стінки, серед яких є від'ємно заряджені групи ( $\text{PO}_4^{3-}$ ;  $\text{COO}^-$ ;  $\text{OH}^-$ ) [83]. Висока концентрація атомів феруму пояснюється зовнішньо-клітинною діяльністю полісахаридів з іонами  $\text{Fe(II)}$  та утворенні пористої структури із нанокристалів  $\gamma - \text{FeOOH}$  [100, 214, 223]. Залізо має високу ступінь присутності за ваговим та атомарним складом як в окремих чохлах,

так і в агломератах матриксних структур. Присутність атомів алюмінію та сіліцію вказувала на можливість їх зв'язування позаклітинними структурами із навколишнього середовища, яким виступало контактне завантаження з гранітного відсіву із вкрапленнями кремнію. По-друге – осад між матриксними структурами в якому спостерігали значно менші концентрації атомів карбону та нітрогену, що свідчило про незначний вміст життєдіяльних бактерій. Вміст атомарного феруму в такому осаді в 10 – 11 разів менший ніж в агломератах бактеріальних консорціумів. Це свідчило про меншу адсорбційну здатність по відношенню до органічних речовин та феруму. Присутність атомів алюмінію та сіліцію характеризувало їх зв'язок із контактним матеріалом фільтрів. По-третє, це структура самих чохлаїв створених бактеріями (рис.5.26 в), в яких превалюють атоми карбону, кисню, феруму, присутні атоми нітрогену, фосфору та неорганічні елементи – алюміній, сіліцій, кальцій (табл. 5.7).

Таким чином, незважаючи на те, що відбір проб проводили з одного матеріалу контактного завантаження, видно суттєву різницю між елементарним складом досліджених осадів. Один з яких виконував основні функції щодо сорбції, окиснення, акумулювання заліза на матриксних структурах, інший виконував більш інертну функцію і був простором для подальшого розширення життєдіяльності консорціумів мікроорганізмів.

## **5.6. Результати досліджень кінетики комплексного очищення агресивних біля нейтральних середньолужних підземних вод по глибині контактного завантаження**

Дослідження проводилися на напіввиробничій установці змонтованій в приміщенні станції очищення підземних вод м. Березне. В результаті проведених досліджень була досліджена кінетика комплексного очищення підземних вод від катіонів  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ , розчинених органічних речовин, утворених матриксних структур а також зміни параметрів величин рН та розчиненого кисню по глибині неоднорідного контактного завантаження в залежності від часу роботи та

швидкостей фільтрування. Результати досліджень кінетики окиснення йонів  $Fe^{2+}$  із подальшим затриманням утворених сполук по висоті контактного завантаження свідчать, що на початку другого – робочого етапу (9.05.17), після формування первинних матричних структур, очищення відбувалося, в основному, в перших 60 см завантаження і складало, відповідно, 50,3% для швидкості 5 м/год (рис. 5.26 (I); криві 1, 1a) та 55% – для 10 м/год (рис. 5.26 (II); криві 2, 2a). Причому, вихід за йонами  $Fe^{3+}$  та матричними структурами був незначний і становив від 0,06-0,10 мг/дм<sup>3</sup> при швидкості 5 м/год (рис.5.29 крива1) та до 0,12 мг/дм<sup>3</sup> – при 10 м/год (рис.5.29 крива 2). В обох випадках спостерігалось незначне окиснення сполук  $Fe^{2+}$  у надфільтровому гомогенному середовищі, яке становило, відповідно 5,3 % при швидкості 5 м/год та 3,7 % при швидкості 10 м/год.

Також, по глибині контактної завантаження, відбувалися процеси зменшення концентрації розчиненого кисню, відповідно, на 0,6-0,8 мг/дм<sup>3</sup>, при швидкостях фільтрування 5 та 10 м/год (рис.5.30 графіки 1, 2). Одночасно із цим було відмічено незначне зменшення величин рН (рис.5.33 графіки 1, 2). Кінцеві ефективності видалення катіонів  $Fe^{2+}$  становили, відповідно, 73 % при швидкості 5 м/год та 67 % – при 10 м/год (рис.5.26 графіки 1a, 2a).

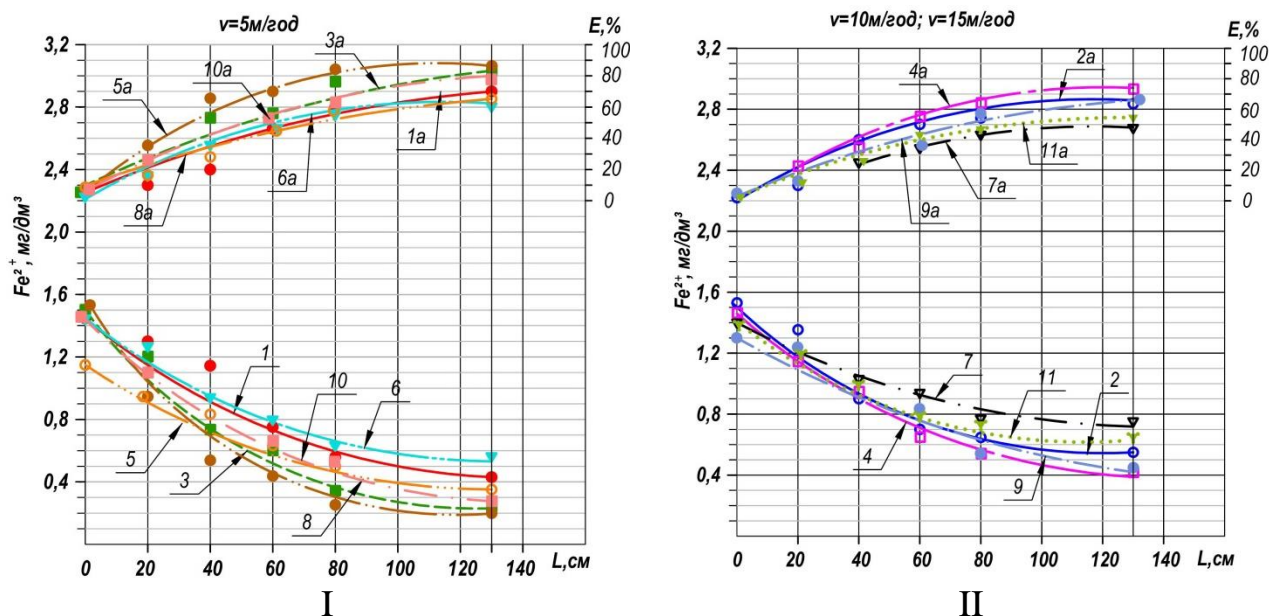


Рис.5.26. Зміна концентрації йонів  $Fe^{2+}$  в залежності від глибини шару контактної завантаження при різних швидкостях фільтрування:

I – V=5м/год; II – V=10 та 15 м/год

Аналіз отриманих результатів показав недостатню ефективність роботи контактного завантаження без достатньої кількості матричних структур (рис. 5.27) у міжпоровому просторі [261]. Швидкості фільтрування при цьому не відігравали значну роль.

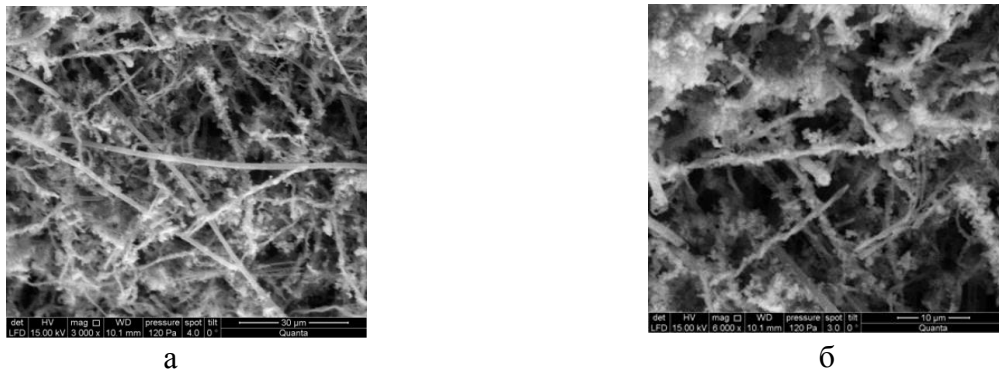


Рис. 5.27. Електронне зображення матричних структур біомінералів з міжпорового простору контактного завантаження: а – 3000х; б – 6000х [251]

Проведені мікробіологічні аналізи активної каталітичної плівки на поверхні контактного завантаження показали незначну присутність бактерій родів *Gallionella* (рис.5.28 а). При дослідженні матриксів із міжпорового простору нами також було встановлено присутність великої кількості порожніх чохлів феробактерій роду *Leptothrix* та в значно меншій кількості чохлів із діючими бактеріями (рис.5.28 б, в).

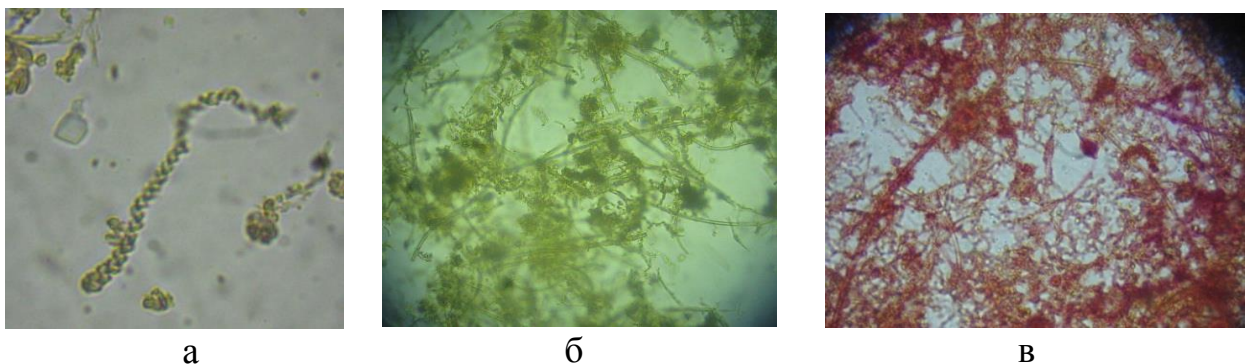


Рис.5.28. Мікрофотографії бактерій родів *Gallionella* (а) та *Leptothrix* (б, в): а – з поверхні гранул контактного завантаження; б, в – з міжпорового простору (1000х).

Це свідчило про велику активність цих бактерій в процесі окиснення феруму та побудові, в міжпоровому просторі, розвиненою мережі матричних структур [194, 214, 221]. Дана структура виникала поступово, мала велику питому поверхню

та підвищувала ефективність комплексного очищення води, що було підтверджено результатами наших досліджень за якісними параметрами (рис.5.26, 5.31, 5.32, 5.35). Збільшення об'ємів матриксів у міжпоровому просторі призводить до їх поступової міграції із низхідним потоком води з верхніх шарів крупного контактного завантаження до нижніх шарів, які мають меншу крупність [226].

Проведені дослідження від 14.05.17, при швидкості фільтрування 5 м/год, показали що основне навантаження щодо вилучення йонів  $Fe^{2+}$  припадало на верхні шари (включно до 0,6м) контактної пінополістирольної завантаження (рис.5.26 крива 3), де окиснювалося до 62 % йонів  $Fe^{2+}$  та до 47% розчинених органічних речовин (рис.5.31 крива 3). Концентрація розчиненого кисню при цьому зменшувалася на 1,0 мг/дм<sup>3</sup> (рис. 5.30 крива 3). Частка видалених сполук феруму в нижніх шарах завантаження становила 23 – 26 %, розчинених органічних речовин 14 % при зміні концентрації розчиненого кисню на 0,18-0,2 мг/дм<sup>3</sup>. При промивці контактної завантаження (21.05.17) більшість матриксних структур біомінералів було вимито і на гранулах пінополістиролу залишилася первинна активна каталітична плівка. Проведений наступний фільтроцикл (рис.5.26 крива 6) показав, що вже через три години після закінчення промивки ефективність видалення йонів феруму вийшла на період від 9.05.17, тобто на початок формування матриксів біомінералів у міжпоровому просторі. Ефективність вилучення розчинених органічних речовин в верхніх шарах зменшилася на 7 – 10 % , тоді як загальна ефективність залишилася на рівні 40 % (рис.5.31, крива 6). Рівень розчиненого кисню більш активно зменшувався на глибині до 40 см (рис.5.30 крива 6), що свідчило про більш активне проходження біохімічних процесів (окиснення йонів  $Fe^{2+}$  – 38,7 %, розчинені органіки – 28 %), тоді як в нижніх шарах ці відсотки становили відповідно 23 % та 12 %. Через дві доби безперервної роботи установки із швидкістю 5 м/год ефективність окиснення катіонів  $Fe^{2+}$  в верхніх 40 см завантаження підвищилася до 42 %, тоді як у нижніх 90 см становила 31% (рис. 5.26 (I) крива 8). Одночасно із цим слід звернути увагу на той факт, що перехід матриксних структур із стаціонарного стану у потік практично не впливав на якість фільтрату (рис.5.29 крива 8) і становив на глибині 20 см – 0,06 мг/дм<sup>3</sup> за йонами

$Fe^{3+}$ , тоді як на всіх інших шарах його не було виявлено у відібраних пробах. Результати дослідів від 22.06.17 (рис.5.26 (I), крива 5) показали високу ефективність очищення від феруму до 90%, розчинених органічних сполук до 54 % (рис.5.31 крива 5), амонійного нітрогену 91,4 % (рис.5.32 крива 5).

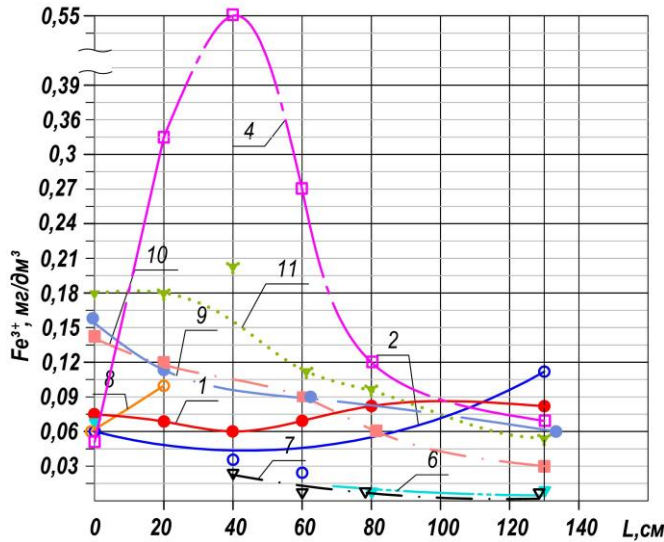


Рис.5.29. Зміна концентрацій рухомих матричних структур по глибині контактного завантаження в залежності від часу роботи та швидкостей фільтрування

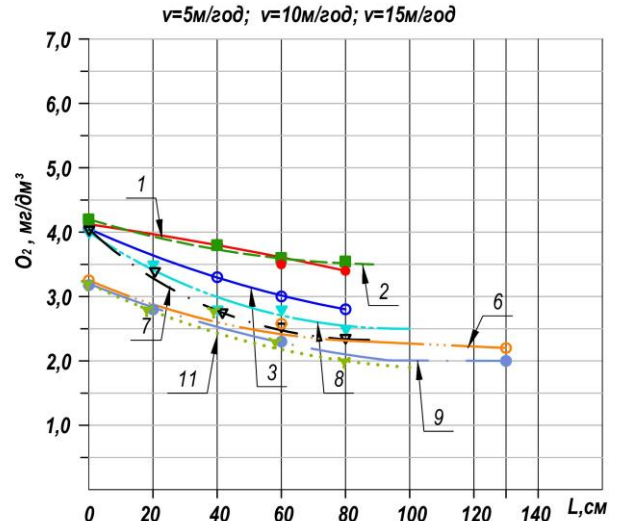


Рис.5.30. Зміна концентрацій розчиненого кисню по глибині контактного завантаження в залежності від часу роботи та швидкостей фільтрування

В серії дослідів з 22.04.18 по 3.05.18, при безперервній роботі біореактора із осередненою швидкістю 5 м/год, була встановлена можливість досягнення ефективності окиснення іонів  $Fe^{2+}$  до 94 %, відповідно з 1,8 мг/дм<sup>3</sup> до 0,10 мг/дм<sup>3</sup>. На відміну від звичайних фільтрів із однорідним дрібно-гранульним завантаженням, в яких основна маса забруднень затримується в шарі товщиною 30 см [54], при застосуванні неоднорідного багат шарового завантаження процеси окиснення відбуваються практично по всій його глибині. Причому, вилучення основної кількості забруднюючих речовин спостерігали в верхніх його шарах (до 60 см), де відбувалися основні адсорбційні та окисні процеси. В нижніх шарах завантаження відбувалися процеси доочищення. Проведені дослідження кінетики очищення підземних вод при швидкостях 10 м/год показали зменшення її ефективності в середньому на 10 – 15 % за катіонами  $Fe^{2+}$  (рис.5.26 (II) криві 2, 4) та до 8% за розчиненими органічними речовинами (рис.5.31, криві 4, 7).

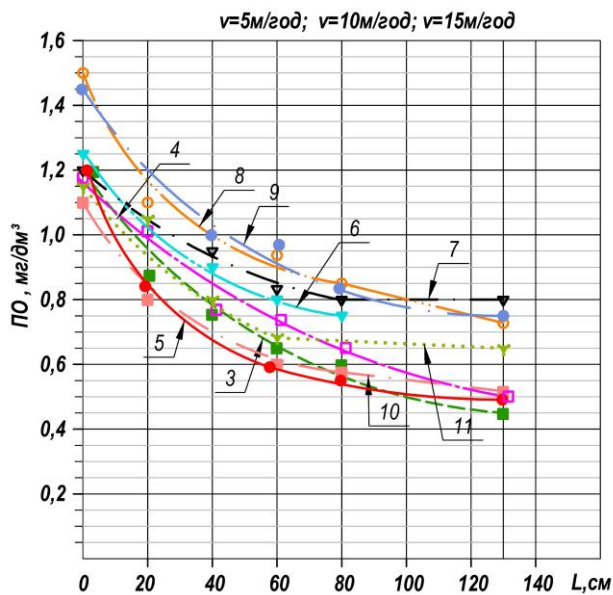


Рис. 5.31. Зміна величини ПО в залежності від глибини шару контактного завантаження, швидкості фільтрування та часу від початку фільтроциклу

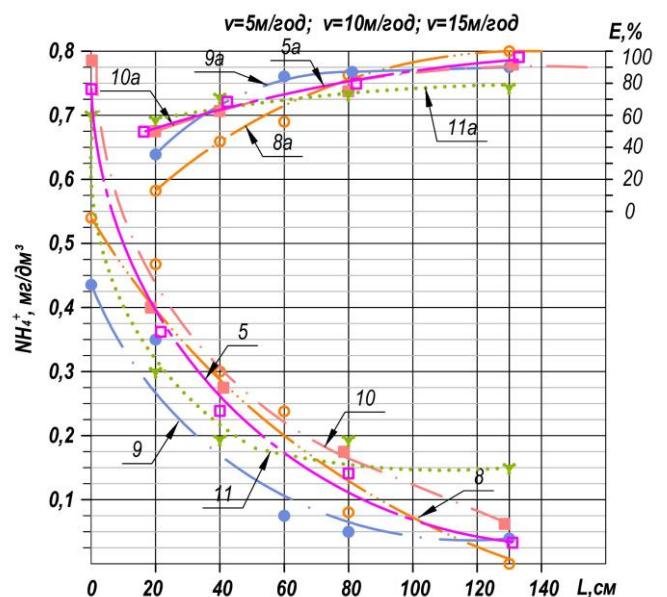


Рис.5.32. Зміна концентрації амонійного нітрогену в залежності від глибини шару контактного завантаження, швидкості фільтрування та часу від початку фільтроциклу

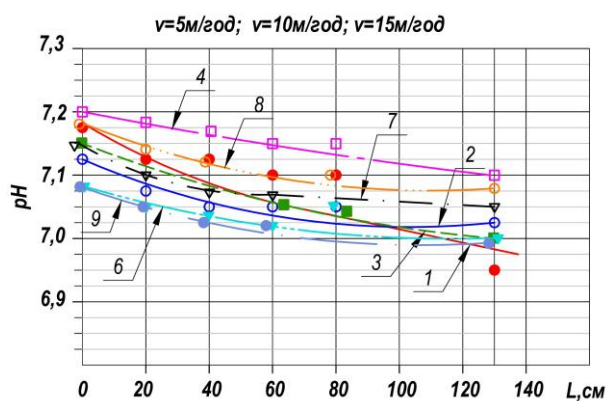


Рис. 5.33. Залежність величини рН по глибині контактному завантаження від швидкостей фільтрування та умов міжпорового простору контактного проведення досліджень

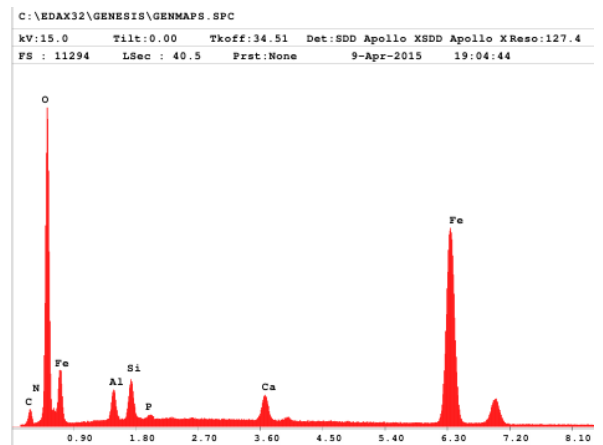


Рис. 5.34. Рентгеноспектральний мікроаналіз матриксів біомінералів із міжпорового простору контактного завантаження (PEM FEI Quanta)

При збільшенні швидкості до 15 м/год спостерігалось пропорційне вилучення катіонів  $Fe^{2+}$  по глибині контактного завантаження (рис.5.26 (II) крива 11) при одночасному зменшенні до 58% загальної ефективності очищення. Збільшення швидкості фільтрування не вплинуло на швидкість процесів вилучення органічних



речовин по шарах контактного завантаження (рис.5.31 крива 11). Окиснення амонійного нітрогену в основному відбувалося у верхніх шарах (20 – 40 см) і складало відповідно 57 % та 71%, що відповідало 0,197 мг/дм<sup>3</sup> та нормам [205].  
 Механізми біохімічного очищення води від амонійного нітрогену на біореакторах представлено в п. 4.4. Крім того можливе зв'язування амонійного нітрогену в нерозчинні комплексні сполуки із матриксними структурами біо-мінералів, що було підтверджено результатами їх рентгеноспектрального аналізу (табл. 5.7, рис. 5.34).

На третьому етапі досліджено кінетику очищення природних вод при зміні швидкостей фільтрування з 5 до 10 м/год (рис.5.26, рис. 5.31 крива 7). Аналізуючи отримані результати, можливо зробити висновок, що при зміні режимів роботи біореактора в діапазоні швидкостей від 5 до 10 м/год він показує стабільну роботу за вилученням всіх досліджених забруднень. При зміні режиму роботи біореактора з 5 до 15 м/год в перші 3 – 4 хвилини спостерігали вихід осаду із контактного завантаження. Після чого протягом 8 годин поступово відбувалася стабілізація його роботи. Відбір проб в новому режимі показав зменшення ефективності видалення йонів Fe<sup>2+</sup> в порівнянні із швидкістю 5 м/год приблизно на 20 %.

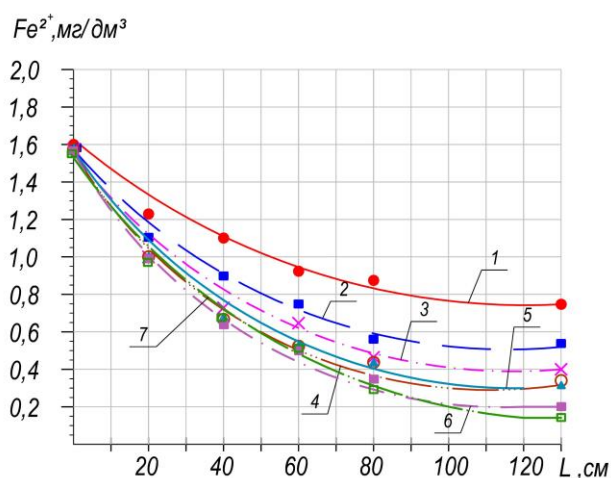


Рис. 5.35. Зміна концентрації йонів Fe<sup>2+</sup> в залежності від товщини шару контактного завантаження та часу роботи біореактора (V<sub>ф</sub> 5м/год): 1 – через годину після промивки; 2 – через три години після промивки; 3 – через 14 годин; 4 – через 24 години; 5 – через 48 годин; 6 – через 144 години; 7 – через 192 години

В результаті проведених досліджень було визначено характер змін кінетики окиснення катіонів Fe<sup>2+</sup> по глибині неоднорідного контактного завантаження, при різних швидкостях фільтрування, протягом фільтроциклу (рис. 5.35).

Із розгляду дослідних даних видно що із збільшенням терміну роботи біореактора після промивки спостерігалось поступове підвищення ефективності його роботи.

### **5.7. Вивчення процесів очищення нейтральних вод з нормальним та підвищеним лужним резервом, які містять антропогенні домішки**

Для нейтральних вод з нормальним та підвищеним лужним резервом, які містять антропогенні домішки у вигляді значних концентрацій амонійного нітрогену (до  $6,0 \text{ мг/дм}^3$ ), БСК та ПАР проведені дослідження на пілотних установках в гідрохімічній лабораторії кафедри ВВБС. Вихідна вода характеризується підвищеною кольоровістю та каламутністю (рис.5.36), має сильний запах сірководню та неприємний залізистий присмак. Після примусової аерації вода змінює забарвлення, проте окиснене залізо знаходилося у формі золю ферум(III) гідроксиду. У технологічній схемі з натрію гіпохоритом, в якості єдиного реагенту, (рис.2.15 б; рис. 5.37; 5.38 б) процес окиснення ферум-органічних комплексів при низькому значенні рН 6,5-6,9 практично не відбувався. Одночасно із цим спостерігали процес стабілізації стану досліджуваної системи. В системі з'являлися негативно заряджені частинки високодисперсного золю ферум(III) гідроксиду. Концентрація залишкового хлору становила  $5,0 - 5,5 \text{ мг/дм}^3$ , що є неприпустимим при обробці вод для господарсько-питного водопостачання. При зменшенні дози натрію гіпохлориту до  $3 \text{ мг/мг}$ , концентрація залишкового хлору у воді зменшувалася до  $1,8-2,2 \text{ мг/дм}^3$ , проте система продовжувала перебувати у стабільному стані. Введення розчину алюміній гідроксохлориду ( $\text{Дк} = 20 \text{ мг/дм}^3$ ) призводило до дестабілізації колоїдного золю ферум(III) гідроксиду (рис.5.37; рис.5.38 а). Тривалість процесу осаджування скоагульованих пластівців становила 10 – 12 хвилин. При використанні посиленої аерації води величина рН системи підвищувалася з 6,9 до 7,55 (рис. 2.15 в, рис. 5.38 в), при цьому спостерігалось окиснення залишкових комплексно-органічних сполук феруму. Вміст залишкового

хлору, в порівнянні зі схемою (рис.2.15 б; рис. 5.38 б), також знижувався на 1,0-1,5 мг/дм<sup>3</sup>.

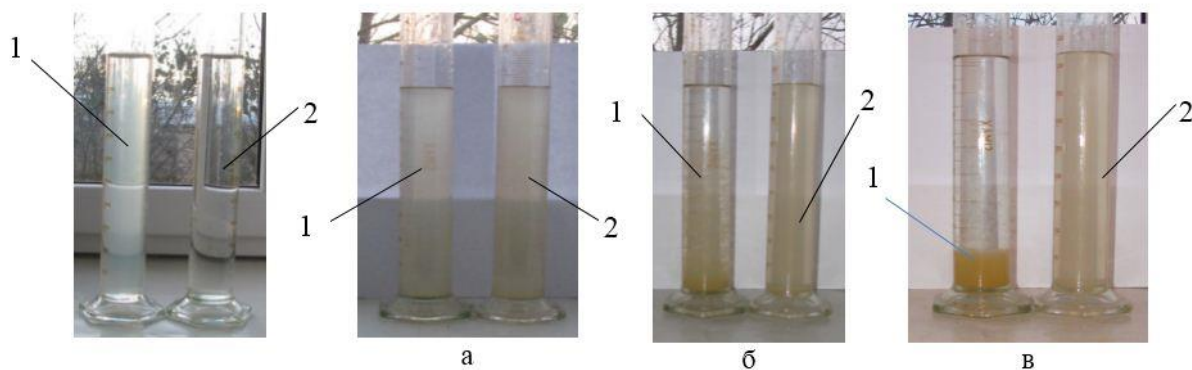


Рис.5.36. Візуальне порівняння якості підземної води м. Устилуг (1) із водопровідною водою м. Рівне (2)  
 Рис. 5.37. Результати порівняльних досліджень очищення залізомістких вод з підвищеним вмістом амонійного нітрогену та гуміновими комплексами в залежності від технології обробки та часу контакту. 1) А–К; 2) А–NaOCl. а – 3 хвилини після введення реагентів; б – 10 хвилин після введення реагентів; в – 15 хвилин після введення реагентів [208]

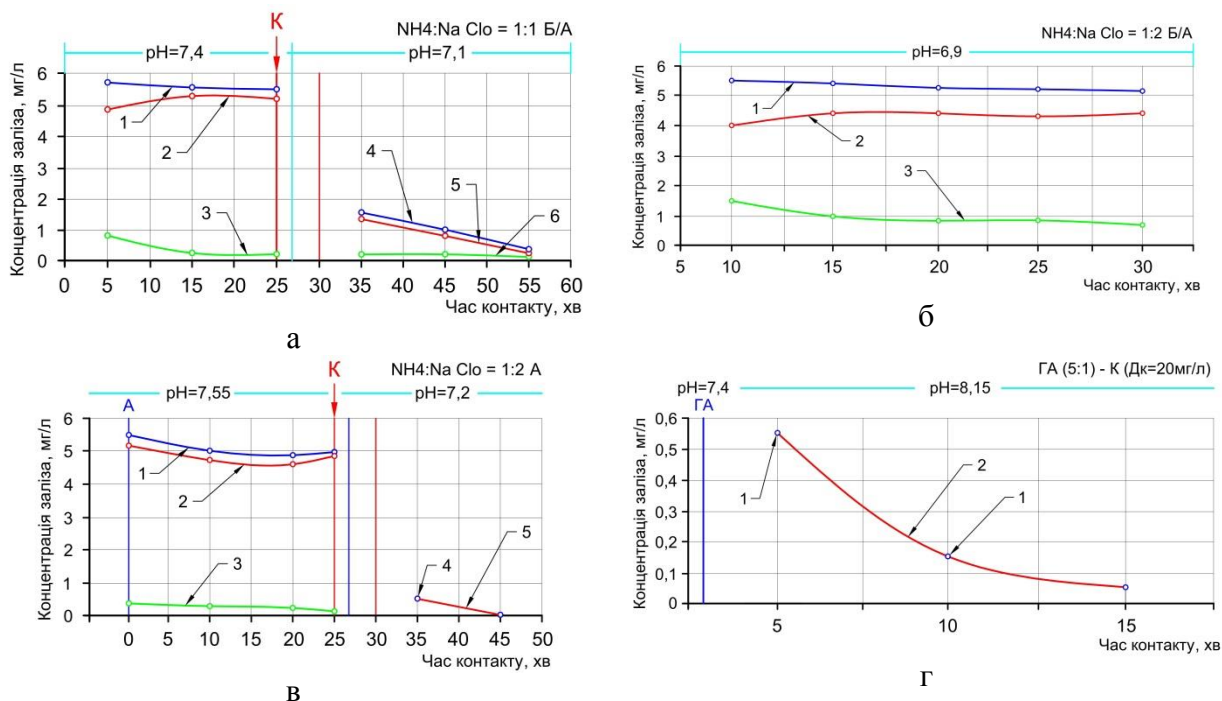


Рис.5.38. Результати порівняльних досліджень пілотних технологій очищення підземних вод з підвищеним вмістом амонійного нітрогену та ферум-гуміновими комплексами. Концентрації заліза до коагуляції: 1 – Fe<sub>заг</sub>; 2 – Fe<sup>3+</sup>; 3 – Fe<sup>2+</sup>. Концентрації заліза після коагуляції: 4 – Fe<sub>заг</sub>; 5 – Fe<sup>3+</sup>; 6 – Fe<sup>2+</sup>. К – введення коагулянту; А – аерація; ГА – посилена аерація із наступним перемішуванням

Введення розчину коагулянту дещо знижувало величину рН води, проте скорочувало до п'яти хвилин процес осаджування скоагульованого осаду ферум(III) гідроксиду [186]. Для видалення амонійного нітрогену було проведено комплекс досліджень за технологією: посилена аерація за допомогою компресора – сорбційне доочищення у зваженому шарі порошкоподібного цеоліту (рис.5.39).

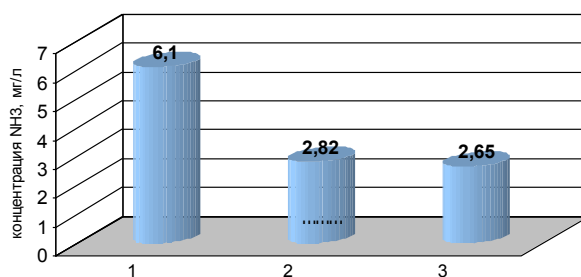


Рис.5.39. Зміна концентрацій іонів  $\text{NH}_4^+$  у воді після введення порошкоподібного цеоліту з подальшим коагулюванням: 1– вихідна вода; 2 – через 35 хвилин; 3 – через 45 хвилин після початку процесу коагулювання

## 5.8. Кондиціонування слабокислих, агресивних, помірно прісних твердих підземних вод

Дослідження проводилися на експериментальних установках змонтованих в приміщенні станції знезалізнення м. Корець [188]. Параметри якості вихідної води становили: Fe 0,95 мг/дм<sup>3</sup>; ПО 1,6 мг O<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>; рН 7,17; H<sub>2</sub>S 0,41 мг/дм<sup>3</sup>, I<sub>L</sub> -0,305. Вода за своїми властивостями є агресивною до металу, що призводить до виникнення корозії у водопровідних мережах (додаток Д8).

В додатку Д5 наведено результати перших 10 годин фільтроциклу на фільтрувальній колоні із заповнювачем MGS при швидкості фільтрування 12 м/год. Ефективність видалення сполук феруму становила від 79 % на початку фільтроциклу до 89 % наприкінці десятої години. В той же час ефективність видалення сірководню коливалася в межах від 17 – 44 %, в перші години після виведення фільтра із режиму регенерації, до 65 % в робочому режимі. Концентрації розчинених органічних речовин, в перші години після регенерації розчином калій

перманганату, становили 1,06 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, що пояснювалося залишковим впливом окисника. Установа працювала без перерви 155 годин із швидкістю 8 – 10 м/год, концентрація феруму у фільтраті не перевищувала 0,05-0,2 мг/дм<sup>3</sup> в перші 140 годин. Суттєвим недоліком цієї схеми є велика перевитрата калій перманганату, який відноситься до прекурсорів [254].

На другому етапі проводили дослідження щодо можливості використання схеми – спрощена аерація – фільтрування через кварцовий пісок крупністю фракцій 1 - 2 мм, товщиною шару 1100 - 1200 мм [188]. Запрацювання завантаження відбувалося протягом 4 діб. На початку досліджень швидкість фільтрування трималась в межах 4 м/год. Параметри одного із фільтроциклів від 9.08.11 наведено в таблиці 5.8, в якості вихідної виступали підземні води свердловини №1 (табл. 2.11).

Таблиця 5.8 – Параметри якості води протягом фільтроциклу від 9.08.11

Години	Параметри якості води								
	pH	Eh, мВ	Fe <sub>заг</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	Лужність, ммоль/дм <sup>3</sup>	Твердість, ммоль/дм <sup>3</sup>	Ca <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	Соле-вміст, мг/дм <sup>3</sup>	J <sub>L</sub>	J <sub>R</sub>
1	7,36	350	0,39	7,6	10	150	840	0,22	6,96
2	7,47	345	0,33	7,8	9,8	Н.в.	Н.в.	0,31	6,85
4	7,35	345	0,30	7,6	9,6	148	840	0,17	7,01
6	7,34	340	0,317	6,2	9,8	150	810	0,07	7,2
8	7,38	345	0,20	7,6	9,8	Н.в.	835	0,21	6,96
10	7,40	347	0,20	7,8	9,7	150	840	0,23	6,93

Із розглядання таблиці видно, що протягом фільтроциклу параметри рН підвищуються на 0,3 – 0,4 одиниці у порівнянні із вихідною водою, що впливає на зменшення корозійної активності фільтрату. Як видно із розрахунків індексів Ланжелъє та Різнера, вода без введення додаткових стабілізуючих реагентів змінювала свої властивості від корозійних на вході в систему (I<sub>L</sub> = -0,305; I<sub>R</sub> = 7,41) на майже близькі до рівноваги (I<sub>L</sub> = 0,07-0,22; I<sub>R</sub> = 6,85-7,07) у фільтраті. Таким чином в результаті проведених досліджень на водах із підвищеною твердістю з високим

лужним резервом із рівнем мінералізації більше за  $800 \text{ мг/дм}^3$  можна зробити висновок, що при підвищенні величини рН вихідної води до 7,3 – 7,4 тільки за допомогою інтенсивної аерації для вод такого класу забезпечується стабільність їх властивостей по відношенню до металу та бетону без введення додаткових лужних реагентів. Концентрація феруму при цьому практично знаходилась в межах норми і становила  $0,2 - 0,3 \text{ мг/дм}^3$  [188].

На третьому етапі проводили порівняльні дослідження очищення підземних від вод сполук  $\text{Fe}^{2+}$  на каталітичному завантаженні типу Virm та кварцевому піску (рис.5.40). Параметри вихідної води становили:  $\text{Fe}^{2+}$   $1,8 \text{ мг/дм}^3$ , рН 7,03; твердість  $10,4 \text{ ммоль/дм}^3$ ; гідрокарбонатна лужність  $7,6 \text{ ммоль/дм}^3$ ;  $\text{Ca}^{2+}$   $160 \text{ мг/дм}^3$ . Висота шару завантаження Virm складала 800 мм, швидкість фільтрування  $V_f=10 \text{ м/год}$ . Швидкість фільтрування на кварцевому піску –  $V_f=6 \text{ м/год}$  [188].

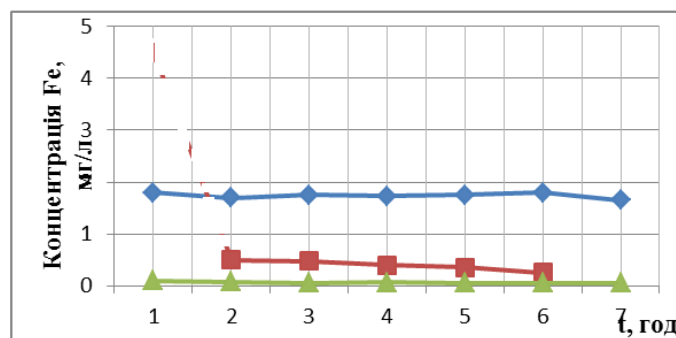


Рис.5.40. Результати порівняльних досліджень процесу очищення підземних вод (16.08.11) на каталітичному завантаженні типу Virm та кварцевому піску. —◆— Концентрація Fe у вихідній воді,  $\text{мг/дм}^3$ ; —■— Концентрація Fe після завантаження із кварцового піску,  $\text{мг/дм}^3$ ; —▲— Концентрація Fe після каталітичної засипки типу Virm,  $\text{мг/дм}^3$

На четвертому етапі проводили порівняльні дослідження щодо вивчення впливу швидкостей фільтрування, співвідношень об'ємів повітря та води на ефективність процесу вилучення сполук  $\text{Fe}^{2+}$ , зміну величин рН та агресивності води. Вихідну воду за класифікацією рН та твердістю можливо віднести до біля нейтральних твердих вод із підвищеною лужністю [192]. Присутність агресивного

карбон(IV) оксиду підтримувало величину рН в межах 7,03 – 7,1 та надавала їй корозійних властивостей по відношенню до металу (рис.5.41 графік 1, додаток Д6).

Води із такими параметрами якості можливо очищати за методом спрощеної аерації – фільтрування із введенням в схему блоку стабілізаційної обробки та блоку часткового пом'якшення. В дослідженнях ставили завдання проведення сумісного процесу знезалізнення із безреагентною стабілізаційною обробкою за рахунок підвищення величини рН до верхньої границі нейтральних вод – 7,5. Підвищення величини рН планували провести за рахунок введення надлишку кисню повітря. Швидкості фільтрування становили 4,0 та 8,0 м/год водоповітряне співвідношення – 1:3 та 1:2. Протягом всіх фільтроциклів спостерігали зменшення концентрації  $Fe^{2+}$  та корозійної активності фільтрату. При чому, чим вищою була швидкість фільтрування та меншим час контакту із фільтруючим завантаженням, тим більшою була корозійна активність води (рис. 5.41 графік 4).

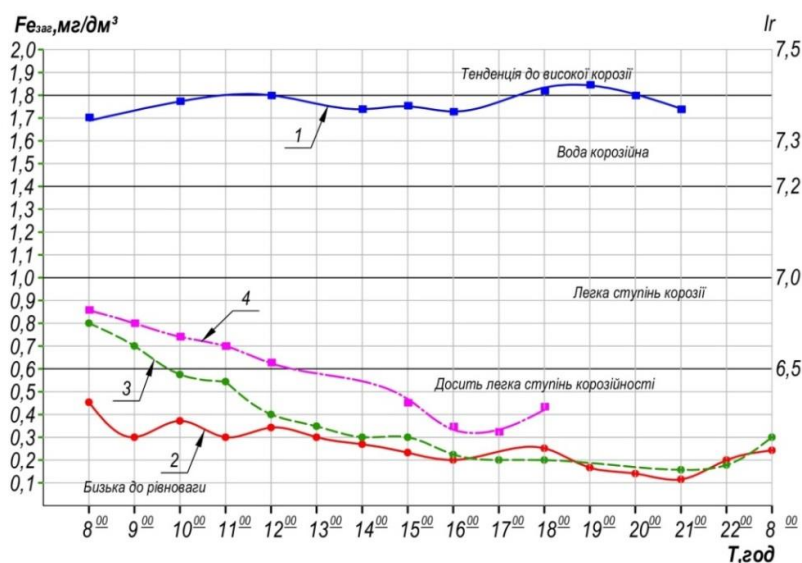


Рис. 5.41. Залежність концентрації  $Fe^{2+}$  в фільтраті від ряду факторів протягом фільтроциклу: 1 – вихідна вода; 2 – V=4 м/год, в/п 1:3 ; 3 – V=4 м/год, в/п 1:2 ; 4 – V=8 м/год, в/п 1:2; (в/п – водоповітряне співвідношення)

При швидкості фільтрування 8м/год ефективність процесу становила від 18 % на початку фільтроциклу до 65 % наприкінці, при величині рН фільтрату 7,05 із значенням індекса Різнера (7,15 – 7,20). Найменш корозійним був фільтрат

отриманий протягом фільтроциклу із наступними параметрами: водоповітряне співвідношення 1:3, швидкість фільтрування 4 м/год (рис.5.41 графік 2). Найбільш оптимальним є режим фільтрування із підтриманням наступних параметрів: водоповітряне співвідношення 1:2 та швидкості фільтрування 4 м/год (рис. 5.41 графік 3). При цьому відбувалося зниження індекса Різнера з 7,5 – 7,4 (у вихідній воді) до 6,1 – 6,5 у фільтраті, що характеризувало систему як «близьку до стабільної» [188].

### **5.9. Проведення досліджень стабілізаційної обробки підземних вод**

Проведений моніторинг параметрів якості води у 91 населених пунктах Волинської, Рівненської, Житомирської, Тернопільської, Закарпатської, Львівської, Хмельницької областей України вказав на різну ступінь її агресивності по відношенню до металу та бетону (додаток Б1). Так, лише 14 % із досліджених нами водозаборів не потребують спеціальної стабілізаційної обробки води. У 80 % населених пунктах відбувається споживання води із різним ступенем агресивності. На 6 водозаборах вода потребує підкислення перед подачею до споживачів [185].

Крім того, під дією антропогенних факторів на деяких водозаборах спостерігали підвищення ступеня агресивності підземних вод, що призводило до ряду негативних факторів як з точки зору санітарно-епідеміологічної (повторне забруднення води продуктами корозії, поява мікробіологічного забруднення, погіршення органолептичних показників), так із технології експлуатації – підвищена аварійність на ділянках з металевими трубами, втрати води та електроенергії, пов'язані із неконтрольованими витокami [250].

Проведені нами моніторингові дослідження на водозаборах м. Березне, м. Нововолинськ, смт Рокитне, м. Володимир Волинський, в період з 2004 по 2015 роки, вказали на зміну ряду параметрів якості підземних вод, які безпосередньо мали вплив на показники її стабільності [62, 185, 250, 255]. В першу чергу слід відмітити ті фактори які впливали на зниження величин рН підземних вод.



По-друге, низький лужний резерв та вміст катіонів  $\text{Ca}^{2+}$ . По-третє, присутність у підземних водах агресивного  $\text{CO}_2$ , сірководню, підвищених концентрацій ферум гідрогенкарбону [49, 185, 201, 202]. Результати досліджень зміни параметрів якості води за контрольними точками у водопровідній мережі м. Березне наведено в додатку Д7. Як видно із наведених даних в тупикових точках (7, 9, 10) вміст феруму у воді не відповідав нормам ДСанПіН 2.2.4-171-10 ( $<0,2\text{мг/дм}^3$ ) [205]. Це пов'язано з тим, що труби на досліджених ділянках прокладено в 90-х роках із сталі (ділянка 7), чавуну (ділянка 9 та 10). Крім того, в зазначених тупикових точках мережі, спостерігалось збільшення концентрації феруму із одночасним спаданням величини Eh в бік відновленого середовища [185]. Результати аналізу складу корозійних обростань [250] свідчили про наявність в осаді сульфат- та залізоредакуючих бактерій, які у відновному середовищі спричиняють процес біологічної корозії (додаток Д8).

Також, спостерігали незначне збільшення перманганатної окисності у досліджуваних точках, від 1,6 до 3,1 мг  $\text{O}_2/\text{дм}^3$ , яка зростала відносно дальності розташування точок відбору проб.

Концентрація катіонів  $\text{Ca}^{2+}$  коливалася в межах 82 - 89 мг/дм<sup>3</sup>, параметрів бікарбонатної лужності від 3,6 до 4,2 ммоль/дм<sup>3</sup>. За результатами досліджень [185] стало можливим обчислення величин індекси стабільності води (табл.5.9), які зменшується від -0,18 до -0,35 в залежності від дальності розташування ділянок відбору проб. Агресивні властивості води зростали по мірі збільшення тривалості її перебування у водопровідній мережі.

Таблиця 5.9 – Зміна величин індексів стабільності води на досліджених ділянках водопровідної мережі м. Березне (09.05.15).

Назва вулиць	Шкільна	Зірненська	Андріївська	Будівельників	Чорновола
Індекс Ланжельє	-0,18	-0,26	-0,10	-0,14	-0,29
Назва вулиць	Відінська	24 Серпня	Корицька	Буховича	Селецька
Індекс Ланжельє	-0,31	-0,31	-0,31	-0,36	-0,35

На наступному етапі визначалися оптимальні дози освітленого розчину вапняного молока в залежності від часу його контакту із водою з наступними показниками її якості: рН 7,3;  $I_L = -0,25$ ;  $Ca^{2+}$  84 мг/дм<sup>3</sup>, гідрокарбонатною лужністю 4,0 ммоль/дм<sup>3</sup>; (табл. 5.10). До кожної проби поступово додавали вапняний розчин концентрацією катіонів  $Ca^{2+}$  1000 мг/дм<sup>3</sup>. Величини рН в мірних склянках досягали значень відповідно 7,8; 8,0 та 8,2. В кожній пробі визначали дози введеного розчину вапняного молока, які становили 7,0 мг/дм<sup>3</sup>, 8,0 мг/дм<sup>3</sup>, та 16,0 мг/дм<sup>3</sup> в перерахунку на СаО [185].

Таблиця 5.10 – Зміна параметрів якості води в залежності від дози вапняного молока

№ проби	I				II				III				
	Час контакту, год				Час контакту, год				Час контакту, год				
Параметри вихідної води	0,5	1	1,5	2	0,5	1	1,5	2	0,5	1	1,5	2	
Лужність, ммоль/дм <sup>3</sup>	4,2	4	4,1	4,1	4,2	4	4,1	4,2	4,3	4,05	4,1	4,2	4,35
Солевміст, мг/дм <sup>3</sup>	410	430	430	430	430	456	456	456	456	478	478	478	478
T, °C	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
$Ca^{2+}$ , мг/дм <sup>3</sup>	84	86	85	84	83	86	86	85	84	90	90	89	88
рН	7,3	7,8	7,85	7,9	7,95	7,9	8	8,1	8,1	8,05	8,1	8,15	8,2

За відомою методикою [22] проводили обрахунки параметрів індексів стабільності води, визначали ступінь її агресивності (табл. 5.11) при початкових їх значеннях  $I_L = -0,25$ ;  $I_R = 7,92$ . Оскільки в I пробі індекс Ланжельє знаходився в межах від 0,187 до 0,337, то доза реагенту для підтримання стабільності води становила 7 мг/дм<sup>3</sup> (рис.5.42 крива 1). В пробі III величина індексу Ланжельє знаходилася в межах від 0,45 до 0,615, що відповідало вимогам формування захисної карбонатної плівки на стінках трубопроводів [22]. Тому для зазначених параметрів якості вихідної води розрахункова доза стабілізуючого реагенту, для формування захисної карбонатної плівки, приймалася 16 мг/дм<sup>3</sup> [185]. При використанні освітленого розчину із концентрацією катіонів  $Ca^{2+}$  1200 мг/дм<sup>3</sup> дозою 8,7 мг/дм<sup>3</sup> спостерігалось підвищення величини рН до 7,8, гідрокарбонатної лужності до 4,0 ммоль/дм<sup>3</sup> іонів  $Ca^{2+}$  до 96 мг/дм<sup>3</sup> із наступним його зниженням до

92 мг/дм<sup>3</sup>. Величини індексу Ланжелє при цьому знаходилися в межах 0,28 – 0,38 (рис.5.42 крива 4) що є недостатнім для формування захисної карбонатної плівки на внутрішній поверхні труби та дещо перевищує величини необхідні для підтримання стабільності води.

Таблиця 5.11 – Визначення індексів стабільності в досліджених розчинах

Параметри	I проба				II проба				III проба			
	0,5	1	1,5	2	0,5	1	1,50	2	0,5	1	1,5	2
Доза СаО	7мг/дм <sup>3</sup>				8мг/дм <sup>3</sup>				16мг/дм <sup>3</sup>			
pH	7,8	7,85	7,9	7,95	7,9	8	8,1	8,1	8,05	8,1	8,15	8,2
I <sub>L</sub>	0,187	0,247	0,315	0,337	0,279	0,389	0,489	0,494	0,45	0,51	0,56	0,615
I <sub>R</sub>	7,426	7,356	7,27	7,276	7,342	7,222	7,122	7,112	7,15	7,08	7,03	6,97

При використанні дози катіонів Са<sup>2+</sup> за СаО 14,78 мг/дм<sup>3</sup> спостерігалось підвищення величини рН до 8,2, а індексу Ланжелє від 0,68 до 0,85 (рис. 5.42 крива 5) що перевищує рекомендовану [22] величину для формування захисної карбонатної плівки.

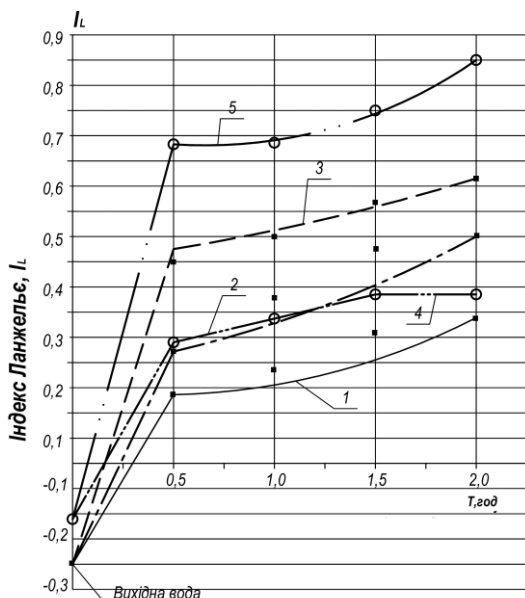


Рис.5.42 Залежність зміни індексу Ланжелє від часу контакту води із вапняним розчином при різних дозах СаО. При концентрації катіонів Са<sup>2+</sup> в освітленому розчині 1000 мг/дм<sup>3</sup>: 1 – 7 мг/дм<sup>3</sup> для підтримання стабільності води; 2 – 8 мг/дм<sup>3</sup>; 3 – 16 мг/дм<sup>3</sup> для формування захисної плівки. При концентрації катіонів Са<sup>2+</sup> у освітленому розчині 1200 мг/дм<sup>3</sup>: 4 – 8,6 мг/дм<sup>3</sup>; 5 – 14,78 мг/дм<sup>3</sup> [185]

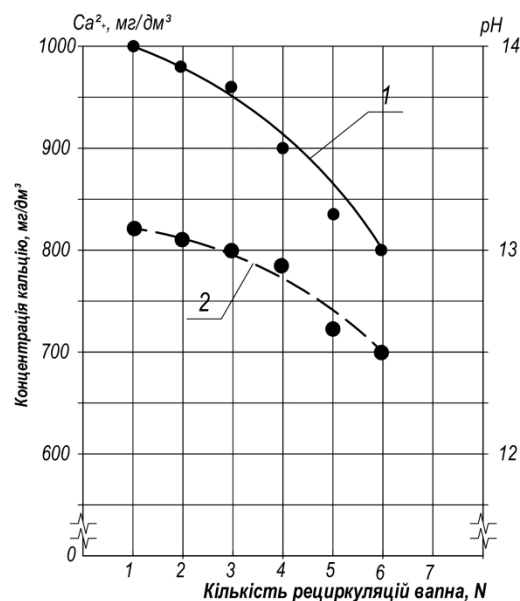


Рис.5.43. Графіки залежності концентрації катіонів Са<sup>2+</sup> (1) та рН (2) від кількості рециркуляцій досліджуваного вапняного розчину [185]

На наступному етапі визначали залежності зміни концентрації йонів  $\text{Ca}^{2+}$  та рН від кількості рециркуляцій досліджуваного освітленого вапняного розчину при початковій концентрації катіонів  $\text{Ca}^{2+}$  1000 мг/дм<sup>3</sup>. Отримані результати наведено на рис.5.43. За даними експерименту було досягнуто 6-кратний обмін розчину при однократному завантаженні вапна 20г. Встановлено мінімальні концентрації катіонів  $\text{Ca}^{2+}$  в робочому розчині освітленого вапняного молока, яка необхідна для проведення стабілізаційної обробки води (800 мг/дм<sup>3</sup>) [185].

#### **5.10. Вивчення елементарного складу активних каталітичних плівок та матриксних структур в контактному завантаженні станцій очищення підземних вод**

Метою проведених досліджень було вивчення елементарного складу первинних активних каталітичних плівок на гранулах фільтруючого завантаження, а також структур біо-мінералів із міжпорового простору контактного завантаження фільтрів станцій очищення багатокомпонентних підземних вод які працювали за різними технологічними схемами. На першому етапі було проведено як візуальний так і рентгеноспектральний аналіз матриксних структур у міжпоровому просторі контактного завантаження фільтрів I-го ступеня станції очищення підземних вод смт Рокитне (рис.5.45). Матрикси представляли пористу структуру, яка складалася із конкрецій бактерій роду *Gallionella* та агломератів їх матриксних структур. Проведений рентгеноспектральний аналіз проб, відібраних з поверхні контактного завантаження із гранітного відсіву, вказував на значну присутність таких елементів, як Al, Si, K (характерних для структури інертного завантаження). Тоді як присутність атомів Fe, O, C, N, P, зазвичай, характерних для матриксних полімерних структур, була виявлена в меншому ступені (рис. 5.44).

Це свідчило про незначну присутність на поверхні самого завантаження асоціатів із життєдіяльних бактерій. Основні процеси, пов'язані з очищенням води, відбувалися на поверхні матриксних структур міжпорового простору.

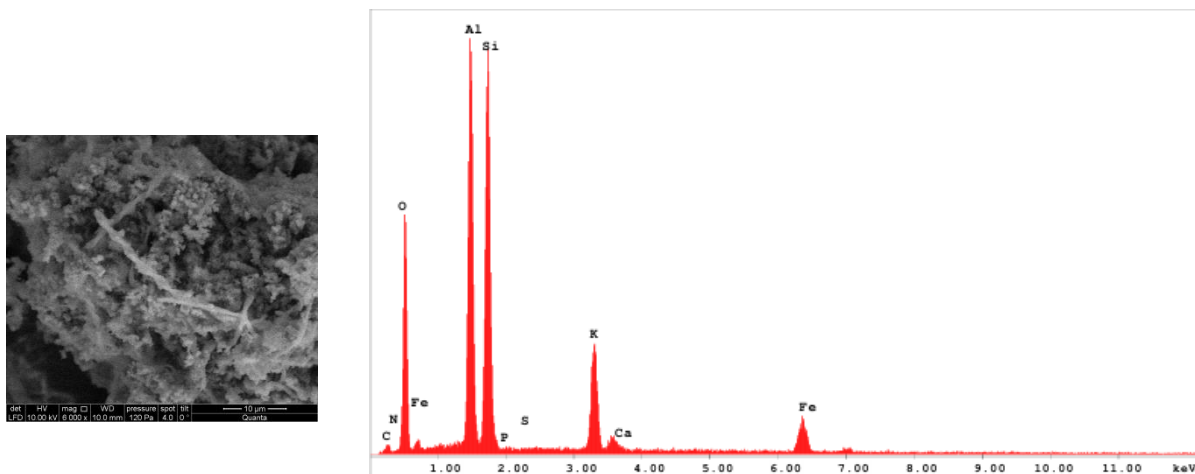
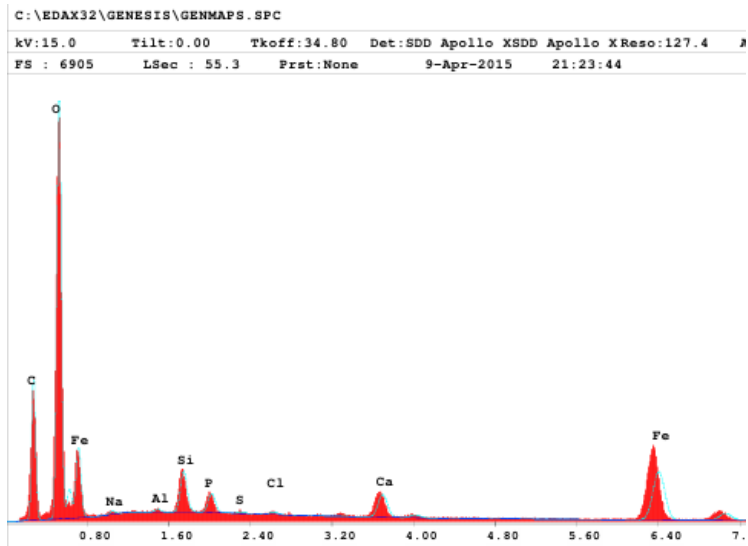
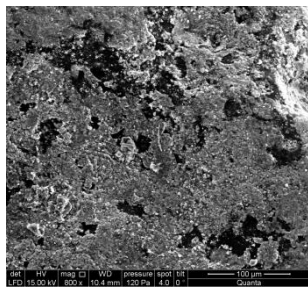


Рис.5.44. Електронне зображення та рентгеноспектральний аналіз матричних структур міжпорового простору контактного завантаження фільтрів I-го ступеня

На другому етапі дослідження проводилися на контактному завантаженні біореактора станції очищення води м. Березне за періоди з 2012 по 2015 роки. Досліджувалися гранули пінополістиролу із різним ступенем запрацювання каталітичної плівки. Із розглядання даних електронних зображень та рентгеноспектрального аналізу першого етапу спостерігали тенденцію щодо нерівномірного запрацювання поверхонь гранул (рис.5.45 I, II) та широкий спектр мікроелементів у складі каталітичної плівки, що підтверджено результатами її спектрального аналізу (табл.5.12). Відповідно, що ефективність проходження процесу окиснення  $Fe^{2+}$  на такій каталітичній плівці була не досить високою, що знайшло підтвердження при експлуатації технологічного обладнання в перші місяці роботи станції.

Таблиця 5.12 – Кількісні результати спектрального аналізу поверхні активної каталітичної плівки на гранулах контактного завантаження, 2012 рік

Склад елементів		C	O	Na	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Fe
Атомарний, At %	I	38,87	47,04	0,27	0,14	2,02	0,91	0,08	0,12	-	1,50	9,04
	II	42,49	46,92	0,24	0,14	1,59	0,75	0,11	0,14	0,10	0,98	6,52



II

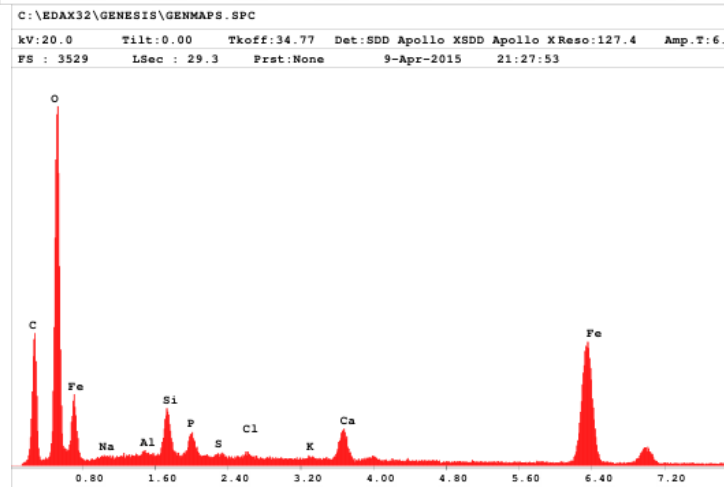
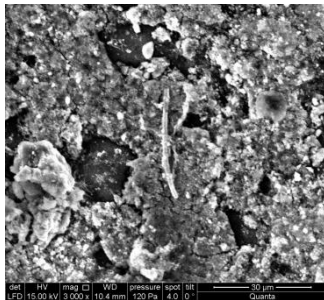
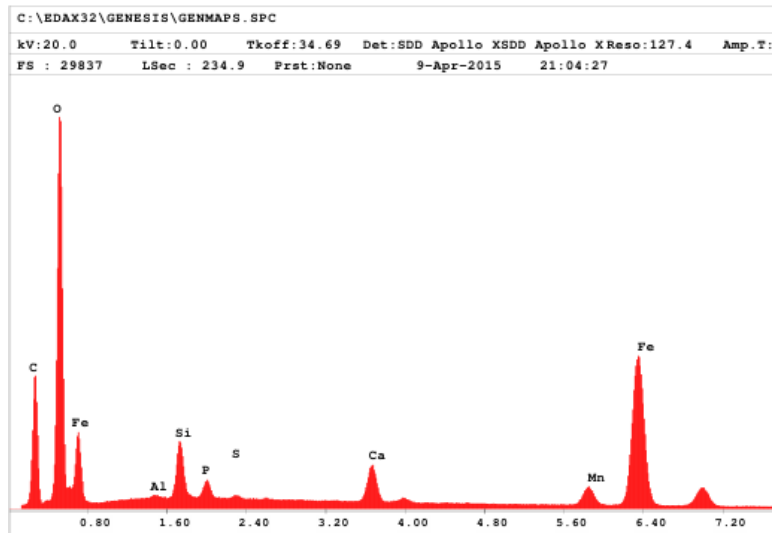
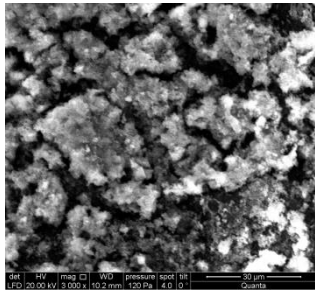


Рис. 5.45. Електронне зображення та рентгеноспектральний аналіз поверхні ділянки каталітичної плівки гранул контактного завантаження м. Березне (2012 рік)

Із часом на поверхні гранул відбувалося створення мікрооб'ємних форм матриксу (рис.5.46 I, II).

Кількість мікроелементів зменшувалася при збільшенні відсотків атомів Fe та Mn (додаток Д9). При розгляданні повністю запрацьованої гранули коричневого кольору (рис.5.47) видно зменшення їх кількості із збільшенням відсотку атомів Fe та Ca.

На третьому етапі дослідження проводили на контактному завантаженні пінополістирольних фільтрів станції очищення багатоконпонентних підземних вод с. Балашівка Рівненської області (рис. 5.48) [199]. Станція працювала за реагентною схемою очищення із використанням модифікованого каталітичного завантаження.



II

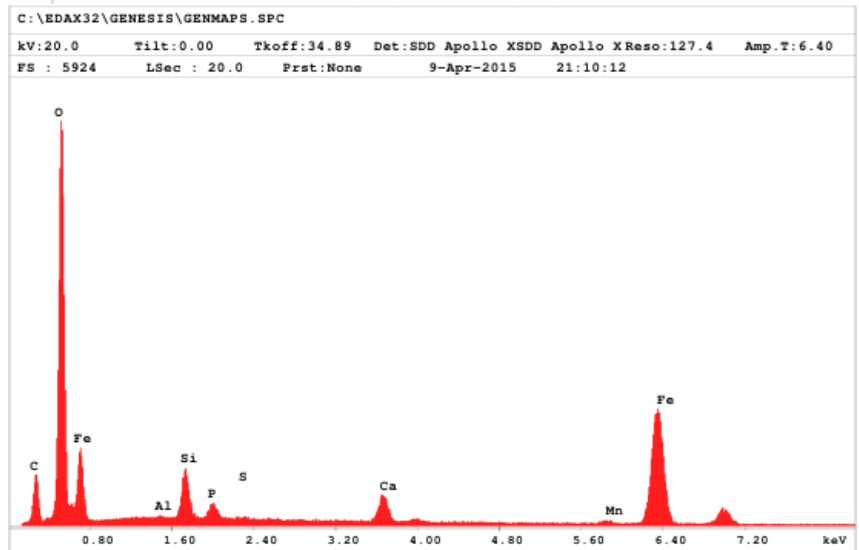
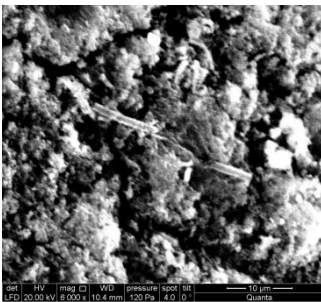


Рис. 5.46. Електронне зображення та рентгеноспектральний аналіз поверхні ділянки не повністю запрацьованих гранул контактного завантаження м. Березне (2015 рік)

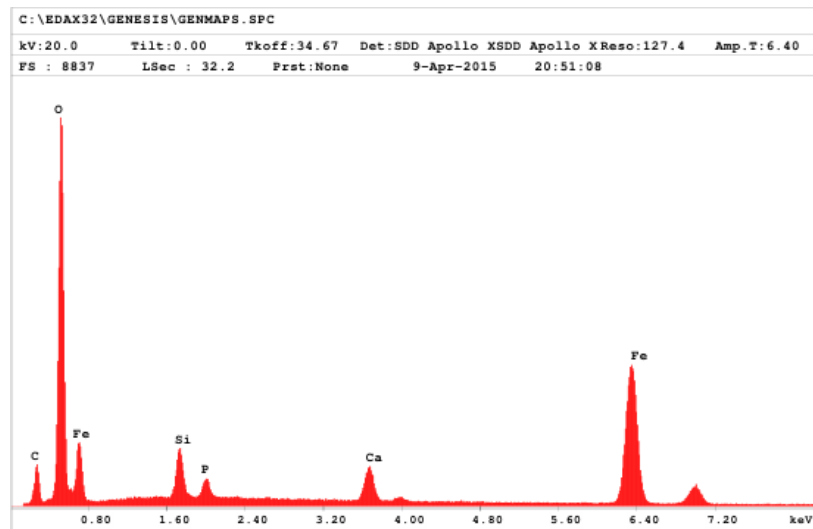
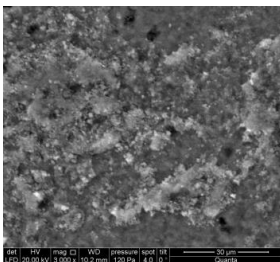


Рис.5.47. Електронне зображення та рентгеноспектральний аналіз поверхні ділянки повністю запрацьованої гранули контактного завантаження м. Березне (2015 рік)

На відміну від попередніх – безреагентних схем водоочищення, в даній схемі в якості реагентів використовували: розчини кальцинованої соди, алюміній гідроксохлориду «Полвак 68» та неіоногенного флокулянту марки HENGFLOC 70010. Крім того, на поверхню фільтруючого завантаження на початку експлуатації станції в 2004 році було нанесено первинну каталітичну плівку із оксидів  $MnO_2$ .

Із розгляду електронних зображень на поверхні каталітичної плівки видно білі вкраплення, які представляють собою сорбовані поверхнею матриксних структур сполуки Al, що підкреслює активність структури до адсорбції металів із навколишнього водного середовища. Присутність характерних для матриксних структур мікроелементів C, N, P та O говорить, що поряд із фізико-хімічним очищенням в завантаженні фільтрів відбуваються і біохімічні процеси.

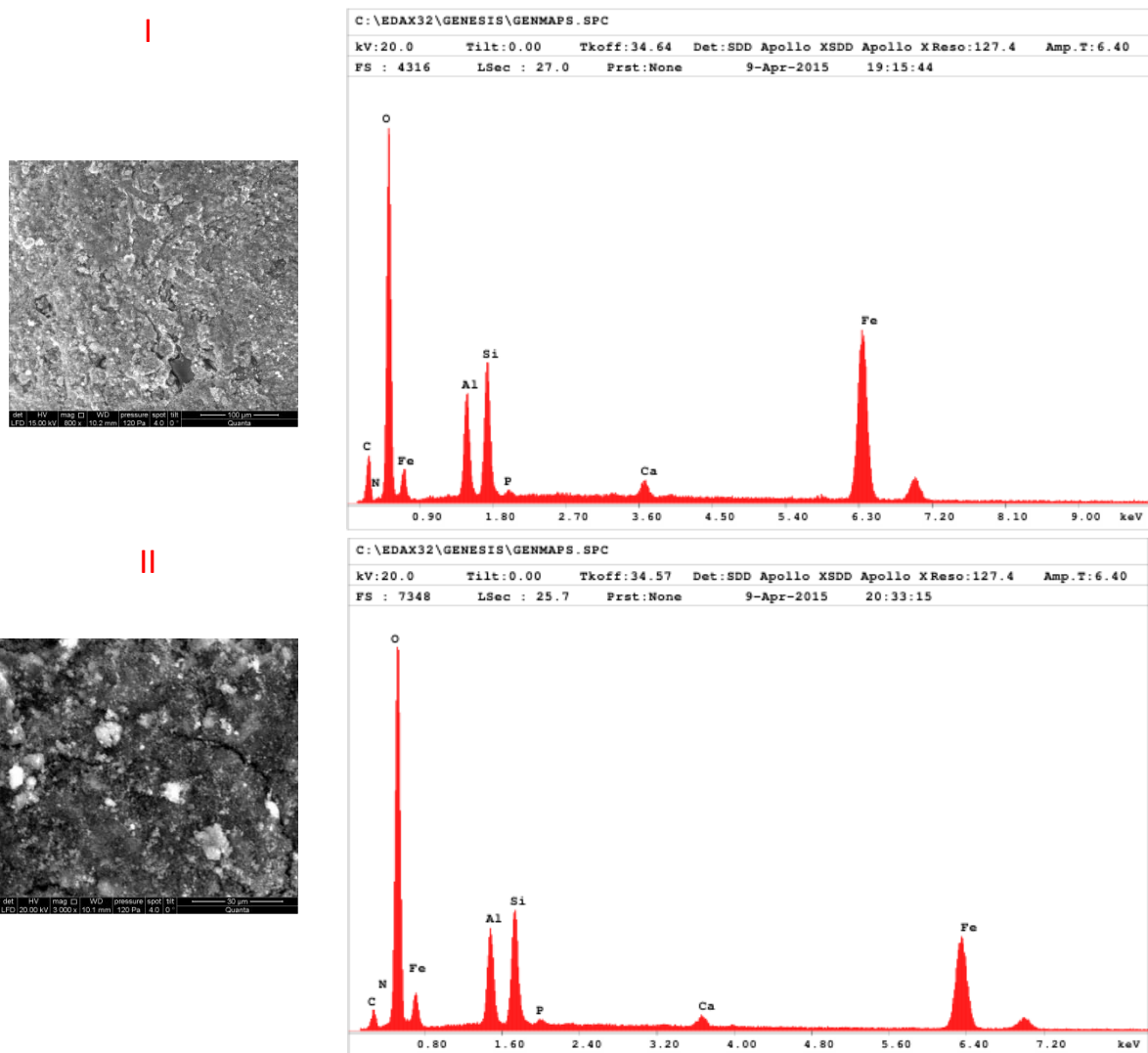


Рис.5.48. Електронне зображення та рентгеноспектральний аналіз поверхні ділянки гранули фільтруючого завантаження станції водоочищення с. Балашівка



За результатами вивчення електронних зображень, а також проведених рентгеноспектральних аналізів активних каталітичних поверхонь контактних завантажень трьох діючих станцій водоочищення встановлено, що із часом, під дією зовнішніх макропроцесів – зміни параметрів якості води, режимів роботи обладнання, а також мікропроцесів – формуванні на поверхні та у міжпоровому просторі матриксних структур, відбуваються зміни їх якісного складу шляхом зменшення кількості мікроелементів, які на початкових етапах брали участь у формуванні активної каталітичної плівки.

Із часом створюються матриксні структури із нанопорами, які дозволяють проводити тонке очищення води від сполук антропогенного походження (амонійного нітрогену, фенолів, розчиненої органіки, йонів важких металів).

#### **5.11. Дослідження процесу вилучення йонів важких металів на матриксних структурах осадів станцій біологічного очищення підземних вод**

За результатами проведених порівняльних досліджень (рис. 5.49, *а, б*) видно, що ефективність очищення природної води від іонів  $\text{Cr}^{6+}$  значно вища при використанні «свіжого» ніж «ущільненого» осаду [189]. Так, наприклад, при концентраціях іонів  $\text{Cr}^{6+}$  до  $1,0 \text{ мг/дм}^3$ , ефективність їх адсорбції на «свіжому» осаді становила 100 % (рис. 5.49, *а*, крива 1), тоді як при використанні «ущільненого» осаду 67 – 80 % (рис. 5.49, *б*, крива 1). При концентраціях іонів  $\text{Cr}^{6+}$  від  $1,0$  до  $2,5 \text{ мг/дм}^3$  та дозі реагенту  $300 \text{ мг/дм}^3$ , ефективність вилучення їх із розчину складала, відповідно, 80 – 90 % для «свіжого» (рис. 5.49, *а*, крива 2) та 64 – 73 % для «ущільненого» осаду (рис. 5.49, *б*, крива 2). Із підвищенням дози «свіжого» осаду за сухою речовиною до  $400 \text{ мг/дм}^3$  ефективність вилучення йонів  $\text{Cr}^{6+}$  із розчинів досягала 81 – 90 % (рис. 5.49, *а*, крива 3), що відповідало нормативам їх скиду у поверхневі водойми у межах міста. Тоді як при використанні аналогічних доз «ущільненого» осаду ефективність становила 67 – 82 % (рис. 5.49, *б*, крива 3). При збільшенні концентрації «свіжого» осаду до  $500 \text{ мг/дм}^3$  спостерігали повне очищення природної води (рис. 5.49, *а*, крива 4) [189].

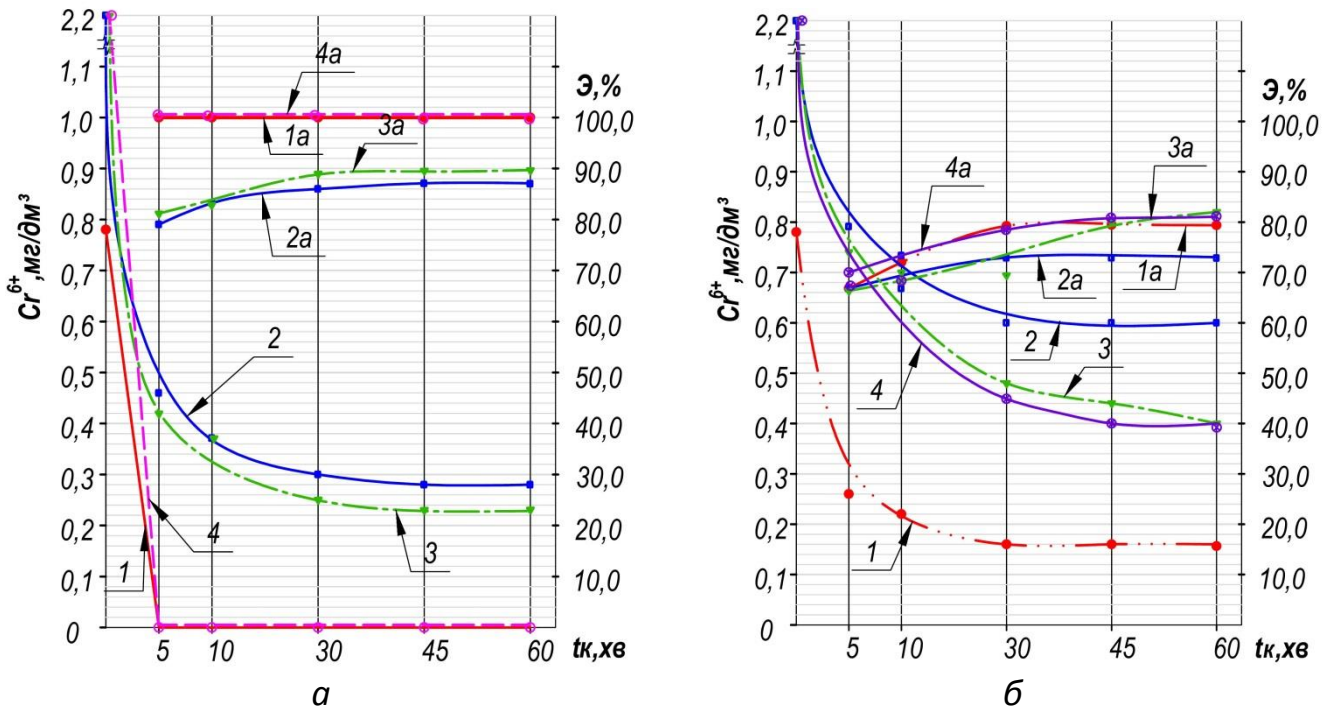


Рис. 5.49. Кінетика (1 – 4) та ефективність (1а – 4а) вилучення йонів  $\text{Cr}^{6+}$  із природних вод при концентраціях: а – «свіжого» осаду: 1 – 300  $\text{мг/дм}^3$ , при  $\text{Cr}^{6+}$  до 1,0  $\text{мг/дм}^3$ ; 2 – 300  $\text{мг/дм}^3$ , 3 – 400  $\text{мг/дм}^3$ , 4 – 500  $\text{мг/дм}^3$  при  $\text{Cr}^{6+}$  1,0 – 2,5  $\text{мг/дм}^3$ ; б – «ущільненого» осаду: 1 – 300  $\text{мг/дм}^3$ , при  $\text{Cr}^{6+}$  до 1,0  $\text{мг/дм}^3$ ; 2 – 300  $\text{мг/дм}^3$ , 3 – 400  $\text{мг/дм}^3$ , 4 – 500  $\text{мг/дм}^3$  при  $\text{Cr}^{6+}$  1,0 – 2,5  $\text{мг/дм}^3$ ; [189]

Результати досліджень вилучення йонів  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  із промивних вод гальванічного виробництва було поділено на декілька етапів [189]. На I етапі при дослідженні одноступеневої схеми (рис. 2.21, а) ефективність осадження йонів важких металів складала відповідно 56 % за міддю та 38 % за цинком. При використанні двоступеневої схеми (рис. 2.21, в) ефективність очищення зростала до 60 % за йонами  $\text{Cu}^{2+}$  та до 40 % за йонами  $\text{Zn}^{2+}$ . Наступну серію дослідів було проведено із застосуванням розчину коагулянту  $\text{FeCl}_3$  дозою 50  $\text{мг/дм}^3$ . Ефективність вилучення ІВМ при цьому становила за міддю 62 %, за цинком 45 %. Додавання розчину коагулянту сприяло коагуляції дрібних завислих частинок із сорбованими йонами важких металів.

На II етапі досліджень було використано двоступеневу схему (рис. 2.21, в) із різними типами реагентів-осаджувачів. Найбільш якісно процес вилучення ІВМ

відбувався за схемою (рис. 2.21, в) із використанням прокаленого при  $t = 600\text{ }^{\circ}\text{C}$  осаду (рис. 5.50, а, колонка С'). Необхідність застосування спеціального обладнання та великі енерговитрати, пов'язані із приготуванням прокаленого осаду, роблять більш привабливим використання іншого типу реагенту-осаджувача – необробленого осаду від станцій біологічного знезалізнення підземних вод (рис. 5.50, а, колонка С'') [189].

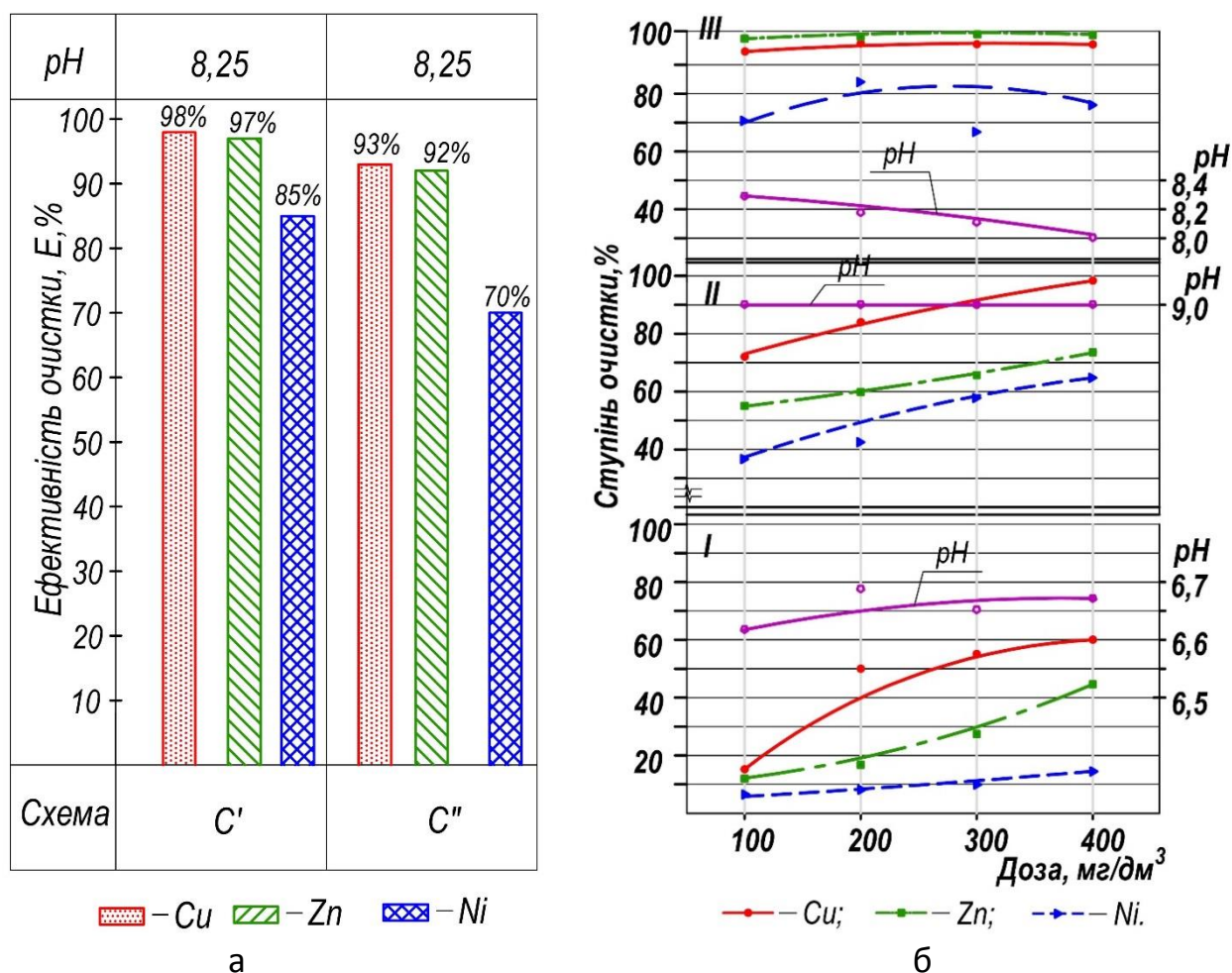


Рис. 5.50. Залежності ефективності очищення промивних вод гальванічного виробництва: а – від технологічної схеми та типу реагенту-осаджувача (колонка С' – із використанням прокаленого осаду; колонка С'' – із використанням «свіжого» осаду); б – від дози реагенту осаджувача та рН розчину при послідовній обробці промивних вод від ванн цинкування: І, ІІІ – магнітні структуризатори; ІІ – гідромеханічний змішувач [189]

На III етапі, з метою доведення залишкових концентрацій іонів  $Zn^{2+}$  до норм скиду в каналізацію, було проведено порівняльні дослідження за триступеневою схемою очищення. Метою проведення досліджень було встановлення оптимальної концентрації реагенту-осаджувача, який ступінчасто вводився у зворотні води. Із розглядання результатів дослідів (рис. 5.50, б) видно, що оптимальна доза введеного перед кожним ступенем реагенту – осаджувача становила  $300 \text{ мг/дм}^3$  [189].

Також із графіків (рис. 5.50, б, II) видно, що з підвищенням рівня рН до 9,0 відбувалося стрімке зниження концентрацій іонів важких металів ( $Cu^{2+}$ ,  $Ni^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$ ) на другому ступені очистки, відповідно, до  $0,31 \text{ мг/дм}^3$ ;  $0,15 \text{ мг/дм}^3$ ;  $0,48 \text{ мг/дм}^3$ .

Як було зазначено вище, швидкість вилучення іонів  $Cr^{6+}$  при використанні «ущільненого» осаду менша, ніж швидкість при використанні «свіжого». Це насамперед можливо пояснити умовами зберігання осаду. В першому випадку осад знаходився в ущільненому стані. При цьому відбувалося руйнування матриксних структур феробактерій і зменшення питомої поверхні контакту [189].

В другому випадку кожної доби на мулові майданчики надходили свіжі об'єми промивної води із осадом, життєдіяльними матриксами феробактерій і розчиненим киснем, абсорбованим із атмосфери при промивці фільтрів.

В осаді підтримувалися умови для життєдіяльності консорціумів феробактерій та початкової структури біомінералів. При використанні такого осаду в реакційній колбі (рис. 2.20, а) феробактерії продовжували свою життєдіяльність, окиснюючи іони  $Fe^{2+}$ . При цьому відбувалося збільшення кількості активних клітин та зовнішньо клітинних екзополімерів в якості додаткових центрів адсорбції іонів  $Cr^{6+}$ . До відповідного моменту зростання кількості мікробних клітин у середовищі інтенсифікувало процес зв'язування іонів  $Cr^{6+}$  із клітинними метаболітами, але із часом ефективність сорбції починала плавно спадати і переходила на плато (рис. 5.49, а, криві 2а, 3а).

Проаналізувавши кінетику вилучення іонів  $Cr^{6+}$  (рис. 5.49, а, б), можливо зробити висновок, що ефективність біосорбції залежить від концентрації матриксних структур, внесених до розчину із осадом, часу контакту. Важливим

фактором, який впливав на кінетику сорбції, є концентрація іонів металу, при збільшенні якої вище критичної інтенсивність сорбції починає зменшуватися [189].

Незначні показники ефективності очищення промивних вод гальванічного виробництва від ІВМ, на I етапі досліджень, пов'язані із недостатньою величиною рН 7,2. Як відомо [256], розрахункові показники рН для осадження ІВМ у вигляді гідроксидів становлять, відповідно: для міді 7,2 – 10,0; для цинку 8,0 – 8,5. Для розчинів із одночасною присутністю цих металів оптимальні значення рН 10,0 – 10,5.

При використанні в якості реагенту-осаджувача свіжого осаду активну участь в процесі адсорбції іонів важких металів беруть біомінерали, клітини та полімерні матриксні структури феробактерій, які мають кристалічну структуру та велику питому поверхню.

Аналіз сформованих матриксних структур біо-мінералів було досягнуто за рахунок дифракції рентгенівських променів, світлової та скануючої електронної мікроскопії (СЕМ). Осад для електронної мікроскопії відбирали піпеткою з самої гущі, підсушували у вакуумній камері та розміщували на підставці в мікроскопі. Кількісні результати спектрального аналізу «свіжого» осаду від промивки фільтрів станції очищення підземних вод м. Березне наведено в табл. 5.12 [189].

Таблиця 5.12 – Кількісні результати спектрального аналізу свіжого осаду після промивки фільтрів станції очищення підземних вод м. Березне

Склад елементів	C	N	O	Al	Si	P	Ca	Fe
Ваговий %	Wt	Wt	Wt	Wt	Wt	Wt	Wt	Wt
Атомарний %	At	At	At	At	At	At	At	At
осад матриксних структур	4,03 10,35	0,90 1,98	22,90 44,11	2,31 2,63	2,95 3,23	0,32 0,32	2,85 2,19	63,74 35,17

Із розгляду даних загального спектрального аналізу видно, що осад промивних вод складається як з органічних, так і неорганічних елементів. В осаді присутні велика кількість атомів O, N, C, Al, Si, Fe. Присутність атомів карбону та нітрогену свідчило про біологічну складову в матриксах біомінералів. З точки зору

процесу адсорбції іонів металів із змінною валентністю, відповідний інтерес викликала присутність іонів  $Al^{3+}$  та  $Fe^{3+}$ .

Метали електростатично зв'язувалися як із аніонною поверхнею клітинної стінки, так з органічними полімерами, які виділялися клітинами на зовні та акумулювалися на їх розвиненій поверхні рис. 5.51.

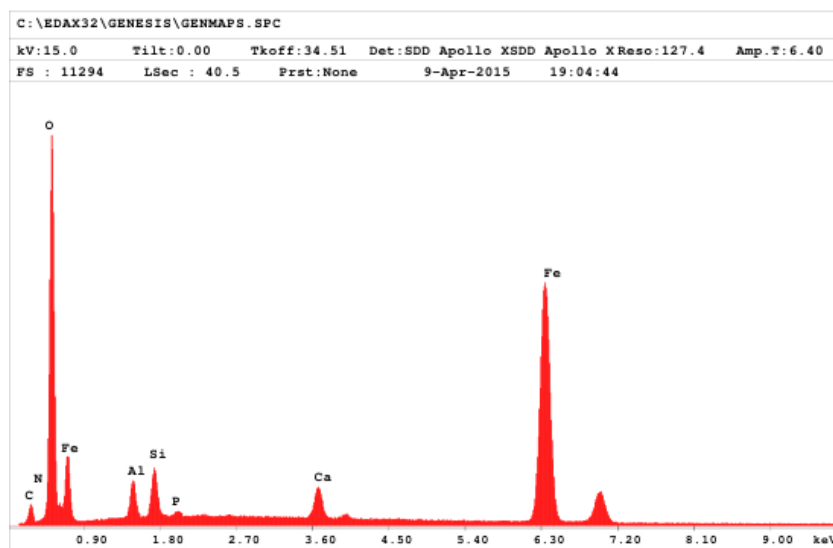


Рис.5.51. Рентгеноспектральний аналіз осаду від станції очищення підземних вод м. Березне Рівненської області

### Висновки до розділу 5.

1. За результатами мікробіологічних досліджень встановлені кількісні та якісні показники чисельності феробактерій в природній воді ( $10^3 - 10^4$  кл/см<sup>3</sup>), в матричних структурах міжпорового простору ( $10^5 - 10^7$  кл/см<sup>3</sup>), а також в осаді промивних вод (до  $10^9$  кл/см<sup>3</sup>).

2. За результатами досліджень впливу зовнішніх фізико-хімічних факторів на розвиток феробактерій встановлено: оптимальні межі гідрокарбонатної лужності води (2,0 - 4,0 ммоль/дм<sup>3</sup>); мінімальні концентрації розчину кальцинованої соди – в якості додаткового джерела неорганічного вуглецю (20 мг/дм<sup>3</sup>); доведено, що мінімальні концентрації розчиненого кисню (0,5 - 1,5 мг/дм<sup>3</sup>) не є лімітуючим фактором для проходження біохімічних реакцій окиснення сполук феруму в слабокислому та нейтральному середовищах, встановлені параметри напруженості магнітного поля, при яких активується (5-15 мТл), гальмується (130-150 мТл) розмноження мікроорганізмів.

3. Встановлено, що при кондиціонуванні слабокислих підземних вод із низьким лужним резервом ( $0,6-1,18$  ммоль/дм<sup>3</sup>), з підвищеним вмістом сполук феруму (до  $30$  мг/дм<sup>3</sup>), амонійного нітрогену та сірководню (до  $1,0$  мг/дм<sup>3</sup>), перманганатної окисності (до  $6-8$  мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>) перед біореактором слід вводити розчин кальцинованої соди ( $50-70$  мг/дм<sup>3</sup>), а перед освітлювальними фільтрами розчин алюміній гідроксихлориду ( $20$  мг/дм<sup>3</sup>), встановлені оптимальні параметри рН ( $6,9 - 7,15$ ) та гідрокарбонатної лужності ( $2,32-3,8$  ммоль/дм<sup>3</sup>) для видалення амонійного нітрогену в контактному завантаженні.

4. Встановлено, що при очищенні нейтральних вод з нормальним та підвищеним лужним резервом ( $7,8-8,2$  ммоль/дм<sup>3</sup>), які містять антропогенні домішки, при підвищенні величини рН до  $7,5 - 7,7$  утворюється стабільна колоїдна система, дестабілізація якої можлива шляхом введення розчину алюміній гідроксихлориду. За результатами порівняльних досліджень щодо очищення біля-нейтральних агресивних, з підвищеним лужним резервом ( $7,6-7,8$  ммоль/дм<sup>3</sup>), твердих ( $10$  ммоль/дм<sup>3</sup>) підземних вод на каталітичних наповнювачах та інертному піщаному завантаженні встановлено, що ефективності процесу видалення сполук феруму є співставимими, але при значно меншій (до  $6$  м/год) швидкості фільтрування на піщаному завантаженні. Доведено, що при підвищенні рН до  $7,3-7,4$  для вод такого класу без використання лужних реагентів на інертних наповнювачах досягається стабільність її властивостей по відношенню до металу.

5. Доведено ефективність використання методу гідродинамічної кавітації для деструкції розчинених у підземних водах важко окиснювальних органічних сполук, фенолів та окиснення амонійного нітрогену.

6. На підставі проведених досліджень комплексного очищення підземних нейтральних вод по висоті неоднорідного багат шарового контактного завантаження встановлено, що процеси окиснення відбуваються практично рівномірно до глибини  $0,8$  м, а загальна ефективність окиснення становила  $90 - 92$  % для Fe<sup>2+</sup>,  $53 - 55$  % для розчиненої органіки та  $91 - 92$  % для сполук NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. При зміні режимів роботи біореактора в діапазоні швидкостей від  $5$  до  $10$  м/год спостерігалось зменшення ефективності очищення в середньому на  $10 - 15$  % за катіонами Fe<sup>2+</sup> та до  $8$ % за розчиненими органічними речовинами. Встановлено, що швидкість окиснення досліджуваних речовин підвищувалася із збільшенням тривалості фільтороциклу.

7. За результатам виробничих досліджень, на водопровідних мережах

м. Березне, м. Нововолинськ визначені оптимальні дози вапняного молока – як для підтримання стабільності води так і формування захисної плівки, а також мінімальні концентрації катіонів  $\text{Ca}^{2+}$  в робочому розчині для проведення стабілізаційної обробки води –  $800 \text{ мг/дм}^3$ .

9. За результатами проведених рентгеноспектральних аналізів поверхонь матричних структур контактних завантажень діючих станцій водоочищення встановлено, що із часом при зміні параметрів якості води, а також в результаті життєдіяльності асоціатів бактерій, відбувається зміна якісного складу матричних структур із зменшенням кількості мікроелементів та збільшенням потенціал визначальних елементів (O та Fe). Доведена можливість сорбції на їх поверхні катіонів  $\text{Al}^{3+}$ , які не вступили у взаємодію із колоїдними частинками при застосуванні для очищення води алюміній гідроксохлориду.

10. На підставі проведених кінетичних досліджень встановлено, що матричні структури біо-мінералів спроможні адсорбувати до  $2,0 \text{ мг/дм}^3$  іонів  $\text{Cr}^{6+}$  із природних підземних вод при оптимальні концентраціях «свіжого» осаду ( $400 - 500 \text{ мг/дм}^3$ ).

11. Визначено залежності ефективності очищення промивних вод гальванічного виробництва від ІВМ ( $\text{Cu}^{2+}$  до  $16 \text{ мг/дм}^3$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  до  $50 \text{ мг/дм}^3$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  до  $1,3 \text{ мг/дм}^3$ ).

12. Встановлено, що для видалення ІВМ із промивних вод гальванічного виробництва, слід застосовувати ступінчасте введення реагенту-осаджувача із дозою  $300 \text{ мг/дм}^3$  на кожному із ступенів.



## РОЗДІЛ 6. УДОСКОНАЛЕННЯ ІСНУЮЧИХ ТА РОЗРОБКА НОВИХ ТЕХНОЛОГІЙ КОНДИЦІОНУВАННЯ БАГАТОКОМПОНЕНТНИХ ПІДЗЕМНИХ ВОД

### 6.1. Технологія та апаратурне оформлення для кондиціонування слабо кислих підземних вод з низьким лужним резервом, які містять підвищені концентрації органічних речовин, амонійного нітрогену, сірководню

Слабокислі (рН 5,0 – 6,5) агресивні ( $I_L \approx -2,0$ ) підземні води із низьким лужним резервом ( $< 2,0$  ммоль/дм<sup>3</sup>) високою кольоровістю (до 80 град. ПКШ), які містять розчинені органічні речовини (до 8,0 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> за величиною ПО), NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (до 4,0 мг/дм<sup>3</sup>), комплексні сполуки Fe – ГК (до 30,0 мг/дм<sup>3</sup>), сірководень (до 4,0 мг/дм<sup>3</sup>), а на деяких водозаборах – феноли (0,01 – 0,12 мг/дм<sup>3</sup>) та манган (до 0,5 мг/дм<sup>3</sup>) складають до 15% від досліджених нами водозаборів (Додаток Б1).

Наприкінці ХХ століття, для очищення підземних вод, в основному впроваджувалися станції знезалізнення за технологією: спрощена аерація – фільтрування, яка не була розрахована для проведення комплексного очищення та кондиціонування природних вод в умовах підвищеного техногенного навантаження. З метою удосконалення існуючої технології, дослідження проводилися на одній із типових станцій в смт Рокитне в період з 8.02.2011 по 30.09.2013 роки. Параметри якості води наведені в табл. 2.1. За розрахунковими критеріями стабільності досліджувані підземні води є надзвичайно агресивними по відношенню до металу та бетону (п. 5.5).

До складу станції (рис. 6.1) входили: п'ять напірних фільтрів I-го ступеню Н=3,8 м, d=1,5 м; два напірних фільтра II-го ступеню Н=3,0 м, d=1,5 м; насоси II-го підйому (К100-65-200 – 1шт; КМ100-65 – 1 шт); насос промивної води (К100-65-200); компресор стисненого повітря РМ-3142.01 в комплекті з двома ресиверами, компресор для подачі стислого повітря для промивки фільтрів. Знезараження води проводилося додаванням хлорного вапна до РЧВ [62, 253].

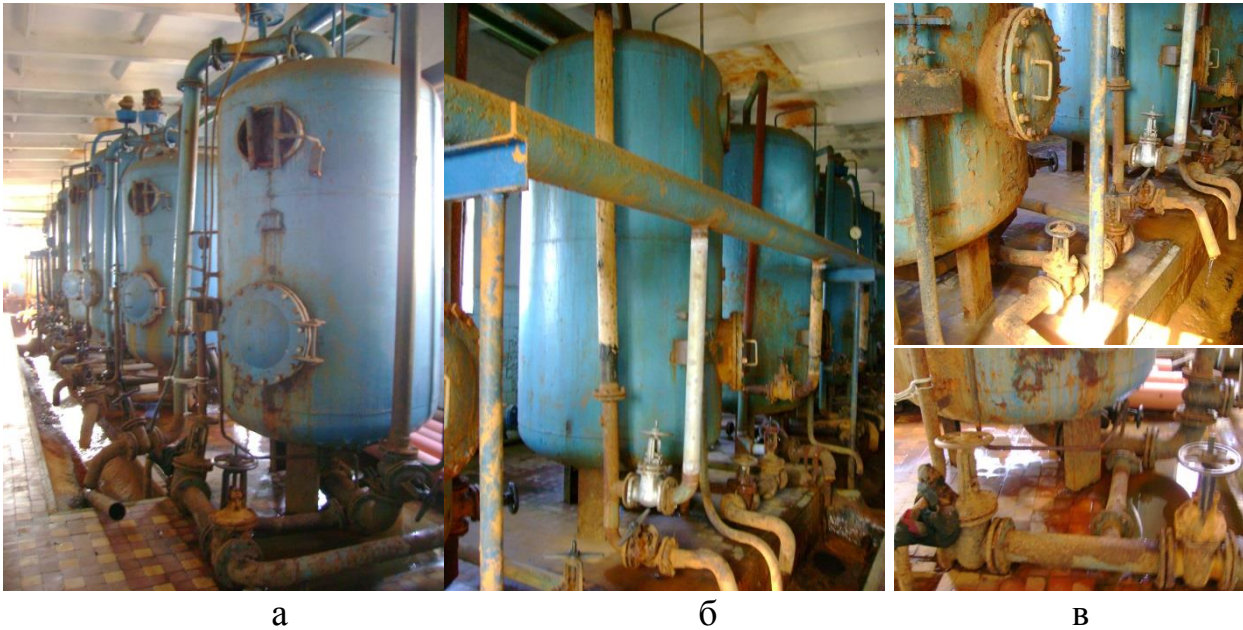


Рис. 6.1. Загальний вигляд стану фільтрів (а,б), технологічних трубопроводів та запірно-регулюючої арматури (в) станції знезалізнення

Перші дослідження щодо вивчення параметрів роботи схеми за існуючою технологією було проведено 8.02.11 (табл.6.1) при продуктивності станції 25 м<sup>3</sup>/год та швидкостях фільтрування 2,5 – 3,0 м/год. В процесі очищення відбувалося зниження величин рН, гідрокарбонатної лужності, а також вмісту катіонів Ca<sup>2+</sup>, при одночасному збільшенні ступеня агресивності фільтрату до I<sub>L</sub> = -2,85.

Таблиця 6.1 – Результати моніторингових досліджень ефективності роботи діючого водоочисного обладнання станції знезалізнення від 8.02.11

Назва параметрів	Fe <sub>заг</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	Лужність, ммоль/дм <sup>3</sup>	Перманганатна окисність, мг O <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	рН	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	Ca <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	I <sub>L</sub>
Вихідна вода	21	0,9	6,99	6,05	0,8	37,6	-2,52
Фільтрат	3,1	0,78	2,83	5,8	0,25	36	-2,85
Е, %	85	-	45	-	68,7	-	-

В результаті вивчення складу каталітичних плівок на поверхні фільтруючого завантаження, а також осаду промивних вод, було встановлено присутність асоціатів і матричних структур мікроорганізмів родів *Gallionella*, *Leptothrix*,

*Crenothrix* (п. 5.5). Спираючись на відомі механізми процесів біохімічного окиснення, в удосконаленій технології було використано принцип активації біохімічних процесів за рахунок введення в систему додаткового джерела неорганічного вуглецю, при одночасному підвищенні величин гідрокарбонатної лужності та рН до меж їх комфортної життєдіяльності. Одночасно із цим прискорювався процес розділення фаз на фільтрах II-го ступеню, за рахунок введення розчину коагулянту та проведення стабілізаційної обробки води.

Для визначення можливості підвищення ефективності роботи схеми за рахунок введення лужного реагенту на діючій станції було проведено експрес-дослідження. У вихідну воду додавали 52 мг/дм<sup>3</sup> 0,1 моль-екв/л розчину NaOH, підвищуючи величину рН до 7,4, та проводили аерацію. Після чого додавали алюміній гідроксохлорид дозою 20 мг/дм<sup>3</sup>, що призводило до зменшення величини рН до 6,8 – 7,0 та утворення дуже дрібних пластівців. Після додавання 1 – 3 мг/дм<sup>3</sup> 0,1 % розчину неіоногенного флокулянту марки HENGFLOC 70010 відбувалося інтенсивне утворення пластівців із осадженням на піщаному фільтрі. Концентрація заліза у фільтраті становила 0,33 мг/дм<sup>3</sup>. Добова розрахункова витрата 0,1н розчину NaOH становила 25 кг, середньо місячна – 750 кг, що для невеликої станції з точки зору вартості реагенту було досить багато. Тому в подальших дослідженнях було вирішено використовувати 0,5 – 1% розчин кальцинованої соди.

Параметри вихідної води становили: залізо загальне 22,3 мг/дм<sup>3</sup>, гідрокарбонатна лужність 0,78 ммоль/дм<sup>3</sup>, рН 5,8 [62]. Результати експрес-досліджень змін параметрів якості води в залежності від доз кальцинованої соди наведено на рис. 6.2. Із отриманих результатів видно, що при підвищенні величини гідрокарбонатної лужності води до 2,3 – 2,4 ммоль/дм<sup>3</sup> та рН до 6,7 – 7,0 при концентраціях 0,5 % розчину кальцинованої соди відповідно 70 та 85 мг/дм<sup>3</sup>, відбувалося підвищення ефективності вилучення катіонів Fe(II) на 17 – 24 % у порівнянні із безреагентною схемою [187] (рис. 6.3). Середня витрата кальцинованої соди за сухою речовиною становила 30 кг/добу. Одночасно із цим нами було продовжено дослідження при зменшенні концентрації розчиненого кисню до 4 – 5 мг/дм<sup>3</sup>.

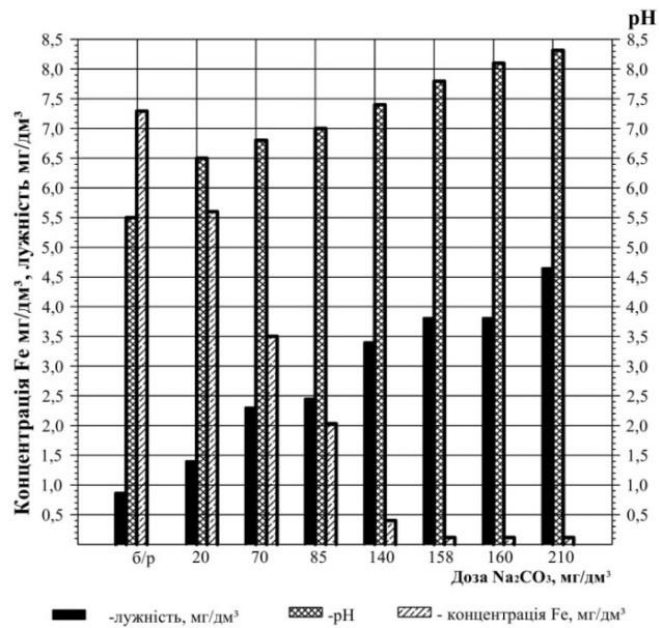


Рис.6.2. Зміна параметрів якості води обробленою в завислому шарі матричних структур в залежності від дози 0,5 % розчину кальцинованої соди (18.01.12) [62]

При таких величинах рН, в присутності  $H_2O_2$  та катіонів  $Fe^{2+}$ , можливе проходження реакцій окиснення легкоокиснюваних органічних сполук та амонійного нітрогену гідроксильними радикалами, які утворювалися в системі, за реакцією Фентона [62, 95, 253]. В результаті проходження біохімічних реакцій окиснення органічних речовин, а також процесів адсорбції катіонів  $NH_4^+$  на поверхні клітин феробактерій, які містили від'ємно заряджені групи іонів ( $PO_4^{3-}$ ;  $COO^-$ ;  $HS^-$ ;  $OH^-$ ) [83], та зв'язуванні його в нерозчинні комплексні сполуки із полімерними структурами матриксів в контактному завантаженні біореакторі та фільтрах відбувалися процеси комплексного очищення вихідної води. Зокрема, відбувалося зниження величин перманганатної окисності з 6,56 мг  $O_2$ /дм<sup>3</sup> у вихідній воді до 4,5 – 4,0 мг  $O_2$ /дм<sup>3</sup> після фільтрів першого ступеня та до 2,7 – 2,3 мг  $O_2$ /дм<sup>3</sup> після фільтрів другого ступеня (рис. 6.4 а). Одночасно із цими процесами відбувалися процеси вилучення амонійного нітрогену з 1,8 – 3,0 мг/дм<sup>3</sup> у вихідній воді до 0,6 – 1,0 мг/дм<sup>3</sup> після фільтрів першого та до 0,55 – 0,2 мг/дм<sup>3</sup> після фільтрів другого ступеня (рис.6.4 б) [253].

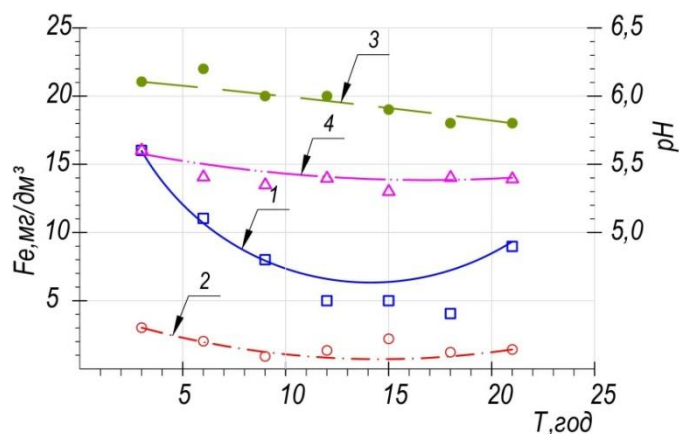
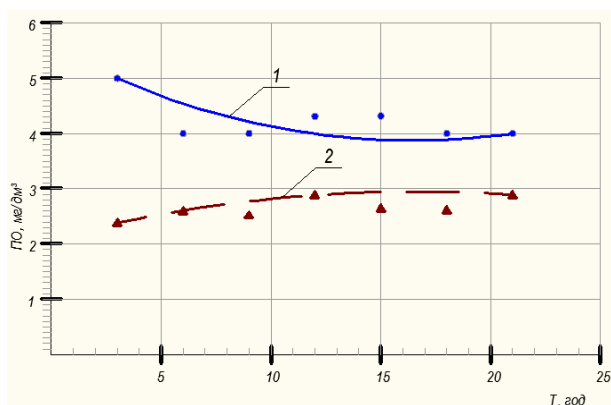
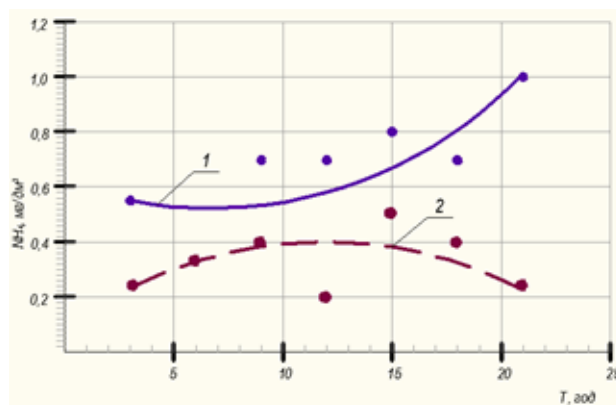


Рис.6.3. Зміна параметрів якості води протягом фільтроциклу без використання реагентів. Концентрацій сполук феруму: 1 – після фільтра 1-го ступеня; 2 – після фільтра II-го ступеня. Величин рН: 3 – після фільтра 1-го ступеня; 4 – після фільтра II-го ступеня.



а



б

Рис.6.4. Зміна показників перманганатної окисності (а) та концентрації амонійного нітрогену (б) протягом фільтроциклу: 1 – після фільтра 1-го ступеня; 2 – після фільтра II –го ступеня (без використання реагентів) [253]

Таким чином, при концентраціях амонійного нітрогену  $1,0 - 3,0 \text{ мг/дм}^3$ , рекомендовано використовувати підключення після фільтрів 2-го ступеня, з метою стабілізаційної обробки води. При концентраціях амонійного нітрогену до  $1,0 \text{ мг/дм}^3$ , для інтенсифікації процесів біологічного очищення, доцільно проводити попереднє підключення води перед фільтрами 1-го ступеня із дозами кальцинованої соди  $40 - 70 \text{ мг/дм}^3$ , підвищуючи величини рН до  $6,5 - 6,8$  та гідрокарбонатної лужності до  $1,8 - 2,35 \text{ ммоль/дм}^3$  [62].

За результатами спектрального аналізу (рис. 6.5) простежується часткове накопичення азоту в матричних структурах. Домінуюча кількість атомів Fe пов'язана з їх біологічної сорбцією та окисненням консорціумами феробактерій.

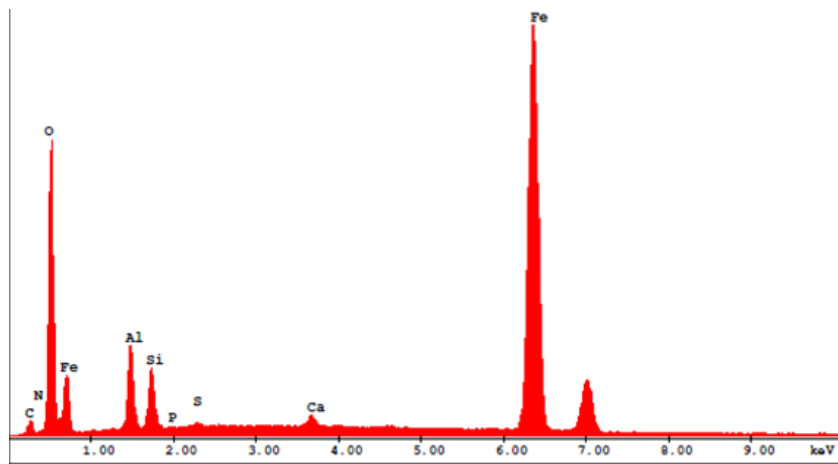


Рис.6.5. Рентгеноспектральний мікроаналіз гранул контактної завантаження фільтрів 1-го ступеня станції очищення підземних вод [253]

При використанні доз кальцинованої соди вище за  $100 \text{ мг/дм}^3$  рН системи підвищувалося до 7,5 – 8,3 (рис.6.2). Як відомо [39] при таких величинах рН відбувається гальмування біологічних процесів із перевагою хімічних процесів окиснення, що призводить до утворення у міжпоровому просторі контактної завантаження аморфного осаду ферум(III) гідроксиду замість біомінералів  $\gamma\text{-FeOOH}$  [62]. Утворений аморфний осад, завдяки великій кількості захоплених молекул води, займає великий об'єм у міжпоровому просторі, що в свою чергу призводить до швидкого приросту втрат напору та зменшенні тривалості фільтроциклу [54].

За результатами проведених досліджень запропоновано технологічну схему (рис.6.6), захищену патентом України [211] та впроваджену в 2012 році в робочий проект реконструкції діючої станції очищення продуктивністю  $300 \text{ м}^3/\text{добу}$ . В основу проекту покладено модернізовану технологію на основі удосконалених біологічних та фізико-хімічних методів очищення та кондиціонування вихідної води. Технологія очищення включала наступні стадії обробки: попередню обробку води 0,5 % розчином кальцинованої соди → аерацію → очищення води в

біореакторі → введення розчину коагулянту → фільтрування → знезараження → стабілізаційну обробку фільтрату. Вихідна вода від свердловини перед напірним змішувачем (1) проходила обробку розчином кальцинованої соди. Змішувач (1) було обладнано системою дрібнобульбашкової аерації. Час перебування води в змішувачі становив 4 – 5 хвилин. Витрату повітря, яке надходило до змішувача, планувалося регулювати за допомогою ротаметру 21. Це дозволяло проводити не тільки коригування величин рН – Eh, концентрації розчиненого кисню в системі, але й підтримувати їх значення на рівні оптимальному для життєдіяльності консорціумів мікроорганізмів.

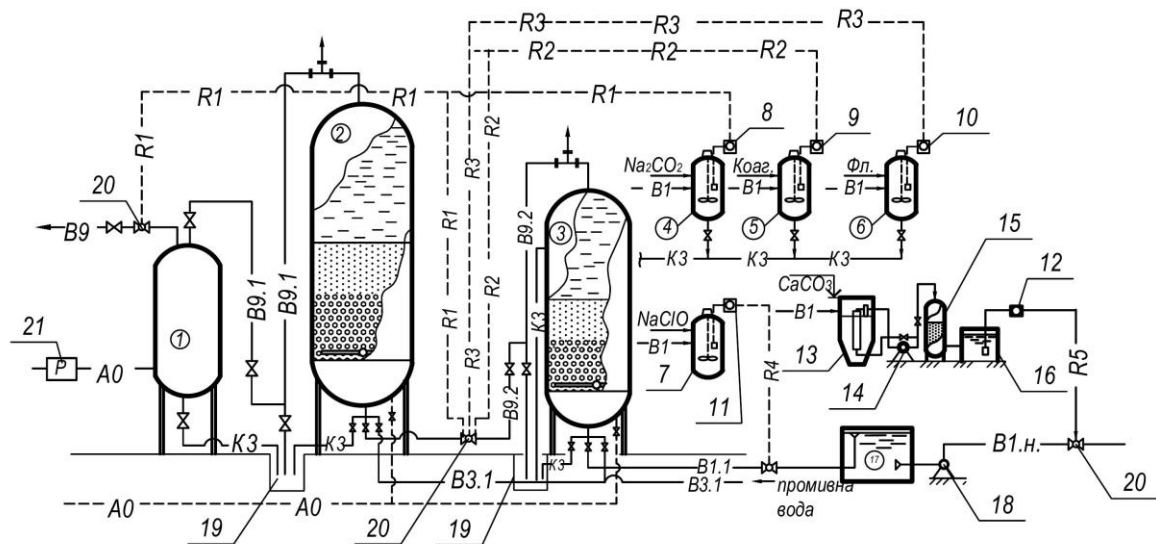


Рис.6.6. Технологічна схема кондиціонування підземних вод: 1 – напірний аераційний змішувач; 2 – фільтр I-го ступеня (біореактор); 3 – фільтр II-го ступеня; 4, 5, 6, 7 – блоки приготування та дозування розчинів кальцинованої соди, коагулянту, флокулянту, натрію гіпохлориту; 8, 9, 10, 11, 12 – насоси-дозатори; 13 – гідравлічний змішувач для приготування вапняного розчину; 14 – циркуляційний насос; 15 – фільтр; 16 – витратний бак освітленого вапняного розчину; 17 – РЧВ; 18 – НС II; 20 – змішувачі; 21 – ротаметр [62]

В подальшому вода із зміненими показниками величин рН – Eh, гідрокарбонатної лужності, а також концентраціями розчиненого кисню та неорганічного вуглецю надходила до контактного завантаження реактора (2).

Швидкість низхідного потоку води становила 2,5-3 м/год. Контактне завантаження складалося із основного фільтруючого шару крупністю фракцій  $\delta=2-3$  мм;  $h=1600$  мм; та підтримуючих шарів  $\delta=3-6$  мм;  $h=200$  мм та  $\delta=6-12$  мм;  $h=200$  мм. Час контакту води із матриксними структурами складав 50-55 хв. Як відомо [77] матриксні структури *bio*-мінералів ( $\gamma\text{-FeOOH}$ ,  $\alpha\text{-FeOOH}$ ) є природними сорбентами із високою питомою поверхнею контакту, що дозволяло до 30 % знизити витрату алюміній гідроксохлориду ( $D_k$  10-15 мг/дм<sup>3</sup>) та неіногенного флокулянту ( $D_\phi$  0,5-1,0 мг/дм<sup>3</sup>). Введення розчину коагулянту передбачалося при сезонах підвищеннях вмісту розчинених органічних речовин та кольоровості.

Процес коагуляції передбачалося проводити у надфільтровому просторі фільтрів II-го ступеню 3 (рис.6.6) із подальшим розподілом фаз в завантаженні із кварцового піску крупністю фракцій  $\delta=0,63-1,2$  мм та товщиною шару  $H_\phi=1400$  мм. Розрахункова тривалість контакту води із піщаним завантаженням за проектом становила 20-25 хвилин.

Для захисту водопровідних труб та обладнання від корозії було передбачено вузол стабілізаційної обробки води (13 – 16). Процес знезараження фільтрату відбувався за допомогою розчину натрію гіпохлориту (7), який планувалося отримувати за допомогою електролізної установки ЕП-10-1. Доза реагенту становила 1,0 мг/дм<sup>3</sup>. Контакт води з хлором протягом не менше 30 хвилин забезпечувався в резервуарі чистої води (17).

Регенерація контактного та фільтруючого завантажень планувалася за допомогою повітряно-водяної промивки із інтенсивністю подачі води 18 л/(с·м<sup>2</sup>). Скид відпрацьованих промивних вод, за проектом, планувався за технологічним трубопроводом КЗ в існуючий збірний канал, звідки повинен був відводитися за межі станції [62].



## 6.2. Технологія очищення і кондиціонування агресивних слабокислих підземних вод з низьким лужним резервом, які містять стійкі колоїдні комплекси та феноли

В якості досліджуваного середовища виступала артезіанська вода, на якій базується система водопостачання с. Балашівка Рівненської області, а саме Балашівського НВК "Колегіум - ЗОШ I-II ступенів", розрахованого на 450 учнів із спортивно-оздоровчим комплексом, до складу якого входить оздоровчий басейн з об'ємом ванни 320м<sup>3</sup>. Дослідження проводили в декілька етапів з 2003 по 2016 роки [199, 257 – 259], що було пов'язано із поступовим погіршенням якості підземних вод (табл. 6.2). Підземні води характеризувалися як агресивні, залізомісткі, слабокислі, із низьким лужним резервом та підвищеним вмістом органічних речовин. Причому, в окремі періоди в них спостерігалось різке підвищення вмісту загального заліза (до 15,6 мг/дм<sup>3</sup>), кольоровості (до 237- 300 град ПКШ), амонійного нітрогену до 1,8 мг/дм<sup>3</sup>, фенолів (до 0,06 мг/дм<sup>3</sup>), перманганатної окисності до 8,0 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>.

Таблиця 6.2 – Характеристика змін параметрів якості артезіанської води с. Балашівка в період з 2003 – 2016 роки [199]

Роки (етапи досліджень)	Параметри якості води					
	pH	Fe, мг/дм <sup>3</sup>	Лужність, ммоль/дм <sup>3</sup>	H <sub>2</sub> S, мг/дм <sup>3</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	ПО, мг О <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>
2003 (I-III)	6,4 – 6,5	4,0 – 4,8	1,28 – 1,5	н. в.	0,55	3,5
2005	6,45 – 6,5	4,9 – 5,4	1,45 – 1,5	0,8-1,3	0,55 – 0,64	3,55
23.09. 08	6,7	6,2	1,7	1,25	1,5	2,83
2010 (IV)	6,40 – 6,8	4,8 – 8,25	1,45 – 1,5	н. в.	0,9 – 1,2	3,5 – 4,7
8.03.13	6,8	4,5 – 8,0	1,5 – 1,54	Н.в.	1,45	4,0 – 4,8
2014 (V)	6,25 – 6,7	8,7 – 10,6	1,30 – 1,40	1,4	1,45 – 1,8	5,65
7.05 – 20.05.15	6,4 – 6,5	5,9 – 7,0	1,5 – 1,6	Н.в.	0,5 – 0,75	До 5,5
4.03,27.09 – 7.10.16	5,9 – 6,7	7,5 – 15,6	1,8	1,2	0,25 – 0,55	6,4

Метою проведення досліджень була розробка технології та обладнання для очищення вод такого класу. Були вирішені наступні задачі: визначена ефективність

використання комбінованих фізико-біохімічних методів очищення води від амонійного нітрогену, залізоорганічних сполук, легкоокиснюваних органічних сполук, фенолів; встановлені залежності ефективності процесу очищення природної води від типу та концентрацій хімічних реагентів; досліджена кінетика деструкції складних залізоорганічних комплексів та амонійного нітрогену за допомогою методу гідродинамічної кавітації; досліджена кінетика змін параметрів якості води протягом фільтроциклів [199]. Дослідження проводилися на виробничій установці продуктивністю 2,5 – 5,0 м<sup>3</sup>/год, розташованій в будівлі станції водопідготовки на території Балашівського НВК (рис. 6.7а). До складу установки входило наступне технологічне обладнання: аераційний блок (ежектор або гідродинамічний кавітатор), встановлений на байпасній лінії від свердловини, контактна колона діаметром 420 мм, висотою 4000 мм із пінополістирольним завантаженням h=500мм, два освітлювальних фільтра діаметром 720 мм, висотою 3300 м. Фільтри були обладнані системою для гідроавтоматичної промивки у вигляді гідро-робота «труба в трубі». Діаметри висхідної та низхідної гілок сифона становили, відповідно 100 мм та 50 мм [199].

В якості носія каталітичних плівок та матричних структур використовували спінений полістирол марки ПСВ, крупністю фракцій 0,8-2,0 мм, товщиною фільтруючого шару 1500 мм. Каталітичне завантаження отримували за методикою, наведеною в п.2.6.2. В якості реагентів використовували: розчин кальцинованої соди (ГОСТ 5100-85); 1 % розчин алюміній гідроксохлориду ПОЛВАК П-68 (ТУ У 19155069.001-1999); 0,1 % розчин неіоногенного флокулянту марки HENGFLOC 70010; розчин гіпохлориту натрію в якості дезифіканта.

Для дозування реагентів застосовували насоси-дозатори марки DLX – МА/А (Італія) (рис. 6.7 в). Для знезараження використовували електролізерну установку «Полум'я - 2» (Україна) [199].

Технологічну схему водоочисного комплексу наведено на (рис. 6.8). Вихідна вода проходила через вузол аерації (2), представлений в залежності від конфігурації досліджуваної технологічної схеми різним обладнанням (соплом, ежектором, гідродинамічним кавітатором), змішувалася із розчином кальцинованої соди (R3),

надходила по дотичній до блоку повітря відділювача (6) – змішувача (7) (рис.6.8, рис 6.9 а), куди здійснювали підвід розчину хімічних реагентів – коагулянту (R2) та флокулянту (R4) (рис. 6.9 б).

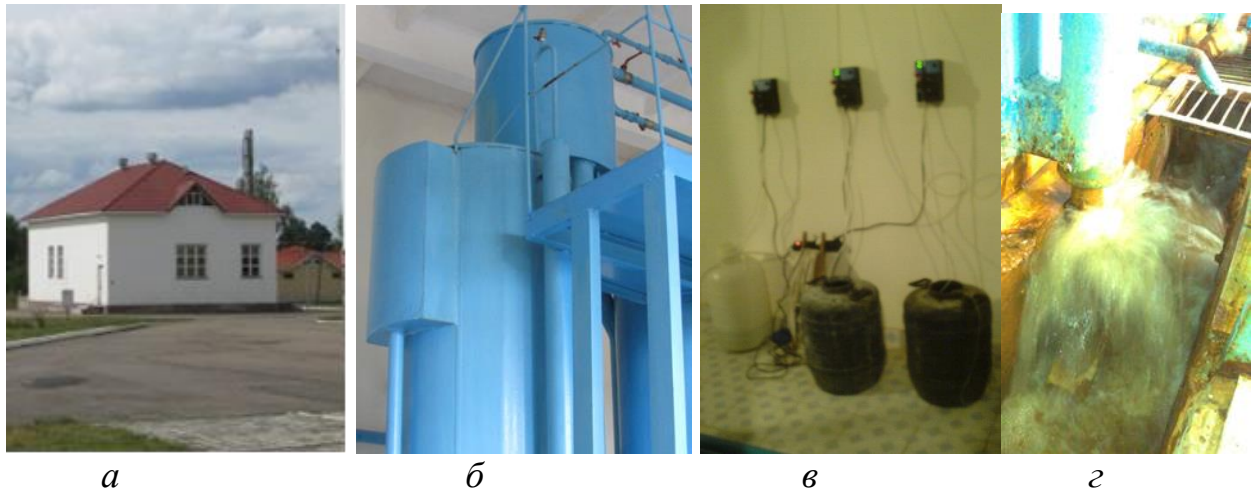


Рис. 6.7. Станція водоочищення в с. Балашівка: а – загальний вигляд будівлі; б – загальний вигляд блоку водоочисного обладнання; в – блок реагентного господарства з витратними баками та насосами-дозаторами; г – промивка фільтра за допомогою гідроробота [199]

Далі по системі перепускних трубопроводів оброблена вода надходила в нижню частину контактної колони (11), в якій відбувалися процеси окиснення забруднюючих речовин та утворення пластівців у висхідному потоці води (рис. 6.9 в). Із контактної колони вода по системам трубопроводів (10) надходила до нижньої частини пінополістирольних фільтрів. Фільтрування відбувалося у висхідному потоці. Чиста вода збиралася у надфільтровому просторі (12) та через кармани (13) і технологічні трубопроводи (14) направлялася до РЧВ (19) [199].

Промивку фільтруючого завантаження проводили із інтенсивністю  $12 \text{ л/см}^2$ , протягом 80 секунд в гідроавтоматичному режимі за допомогою системи гідророботів (15).

На першому етапі (2003 рік) дослідження проводилися за технологічною схемою: спрощена аерація – фільтрування [199, 257, 258]. Установка за даною

схемою працювала декілька місяців, але ефективність очищення від сполук феруму становила всього 15 – 20 % (табл.6.3). Індекс стабільності фільтрату знаходився в межах  $I_L = -1,8$ , що підкреслювало його агресивність. Утворення каталітичної плівки на гранулах фільтруючого завантаження відбувалося дуже повільно [199].

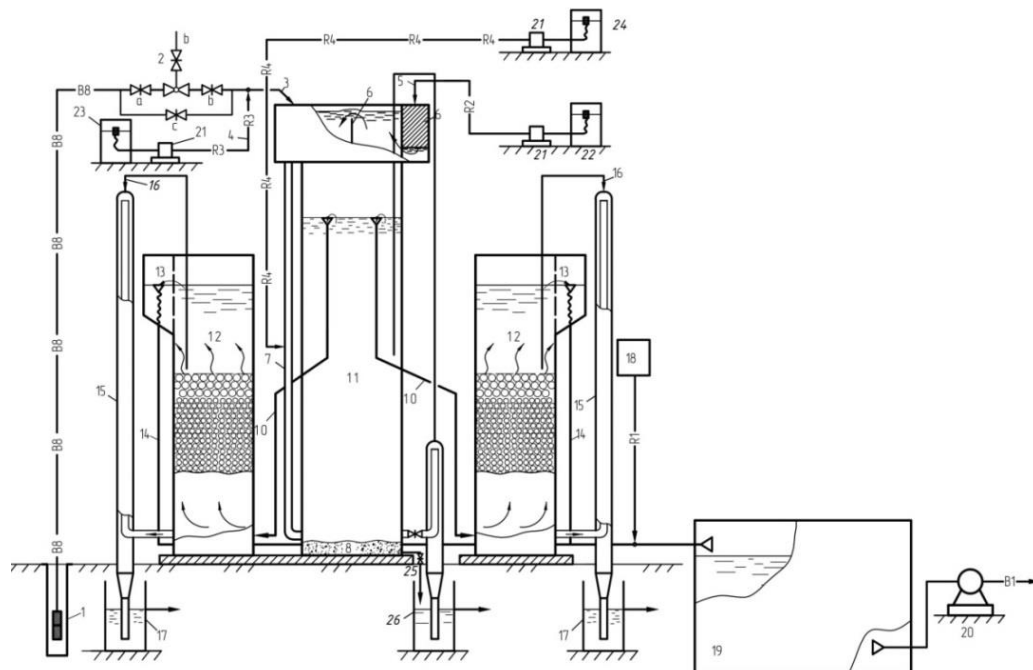


Рис.6.8. Технологічна схема водоочисного комплексу для очищення та кондиціонування підземних вод в системі Балашівського НВК: 1 – свердловина; 2 – ежектор (кавітатор); 3 – ударне сопло; 4 – подача розчину лужного реагенту; 5 – подача розчину коагулянту; 6 – занурена перегородка; 7 – вертикальний гідравлічний змішувач; 10 – трубопроводи подачі води на фільтри; 11 – контактна колона; 12 – промивні баки; 13 – збірний карман; 14 – трубопровід відведення фільтрату; 15 – гідроробот; 16 – трубка зриву вакууму; 17 – гідрозатвор; 18 – вузол знезараження; 19 – РЧВ; 20 – насос другого підйому; 21 – насоси-дозатори; 22 – бак розчину коагулянту; 23 – бак розчину лужного реагенту; 24 – бак розчину флокулянту; 25 – патрубок скиду осаду; 26 – відвідний канал

Для прискорення процесів окиснення на другому етапі досліджень [258] завантаження фільтрів було модифіковано за рахунок нанесення на поверхню гранул пінополістиролу шару активної плівки із оксидів  $MnO_2$ ,  $Mn_2O_7$  [199].

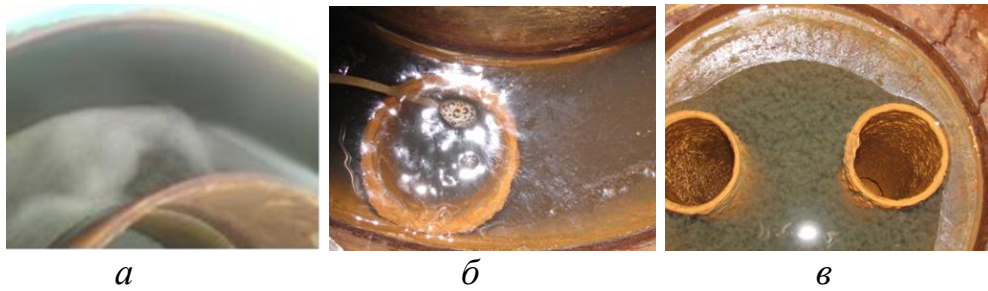


Рис. 6.9. Фото етапів обробки води в блоці обладнання контактної колони: *а* – струмінь води після виходу із сопла ежектору (кавітатору); *б* – введення флокулянту до перепускної труби після повітровідділювача перед контактною колоною; *в* – утворення пластівців в контактній колоні [199].

За даною схемою установка працювала два тижні із швидкістю фільтрування 5 – 6 м/год. Величини рН та індексу стабільності системи залишалися практично незмінними і складали, відповідно, рН 6,5 та  $I_L$  -1,85. Ефективність очищення води від Fe(II) становила 60 – 70 % (табл. 6.3), що не відповідало діючим нормам [205]. В системі не вистачало окисної потужності необхідної для окиснення комплексноорганічних сполук феруму в умовах слабокислого середовища та низької гідрокарбонатної лужності.

На третьому етапі досліджень, до складу технологічної схеми було введено ежектор. Конструктивні особливості якого дозволяли змінювати повітряно-водяне співвідношення в межах від 1:1 до 1:5. На даному етапі до складу технологічної схеми входили: ежекційна – струминна аерація – контактна колона – фільтрування через модифіковане завантаження [199, 258].

Швидкість фільтрування підтримувалася в межах 5 м/год. В схемі було застосовано комбінаторику окиснювачів: кисню повітря – активної окисної плівки із оксидів мангану – гідроген пероксиду, що утворювався в результаті життєдіяльності феробактерій. Результати досліджень, представлені в табл. 6.3 показали, що ефективність очищення води становила від 85 % до 91 %, причому відсоток не окиснених іонів  $Fe^{2+}$  складав в середньому 20 %, інше залізо було представлене йонами  $Fe^{3+}$ , яке знаходилося у зв'язаному стані із органічними кислотами або у вигляді стабільних колоїдів [199].

При цьому величини рН фільтрату знаходилися в межах 6,5-6,9, при одночасному підвищенні редокс-потенціалу системи від 65-80 мВ до 130-250 мВ, що характеризувало перехід системи із відновленого до окисненого стану. Нормативні показники якості води за вмістом заліза ( $0,055-0,25 \text{ мг/дм}^3$ ) були досягнуті при введенні розчину коагулянту дозою  $15 \text{ мг/дм}^3$  в контактну колону. Тривалість фільтроциклів в середньому становила 10 – 12 годин. Установа працювала за наведеною схемою до осені 2010 року. Однак відсутність необхідного для регенерації модифікованого завантаження калію перманганату, призвела до поступового зниження її окисної спроможності [258, 259]. Результати досліджень типового фільтроциклу за даний період наведено на рис. 6.10. Кольоровість води після фільтрів складала 80 градусів ПКШ, ефективність вилучення сполук феруму 78 – 82 %, ефективність видалення розчинених органічних речовин за перманганатною окисністю – 33 %. Протягом всього фільтроциклу спостерігалось зниження величин лужності (до  $1,35 \text{ ммоль/дм}^3$ ) та кислотності фільтрату (до рН 6,2) [199].

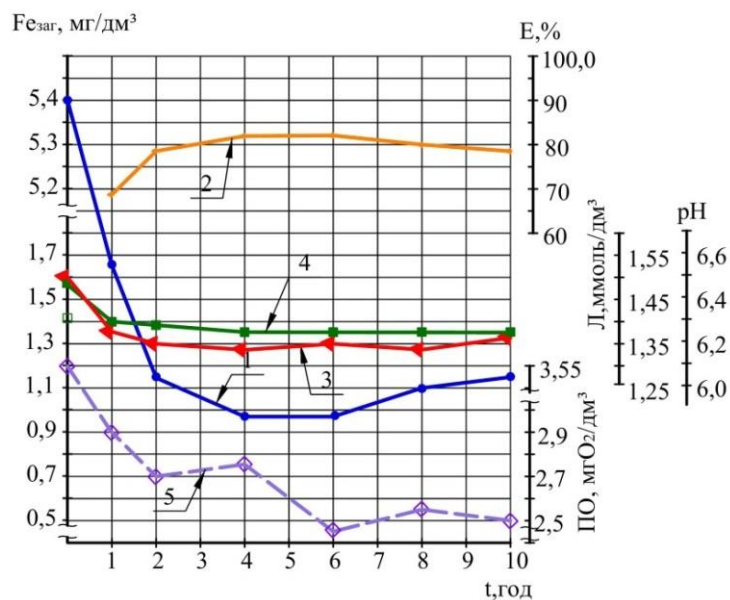


Рис. 6.10. Зміна концентрації феруму (1), величин гідрокарбонатної лужності (3), рН (4), перманганатної окисності (5); ефективність вилучення феруму (2) протягом фільтроциклу ( $t_k$ , год), при очищенні підземної води із вихідними концентраціями:  $\text{Fe}^{2+} = 5,4 \text{ мг/дм}^3$ ,  $\text{Л} = 1,5 \text{ ммоль/дм}^3$ ,  $\text{ПО} = 3,55 \text{ мг О}_2/\text{дм}^3$ , рН 6,45 [199]

Крім того із часом спостерігалось погіршення показників якості підземних вод (табл. 6.2). В результаті чого постало питання про необхідність модифікації існуючої технологічної схеми. В жовтні 2010 року діючу технологічну схему було модифіковано за наступною конфігурацією процесів: підлучення розчином кальцинованої соди (дозою 16-18 мг/дм<sup>3</sup>) – ежекційно-струминна аерація (із повітряно-водяним співвідношенням – 1:2) – введення розчину коагулянту (дозою 10-15 мг/дм<sup>3</sup>) – контактна колонна – фільтрування через модифіковане завантаження [199]. З метою інтенсифікації процесів масообміну перемішування води із реагентами відбувалося в кільцевому перегородчастому змішувачі-повітря-відділювачі в турбулентному потоці (рис. 6.9 а), який дозволяв інтенсифікувати процеси десорбції агресивного CO<sub>2</sub> та H<sub>2</sub>S [199]. Час контакту води з розчиненим киснем повітря у змішувачі становив 1,5 – 2 хвилини. Час перебування води в контактній колоні становив від 25 до 33 хвилин. Продуктивність водоочисного обладнання зменшилася до 1,5 м<sup>3</sup>/год. Результати зміни параметрів якості води протягом половини одного з фільтроциклів наведено на (рис. 6.11) [199].

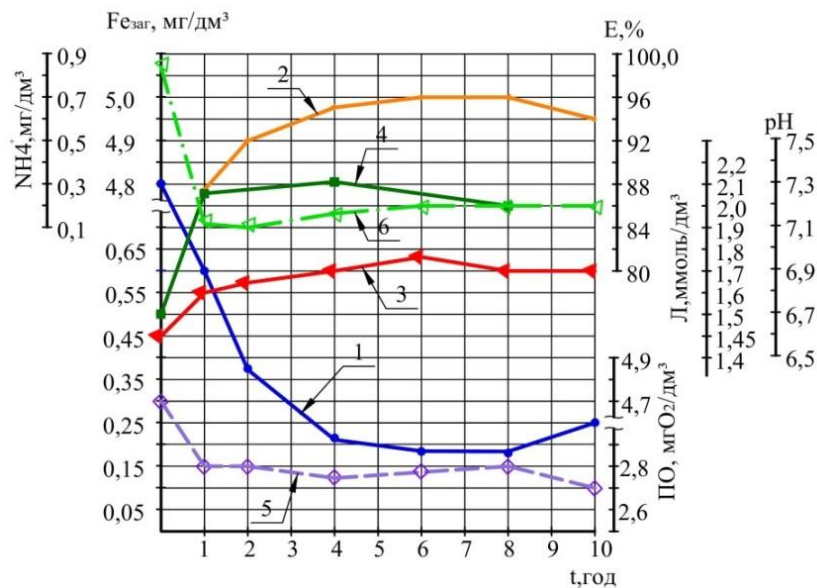


Рис. 6.11. Зміна концентрації феруму (1), величин гідрокарбонатної лужності (3), рН (4), перманганатної окисності (5), амонійного нітрогену (6), ефективність вилучення феруму (2) протягом фільтроциклу (tк, год) при очищенні підземної води із вихідними концентраціями: NH<sub>4</sub><sup>+</sup>=0,9 мг/дм<sup>3</sup>, Fe<sup>2+</sup>=4,8мг/дм<sup>3</sup>, величинами рН 6,4; ПО=4,7 мг O<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, гідрокарбонатної лужності 1,45 ммоль/дм<sup>3</sup> [199].

В результаті обробки води розчином кальцинованої соди, на початку фільтроциклу спостерігали поступове підвищення гідрокарбонатної лужності фільтрату, із кінцевим виходом на плато  $1,7 \text{ ммоль/дм}^3$ , а також його кислотності до рН  $7,2 - 7,3$ . Слід зазначити, що якість води за вмістом іонів  $\text{Fe}^{2+}$  вже через 60 хвилин після завершення режиму промивки фільтруючого завантаження досягала величин  $0,5-0,6 \text{ мг/дм}^3$ , а середня його концентрація протягом всього фільтроциклу складала  $0,3 \text{ мг/дм}^3$ . Одночасно відбувалося зниження до  $0,2 \text{ мг/дм}^3$  концентрацій амонійного нітрогену та до  $2,7 \text{ мг О}_2/\text{дм}^3$  величини перманганатної окиснюваності. Підвищення концентрації заліза до  $0,3 \text{ мг/дм}^3$  в 10 годину від початку фільтроциклу пояснювалося годинною технологічною перервою процесу фільтрування. Тривалість фільтроциклу збільшилась до 24 годин [199].

Прийняті норми [205] поставили завдання щодо зменшення концентрації сполук феруму у фільтраті до  $0,2 \text{ мг/дм}^3$ . Проведені в період з жовтня по грудень 2010 року дослідження дали змогу оптимізувати наступні параметри: водоповітряне співвідношення; концентрації розчину кальцинованої соди у розчинному баці; величини її доз та витрат насоса-дозатора.

В таблиці 6.4 наведені параметри фільтроциклу від 3.11.10 року, тривалістю 10 годин за добу. Тривалість роботи технологічного обладнання була обмежена потребами НВК. Витрати вхідної води становили  $2,0-2,5 \text{ м}^3/\text{год}$ , швидкість фільтрування  $2,7-3,2 \text{ м/год}$ . Концентрація розчину кальцинованої соди у витратному баці 4 %, доза соди для підлуження  $35-45 \text{ мг/дм}^3$ . Концентрація розчину коагулянту у витратному баці 8 – 10 %, доза розчину –  $15 \text{ мг/дм}^3$ , витрата насоса-дозатора  $2 \text{ дм}^3/\text{год}$ . Концентрація розчину флокулянта в витратному баку – 0,1 %, доза –  $1,8-2,0 \text{ мг/дм}^3$ .

На п'ятому етапі було проведено дослідження щодо вивчення зміни ефективності роботи технологічної схеми в умовах сезонного погіршення якості підземних вод (табл. 6.2). Для підвищення окисної потужності схеми діючий ежекційний апарат було модифіковано до гідродинамічного кавітаційного пристрою, а в контактній колоні розташовано завантаження із спіненого полістиролу крупністю фракцій 2 – 3 мм висотою шару 700 мм [199].



Таблиця 6.4 – Параметри якості фільтрату від 3.11.10

Досліджені параметри	Вихідна	Час від початку фільтроциклу, год				
		2	4	6	8	10
Fe <sub>заг</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	4,8	0,18	0,15	0,1	0,14	0,25
E, %	-	96,3	96,7	98	97	95
L, ммоль/дм <sup>3</sup>	1,5	2,12	2,2	2,4	2,15	2,1
ПО, мг O <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	5,4	2,6	-	2,3	2,4	2,3
pH	6,5 - 6,7	7,25	7,3	7,4	7,3	7,1
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	0,55	0,1	0,08	0,05	0,0	0,0

Дози реагентів складали: кальцинованої соди 35-45 мг/дм<sup>3</sup>; коагулянту 20 мг/дм<sup>3</sup>; флокулянту 8-10 мг/дм<sup>3</sup>. Витрати насосів-дозаторів, відповідно, становили: 4 дм<sup>3</sup>/год, 2 дм<sup>3</sup>/год, 2 дм<sup>3</sup>/год. Це дозволило підвищити лужність фільтрату до 2,0-2,2 ммоль/дм<sup>3</sup>, а кислотність до нейтрального середовища. Результати досліджень наведено на рис. 6.12.

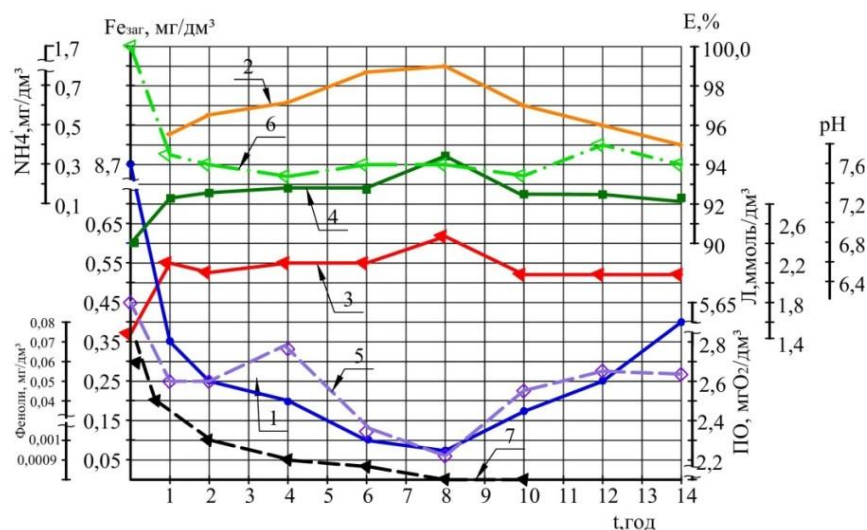


Рис. 6.12. Зміна концентрації феруму (1), величин гідрокарбонатної лужності (3), pH (4), перманганатної окисності (5), амонійного нітрогену (6), фенолів (7); ефективності видалення феруму (2) протягом фільтроциклу (тк, год) при очищенні підземної води із вихідними концентраціями: NH<sub>4</sub><sup>+</sup>=1,7 мг/дм<sup>3</sup>, Fe<sup>2+</sup>=8,7 мг/дм<sup>3</sup>, C<sub>6</sub>H<sub>5</sub>OH = 0,06 мг/дм<sup>3</sup>; ПО=5,65 мг O<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, гідрокарбонатної лужності 1,40 ммоль/дм<sup>3</sup>, pH 6,5 [199]

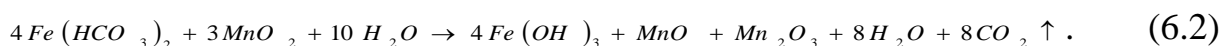
Середні концентрації катіонів Fe<sup>2+</sup> та NH<sub>4</sub><sup>+</sup> в межах фільтроцикла складали відповідно 0,2 - 0,3 мг/дм<sup>3</sup> та 0,25-0,4 мг/дм<sup>3</sup>, що відповідало 96 – 99 % та 76–85 % ефектам очищення. Величина перманганатної окисності зменшилася до 2,3- 2,65 мг O<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>. Наявності сірководню та фенолів у фільтраті не було визначено.

Оптимальна тривалість фільтроциклу при зазначених концентраціях забруднюючих речовин складала в середньому 12 годин, після чого починався приріст сполук феруму в фільтраті (рис. 6.12) [199].

На кожному з етапів проведених досліджень, щодо комплексного очищення слабокислих вод від амонійного нітрогену, феруму, легкоокиснюваної органіки, фенолів було розглянуто вплив окиснюваної здатності запропонованих систем на ефективність видалення зазначених забруднень.

Незначну ефективність процесу окиснення сполук Fe(II) на першому етапі можливо пояснити наявністю гальмуючих факторів: низьким лужним резервом – до 1,4 ммоль/дм<sup>3</sup>, присутністю агресивного CO<sub>2</sub> – до 50 мг/дм<sup>3</sup> та розчинених гумінових кислот [199]. Відомо [5, 19, 22], що присутність CO<sub>2</sub> є одним із важливих факторів, які утримують залізо у розчиненому стані. Однак, як видно із діаграми Аллопо-Дюбена [5], видалення агресивного CO<sub>2</sub> методом аерації, в свою чергу, залежить від гідрокарбонатної лужності води і є можливим лише при її величині більшій за 2,0 ммоль/дм<sup>3</sup>. Іншим фактором, який утримує залізо у розчиненому стані, є гумінові кислоти, які утворюють із іонами Fe<sup>2+</sup> важкоокиснювані комплекси [199].

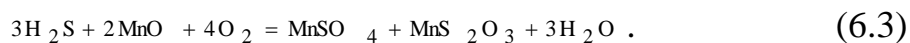
При використанні модифікованого фільтруючого завантаження, процеси окиснення сполук Fe(II) проходили на поверхні його гранул покритих активною каталітичної плівкою із вищих окислів мангану з подальшим їх відновленням до нижчих ступеней окиснення [199]:



Ефективність очищення води, при швидкостях фільтрування до 6 м/год, становила біля 70 %. Із часом у складі каталітичної плівки відбувалися процес зменшення вмісту MnO<sub>2</sub> з одночасним зростанням сполук його оксиду, що призводило до поступового зниження її окисної здатності [199].

Крім того, на зменшення активності каталітичної плівки впливало блокування її активних центрів розчиненими гуміновими комплексами,

адсорбованими сполуками Fe(II), а також проходженням на її поверхні процесів окиснення сірководню [199]:



Враховуючи що калій перманганат, який використовувався для регенерації фільтруючого завантаження, відносився до прекурсорів його подальше використання в технології було зупинене. Як показали наші дослідження, під час роботи фільтрів на поверхні активної каталітичної плівки та у міжпоровому просторі завантаження, поступово відбувався процес формування матриксних структур, на поверхні яких спостерігалася адсорбція катіонів  $\text{Al}^{3+}$ , які утворилися при гідролізі алюміній гідроксохлориду та не вступили у взаємодію із колоїдними частинками (рис. 6.13 б).

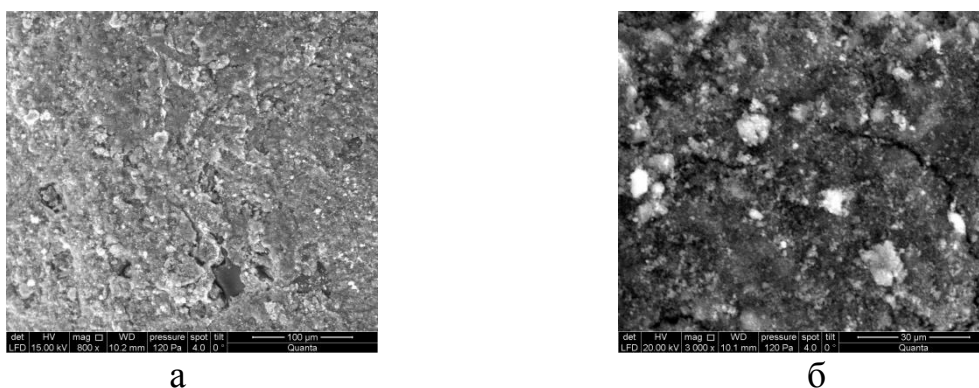
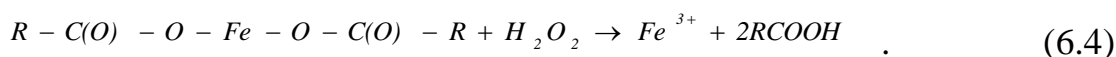


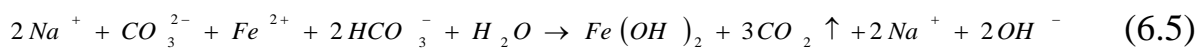
Рис.6.13. Фото поверхні гранул пінополістирольного завантаження із каталітичною плівкою: а) поверхня каталітичної плівки 800х; б) поверхня активної каталітичної плівки із сорбованими катіонами алюмінію 3000х;

Це дозволило поступово перевести роботу технологічної схеми із режиму суто фізико-хімічних методів до комплексного використання удосконалених комбінованих методів очищення, використовуючи в якості додаткового окисника гідроген пероксиду, який утворювався в результаті життєдіяльності окремих родів феробактерій [199, 258]:



Таким чином на даному етапі, в результаті використання декількох видів окиснювачів (кисню повітря, гідроген пероксиду, а також частково активної каталітичної плівки з вищих оксидів мангану), вдалося дещо підвищити окиснювану здатність системи. Що дозволило знизити кольоровість підземних вод від 180 град ПКШ до 50 – 80 град ПКШ у фільтраті [199].

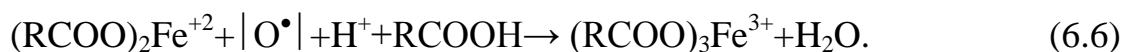
На четвертому етапі досліджень, з метою модернізації технологічної схеми, у вихідну воду вводили розчин кальцинованої соди, що дозволило підвищити ефективність видалення сполук феруму та розчинених органічних речовин відповідно до 94 %, та 44 – 50 % (рис. 6.12).



В результаті реакції у воду виділявся  $CO_2$ , який використовувався мікроорганізмами роду *Gallionella* в якості додаткового джерела неорганічного вуглецю для побудови клітинної біомаси [197, 199].

На п'ятому етапі досліджень для підвищення окисної потужності системи було використано найбільш потужні з усіх відомих окиснювачів – гідроксильні радикали, які утворювалися при проходженні води крізь гідродинамічний кавітатор.

Зокрема відбувалося руйнування залізогомінових комплексів та окиснення зв'язаного з ними  $Fe^{2+}$  [199]:



В результаті утворювалася колоїдна система, яка легко видалялася при застосуванні коагулянтів на фільтрах. Механіми процесів деструкції амонійного нітрогену та залізогомінових комплексів, а також рівняння хімічних реакцій наведено в четвертому розділі.

Таким чином при розташуванні методів в певній послідовності було отримано синергетичний ефект очищення води. При наявності у воді важко окиснюваних органічних сполук (амонійного нітрогену, фенолів, ферум-органічних комплексів) на першому ступені водоочищення слід застосовувати метод ГДК, який дозволяв

руйнувати молекулярні зв'язки в складних органічних молекулах і частково їх окиснювати, переводячи із розчиненого до колоїдного стану. Підлучення води розчином кальцинованої соди дозою 35 – 45 мг/дм<sup>3</sup> із наступною обробкою розчинами коагулянту дозою 15 – 20 мг/дм<sup>3</sup> та неіоногенного флокулянту дозою 8 – 10 мг/дм<sup>3</sup> дозволяло дестабілізувати створену колоїдну систему з наступним розподілом фаз в контактному завантаженні. На наступному етапі відбувався процес доокиснення та адсорбції зазначених речовин на матричних структурах, розташованих як на поверхні фільтруючого завантаження, так і в його міжпоровому просторі. Встановлено оптимальні швидкості фільтрування 3 – 5 м/год.

Таблиця 6.3 - Послідовність зміни якості води по блоках водоочисної установки в с. Балашівка Березнівського району Рівенської області [258]

Вихідна вода				Після ежектора			Після контактної колони (без контактного завантаження)			Лівий фільтр			Правий фільтр
Лужність, ммоль/дм <sup>3</sup>	Fe <sub>заг</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	Fe <sup>2+</sup> / Fe <sup>3+</sup>	pH /Eh	Fe <sub>заг</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	Fe <sup>2+</sup> / Fe <sup>3+</sup>	pH/Eh	Fe <sub>заг</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	Fe <sup>2+</sup> / Fe <sup>3+</sup>	pH/Eh	Fe <sub>заг</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	Fe <sup>2+</sup> / Fe <sup>3+</sup>	pH/Eh	Fe <sub>заг</sub> , мг/дм <sup>3</sup>
<b>Спрощена аерація з наступним фільтруванням через не модифіковане завантаження</b>													
1.4	4.8	н.в	6.4/ 75	н.в	н.в	н.в	н.в	н.в	н.в	4,2	н.в/н.в	6.7/70	3.8...4
<b>Спрощена аерація з наступним фільтруванням через модифіковане завантаження</b>													
1.4	4.5	н.в	6,65/ н.в	н.в	н.в	н.в	н.в	н.в	н.в	1,8	н.в/н.в	6.56/н в	1.25
1.28	3.93	н.в.	6.58/ н.в	н.в	н.в	н.в	н.в	н.в	н.в	1,56	н.в/н.в	6.5/н. в	1.30
<b>Ежекування повітря струменем вихідної води з наступним фільтруванням крізь багатощарове модифіковане завантаження</b>													
1.55	4.85... .5.05	4.6..4. 8/0.25	6.4/ 80	4.5 1	0.28/ 4,23	6.9 /100	5.0	0.20/4.8 0	6,85	0,40	0.11/0.2 9	6,9/ 230	0,95
1.60	5.30	5.2/ 0.1	6.4/ 80	4.8	0.3/ 4,55	6,85 /100	4,35	н.в	6,25/16 0	0,50	н.в	6,50/ 210	н.в
1,54	5.15	5,0/ 0,15	6,45/ 65	4.5 6	2.71/ 1.85	6,5/ 87	4.10	2.58/1.5 2	6,82/80	0,70	0.1/0.65	6,40/ 210	0,45
1,55	5.5	5,3 /0,2	н.в	5.3	2.12/ 3.18	6,74/ 90	4.30	1.65/2.6 5	6,25/13 0	0,78	0.12/0.5 8	6,75/ 300	0,75
1.5	5.3	5,15/ 0,15	6.4/ 70	4.8	1.5/ 3,3	6,9/ 100	4.0	0.16/3.8 4	6,80/ 100	0,80	0.2/0.5	6,85/ 125	0,45
1.40	4.87	4,8/07	6,5/85	4,7	1,7/3	н.в	н.в	н.в	н.в	0,55	0.17/0.4 3	7.10/-	0,50
1.6	4.85	4.8 /0.05	6,5/ 50	4.6	1,35/ 3,25	7,0 /115	3,35	0.45/2,9	6,85/80	0,055	0.055/ві дсутнє	6,75/ 190	0,25
1.45	4.8	4,75/ 0,05	6,5/ 70	4,5	н.в	н.в	н.в	н.в	н.в	0,10	0.1/ відс.	6,8/ 170	0,28

### 6.3. Технологія очищення і кондиціонування агресивних, біля нейтральних, середньолужних вод та апаратурне оформлення на прикладі водоочисної станції м. Березне Рівненської області

Для очищення та кондиціонування нейтральних агресивних вод ( $I_L \approx -0,5$ ), із величиною перманганатної окисності (до  $6,0 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$ ), які містять сполуки феруму (до  $5,0 \text{ мг}/\text{дм}^3$ ),  $\text{NH}_4^+$  (до  $1,0 \text{ мг}/\text{дм}^3$ ), феноли (до  $0,03 \text{ мг}/\text{дм}^3$ ) удосконалено технологію з використанням методів біохімічного окиснення – фільтрування – реагентної стабілізаційної обробки. Технологію введено в експлуатацію в 2010 році, згідно «Технічних рекомендацій», розроблених на підставі робочого проекту «Реконструкція станції знезалізнення в м. Березне Рівненської області потужністю  $2000 \text{ м.куб}/\text{добу}$ » (рис. 6.14).

На станції впроваджено двоступеневу безреагентну схему (рис. 6.15), до складу якої входять: біореактор діаметром  $2,8 \text{ м}$ , висотою  $8,0 \text{ м}$ , три відкритих пінополістирольних фільтри розмірами  $2,0 \times 2,0 \times 4,3 \text{ м}$  (рис. 6.16), електролізна установка «Полум'я-2», насос-дозатор натрій гіпохлориту, резервуар чистої води (РЧВ), насоси другого підйому, блок стабілізаційної обробки води [251].

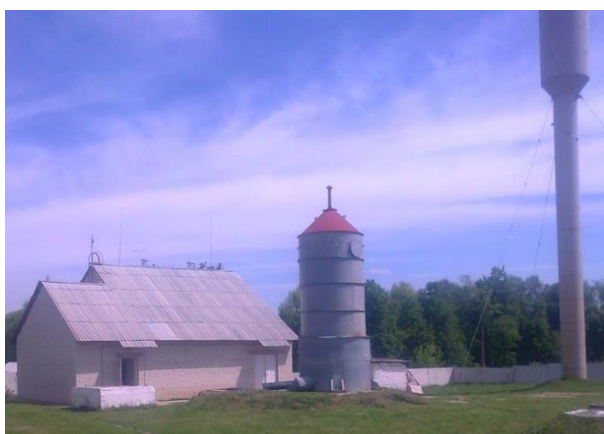


Рис. 6.14. Загальний вигляд водоочисної станції продуктивністю  $2000 \text{ м}^3/\text{добу}$  в системі водопостачання м. Березне в різні пори року

Вихідна вода із свердловин 2, 2а, які розташовані на території майданчика станції знезалізнення, насосами ЕЦВ -10-63-65 та ЕЦВ -8-63-65, подається у верхню робочу частину біореактора. Висота робочої циліндричної частини якого – 6,2 м; верхньої кришки у вигляді конуса – 1,085 м; витяжної труби – 1,0 м. Витяжна труба, діаметром 150 мм, використовувалась для створення припливно-витяжної вентиляції крізь отвори для впуску повітря та повітряні канали. В верхній робочій частині біореактора, по його осі, розташовувався напірний трубопровід вхідної води із пристроєм для кріплення сопла струминної насадки, камери змішування із дифузором та відбивачем  $D_{\text{відб.}} = 600$  мм. Зовні, за периметром споруди, на відстані 500 мм від верхньої конічної кришки, були розташовані круглі отвори  $d_0=25$  мм призначені для підсмоктування атмосферного повітря. На відстані 100 мм від зовнішньої стінки за периметром реактора було розміщено захисний кожух який запобігав потраплянню води до впускних отворів та створював повітряні канали за якими повітря із атмосфери надходило в зону виходу струменя води із сопла конусної насадки. Збагачена киснем повітря вода проходила через камеру змішування, дифузор та низхідним потоком рівномірно розбризкувалася над поверхнею контактного завантаження, яке було розташоване на відстані 1000 мм від конічного сопла під утримуючою сіткою [252]. Контактне завантаження виконано із спіненого пінополістиролу марки ПСВ за ОСТ 301-05-92Е. Крупність фракцій та висота його шарів становили:  $\delta = 6,0 - 12$  мм,  $h = 700$  мм;  $\delta = 3,0 - 6,0$  мм,  $h = 500$  мм;  $\delta = 2,0 - 3,0$  м,  $h = 500$  мм. Шар фракцій  $\delta = 6,0 - 12,0$  мм знаходився у незатопленому стані [251]. Висота постійного рівня води в споруді підтримувалася відміткою відвідного трубопроводу до повітря-відділювачів фільтрів. В реакторі відбувалося комплексне очищення води від катіонів  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ , розчинених органічних сполук, фенолів. Загальний час перебування води становив від 60 до 20 хвилин, після чого вода надходила на фільтри типу ФПЗ-1, забезпечуючи очищення від зависі ферум(III) гідроксиду та матриксних структур біо-мінералів. Перед кожним із фільтрів встановлено повітря-відділювачі висотою 5,3 м, з'єднані з колекторами нижньої дренажної системи кожного окремого фільтра. Корпус фільтра було обладнано карманом збору фільтрату, сіткою для запобігання виносу плаваючого

завантаження, нижньою дренажною розподільчою системою та системою гідроавтоматичної промивки на базі гідророботів конструкції «труба в трубі» (рис. 6.18 а). Висота гідроробота становила 4310 мм, діаметри зовнішньої труби 300 мм, внутрішньої 150 мм, трубки зриву вакууму 42 мм.

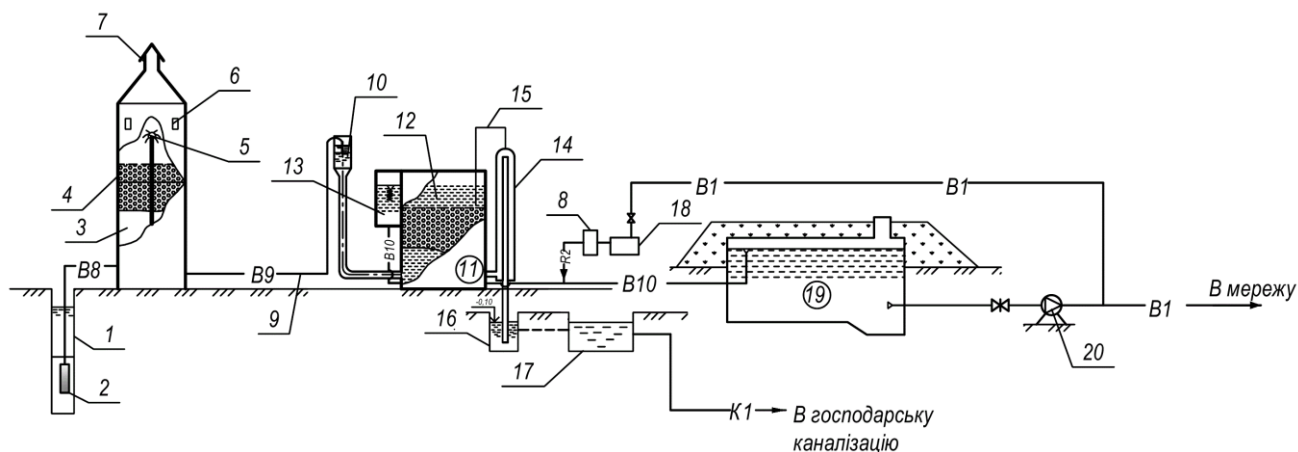


Рис. 6.15. Технологічна схема очистки підземних вод: 1 – свердловина; 2 – занурений електронасос; 3 – біореактор; 4 – контактне завантаження; 5 – блок аераційної насадки; 6, 7 – вентиляційні вікна та витяжна труба; 9 – трубопровід подачі води; 10 – деаератор; 11 – освітлювальний пінополістирольний фільтр; 12 – промивний бак; 13 – карман збору та відведення фільтрату; 14 – гідроробот; 15 – трубка зриву вакууму; 16 – гідрозатвор; 17 – пісковловлювач та горизонтальний відстійник; 8 – насос-дозатор гіпохлориту натрію; 18 – електролізер; 19 – РЧВ; 20 – НС-II [10, 251]

В якості фільтруючого завантаження використовували гранульований пінополістирол марки ПСВ або ПСВ-С за ОСТ 202-05-92 і ОСТ 301-05-92Е. Верхній розподільчий шар прийнято товщиною 200 мм з діаметром гранул 4-8 мм. Діаметр гранул робочого шару складав 1,0-2,5 мм, а його робоча висота 1000 мм [261]. Промивку фільтрів здійснювали як в гідроавтоматичному (рис. 6.17 б, с) так і ручному режимах.

Для знезараження питної води на станції використано електролізну установку "Полум'я-2". Для проведення стабілізаційної обробки води використовували витратні баки із освітленим 1 – 2% розчином  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  та насос-дозатор.

Період виведення технологічної схеми в робочий режим тривав з 20.05.10 по 7.09.10 року. За результатами технологічних випробувань було виявлено значну



нерівномірність водоспоживання і як наслідок гідравлічного навантаження на технологічне обладнання за окремими місяцями, днями, годинами.

Метою проведених досліджень було встановлення ефективності комплексного очищення підземних вод, а також надійності роботи запропонованої технологічної схеми та обладнання в умовах нерівномірності зміни питомого навантаження, швидкостей фільтрування, сезонних коливань якості підземних вод та температури повітря [224, 251, 261].



Рис. 6.16. Фільтрувальний зал станції



а

б

с

Рис. 6.17. Промивка фільтрів в гідроавтоматичному режимі: а – загальний вигляд; б – початок промивки; в – закінчення промивки [251]

З 2010 року станція очищення води працювала цілодобово за різними режимами та графіками водоспоживання при різних зовнішніх температурах

повітря. У 2012 році на станції було встановлено частотні перетворювачі, для коригування роботи насосів 2-го підйому, при цьому витрата насосів першого підйому встановлювалась постійною для певного сезону року.

На рис.6.19 наведено результати фільтроциклу в період з 14.05 по 16.05.12 тривалістю 48 годин після промивки біореактора та фільтра №3. Параметри якості вихідної води:  $Fe_{заг}$  1,95-2,15 мг/дм<sup>3</sup>, гідрокарбонатна лужність 3,5 ммоль/дм<sup>3</sup>, перманганатна окисність 1,7-1,84 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, вміст іонів  $NH_4^+$  0,65 мг/дм<sup>3</sup>, рН 7,1-7,15. Гідравлічне навантаження становило відповідно: 11 - 12 м/год та 5 - 5,5 м/год.

Із розгляду даних видно, що на ефективність роботи біореактора впливало відключення подачі води насосами свердловини, пов'язане із нерівномірністю водоспоживання. Після включення подачі води, при швидкості 11 - 12 м/год, відбувалося розширення нижнього шару завантаження, яке супроводжувалося виносом частини затриманого раніше осаду із міжпорового простору біореактора до підфільтрового простору. Наявність на станції трьох фільтрів із висхідним напрямком фільтрування дозволяла в більшості часу затримувати цей осад та отримувати фільтрат, який відповідав нормам [205].

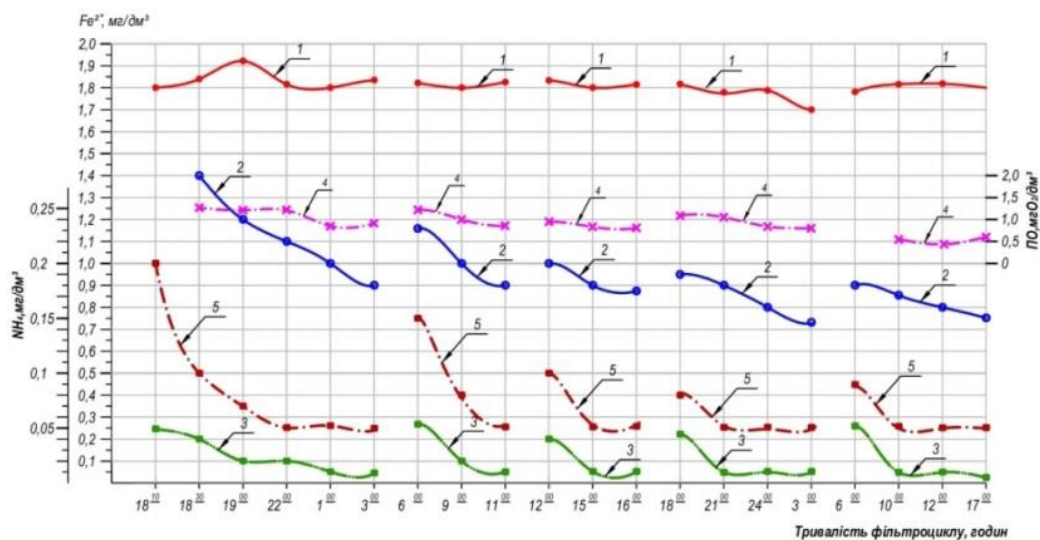


Рис. 6.19. Зміна параметрів якості води протягом фільтроциклу: 1 –  $Fe_{заг}$  у вихідній воді; 2 –  $Fe_{заг}$  після біореактора; 3 –  $Fe_{заг}$  після фільтра; 4 – перманганатна окиснюваність після фільтра; 5 – вміст катіонів  $NH_4^+$  після фільтра

У другій половині фільтроциклу спостерігалася стабілізація роботи біореактора яка характеризувалася підвищенням ефективності очищення води за катіонами феруму (до 47 – 55%), зменшенням концентрацій розчинених органічних речовин (від 37 до 70 % за ПО) та амонійного нітрогену від 0,65 мг/дм<sup>3</sup> до слідів, що при рН 7,15 – 7,2 свідчило про інтенсивне проходження процесів біологічного окиснення.

Проведені дослідження щодо вивчення ефективності роботи біореактора в технологічному режимі без відключень показали стабільність його роботи вже на початку фільтроциклу (рис.6.20).

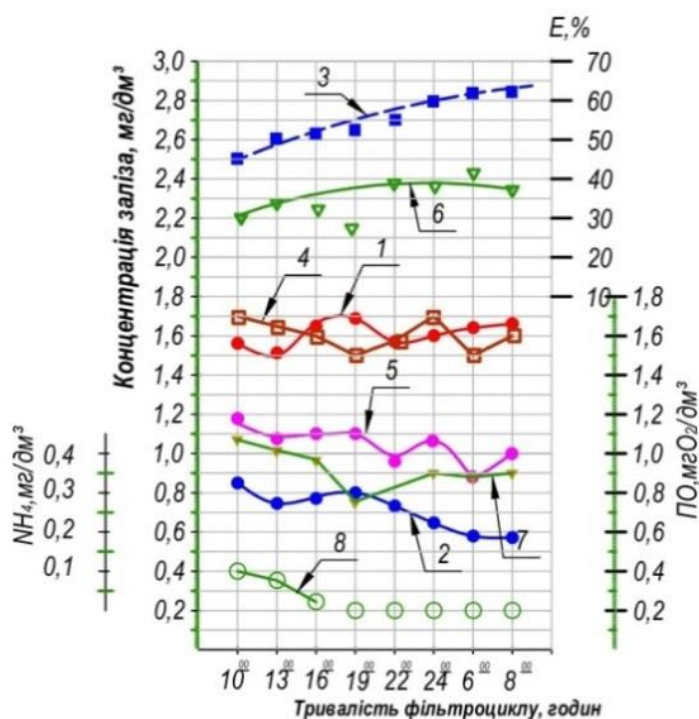


Рис.6.20. Зміна параметрів якості води протягом фільтроциклу від 28.08.12. Зміни концентрацій забруднень у вхідній воді: 1 – феруму; 4 – перманганатної окиснюваності; 7 – амонійного нітрогену. Зміни концентрацій забруднень після біореактора: 2 – феруму; 5 – перманганатної окиснюваності; 8 – амонійного нітрогену. Ефективність очищення води від: 3 – феруму; 6 – органічних речовин

Ефективність вилучення амонійного нітрогену становила 99 %, сполук феруму 50 – 63 %, легкоокиснюваних органічних речовин 35 – 45 %. Концентрація розчиненого кисню, після 1-го ступеня очистки, знаходилася в межах від 3,5 до

3,7 мг/дм<sup>3</sup>, після 2-го ступеня (фільтрів) 4,5 – 5,5 мг/дм<sup>3</sup>. Одночасно із цими процесами спостерігалась наступна зміна величин параметрів рН: 7,20 у вихідній воді; 7,23 – 7,25 після біореактора; 7,17 – 7,2 після фільтрів. Зниження величини рН свідчило про проходження процесів доокиснення як у підфільтровому просторі, так і в пінополістирольному завантаженні. Для економії електроенергії в 2014 році на станції було встановлено частотні перетворювачі для насосів першого підйому.

У листопаді 2016 року нами були проведені комплексні дослідження щодо визначення ефективності роботи даної системи в умовах нерівномірності гідравлічних навантажень на водоочисне обладнання. Параметри якості вихідної води: NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 0,55-0,65 мг/дм<sup>3</sup>, C<sub>5</sub>H<sub>5</sub>OH 0,025-0,028 мг/дм<sup>3</sup>, Fe<sup>2+</sup> 1,7-1,9 мг/дм<sup>3</sup>, величини перманганатна окиснюваності 3,6-4,0 мг O<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, гідрокарбонатної лужності 3,96 ммоль/дм<sup>3</sup>, рН 7,2 [261]. На (рис.6.21) наведено результати фільтроциклу в період з 12.11.16 по 13.11.16 року. Водоочисна станція в зазначений період працювала при змінних витратах води, від 13 до 40 м<sup>3</sup>/год. Швидкості фільтрування становили відповідно: в біореакторі – від 2,5 м/год до 8 м/год, освітлювальних фільтрах – від 1,5 м/год до 3,5 м/год [261]. За такої схеми фільтри виводилися в режим промивки раз на дві доби. Наведені результати (рис. 6.21) показали стабільну роботу системи технологічного обладнання протягом всього фільтроциклу, незважаючи на зміну величин гідравлічних навантажень. Ефективність очищення води від легко-окиснювальних органічних сполук та феруму становили відповідно від 62 до 79 % та від 87 % до 98 %. (рис. 6.22). Слід зазначити, що через годину після початку фільтроциклу, з води було повністю видалено такі складні для очищення сполуки як амонійний нітроген та феноли (рис. 6.22). Одночасно із цим величини гідрокарбонатної лужності практично не змінювалися і були в межах 3,84 - 4,0 ммоль/дм<sup>3</sup> [261].

Також були проведені дослідження щодо вивчення залежності змін параметрів якості води впродовж фільтроциклу при підвищенні величин нерівномірності питомих навантажень на біореактор та фільтри відповідно від 5,8 до 10,4 м/год, та від 3,0 до 5,0 м/год (рис. 6.23). Параметри якості води становили: перманганатна окиснюваність 1,35-1,55 мг O<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, гідрокарбонатна лужність

4,0- 4,3 ммоль/дм<sup>3</sup>, рН 7,15-7,2, вміст катіонів Ca<sup>2+</sup> 84-98 мг/дм<sup>3</sup>, Fe<sup>2+</sup> 2,0- 2,2 мг/дм<sup>3</sup>, загальний солевміст 300-350 мг/дм<sup>3</sup>.

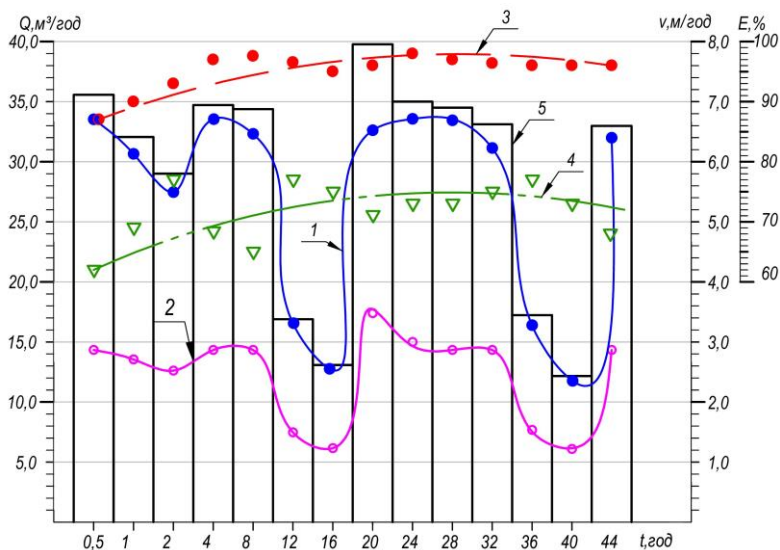


Рис. 6.21. Зміна швидкостей фільтрування та ефективності очищення води протягом фільтроциклу в залежності від погодинних витрат води: 1 – швидкість у біореакторі; 2 – швидкість на фільтрах; 3 – ефективність знезалізнення після фільтрів; 4 – ефективність видалення органічних речовин за ПО після фільтрів [261]

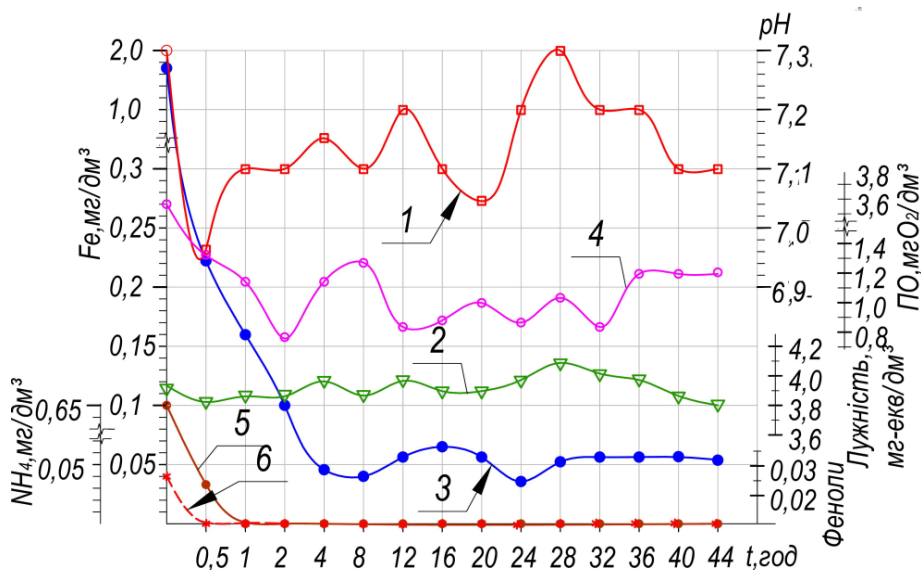


Рис. 6.22. Зміна параметрів якості очищеної води після фільтрів впродовж фільтроциклу: 1 – величини рН; 2 – гідрокарбонатної лужності; 3 – сполук феруму; 4 – перманганатної окисності; 5 – амонійного нітрогену; 6 – фенолів [261]

Як видно із наведених даних, протягом досліджуваного періоду спостерігали стабільний ефект очищення на кожній із споруд. Так ефективність роботи біореактора коливалась в межах 63 – 65 % при швидкостях фільтрування 5,7 – 6,5 м/год, 57 – 58 % при швидкостях 7 м/год, зменшуючись до 48,7 % при зростанні швидкостей до 10,5 – 11,5 м/год.

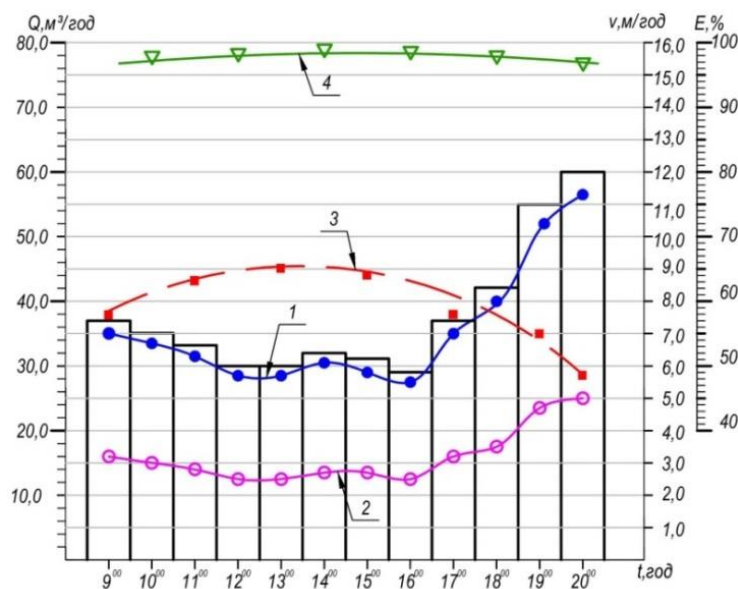


Рис.6.23. Зміна швидкостей фільтрування та ефективності знезалізнення протягом фільтроциклу від 19.05.15 в залежності від погодинних витрат води:

1 – швидкість в біореакторі; 2 – швидкість на фільтрах; ефективність видалення феруму після: 3 – біореактора; 4 – фільтра

Концентрація  $Fe_{заг}$  після фільтрів протягом всього періоду коливалась в межах 0,02- 0,05 мг/дм<sup>3</sup>. Гідрокарбонатна лужність фільтрату знаходилася в межах 3,9-4,1 ммоль/дм<sup>3</sup>. За отриманими даними, за відомою методикою [22], було проведено розрахунки індексів стабільності води впродовж досліджуваного періоду, результати яких наведено на (рис. 6.24). З графіка видно, що індекс Ланжелє вихідної води коливався в межах від -0,39 до -0,27 впродовж всього фільтроциклу, що давало змогу класифікувати їх як води із легким ступенем корозії по відношенню до металу та бетону. Після біореактора та фільтрів величини індексу Ланжелє підвищувалися відповідно до -0,33...-0,14 та -0,18...-0,1. Вода ставала

менш агресивною по відношенню до металу і класифікувалася дуже легким ступенем корозії [250].

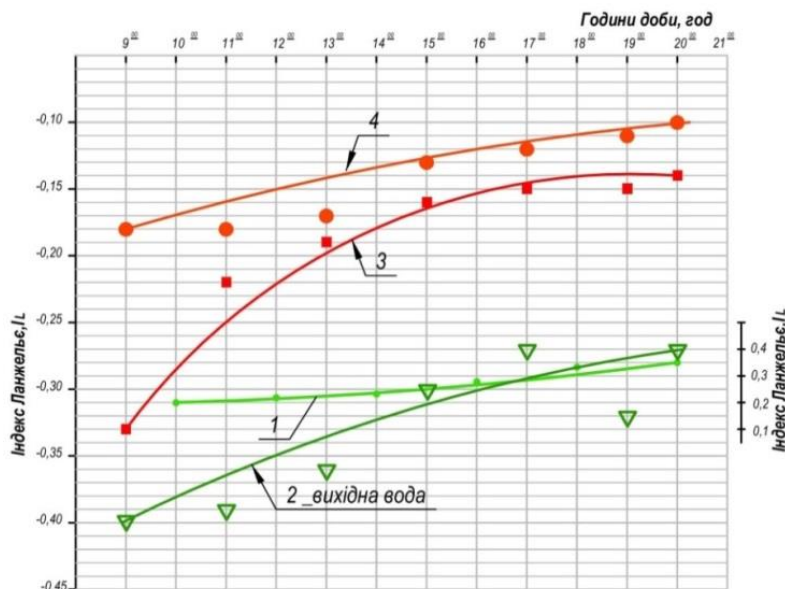


Рис.6.24. Графік зміни параметрів індексів стабільності Ланжелє впродовж фільтроциклу: 1 – після введення розчину вапна; 2 – у вихідній воді; 3 – після біореактора; 4 – після фільтра

Проведені нами моніторингові дослідження щодо визначення змін параметрів якості води у водопровідній мережі, прокладеній в основному зі сталевих, чавунних і азбоцементних труб діаметром 500 – 300 мм, в залежності від відстані до НС-П, наведено на (рис. 6.25) [250]. Точки відбору проб з величинами параметрів якості води наведено в (додатку Д7). Після впровадження в експлуатацію станції водопідготовки концентрація  $Fe_{\text{заг}}$  у водопровідній мережі м. Березне знаходилася в межах від  $<0,05$  до  $0,2$  мг/дм<sup>3</sup> крім деяких віддалених тупикових ділянок (табл. 5.14). При оцінці залежності зміни ступеня агресивності води від схеми її обробки та дальності транспортування до споживачів проводили відбір проб в різних точках мережі по вулицях: 1 – Шкільна (на виході зі станції знезалізнення); 2 – Зірненська; 3 – Андріївська; 4 – Будівельників; 5 – Чорновола; 6 – Відинська; 7 – 24 Серпня; 8 – Корицька; 9 – Селецького; 10 – Буховича (табл. 5.14) [185]. За даними табл. 5.15, при величині рН 7,3 на виході станції знезалізнення, спостерігалися зміни величин індексу Ланжелє від -0,10 до -0,36 в залежності від

віддаленості досліджуваних точок, рівня циркуляції води у мережі, що сприяло повторному забрудненню води продуктами корозії [185]. Тому, поряд з комплексним водоочищенням та зниженням біогенної активності води, необхідно було проводити її стабілізаційну обробку. При підвищенні величин рН фільтрату до 7,5 – 7,6 шляхом введення освітленого 2% розчину  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  (дозою 7 – 16  $\text{мг}/\text{дм}^3$ ) вода втрачала агресивні властивості. Індекс стабільності Ланжельє знаходився в межах від 0,1 до 0,25 (рис.5.52 крива 1) [185].

Проведені моніторингові дослідження визначення змін параметрів якості води у водопровідній мережі в залежності від відстані досліджуваних точок від НС-II в різні сезони року наведено на (рис. 6.25).

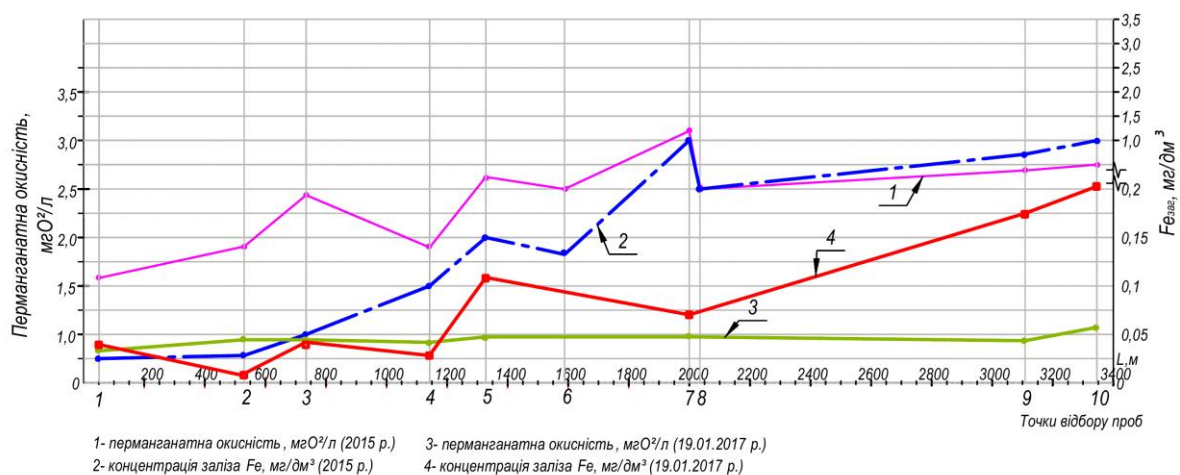


Рис.6.25. Залежність змін величин перманганатної окисності та  $\text{Fe}_{\text{заг}}$  за сезонами року та від дальності розташування досліджуваних точок на водопровідній мережі. Весняний період: 1 – величина перманганатної окисності; 2 – концентрація загального заліза. Зимовий період: 3 – величина перманганатної окисності; 4 – концентрація загального заліза.

У весняний період (2015 року) вихідна вода характеризувалася більш високими показниками перманганатної окисності. Ця зміна впливала на поступове підвищення величини перманганатної окисності за рухом води від станції водоочищення (точка 1) до досліджених точок водопровідної мережі. Крім того, слід зазначити, що в досліджуваній період, з метою підвищення витрат води, були залучені резервні свердловини розташовані в межах водорозбору точок 9 та 10.



Вода із цих свердловин напряму надходила до водопровідної мережі міста, що і пояснювало підвищений вміст  $Fe_{заг}$  [250]. Дослідження проведені взимку 2017 року показали, що при роботі системи водозабір – станція водоочищення, навіть в тупикових ділянках мережі спостерігалися нормативні концентрації  $Fe_{заг}$  та перманганатної окисності.

Проведені порівняльні дослідження щодо визначення ефективності та тривалості промивок фільтрів в один та два ступені. На рис.6.26 та рис. 6.28 наведено характерні криві виносу осаду ферум(III) гідроксиду із промивною водою, на рис.6.27 та рис. 6.29 фотографії проб промивної води, відібраної через відповідні проміжки часу від початку промивки фільтрів [261].

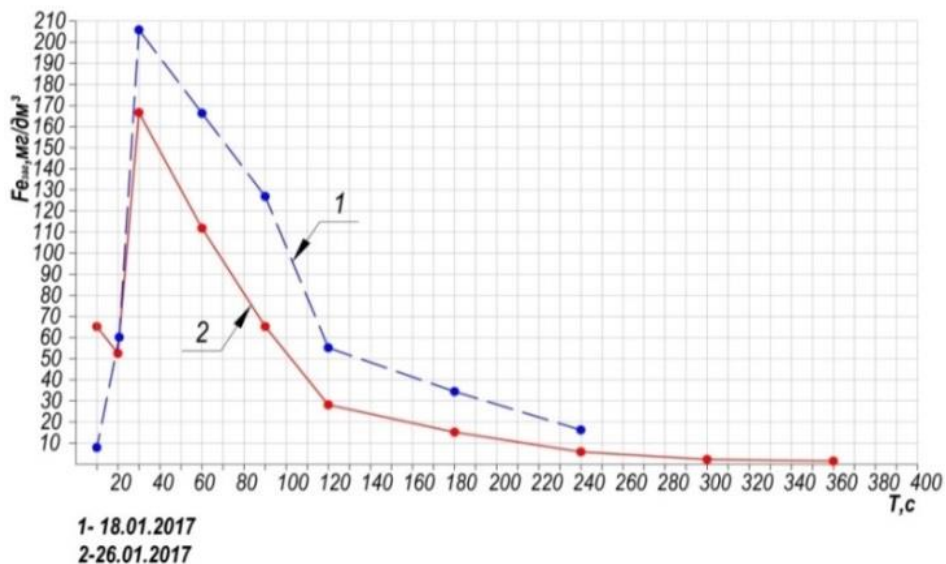
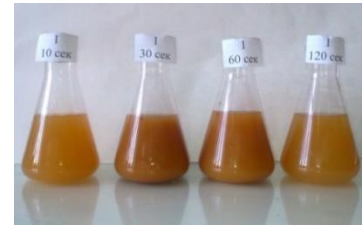
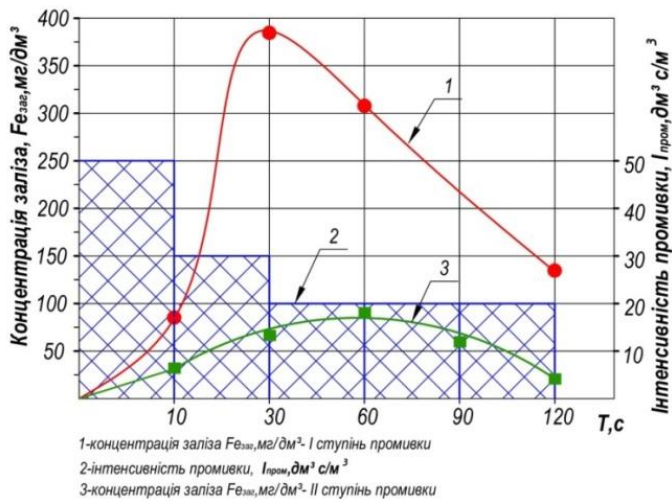


Рис. 6.26. Кінетика виносу забруднень при одноступеневій промивці фільтра  $I= 12 - 14$  л/см<sup>2</sup>.



Рис.6.27. Проби промивної води після одноступеневої промивки фільтра в різні проміжки часу



а



б

Рис. 6.28. Кінетика виносу забруднень при двоступеневій промивці: 1 – концентрація ферум(III): I ступінь промивки; 2 – зміна інтенсивності промивки; 3 – концентрація ферум(III): II – ступінь промивки

Рис.6.29. Проби промивної води після фільтра в різні проміжки часу: а – I ступінь промивки; б – ступінь промивки

Розроблена технологія розрахована для проведення комплексного очищення та кондиціонування агресивних, біля-нейтральних вод із нормальним лужним резервом від амонійного нітрогену (до  $1,5 \text{ мг/дм}^3$ ), розчинених органічних речовин (за ПО до  $6,0 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$ ), феруму (до  $5,0 \text{ мг/дм}^3$ ), фенолів (до  $0,03 \text{ мг/дм}^3$ ) [261]. Використання двоступеневої схеми дозволяє використовувати обладнання в умовах нерівномірності гідравлічних навантажень. Збільшення тривалості фільтоциклів до 48 годин стало можливим в результаті застосування біохімічного методу очищення. Експлуатаційні швидкості фільтрування становили для біореактора 7 – 11 м/год, для фільтрів 3,5 – 6 м/год. Промивку фільтрів можливо проводити в двох режимах: гідравтоматичному, із інтенсивністю промивки  $14 - 16 \text{ л/см}^2$  тривалістю 5 хвилин; ручному – за двоступеневою схемою, із інтенсивністю  $20 - 30 \text{ л/см}^2$  при тривалості кожної із них по 2 хвилини із п'яти хвилиною перервою.

#### **6.4. Технологія кондиціонування підземних вод із нормальним лужним резервом, підвищеною кольоровістю (>100 град) та окисністю (8 – 34 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>), які містять органічні комплекси та сполуки нітрогену**

Технологія призначена для очищення біля-нейтральних (рН 7,1) підземних агресивних вод ( $I_L -0,5$ ) які підпорядковані сезонним коливанням за концентрацією амонійного нітрогену 1,5 - 3,0 мг/дм<sup>3</sup>, сполук феруму 2,5 - 3,4 мг/дм<sup>3</sup> (із сезонними підвищеннями до 20 мг/дм<sup>3</sup>), мангану до 0,12 мг/дм<sup>3</sup>, кольоровістю до 80 град. ПКШ, величинами перманганатної окисності 5,8 - 7,0 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> (із сезонними коливаннями до 10 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>), гідрокарбонатної лужності 4,0 - 4,5 ммоль/дм<sup>3</sup>, сірководню до 1,5 мг/дм<sup>3</sup>.

Базовою для очищення природних підземних вод такого класу стала технологія (рис.6.30) з використанням комплексу удосконалених фізичних, фізико-хімічних та біологічних методів [262].

В якості реагентів використовували кальциновану соду, алюміній гідроксохлорид «Полвак-68» та неіоногенний флокулянт марки HENGFLOC 70010. В якості фільтруючого завантаження використано гранульований пінополістирол марки ПСВ-с за ОСТ 301-05-92Е. Верхній розподільчий шар завантаження прийнято товщиною 200 мм діаметром гранул 4-8 мм. Діаметр гранул робочого шару складає 1,0-2,5 мм, товщиною 1200 мм. Інтенсивність промивки фільтруючого завантаження становить 15 - 18 л/(с·м<sup>2</sup>).

Технологічна схема (рис. 6.30) працює наступним чином [262]. Вихідна вода від насосного обладнання водозабірної свердловини 1 по трубопроводу 42 подається до гідродинамічного кавітатора 2, в якому відбувалися реакції деструкції та окиснення важкоокиснювальних органічних речовин високоактивними радикалами О·, ОН· [252]. За кавітатором розташована ділянка напірного трубопроводу, до якої по трубопроводу 44 від розчинного баку 34 за допомогою насосу-дозатора 37 подається розчин кальцинованої соди. Вода із зміненими показниками лужності, рН та утвореними високоактивними радикалами надходить через ударне сопло 3 по дотичній до кільцевого горизонтального перегородчастого

змішувача 4, в якому рухається із великою швидкістю у горизонтальному вихровому турбулентному потоці під захисним кожухом 5 до направляючої перегородки 6, перед якою у воду, по трубопроводу 43 від баку із розчином коагулянту 33 насосом-дозатором 36, подається розчин коагулянту.

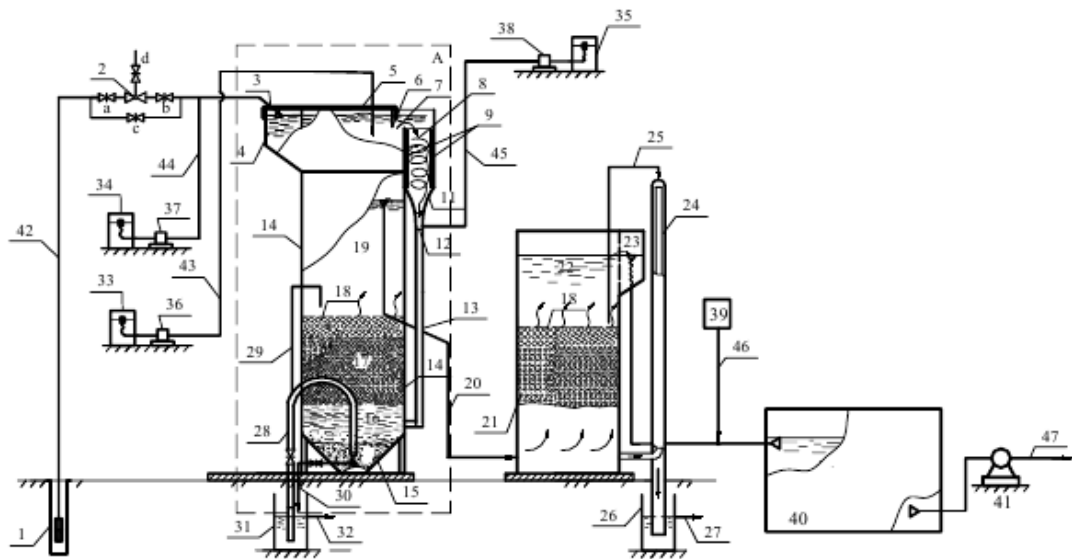


Рис. 6.30. Технологічна схема станції водопідготовки продуктивністю 12 м<sup>3</sup>/добу для середньої школи в с. Старе Село: 1 – водозабірна свердловина; 2 – гідродинамічний кавітатор; 3 – ударне сопло; 4 – кільцевий горизонтальний перегородчастий змішувач; 5 – захисний кожух; 6 – направляюча перегородка; 7 – перепускний отвір; 8 – вертикальний вихровий змішувач; 9 – блоки постійних магнітів; 10 – напрямні; 11 – гіперболічна воронка; 12 – звужений отвір; 14 – контактна колона; 15 – конічний ущільнювач осаду; 16 – завислий шар осаду; 17 – контактне завантаження; 18 – підтримуюча сітка; 19, 22 – промивні ємкості; 21 – пінополістирольний фільтр; 24, 28 – промивні сифони; 25, 29 – трубка зриву вакууму; 26, 31 – гідрозатвори; 33, 34, 35 – витратні баки коагулянту, кальцинованої соди, флокулянту; 36, 37, 38 – насоси-дозатори; 39 – блок знезараження; 40 – РЧВ; 41 – НС-2; 42 – 47 технологічні трубопрободи

Перегородка 6 спрямовує потік через перепускний отвір 7 по дотичній до вертикального вихрового гідравлічного змішувача 8, в якому за допомогою коаксіально розташованих направляючих 10 відбувається завихрення потоку води у низхідному напрямку між розташованими за периметром його стінок блоків постійних магнітів 9, таким чином відбувається зміна напрямку вихрових потоків із

кільцевих горизонтальних до низхідних вертикальних. Енергія низхідного вихрового потоку у вертикальному вихровому змішувачі 8 посилюється за рахунок двох складових: подачі води по дотичній у верхню його частину та сполучення його нижньої частини з гіперболічною воронкою 11, яка сприяє виникненню по його центральній осі гіперболічної спіралеподібної воронки, яка надає низхідному вихровому потоку води прискорення за годинниковою стрілкою, сприяючи покращеному змішуванню реагентів, прискоренню процесу коагуляції під впливом силових ліній магнітного поля, та підсмоктуванню повітря із атмосфери. Маючи менший опір ніж звичайний ламінарний, спіралеподібний потік проходить через звужений отвір 12, де відбувається його змішування із розчином флокулянту, який подається по трубопроводу 45 з витратного баку 35 насосом-дозатором 38 та по трубопроводу 13 направляється в нижню частину контактної колони 14 вище конічного ущільнювача осаду 15, де змінює свій напрям потоку на висхідний, проходячи крізь завислий шар осаду 16 та шар контактного завантаження 17, який зверху утримується сіткою 18. Частково очищена вода збирається в ємкості 19 для промивки контактного завантаження 17 та по трубопроводу 20 надходить до нижньої частини освітлювального пінополістирольного фільтра 21, де відбувається остаточний розділ фаз. Чиста вода збирається в баку промивної води 22 та через трубопровід відведення фільтрату 23 надходить до резервуара чистої води 40, перед яким проходить знезараження розчином натрію гіпохлориту, який подається по трубопроводу 46 від блоку знезараження 39. Промивка освітлювального фільтра з пінополістирольним завантаженням 21 виконується в гідравтоматичному режимі за допомогою промивного сифону 24 при перевищенні в ньому розрахункових втрат напору. Вода із баку промивної води 22 низхідним потоком із розрахунковою інтенсивністю надходить до пінополістирольного фільтруючого завантаження 21, розширюючи його та вимиваючи забруднення через гідравтоматичний пристрій – сифон для відведення осаду 24, гідрозатвір 26 до трубопроводу скиду відпрацьованих промивних вод 27. При досягненні рівня води у баку промивної води 22 відмітки нижнього торця трубки зриву вакууму 25 промивка освітлювального фільтра із пінополістирольним завантаженням завершується.

Установка переходить у режим фільтрації. При накопиченні осаду в кінчному ущільнювачі осаду 15 контактної колони 14, відкривається засувка на низхідній гілці сифону відведення осаду 28 та відбувається скид об'єму промивної води із ємкості для промивки контактного завантаження 19 та осаду із кінчного ущільнювача 15 через гідрозатвір 31 до трубопроводу скиду відпрацьованих промивних вод та осаду 32. Тривалість промивки контактного пінополістирольного завантаження 17 регулюється відміткою занурення трубки зриву вакууму 29, яка розташована в верхній частині перегину сифону для відведення осаду 28. Крім того, сифон 28 використовується на початку пуску установки в роботу для прискорення утворення в вертикальному вихровому гідравлічному змішувачі 8 гіперболічної воронки 11 за рахунок виникнення штучного прискорення руху води через звужений отвір 12, який визивається розрідженням в нижній точці розташування торця перегину сифону у кінчному ущільнювачі осаду 15 [262].

Запропонована технологія комплексного використання фізико-біохімічних процесів володіє не тільки підвищеною окисною здатністю по відношенню до складних комплексноорганічних сполук, але й дозволяє інтенсифікувати процеси біохімічного окиснення та коагуляції. Реалізія зазначених переваг стало можливим в результаті послідовного використання декількох факторів: 1 – застосуванні декількох, різних за своєю природою походження, окиснювачів: високоактивних радикалів  $O^{\cdot}$ ,  $OH^{\cdot}$ , які утворюються в результаті процесу ГДК, розчиненого кисню та гідроген пероксиду. 2 – Інтенсифікації процесу коагуляції створених колоїдів за рахунок спіралеподібних вихрових потоків води, які рухаються перпендикулярно силовим лініям постійного магнітного поля, що призводить до її структуризації, прискорення руйнування зв'язків  $Al-O(H)$  з можливістю утворення хімічних зв'язків між кислотами та поліядерними гідроксокомплексамми, при якому відбувається процес утворення пластівців крупних асоціатів розвиненої структури на основі взаємодії гумінових кислот і сполук заліза із поліядерними гідроксокомплексамми [262, 267]. 3 – Доокиснення та адсорбції катіонів  $Fe^{2+}$ ,  $NH_4^+$ , а також залишку розчинених органічних комплексів на матриксних структурах феробактерій [262]. Технологія введена в робочий

проект станції водопідготовки продуктивністю 12 м<sup>3</sup>/добу для середньої школи с. Старе Село Рівненської області.

### **6.5. Технологія кондиціонування підземних вод із підвищеними показниками гідрокарбонатної лужності (більше 7 ммоль/дм<sup>3</sup>), перманганатної окисності, вмістом амонійного нітрогену**

Технологія призначена для очищення нейтральних із підвищеним лужним резервом залізомісних підземних вод, які знаходяться під впливом прогресуючого антропогенного забруднення, зокрема за вмістом амонійного нітрогену та БСК (табл. 6.5).

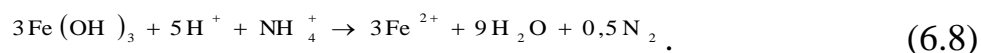
Таблиця 6.5 – Динаміка погіршення показників якості підземних вод за 2000-2018 роки

Показники якості води	2000	2001	2003	2004-2006	2008	2009	2012	2013	2018
Каламутність, мг/дм <sup>3</sup>	0,5	1,0	1,0	10	10-13,8	9,3-12	15	Н.в.	Н.в.
Кольоровість, град	5	10	20	20	20	25-40	30-55	Н.в.	10
рН	7,4	7,4	7,0	7,2	7,2-7,55	6,9-7,5	7,2-7,4	7,35	7,2
Лужність ммоль/дм <sup>3</sup>	7,8	8,2	8,25	8,4	7,5 – 7,9	7,4-8,2	7,8	8,2	7,8
Окисність, мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	1,1-1,2	2,0	1,6	1,28	2,7-5,0	2,4-5,7	2,6-4,0	2,8-4,3	3,52
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	1,77	1,68	2,34	3,04	3,0-5,8	2,7-5,0	3,0-6,0	3,5-4,32	2,8 – 3,5
Сірководень, мг/дм <sup>3</sup>	Н.в.	Н.в.	Н.в.	Н.в.	1,5	1,55	0,8-1,5	Н.в.	до 1,5
Fe <sub>заг</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	2,0	1,15	3,34	3,8	4,1-4,65	2,9-5,5	2,8-4,3	4,0-5,3	1,7 – 3,0
БСК	-	-	-	Н.в.	Н.в.	1,92-5,2	1,8-2,3	Н.в.	Н.в.

Технологія розроблена за рекомендаціями та розрахунками автора та впроваджена в 2006 році в робочий проект «Покращення якості води громади м. Устилуг» ДП Фірма «Октан», за яким в 2007 році було проведено повну реконструкцію діючою технологічної схеми, силового обладнання та системи автоматики [186] станції знезалізнення питної води м. Устилуг побудованої в 1985р. в складі проекту Львівської філії інституту „Укрюжгіпрокомунстрой” „Насосна станція II підйому, резервуари питної води”. До складу існуючої на момент

реконструкції станції, продуктивністю 300 м<sup>3</sup>/добу, входило наступне технологічне обладнання: два напірних фільтра діаметром 2000 мм, висотою 3800 мм, завантажених відпрацьованим шлаком із ТЕС висотою фільтруючого шару 2000 мм та крупністю фракцій  $\delta=10-20$  мм. Знезараження води здійснювалося бактерицидною лампою, розташованою на трубопроводах відведення фільтрату до РЧВ [253].

Згідно показників якості фільтрату, представлених Володимир Волинською СЕС за період 2000 – 2003 років, на діючому на той час обладнанні ефективність видалення сполук феруму становила в середньому до 37 %, амонійного нітрогену до 5 %, легкоокиснюваних органічних сполук до 7 – 8 %. Такий незначний ефект очищення можливо пояснити рядом причин. По-перше в результаті нерівномірності роботи технологічного обладнання виникали великі проміжки часу між робочими циклами (від 6 до 8 годин). Тоді як згідно досліджень проведених В.Ю. Букреевою [40], при зупинці роботи технологічного обладнання лише на три години в товщі фільтруючого завантаження створювалися анаеробні зони з низькими значеннями окисно-відновного потенціалу (<100 мВ), сприятливі для розвитку сульфат- та залізоредакуючих бактерій. При цьому відбувалося часткове відновлення попередньо окисненого заліза, яке надходило до фільтрату при наступному плановому включенні фільтрів до роботи, а також утворювався газоподібний азот завдяки процесам анаеробного окиснення йонів амонію [13]:



По-друге, присутність у воді сірководню (до 1,0 мг/дм<sup>3</sup>) гальмувало проходження окисних процесів та створення автокаталітичної плівки в контактному завантаженні напірних фільтрів. По-третє, за даними наших досліджень [187], з підвищенням величини гідрокарбонатної лужності (вище за 5 ммоль/дм<sup>3</sup>) відбувалися процеси інгібування розвитку феробактерій, а за анаеробних умов при рН>7,7 – «розчинення» їх чохлів із утворенням дрібнодисперсного осаду, який не затримувався навіть на фільтрі «синя стрічка» [253].



Таким чином, безреагентна технологія яка базувалася на використанні комплексу методів спрощеної аерації – фільтрування, в умовах тривалих технологічних перерв для даного типу підземних вод виявилась малоефективною. Враховуючи ці обставини, для реконструкції станції знезалізнення в м. Устилуг, нами була запропонована технологічна схема із використанням фізико-хімічних методів очищення води, заснованих на фазово-дисперсному перетворенні домішок води із наступним розділенням фаз [186, 266].

В результаті реконструкції, за рекомендаціями автора, було повністю замінено: дренажну систему та завантаження фільтрів (його природа та гранулометричний склад табл. 6.6); системи технологічних трубопроводів; системи аерації та знезараження води.

Таблиця 6.6 – Характеристика параметрів фільтруючого завантаження

№ п/п	Характеристика фільтруючого шару		
	Діаметри, мм		Товщина, м
	Найменший	Найбільший	
1	4	6	0,2-0,3
2	2	4	0,3
3	0,5	2	1,2

Було змінено напрямок руху води при фільтруванні, а також насосне та силове обладнання станції. Для роботи за запропонованою технологічною схемою було встановлено нове обладнання, а саме: два колонних гідромеханічних змішувача-деаератора діаметром 600 мм і висотою 4000 мм, аераційний апарат у вигляді циліндра діаметром 350 мм висотою 1500 мм, який в верхній частині переходив в конус, а в нижній було обладнано дисковим дрібнобульбашковим аератором типу «АКВА-ПЛАСТ», компресор серії Remeza СБ4/Ф-270.W80 із баком ресивером об'ємом 270 дм<sup>3</sup>, блок знезараження води у складі електролізера марки «Полум'я - 2» та насоса-дозатора марки «DLX-МА/AD-15-04»; системи змішування розчину гіпохлориту натрію із фільтратом типу «труба в трубі», причому внутрішню трубу d=100 мм і висотою 2000 мм було виконано із нержавіючої сталі, зовнішня мала d=250 мм. Крім цього схему було укомплектовано блоком

реагентного господарства у складі двох баків розчину коагулянту ємкістю 200 дм<sup>3</sup> та насоса-дозатора марки «DLX-МА/AD-15-04», а також ультразвуковим витратомірним комплексом ІРКА25454162001 РЕ.

Технологічна схема (рис. 6.31) працювала наступним чином: вихідна вода по трубопроводу В7 із свердловини надходила до аераційного апарату (2), який працював під тиском 3-4 атм. В апараті, протягом 20-30 секунд, відбувалося змішування води із стисненим повітрям, яке надходило через дисковий аератор «АКВА-ПЛАСТ» (3) від баку-ресивера (5) та компресору (4). Введення розчину коагулянту, дозою 20 мг/дм<sup>3</sup>, до аераційного апарату (2) передбачали над патрубком вводу вихідної води за допомогою насоса-дозатора (7) із баку зберігання розчину коагулянту (6).

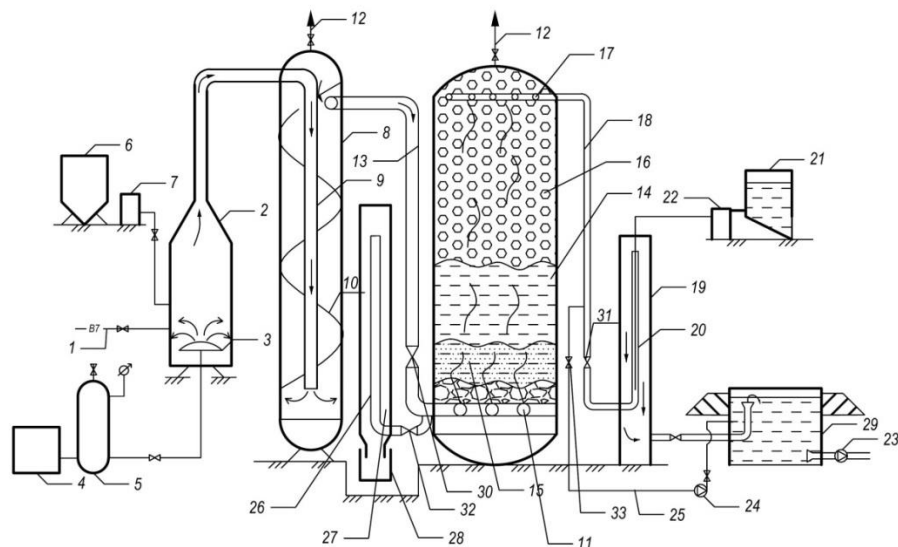


Рис. 6.31. Технологічна схема реконструйованої станції знезалізнення м. Устилуг, продуктивністю 300 м<sup>3</sup>/добу: 1 – подача вихідної води; 2 – аераційний апарат; 3 – дисковий аератор «АКВА-ПЛАСТ»; 4 – компресор; 5 – бак ресивер; 6 – витратний бак коагулянту; 7 – насос-дозатор; 8 – гідромеханічний змішувач-деаератор; 9 – центральна труба змішувача; 10 – гвинтоподібні лопаті; 11 – нижня дренажна система; 12 – клапани для скиду надлишку повітря; 14 – напірний фільтр; 15 – шар активного осаду; 16 – пінополістирольне завантаження; 17 – верхня дренажна система; 19 – колона підтримання постійного рівня води у фільтрі; 21 – витратний бак натрію гіпохлориту; 22 – насос-дозатор; 23 – насос 2-го підйому; 24 – промивний насос; 26, 27 – система промивки фільтра; 28 – канал збору відпрацьованих промивних вод; 29 – РЧВ [186, 266]

Насичена киснем вода низхідним потоком проходила через центральну трубу (9) гідромеханічного змішувача-деаератора (8), в якому за рахунок гвинтоподібних лопатей завихрювача (10) створювалися відповідні гідродинамічні умови для інтенсифікації процесу змішування води з розчином коагулянту. У верхній частині гідромеханічного змішувача було розташовано клапан (12) для скиду надлишку розчиненого у воді повітря, що дозволяло попередити його надходження до фільтруючого завантаження (16), а також система автоматичного контролю та регулювання тиску в системі (рис.6.33 а). В колоні постійного рівня (19) відбувався процес знезараження в результаті дозування розчину гіпохлориту натрію (дозою  $1 \text{ мг/дм}^3$ ) із баку 21 за допомогою насоса – дозатора 22. Фільтрат збирався у резервуарі чистої води (29), звідки насосом другого підняття (23) направлявся до розподільчої водопровідної мережі. Оптимальні швидкості фільтрування при безреагентній обробці становили 3 – 4 м/год [186]. Промивка фільтрів відбувалася за допомогою існуючого насоса промивної води (24) марки 6К-12, шляхом послідовного закриття засувок (30, 31) та відкриття у відповідній послідовності засувок (32, 33). Промивна вода із резервуара чистої води забиралася насосом (24) та по системі трубопроводів (25, 18) направлялася в верхню дренажну систему напірного фільтра 14, в результаті чого відбувалося розширення фільтруючого шару пінополістирольного завантаження із видаленням затриманих в процесі фільтроциклу забруднень через нижню дренажну систему (11) та систему висхідного (26) і низхідного (27) трубопроводів, одночасно запобігаючи виносу пінополістирольного завантаження за межі корпусу фільтра.

Відпрацьовані промивні води по каналу (28) направлялися на існуючий вузол збору та обробки промивних вод і осаду, який складався із відстійника та накопичувача. Тривалість відстоювання промивних вод 4 години. При інтенсивності  $12\text{-}15 \text{ л}\cdot\text{с/м}^2$  і тривалості промивки фільтрів 30 – 35 хвилин. Фільтри виводили на промивку послідовно 1 раз на добу. Промивку змішувача-деаератора проводили один раз на місяць.

Параметри якості води на станції контролювали на всьому періоді пусконалагоджувальних робіт з 01.12.2007р. по 01.03.2008р. та в подальшому

періоді експлуатації обладнання лабораторіями Володимир Волинської районної СЕС, Рівненської обласної СЕС, а також гідрохімічною лабораторією кафедри водопостачання та бурової справи НУВГП.



Рис. 6.32. Загальний вигляд фільтрувального залу станції знезалізнення після реконструкції: 1 – напірні фільтри; 2 – компресор; 3 – колони змішувачі-деаератори; 4 – колона постійного рівня із підведенням розчину натрію гіпохлориту; 5 – колона відведення відпрацьованих промивних вод

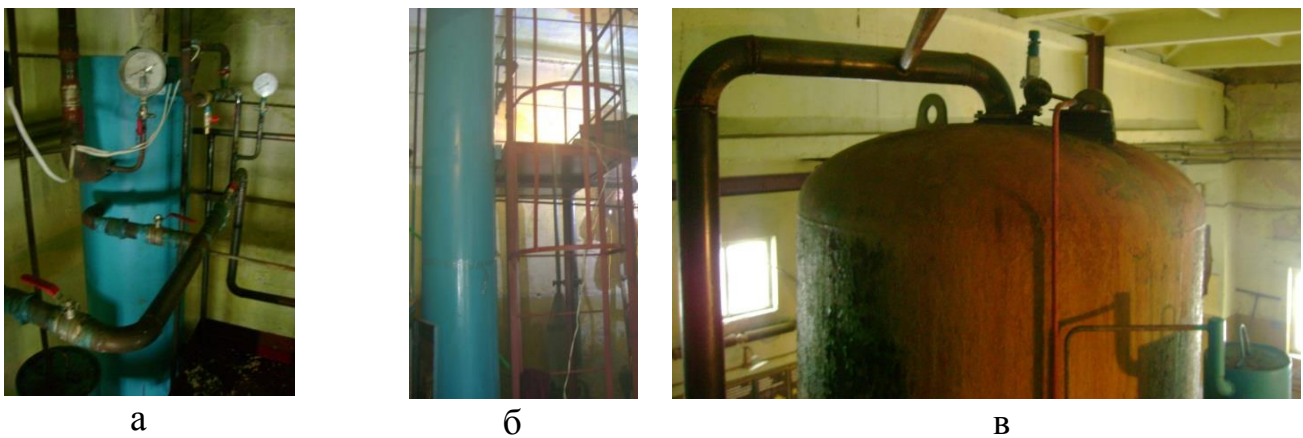


Рис. 6.33. Блоки технологічного обладнання: а – блок автоматичного управління та контролю тиском в системі; б – блоки змішувача-деаератора; в – блок напірного фільтра з технологічними трубопроводами подачі промивної води та відведення фільтрату

Дослідження проводили при різних величинах повітряно-водяних співвідношень, швидкостей фільтрування та напрямках руху фільтраційного потоку (табл. 6.7). При застосуванні реагентної обробки води, найбільш ефективним виявилось використання висхідного потоку із повітряно-водяним співвідношенням

1,0:1,0 (1,5:1,0). [253]. Для збільшення швидкості фільтрування до 5 м/год та підвищення ефективності вилучення з води амонійного нітрогену нами було проведено дослідження із залученням дробленого цеоліту ( $D_{ц}=1$  г/дм<sup>3</sup>) та розчину коагулянту – алюміній гідроксохлориду ( $D_{к}=20$  мг/дм<sup>3</sup>), які послідовно вводили в напірні аераційні апарати та змішувач (табл.6.7).

Таблиця 6.7 – Результати досліджень очистки підземних вод м. Устилуг [253]

Дата	$V_{ф}$ , м/год	$\frac{Q_{пов}}{Q_{вод}}$	pH	Каламутн. мг/дм <sup>3</sup>	Fe заг, мг/дм <sup>3</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	ПО, мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	Лужність, ммоль/дм <sup>3</sup>	Направлення фільтрувал. потоку
Параметри якості води при застосуванні безреагентної обробки									
6.03.09	3,5	0,5	7,55	н.в	4,05	3,7	2,72	7,85	Низхідне
		1,0	7,3	н.в.	1,1	3,3	2,70	7,75	
13.03.09	2,5	1,5	6,7	9,2	2,95	4,9	4,8	7,4	Низхідне
		1,0	7,10	1,45	0,25	3,6	3,72	7,5	
Параметри якості води при застосуванні реагентів									
$D_{к}=15$ мг/дм <sup>3</sup>									
5.05.09	3,2	1,0	7,45	12,0	5,65	6,0	5,8	7,55	Висхідне
		1,0	7,35	0,5	0,35	4,2	4,5	7,35	
$D_{к}=20$ мг/дм <sup>3</sup>									
28.10.09	3,0	1,0	7,15	15,0	2,5	3,15	5,2	8,2	Висхідне
		1,0	6,94	0,45	0,16	2,0	4,0	8,2	
$D_{ц}=1$ г/дм <sup>3</sup> ; $D_{к}=20$ мг/дм <sup>3</sup>									
22.08.12	5	1,5	7,25	12,5	3,46	3,85	2,85	8,0	Висхідне
		1,0	6,98	0,25	0,10	0,45	0,98	7,85	

У чисельнику наведено параметри якості вихідної води, у знаменнику – фільтрату [205]. В табл. 6.8 наведено результати одного із характерних фільтроциклів, проведених на станції водопідготовки в період з 21.10.09 по 23.10.09. Години роботи станції: з 23<sup>00</sup> до 8<sup>00</sup> та з 13<sup>00</sup> до 17<sup>00</sup>. Промивка завантаження – один раз на добу о 8<sup>30</sup>, тривалістю 30 хвилин з інтенсивністю 12 -15 дм<sup>3</sup>/(с·м<sup>2</sup>). Такий режим промивки, перед великою 7 – 8 годинною перервою в роботі станції, запобігав відновленню сполук заліза.

В перші 30 – 35 хвилин через вузол знезараження до РЧВ надходила вода, яка залишилася у фільтрі після закінчення попередньої промивки. Невелика витрата води в цей період (15- 20 м<sup>3</sup>/год), дозволяла підтримувати швидкості фільтрування в межах 2,4-3,2 м/год, що при витраті повітря 500 л/хвилину становило повітря-водяне співвідношення 1,5-2,0.

Таблиця 6.8 – Результати даних фільтроциклу від 21.10.09

Години доби	14 <sup>00</sup>	15 <sup>00</sup>	16 <sup>00</sup>	17 <sup>00</sup>	23 <sup>40</sup>	2 <sup>20</sup>	5 <sup>40</sup>	8 <sup>00</sup>
Fe <sub>вих.</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	2,83	2,78	2,80	2,80	2,85	2,8	2,6	2,3
Fe <sub>ф.</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	0,43	0,30	0,23	0,15	0,2	0,15	0,10	0,21

В нічний період станція працювала із швидкістю 4-5 м/год протягом 7 – 8 годин, створюючи денний запас води за зниженим тарифом на електроенергію. Для підтримання належної ефективності очищення в цей період до колони змішувача подавали розчин алюміній гідроксихлориду ( $D_k$  15-20 мг/дм<sup>3</sup>).

За результатами проведених досліджень було встановлено, що у нейтральних водах із підвищеною гідрокарбонатною лужністю для запобігання процесів відновлення сполук ферум(III) гідроксиду із подальшим їх перетворенням на дрібнодисперсні колоїди в результаті тривалих планових технологічних перерв, слід проводити промивки фільтруючого завантаження один раз на добу перед тривалою до 8 годин зупинкою обладнання. Встановлено, що сумісна обробка води накопиченим у контактній колоні осадом ферум(III) гідроксиду із розчином алюміній гідроксохлориду ( $D_k$  20 мг/дм<sup>3</sup>), та цеоліту ( $D_c$  1 г/м<sup>3</sup>), дозволяють вилучати із води розчинні органічні сполуки. При тривалій присутності в підземних водах нітроген амонійних сполук в концентраціях більше 3,0 мг/дм<sup>3</sup> рекомендовано переведення станції до рівномірного режиму роботи за реагентною схемою (із сумісним використання розчину алюміній гідроксохлориду та цеоліту).

## 6.6. Технологія та апаратурне оформлення комплексного очищення агресивних, твердих підземних вод

Технологія дозволяє проводити комплексне очищення та кондиціонування агресивних, нейтральних вод із підвищеною твердістю до 10 ммоль/дм<sup>3</sup>; кольоровістю до 35 град.; водневим показником рН 6,8 - 7,05; загальною лужністю 6,7- 7,8 ммоль/дм<sup>3</sup>; перманганатною окисністю до 5,0 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>; вмістом сполук Fe<sup>2+</sup> до 10,0 мг/дм<sup>3</sup>; сірководню до 1,0 мг/дм<sup>3</sup>. Технологія була розроблена у 2011 році в результаті проведення натурних досліджень на пілотних установках (п. 5.8) на існуючій станції знезалізнення на замовлення Корецької державної районної адміністрації. За результатами проведеного обстеження стану існуючої станції знезалізнення було виконано науковий звіт з рекомендаціями щодо повної заміни існуючої технології до складу якої входило обладнання фірми «Рейн софт» (США) у складі трьох напірних фільтрів діаметром 610 мм, 1753 висотою мм (рис. 6.35) та блоку реагентного господарства. Принцип дії установки засновано на методі каталітичного окислення Fe<sup>2+</sup> на гранулах марганцевого завантаження «Green sund» фірми Clack (США). Термін дії завантаження, згідно Робочого проекту (РП-81-216-00), становив 8-10 років, час експлуатації на момент обстеження складав 12 років.



Рис. 6.34. Зовнішній вигляд існуючої станції знезалізнення в м. Корець



Рис. 6.35. Напірні фільтри із каталітичним заповнювачем «Green sund», ємностями для регенеруючого розчину, автоматичним блоком керування моделі «Magnum»



Для регенерації фільтруючого завантаження використовувався калій перманганат (для свердловини №1 444 кг/рік) який відноситься до категорій прекурсорів [254]. Параметри якості води свердловини №1, яка знаходиться на території станції знезалізнення, наведені в таблиці 2.11. У 2012 році, за розробленими автором технологією та технічним завданням на проектування, ПП «Екотехсервіс» м. Рівне було розроблено робочий проект «Будівництво станції знезалізнення продуктивністю 100 м<sup>3</sup>/добу».

За рекомендаціями автора ПП «Екотехсервіс» в 2013 році розробив ТУ У 28.2-32936411-011:2013 «Установка біо-фізико-хімічного знезалізнення питної води «Делафер». Технічні умови», які пройшли Державну санітарно-епідеміологічну експертизу в «Інституті гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва НАМНУ» та затверджені МОЗ України, як такі, що відповідають вимогам діючого санітарного законодавства України (додаток Е13).

Апаратно-технологічну схему (рис. 6.36) було оформлено у вигляді компактних модулів, в яких здійснюються всі технологічні процеси дегазації, знезалізнення, стабілізаційної обробки, кондиціонування води. Вихідна вода із свердловини (1) по трубопроводу В8 надходила до ежектора (2), де відбувалося насичення води киснем повітря. Ежекційний пристрій дозволяв регулювати повітря-водяне співвідношення за рахунок вентилів. Вода під залишковим тиском 5 – 8 м надходила до сопла струминного аератора, звідки у вигляді компактного струменя під кутом 45<sup>0</sup> тангенціально поступала до карману (4), із подальшою турбулізацією потоку при русі по колу до аераційного блоку (5) в якому відбувалося додаткове насичення киснем повітря із підвищенням рН системи.

Час контакту води із розчиненим повітрям становив 1,5 – 2,0 хвилини. Блок застосовувався при необхідності додаткового насичення води киснем повітря, за умов погіршення параметрів її якості та необхідності збільшення рН водної системи. Загальний час контакту води з повітрям в аераційному блоці складав від 4 до 5 хвилин. Вода із зміненими параметрами рН-Еh надходила до корпусу контактного префільтра, розділеного на три частини – нижню частину із завислим шаром ферум(III) гідроксиду (8), середню частину – власне префільтр (9), та верхню



– ємність промивної води (10). Час контакту води з каталітичною поверхнею завантаження становив 6 – 8 хвилин.

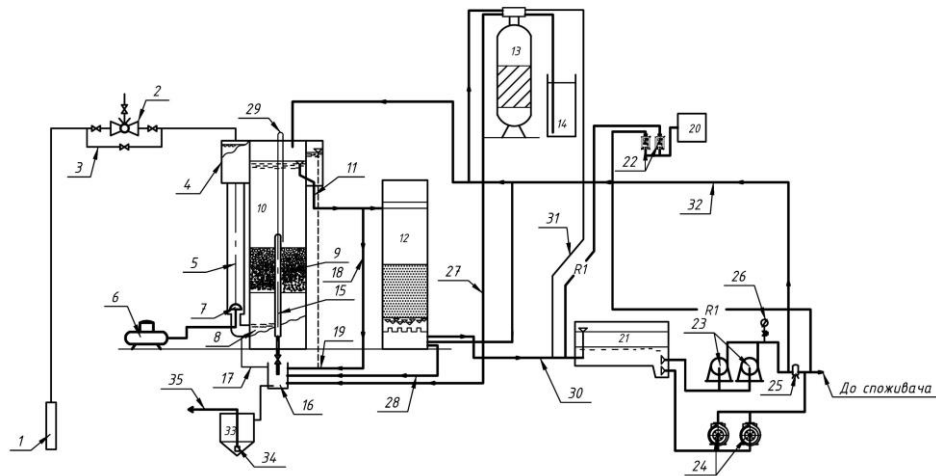


Рис.6.36. Технологічна схема установки комплексного очищення підземних вод «Делафер», впровадженій в робочий проект станції водопідготовки м. Корець, продуктивністю 100 м<sup>3</sup>/добу: 1 – свердловина, 2 – ежекційний вузол, 3 – байпасна лінія, 4 – карман; 5 – аераційний блок; 6 – компресор; 7 – дрібно-бульбашковий аератор; 8 – завислий шар  $Fe(OH)_3$  та  $bio-FeOOH$ , 9 – префільтр з пінополістирольним завантаженням; 10 – промивний бак; 12 – освітлювальний піщаний фільтр; 13 – катіоно-обмінний фільтр; 14 – розчинний бак; 15 – гідроробот; 16 – збірний канал; 19 – збірний лоток; 20 – вузол знезараження; 21 – РЧВ; 22 – насос-дозатор гіпохлориту натрію; 23 – НС-П; 24 – протипожежні насоси; 25 – пневмобак; 33 – резервуар промивних вод; 34 – дренажний насос; 11, 17, 18, 27 – 32 – технологічні трубопроводи

Попередньо очищена вода по трубопроводу (11) надходила до верхньої частини освітлювального фільтра (12), завантаженого кварцовим піском крупністю фракцій 0,8-2,0 мм, товщиною шару 1,1 - 1,2 м. Кварцовий пісок розташовувався на підтримуючих шарах із гравію товщиною 0,3 м. Вода фільтрувалася низхідним потоком із швидкістю 5-6 м/год. Промивка освітлювальних фільтрів (12) здійснювалася за допомогою насосів (23), промивка біореактора – за допомогою гідроробота (15). Пом'якшення води до діючих норм відбувалося шляхом подачі частини фільтрату від насосів другого підйому на катіонообмінний фільтр (13).

Пом'якшена вода по трубопроводу (31) надходила до РЧВ, де відбувалося її перемішування із фільтратом, що давало змогу зменшення загальної твердості води з 10-11 ммоль/дм<sup>3</sup> до 7 ммоль/дм<sup>3</sup>. Регенерація катіонообмінного завантаження планувалася за допомогою 5 % розчину кухонної солі. Блок реагентного господарства складався із сольового бака (14) та автоматичної голівки керування роботою фільтра. Скид елюатів відбувався по трубопроводу (27) через збірний лоток (16) до резервуару промивних вод (33). Освітлені промивні води від блоку водоочисного обладнання за допомогою зануреного насоса (34) відкачувалися по трубопроводу (35) до скидного колектору, який відводив їх за межі майданчику.

Осад за допомогою дренажного зануреного насоса (34) перекачувався на пісковий майданчик звідки планувалася до вивозу транспортом. В проекті передбачалося два автономних ступеня знезараження води розчином натрію гіпохлориту (NaOCl).

#### **6.7. Технологія та апаратурне оформлення станції стабілізаційної обробки води**

Згідно наведених даних моніторингових досліджень якості підземних вод на діючих водозаборах північно-західних областей України видно, що більшість з них транспортує воду різного ступеня агресивності по відношенню до бетону та металу та потребує стабілізаційної обробки (додаток Б1). Такі води небезпечні не тільки з санітарно-гігієнічної, але із технологічної точок зору так як призводять до повторного забруднення вже очищеної води продуктами корозії та підвищують стан аварійності водопровідних мережі [43].

За завданням на проектування ВЖКХ Нововолинськ водоканал на вузол стабілізації води, була розроблена технологія стабілізаційної обробки підземних вод водозабору Південний м. Нововолинськ. На базі розробленої автором технології, розрахунків та проробок апаратів [49, 250, 255] у 2005 році було виконано робочий проект 0.00 – 83.2005 «Вузол стабілізації питної води водозабору «Південний»

м. Нововолинськ продуктивністю 8000 м. куб. на добу», за яким у 2005 - 2006 роках було збудовано єдину в Україні станцію стабілізації питної води (рис. 6.37).

Водопостачання міста Нововолинськ базується на підземних водах сенонського водоносного горизонту та здійснюється двома водозаборами: Північним, розташованим на відстані 5,2 км від міста із 11 свердловинами та Південним, розташованим на відстані 5,5 км від міста із 10 свердловинами.

Сумарна продуктивність всіх водозаборів – 35,9 тис. м<sup>3</sup>/добу. За параметрами якості (табл. 2.1) води відносяться до нейтральних із підвищеними величинами гідрокарбонатної лужності, сполук заліза (1,14-3,45 мг/дм<sup>3</sup>), мангану (0,063 - 0,77 мг/дм<sup>3</sup>), амонійного нітрогену (0,03-3,16 мг/дм<sup>3</sup>). Крім того, за класифікацією індексу стабільності Ланжельє [269], підземні води Південного водозабору відносяться до класу вод із дуже високим ступенем корозії [250] (додаток Б1).



А



В

Рис. 6.37. Станція стабілізаційної обробки води водозабору «Південний» м. Нововолинськ: А – загальний вигляд будівлі; В – зал станції із освітлювачами-рециркуляторами та насосним обладнанням для циркуляції вапняного розчину

Проведений у 2004 – 2005 роках ВЖКХ Нововолинськ водоканал моніторинг стану водопровідних мереж міста виявив, що під впливом води із агресивними властивостями значна кількість ділянок прокладених із сталевих труб знаходилася в незадовільному стані.

В основі запропонованої технології стабілізаційної обробки води було закладено принцип поступового формування захисної карбонатної плівки на

внутрішніх поверхнях напірних водоводів шляхом введення освітленого розчину лужного реагенту – вапняного молока. До складу технологічної схеми (рис.6.38) входили: розчинні баки, освітлювачі-рециркулятори, ємності збору відпрацьованого вапняного розчину, три групи насосів, допоміжне обладнання [255].

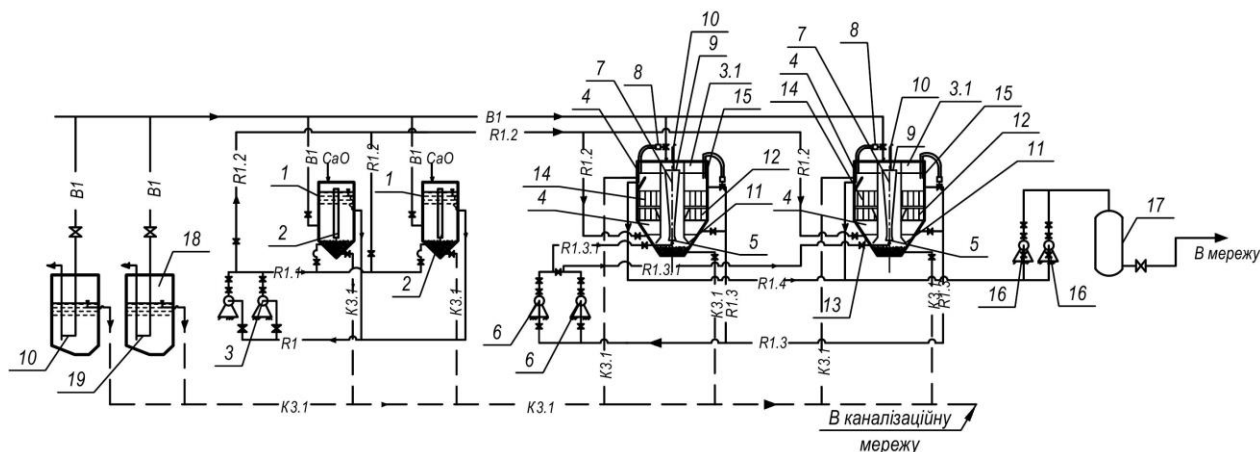


Рис. 6.38. Технологічна схема вузла стабілізаційної обробки води: 1 – розчинні баки; 2 – гідравлічні мішалки; 3 – циркуляційні насоси розчинних баків; 4 – освітлювачі-рециркулятори; 5 – водоструминний насос; 6 – насоси для рециркуляції робочого розчину; 7 – вертикальний вихровий змішувач; 8 – подача вихідної води; 9 – повітрявідділювач; 10 – скид надлишкового повітря; 11 – система розподільчих труб; 12, 14 – блоки тонкошарових відстійників; 13 – зона накопичення осаду; 15 – ємність освітленого розчину; 16 – насоси-дозатори; 17 – освітлювальний фільтр; 18 – шламозбірники; 19 - гідроелеватори [255]

Стабілізаційна обробка води здійснювалася в декілька етапів. На першому етапі, згідно розробленої технології, проходив процес підготовки концентрованого робочого розчину вапняного молока. Для чого, за допомогою ручної талі, в розчинні баки (1) завантажували 700 – 750 кг гашеного вапна у вигляді порошку та заповнювали чистою водою із розрахунку отримання 30 % концентрації розчину вапняного молока. Для перемішування розчину, а також запобіганню випадіння  $\text{CaCO}_3$  в осад, розчинні баки було обладнано системою гідравлічних мішалок (2), які забезпечували 5 – 6 кратний обмін об'єму розчину за годину. Гідравлічні мішалки приводилися в дію циркуляційними насосами (3) типу “Grundfos” SE

1.50.80.40.2.50D, які одночасно виконували функцію перекачування розчину вапняного молока в нижню частину освітлювачів-рециркуляторів (4).

На другому етапі, після повного перекачування концентрованого розчину до освітлювачів-рециркуляторів, відбувалося їх поступове заповнення чистою водою до відмітки верхнього рівня, яка відповідала 5% концентрації розчину. Для перемішування розчину та підтримання однакової концентрації катіонів  $\text{Ca}^{2+}$  по всьому об'ємі, освітлювачі-рециркулятори (4) було обладнано водострумними насосами (5). Суспензія вапняного молока і осаду  $\text{CaCO}_3$  захоплювалася потоком, який створювався в нижній частині освітлювача-рециркулятора (4) за допомогою водострумного насосу (5) і транспортувалася через вертикальний вихровий змішувач (7), обладнаний впускним трубопроводом вихідної води (8). В верхній частині вихрового змішувача (7) швидкість суспензії зменшувалася, і розчин надходив до повітря-відділювача (9). Для скиду надлишкового повітря камера повітря-відділювача була обладнана трубкою (10). Після повітря-відділювача (9) розчин змінював напрямок свого руху на висхідний і по системі розподільчих труб (11) рівномірно розподілявся по всьому периметру освітлювача із завислим шаром осаду (4), у верхній частині якого були розташовані блоки тонкошарового відстійника (12) нижнього ярусу. Застосування тонкошарових блоків дозволяло покращити якість освітлення розчину за рахунок затримання крупних частинок осаду. Осаджений на нижніх полицях тонкошарового відстійника осад поступово сповзав в зону його накопичення (13), де знову підхоплювався висхідним потоком гідрострумного насосу (5) [255]. Частково освітлена вода продовжувала рухатися вгору через блок верхнього тонкошарового відстійника (14) та надходила до ємкості освітленого розчину (15).

На третьому етапі, для підтримання рівномірних концентрацій катіонів  $\text{Ca}^{2+}$  в освітлювачах-рециркуляторах (4), було передбачено два кола рециркуляції розчину. Великий рецикл використовувався на стадії приготування технологічного розчину. За допомогою системи технологічних трубопроводів розчин надходив до всмоктуючого патрубку циркуляційного насосу (6), звідки під напором направлялася до сопла гідрострумного насосу (5) [255].

Малий рецикл передбачав циркуляцію концентрованого розчину із осадом кальцій карбонату із під нижнього ярусу блоку тонкошарових відстійників (12) під час перекачки освітленого розчину із бака (15) за допомогою насосів (16) в систему напірних водоводів [255]. В освітлювачах-рециркуляторах, згідно технологічного регламенту, було передбачено 4 – 6 кратний обмін об'ємів розчину за годину. Термін використання однієї закладки концентрованого розчину вапна був розрахований на 48 годин роботи станції. Після чого необхідна була його повна заміна новим розчином. Ємності - шламозбірники (18) було обладнано системою гідравлічних мішалок і гідроелеваторів (19) для перекачки шламу до автомобільного транспорту. Освітлювач – рециркулятор було обладнано системою електродів, за допомогою яких відбувається автоматичне переключення його із робочого режиму в режим підготовки розчину і навпаки [255].

**Розчинні баки** (рис. 6.39 с) представляли собою круглі в плані ємності діаметром і висотою 1400 мм із конічним днищем з кутом нахилу  $50^0$  до горизонту. Баки було виконано із нержавіючої сталі та обладнано системою трубопроводів, за допомогою яких відбувається гідрозмішування, а також технологічними трубопроводами для подачі чистої води, переливу та спорожнення. Для постійного перемішування вапняного молока використовували гідравлічне перемішування з допомогою насосів марки “Grundfos” SE 1.50.80.40.2.50D (1 робочий, 1 резервний). Кратність перемішування становила 5-6 об'ємів бака за годину [255].

**Освітлювачі – рециркулятори** зовні представляли собою прямокутні в плані резервуари (2300×2800мм) із загальною висотою 3200 мм (рис. 6.39 Е) та висотою пірамідальної частини 1600 мм. Кут нахилу бокових стінок усіченої піраміди до горизонту становив  $60^0$ . Освітлювачі – рециркулятори було обладнано системою гідравлічних мішалок, водоструминних насосів, гідромеханічних змішувачів водоворотного типу, повітря розділювачів, а також освітлювачами зі зваженим шаром осаду, блоками тонкошарових відстійників, зоною збору освітленого розчину, системою електродів контролю рівня. Тонкошаровий відстійник складався з блок-модулей із довжиною полиць відповідно  $l_{\text{н}}=1100 - 1200\text{мм}$ ;  $l_{\text{в}}=500 - 600\text{мм}$ , кут нахилу пластин  $60^0$ , напрямок руху води – висхідний, відстань між пластинами

40÷50мм (рис.6.39 Г). Забір води здійснювали з внутрішніх карманів, розташованих в інертних зонах, верхнього ярусу тонкошарового відстійника [255]. Всі елементи освітлювача – рециркулятора розміщувалися в одному моноблочному корпусі із листової сталі товщиною  $\delta=5\div 8$ мм. Моноблоки було обладнано системою підвідних – відвідних трубопроводів, а також переливними трубопроводами та трубопроводами спорожнення.



С



Д



Е



Г

Рис.6.39. Технологічне обладнання вузла стабілізаційної обробки води: С) розчинні баки з гідрозмішувачами; Д) насоси-дозатори Lavara з контролером рН робочого розчину; Е) освітлювач – рециркулятор; Г) блок тонкошарового відстійника освітлювача – рециркулятора [250]

В комплект обладнання входили два робочих та один резервний насоси марки НД200-100-80И, призначених для гідравлічної циркуляції розчину в установках. Для дозування освітленого розчину до напірних трубопроводів використовували насоси марки Lavara, обладнані системою автоматики, яка підтримувала значення рН в верхній частині освітлювача-рециркулятора в межах 9 – 9,4 одиниці [255].

Після введення в експлуатацію було проведено дослідження щодо вивчення динаміки зміни параметрів агресивності води як в період пусканалагоджувальних

робіт з 9.03.07 по 10.05.07 так і в період її експлуатації з 2.06.08 по 30.09.08 в залежності від рН, лужності, солевмісту, концентрації катіонів  $\text{Ca}^{2+}$  [255]. Як показали наші спостереження проведені в період з 9.03.07 по 10.05.07 значення рН вихідної води практично не змінювалися і знаходилися в межах 7,0 – 7,18, теж саме можливо відмітити по відношенню до вмісту катіонів  $\text{Ca}^{2+}$  (60-80 мг/дм<sup>3</sup>).

Більш значним коливанням були підпорядковані значення солевмісту (від 398 до 445 мг/дм<sup>3</sup>) та лужності (6,7 до 7,8 ммоль/дм<sup>3</sup>), що пояснювалося підключенням в роботу різної конфігурації свердловин. Така зміна основних параметрів якості води, які впливали на розрахункові величини індексів стабільності, вносила певні корективи в роботу обладнання, потребуючи гнучкого реагування як на зміну вихідних параметрів води, так і на зміну витрат води за годинами доби. Для вирішення цих питань станцію було обладнано системою автоматики та датчиками різного призначення. Витрату води в напірних водоводах відслідковував водомір марки «Родник», який автоматично давав сигнали на зміну подачі розчину лужного реагенту насосами Lavara. Зміну величин рН –  $\text{Ca}^{2+}$  в освітлювачах-рециркуляторах контролював блок автоматичного корегування контролер рН, шляхом виводу цих параметрів на дисплей, в результаті чого оператори могли корегувати циклічність роботи обладнання, скиду осаду, заміни розчину при зменшенні концентрації  $\text{Ca}^{2+}$  до 750 – 780 мг/дм<sup>3</sup> та рН до 9,0 (рис. 6.40).

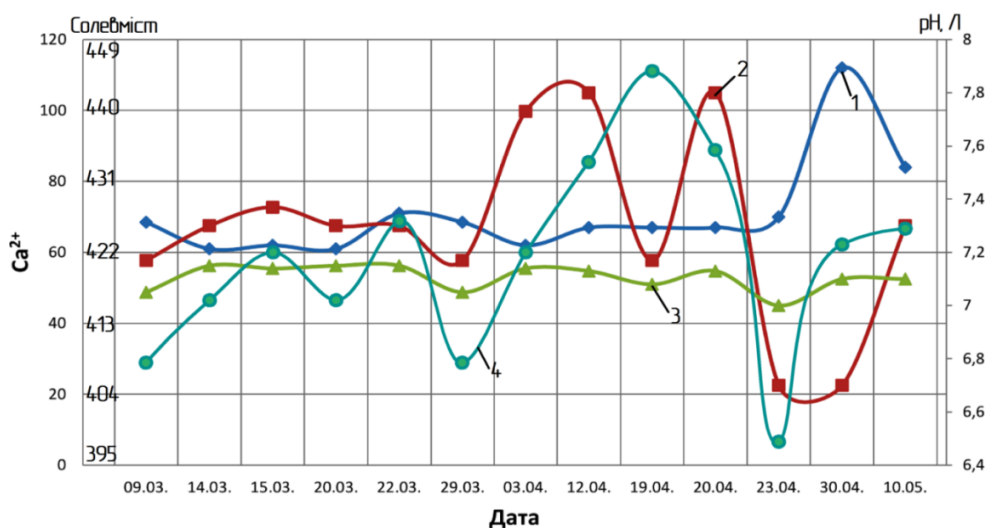


Рис. 6.40. Зміна параметрів якості вихідної води водозабору «Південний» за період 9.03.07 по 10.05.07: 1 – вміст  $\text{Ca}^{2+}$ ; 2 – лужність; 3 – рН; 4 – солевміст.

На рис. 6.41 наведено динаміку зміни витрат насосів-дозаторів в залежності від загальної витрати води на водозаборі та концентрації катіонів  $\text{Ca}^{2+}$  в розчині.



В середньому, співвідношення витрат води від НС-II до витрат освітленого розчину  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  від насосів-дозаторів складало відповідно 30 – 33 м<sup>3</sup>/год води на 1 м<sup>3</sup>/год технологічного розчину. При збільшенні витрат води по водоводах автоматично збільшувалася витрата насосів-дозаторів.

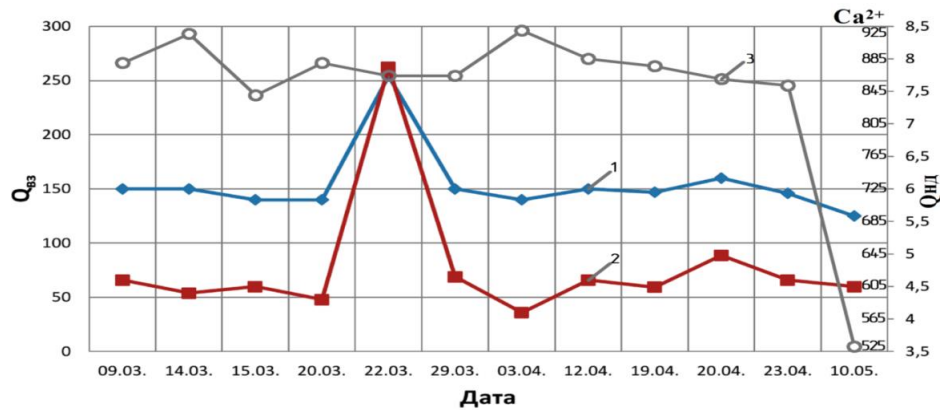


Рис. 6.41. Залежність змін витрат насосів-дозаторів від загальної витрати води на водозаборі «Південний». 1 – продуктивність водозабору м<sup>3</sup>/год; 2 – продуктивність насосів-дозаторів м<sup>3</sup>/год; 3 – концентрація катіонів  $\text{Ca}^{2+}$  (мг/дм<sup>3</sup>) в розчині який дозується.

На рис. 6.42 наведено результати досліджень щодо зміни параметрів якості води на виході з водозабору «Південний» після стабілізаційної обробки води [255].

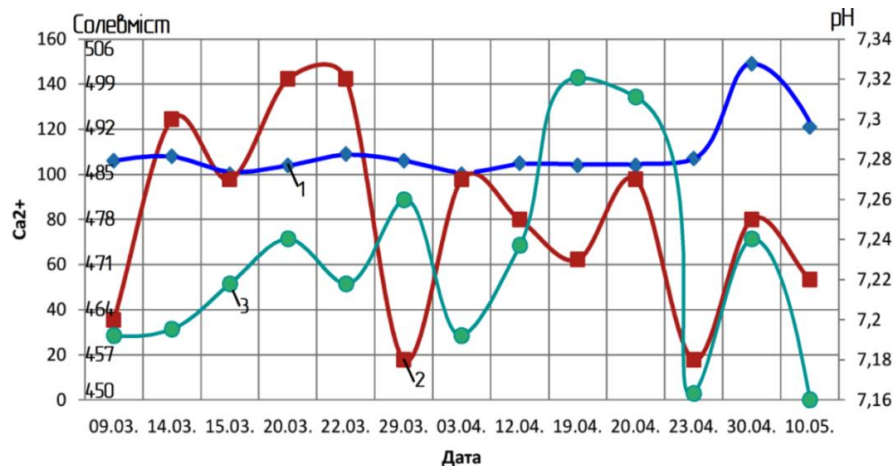


Рис. 6.42. Динаміка змін параметрів якості стабілізованої води на виході з водозабору «Південний»: 1 – концентрація катіонів  $\text{Ca}^{2+}$ ; 2 – pH; 3 – солевміст.

Як видно із наведених даних, в обробленій воді насамперед підвищувалися концентрація катіонів  $\text{Ca}^{2+}$  (до 100 – 120 мг/дм<sup>3</sup>) та загальний солевміст до 450 – 499 мг/дм<sup>3</sup>. Крім того спостерігалася динаміка підвищення величин pH. Сукупність

зміни цих параметрів дозволяла коригувати агресивні властивості води від області легкої ступені корозії до рівноважного стану системи (рис.6.43, крива 4). За результатами проведених досліджень було встановлено дози лужного реагенту в залежності від якості вихідної води і продуктивності водозабору, яка коливалась у значній мірі по годинах доби [250].

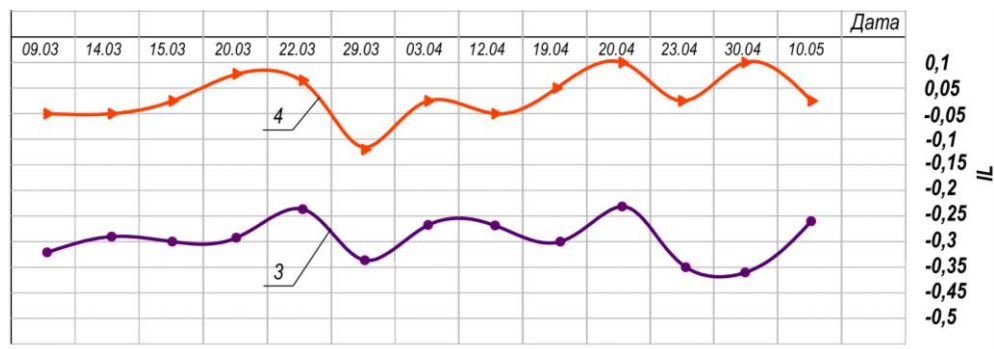


Рис.6.43. Зміна індексу стабільності Ланжелє за період з 9.03.07 по 10.05.07 на водозаборі «Південний»: 3 – у вхідній воді; 4 – на виході із водозабору [250]

Результати досліджень змін параметрів якості стабілізованої води при різних витратах води та дозах лужного реагенту в період початкових пусконаладжувальних робіт наведено в таблиці 6.9.

Таблиця 6.9 – Результати досліджень змін параметрів якості стабілізованої води при різних витратах води та дозах лужного реагенту

Параметри якості води						
pH	Ca <sup>2+</sup> мг/дм <sup>3</sup>	Лужність ммоль/дм <sup>3</sup>	Твердість моль/дм <sup>3</sup>	I <sub>l</sub>	I <sub>r</sub>	pHs
Вихідна (1.03.07) продуктивність станції 150 м <sup>3</sup> /год						
7,0	100	6,7	6,4	- 0,32	7,64	7,32
Доза лужного реагенту D=23 мг/дм <sup>3</sup> на виході із станції						
7,5	116	7,0	6,75	+ 0,23	7,04	7,27
Доза лужного реагенту D=37 мг/дм <sup>3</sup> на виході із станції (2.03.07)						
7,8	116	7,8	6,7	+ 0,58	6,64	7,22
Вихідна (12.04.07) продуктивність станції 160 м <sup>3</sup> /год						
7,1	104	6,8	6,7	- 0,15	7,36	7,23
Доза лужного реагенту D=20 мг/дм <sup>3</sup> На виході із станції						
7,45	116	7,3...7,4	6,5	+ 0,29	6,87	7,16
Параметри якості води в с. Нова Лишня (2км від станції)						
7,74	116	7,8	6,3	+ 0,67	6,4	7,07

Більші дози (37-40 мг/дм<sup>3</sup>) призначені для забезпечення нарощування на стінках труб захисної плівки кальцій карбонату. Після формування захисної плівки для її збереження обробка води повинна забезпечити індекс насичення близький до нуля, і дози реагенту становлять 20-23 мг/дм<sup>3</sup>. На рис. 6.44 наведена динаміка змін витрат насосів дозаторів Lavara при експлуатації станції в період збільшення водоспоживання з 02.06 по 30.09.08 [255].

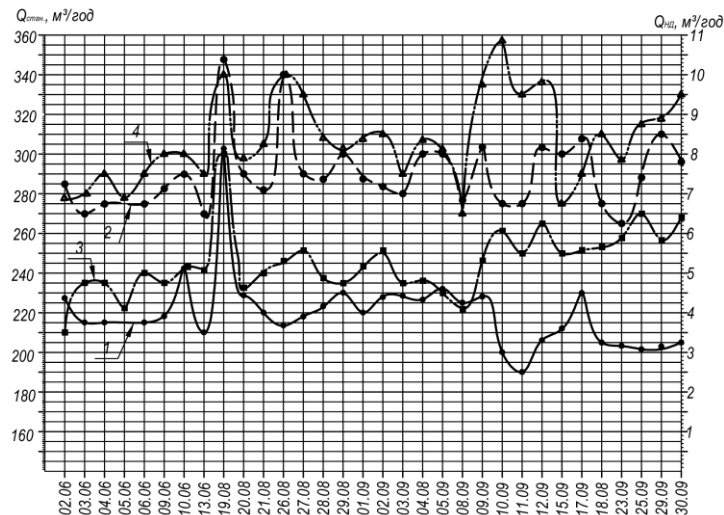


Рис. 6.44. Залежність змін витрат насосів-дозаторів від загальної витрати води яка транспортувалася по напірним водоводам господарсько-питного призначення в період проведення досліджень з 02.06 по 30.09.08 за напрямками: 1 – с. Нова Лишня, м<sup>3</sup>/год; 3 – шахта №9, м<sup>3</sup>/год; витрата насосів-дозаторів за напрямками: 2 – с. Нова Лишня, м<sup>3</sup>/год; 4 – шахта №9, м<sup>3</sup>/год [255]

На рис. 6.45 наведено результати досліджень щодо зміни параметрів якості води на виході з водозабору після стабілізаційної обробки води [255]. Як видно із наведених даних, в обробленій воді насамперед підвищувалися концентрація катіонів Ca<sup>2+</sup> (до 105-134 мг/дм<sup>3</sup>) та загальний солевміст до 460- 518 мг/дм<sup>3</sup>. На рис. 6.46 наведено результати досліджень змін параметрів індексів стабільності води в напірних водоводах, в період експлуатації станції з 02.06 по 15.10.07, після її стабілізаційної обробки.

Із наведених результатів досліджень роботи станції видно, що впроваджена технологія та обладнання дозволяли постійно підтримувати нейтральний рівень стабільності води у системі водопостачання міста, не зважаючи на зміни параметрів

якості води та величини витрат у напірних водоводах. Цьому сприяла розроблена автором конструкція освітлювачів-рециркуляторів із системою автоматики, яка дозволяла контролювати величину рН робочого розчину, рівні робочого розчину у баках, ступінь відкриття – закриття засувки на технологічних трубопроводах, включення-виключення циркуляційних насосів та насосів-дозаторів в залежності від режимів роботи основного обладнання. Контролери рівня рН дозволяли регулювати витрату насосів-дозаторів в залежності від витрат насосної станції II підйому [255].

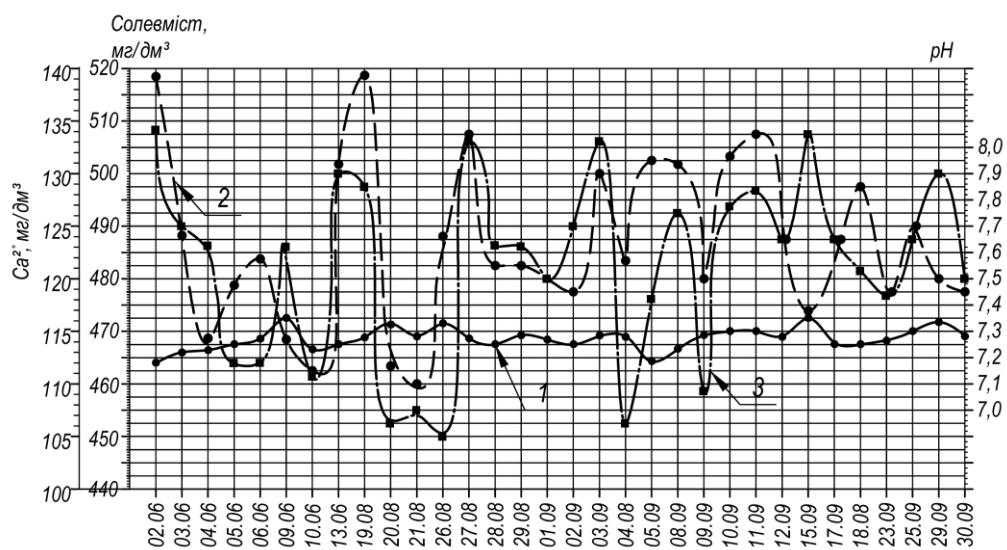


Рис. 6.45. Зміна параметрів якості стабілізованої води в напірних водоводах господарсько-питного призначення впродовж періоду проведення досліджень з 02.06 по 30.09.08: 1 – зміна величини рН; 2 – зміна загального солевмісту, мг/дм³; 3 – зміна концентрації катіонів Ca<sup>2+</sup> [255]

В результаті попередніх теоретичних розрахунків, експериментальних досліджень, як у лабораторних так і в виробничих умовах, а також під час проведення пусконаладжувальних робіт були визначені оптимальні концентрації лужного реагенту як для нарощування захисної карбонатної плівки на внутрішній поверхні напірних водоводів (37-40 мг/дм³), так і для підтримання параметрів якості води у стабільному стані (20-23 мг/дм³) [255].

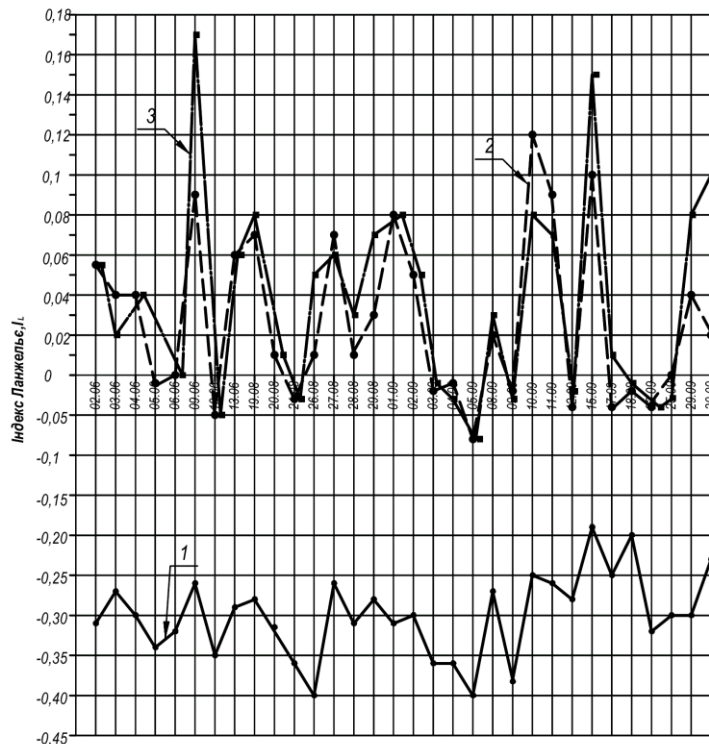


Рис. 6.46. Зміни параметрів стабільності води за індексом Ланжельє протягом дослідженого періоду з 2.06.08 по 30.09.08: 1 – вихідної води; стабілізованої води в напірних водоводах; 2 – у напрямку с. Нова Лишня; 3 – у напрямку шахти №9 [255]

Визначені оптимальний вміст катіонів  $\text{Ca}^{2+}$  (800-1200 мг/дм<sup>3</sup>), величин рН (10-11) та оптимальна кількість рециклів робочого розчину в освітлювачах-рециркуляторах (n=6), а також співвідношення витрат води від НС II до робочого розчину  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  які знаходилися в межах 30- 33 м<sup>3</sup>/год води на 1 м<sup>3</sup>/год освітленого розчину.

### 6.8. Умови застосування технологічних схем очищення та кондиціонування багатоконпонентних підземних вод

При обґрунтуванні вибору ефективної технології водоочищення для певних умов необхідно: 1) визначити показники якості води у джерелі водопостачання та продуктивність станції водоочищення; 2) вивчити, в якій формі знаходиться пріоритетний забрудник, а також можливість побудови технологічної схеми з

врахуванням комплексного використання біологічних та фізико-хімічних процесів для реалізації синергетичного ефекту очищення; 3) визначити, яким буде основний окисник в системі: а) природного характеру – кисень повітря, яке вводиться в систему в результаті спрощеної або глибокої аерації; водень пероксиду, який утворюється в результаті життєдіяльності бактерій; б) технічного характеру: технічний кисень, озон, калій перманганат, хлор, натрій гіпохлорит, активні радикали, які утворюються в результаті процесу ГДК; 4) необхідність побудови технології за безреагентним або реагентним принципом; 5) кількість ступенів апаратів необхідних для зміни фазово-дисперсного стану системи, концентрування, розділу фаз; 6) необхідність стабілізаційної обробки води; 7) враховувати досвід експлуатації станцій водоочищення, які працюють в аналогічних умовах [196].

Попередній вибір технологічних схем може бути проведено за даними табл.6.11, отриманих за результатами проведених досліджень як на пілотних установках, так і на діючих станціях водоочищення [44, 49, 50, 61, 179, 184 – 189, 195 – 204, 206 – 208, 224, 250, 251, 255, 257 – 261]. В таблиці наведено межі використання технологічних схем за параметрами якості води (згідно класам рН, а також підкласам за перманганатною окисністю, гідрокарбонатною лужністю, вмістом феруму), можливої присутності супутніх забруднень природного та антропогенного характеру, продуктивності водоочисного обладнання, використання схем за напірним або гравітаційним принципом.

Для комплексного очищення та кондиціонування слабокислих та біля нейтральних підземних вод в основному рекомендовано застосування комбінованих біологічних та фізико-хімічних методів. Зокрема, для вод із низьким лужним резервом (до  $2,0 \text{ ммоль/дм}^3$ ), необхідне підлучення розчином кальцінованої соди; при наявності розчинених органічних речовин ( $\text{ПО} > 4,0 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ ), гумінових комплексів, кольоровості ( $K > 50$  град. ПКШ). При менших концентраціях розчинених органічних речовин ( $\text{ПО} < 4,0 \text{ мг/дм}^3$ ), кольоровості до ( $K < 50$  град. ПКШ) та величинах гідрокарбонатної лужності ( $> 2,0 \text{ ммоль/дм}^3$ ) рекомендовано застосовувати безреагентні методи. Причому можливе використання схем як із біореакторами та фільтрами, так і схем із фільтрами із модифікованим

завантаженням (при умові відсутності в підземних водах розчиненого сірководню та мікроорганізмів які окиснюють залізо).

Для очищення підземних вод із нормальним (4,0 - 6,0) та підвищеним (7,0 - 8,5 ммоль/дм<sup>3</sup>) лужним резервом, величинами рН >7,5 та незначним вмістом розчинених органічних речовин (ПО < 4,0 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>) рекомендовано до використання безреагентні технологічні схеми із застосуванням спрощеної аерації – фільтрування через інертне або модифіковане контактне завантаження [196].

В деяких випадках, в залежності від присутності у воді різних концентрацій пріоритетного забрудника, можливий вибір із декількох технологій. Наприклад при концентраціях фенолів у вихідній воді (0,08 - 0,5) мг/дм<sup>3</sup> та продуктивності станцій до 200 м<sup>3</sup>/добу рекомендовано до застосування комплекс фізико-хімічних методів, а при концентраціях фенолів до 0,03 мг/дм<sup>3</sup> – комбіновані біологічні та фізико-хімічні методи. При розгляданні можливості використання декількох альтернативних схем основним фактором який впливає на її остаточний вибір є продуктивність станції та економічне порівняння варіантів.

Таблиця 6.11

Умови застосування технологічних схем очищення та кондиціонування багатоконпонентних підземних вод

Тип води		Супутні забруднення, мг/дм <sup>3</sup>		Ступінь агресивності	Технологічна схема/ тип (напірна); (гравітаційна)	Витрата м <sup>3</sup> /добу
Клас	Підкласи	Природні	Антропогенні			
1	2	3	4	5	6	7
I	1.1.1	-	*NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> <0,5; C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH <0,001	I <sub>L</sub> = -1,0...-2,0; I <sub>R</sub> = 8,0-10,0	[ПА] → [ФМЗ]→[СтР]→ [Зн] / (н)	до 2000
	1.1.2	-			[С/Л] → [ПА] → [Ф]→[СтР]→ [Зн] / (гр)	до 20000
	2.1.3	*К < 50 град. *ГК;	*NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> <1,0; *C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH <0,03 (0,08 – 0,5)*	I <sub>L</sub> <-1,5; I <sub>R</sub> = 8,5 – 9,0	*[С/Л] → [ПА] → [БР] → [Ф] → [Зн]→ [СтР] / (гр)	1000 - 10000
					*[ГДК] → [С/Л] → [КК <sub>н</sub> ]→[К(Ф)]→ →[Пл]→[Ф]→[СтР]→ [Зн]/ (гр)	до 200
	3.1.4	*К < 70 град. *ГК;	*NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> < 4,0; *F<2,0; * ПАР<1,0 мг/дм <sup>3</sup> ; *C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH < 0,03; (0,08 – 0,5)*;	I <sub>L</sub> = -1,5...-2,0; I <sub>R</sub> = 9	*[ПА] → [БР] → [С/Л] → [К(Ф)] → [Ф]→ →[СФ]→[Зн]→ [СтР] / (н)	до 2000;
					*[ГДК]→[С/Л] → [КК <sub>н</sub> ]→[К(Ф)]→[Ф]→ →[ФМЗ] → [Зн]→[СтР] / (гр)	до 200
	4.1.4	*К < 70 град. *ГК	*NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> < 3; *C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH <0,03 * ПАР<1,0	I <sub>L</sub> > -2,0; I <sub>R</sub> ≥10,0	* [ПА] → [БР] → [С/Л] → [К(Ф)]→[Ф]→[ФМЗ] → →[Зн]→ [СтР]/(гр)	1000 - 10000
	4.2.4				* [ПА] → [БР] → [К(Ф)]→[Ф] → [СФ]→[Зн]→ →[СтР]/(гр)	
II	1.1.2	*К < 50 град.; *ГК	*NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> <0,5; C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH <0,001	I <sub>L</sub> = -1,0...-1,5; I <sub>R</sub> = 8,5...9,5	*[С/Л] → [ПА] → [БР] → [Ф] → [Зн]→ [СтР]/ (гр)	до 10000
	1.1.3				[ПА] → [ФМЗ]→[СтР]→ [Зн] / (н)	до 2000



1	2	3	4	5	6	7
II	1.2.2 1.2.3. 1.2.4 1.3.3	*K < 50 град.; *ГК	*NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> < 0,5; C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH < 0,001	I <sub>L</sub> = -0,2...-1,5; I <sub>R</sub> = 7,5...9,0	*[ПА] → [БФ] → [Ф] → [Зн] → [СтР] / (гр)	1000 - 10000
	2.1.2 2.1.3		*NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> < 1,0; *C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH < 0,03; *C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH < 0,08 – 0,5	I <sub>L</sub> < -1,5; I <sub>R</sub> = 9,0 – 10,0	* [C/Л] → [CA] → [БР] → [Ф] → [Зн] → [СтР] / (гр) * [ГДК] → [КК <sub>н</sub> ] → [Ф] → [Зн] → [СтР] / (гр)	до 200;
	2.2.2 2.2.3 2.2.4			I <sub>L</sub> = -0,2...-0,8; I <sub>R</sub> = 6,5...8,0	*[CA] → [БР] → [Ф] → [Зн] → [СтР] / (гр)	1000 - 10000
	2.3.2	*K < 50 град.; *ГК	*NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> < 1,0; *C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH < 0,03;	I <sub>L</sub> = 0...-0,1; I <sub>R</sub> = 6,5...7,0	*[CA] → [ФМЗ] → [Зн] (н)	до 2000
	2.3.3		* NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> < 1,0; * C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH < 0,08 – 0,5;		*[CA] → [БР] → [ФМЗ] → [Зн] → [СтР] (гр) * [ГДК] → [К <sub>н</sub> ] → [ФI] → [ФII] → [Зн] → [СтР] (гр)	1000 - 10000 до 200
	3.1.4	*K < 70 град. *ГК	*NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> < 2,0; *F < 2,0; * ПАР < 1,0; *C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH < 0,03;	I <sub>L</sub> < -1,5; I <sub>R</sub> < 8,0	*[C/Л] → [ПА] → [БР] → [К(Ф)]* → [Ф] → [Зн] → → [СтР] * [ГДК] → [C/Л] → [КК <sub>н</sub> ] → [К(Ф)] → [ФI] → [ФII] → [Зн] → [СтР]	до 10000 до 200

1	2	3	4	5	6	7
II	3.2.4	K < 70 град. *ГК	*NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> < 4,0; *F < 2,0; *ПАР < 1,0; *C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH < 0,03	I <sub>L</sub> < -1,0; I <sub>R</sub> = 8,0...8,	[ПА] → [БФ] → [K(Φ)]* → [Φ] → [СФ]* → [Зн] → [СТР] / (гр)	1000 - 10000
					[ГДК] → [КК <sub>н</sub> ] → [K(Φ)] → [ΦI] → [ΦII] → [СФ]* → [Зн] → [СТР] / (гр)	до 200
	1.4.2		*NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> < 1,0	I ≈ -0,35...0,2; I <sub>R</sub> = 6,5...7,5	*[CA] → [ФМЗ] → [Зн] / (н)	до 2000
			*NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> < 2,0; *C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH < 0,08 - 0,5		* [ГДК] → [КК <sub>н</sub> ] → [Φ] → [Зн] / (гр)	до 200
	1.4.3 1.4.4	*K < 50 град.; *ГК	*NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> < 1,0; *C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH < 0,03		*[CA] → [ΦI] → [ΦII] → [Зн] / (н)	до 2000
2.4.2	K < 50 град.;	*NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> < 2,0; *C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH < 0,08 - 0,5		* [ГДК] → [КК <sub>н</sub> ] → [Φ] → [Зн]	до 200	
III	1.1.2	*K < 50 град	*NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> < 0,5 мг/дм <sup>3</sup> ; C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH < 0,001	I <sub>L</sub> = 0,1...0,7; I <sub>R</sub> = 5,5...5,8	*[C/Л] → [ПА] → [БФ] → [Φ] → [Зн] / (гр)	до 10000
	1.1.3				* [ПА] → [ФМЗ] → [Зн] / (н)	до 2000
	1.3.2		* [CA] → [ФМЗ] → [Зн] → [СТCO <sub>2</sub> ] / (н)			
	2.3.1		*NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> < 1,0; *C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH < 0,03		[CA] → [ФМЗ]* → [Зн] → [СТCO <sub>2</sub> ] / (н) [ПА] → [Φ] → [Зн] → [СТCO <sub>2</sub> ] / (н)	до 2000
IV	1.2.2	-	-	[CA] → [Φ] → [ПКCO <sub>2</sub> ] → [Зн] / (н)		

Продовження таблиці 6.11

## Висновки до розділу 6

1. Удосконалено технологію та апаратурне оформлення для кондиціонування агресивних ( $I_L$  до -2,5), слабокислих (рН 5,5 – 6,4), м'яких підземних вод із дуже низьким лужним резервом (0,6-1,18 ммоль/дм<sup>3</sup>), з підвищеними величинами перманганатної окисності (6-7 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>), та концентраціями сполук заліза (до 30 мг/дм<sup>3</sup>), амонійного нітрогену та сірководню (до 4,0 мг/дм<sup>3</sup>) на основі застосування комплексу біологічних та фізико-хімічних методів очищення. Технологія дозволяє проводити корегування ряду фізико-хімічних параметрів системи: рН – Eh, гідрокарбонатної лужності, концентрації неорганічного вуглецю, розчиненого кисню, вмісту іонів кальцію, в залежності від концентрацій пріоритетних забрудників.

2. Для очищення агресивних ( $I_L$  до -1,67), залізомістких (Fe<sup>2+</sup> до 10 мг/дм<sup>3</sup>), слабокислих (рН 6,4 - 6,5) підземних вод, які характеризуються низьким лужним резервом (1,28-1,6 ммоль/дм<sup>3</sup>), перманганатною окисністю до 6,4 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, концентрацією сірководню до 2,0 мг/дм<sup>3</sup>, а також здатністю до сезонних коливань параметрів якості, зокрема: загального заліза (до 15,6 мг/дм<sup>3</sup>), кольоровості (до 237 - 300 град ПКШ), амонійного нітрогену до 2,0 мг/дм<sup>3</sup>, фенолів (до 0,06 мг/дм<sup>3</sup>), розроблено та впроваджено технологію, яка базується на комплексному використанні фізико-біохімічних методів очищення. Дози реагентів складала: кальцинованої соди 35-45 мг/дм<sup>3</sup>; коагулянту 20 мг/дм<sup>3</sup>. Оптимальні швидкості фільтрування були в межах 3-5 м/год в залежності від якості води. Тривалість фільтроцикла складала в середньому 12 годин.

3. Для очищення агресивних ( $I_L$  до -0,5), біля-нейтральних (рН 6,5 – 7,2), підземних вод, які містять сполуки NH<sub>4</sub><sup>+</sup> до 1,0 - 1,5 мг/дм<sup>3</sup>; Fe<sup>2+</sup> до 5 мг/дм<sup>3</sup>, С<sub>6</sub>Н<sub>5</sub>ОН до 0,03 мг/дм<sup>3</sup>, удосконалено технологію, яка базується на використанні комбінованих методах водоочищення. Технологія дозволяє отримувати стабільні параметри якості води згідно діючих нормативів в умовах зміни гідравлічного навантаження на технологічне обладнання протягом доби від 14 до 80 м<sup>3</sup>/год.

4. Розроблено та впроваджено технологію кондиціонування нейтральних підземних вод із підвищеними показниками лужності (більше 7 ммоль/дм<sup>3</sup>), концентрацій

катионів  $\text{NH}_4^+$  до 5,5 мг/дм<sup>3</sup>,  $\text{Fe}^{2+}$  до 6,0 мг/дм<sup>3</sup>, сірководню до 1,5 мг/дм<sup>3</sup>, БСК 1,92 – 5,4 мг/дм<sup>3</sup> базується на застосуванні фізико-хімічних методів очищення води, заснованих на фазово-дисперсному перетворенні домішок із наступним розділенням фаз. Встановлено, що сумісна обробка води накопиченим у контактній колоні осадом ферум(III) гідроксиду із розчином алюміній гідроксохлориду ( $D_{\text{к}} 20$  мг/дм<sup>3</sup>) та цеоліту ( $D_{\text{ц}} 1$  г/м<sup>3</sup>) дозволяють вилучати з води розчинні органічні сполуки.

5. Розроблено технологію очищення нейтральних (рН 6,8 – 7,05), гідрогенкарбонатно-кальцієвих, твердих (до 10 ммоль/дм<sup>3</sup>) із підвищеним лужним резервом (6,7-7,8 ммоль/дм<sup>3</sup>) та незначним вмістом органічних речовин (ПО 1,6 - 3,96 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>) підземних вод із вмістом агресивного СО<sub>2</sub> (до 35 мг/дм<sup>3</sup>),  $\text{Fe}^{2+}$  до 4,0 мг/дм<sup>3</sup>, сірководню (до 1,0 мг/дм<sup>3</sup>) та агресивних по відношенню до металу ( $I_1$  до -0,5). До складу технологічної схеми входять три ступені обробки – біохімічне перетворення розчиненого заліза в нерозчинні сполуки в біореакторах, фізико-хімічне доочищення на піщаних фільтрах, стабілізаційна обробка та пом'якшення фільтрату. Розроблено ТУ У 28.2-32936411-011:2013 «Установка біо-фізико-хімічного знезалізнення питної води «Делафер». Технічні умови», які пройшли Державну санітарно-епідеміологічну експертизу в «Інституті гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва НАМНУ» та затверджено МОЗ України.

6. Розроблено технологію та апаратурне оформлення станції стабілізаційної обробки води, впроваджену на водозаборі «Південний» м. Нововолинськ Волинської області. Визначено оптимальні концентрації лужного реагенту як для нарощування захисної карбонатної плівки на внутрішній поверхні напірних водоводів (37 - 40 мг/дм<sup>3</sup>), так і для підтримання параметрів якості води у стабільному стані (20 - 23 мг/дм<sup>3</sup>).

7. Розроблені та впроваджені в робочі проекти як нові так і удосконалені технології станцій водоочищення м. Корець, смт Рокитне, с. Старе Село Рівненської області, автотранспортного цеху Рівненської АЕС, а також при проектуванні та будівництві станцій водоочищення в населених пунктах с. Балашівка (Балашівського НВК "Колегіум - ЗОШ І-ІІ ступенів), м. Березне Рівненської області, міст Устилуг та Нововолинськ Волинської області.

## **РОЗДІЛ 7. ТЕХНІКО - ЕКОНОМІЧНЕ ОБҐРУНТУВАННЯ НОВОЇ ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИЩЕННЯ БАГАТОКОМПОНЕНТНИХ ПІДЗЕМНИХ ВОД**

### **7.1. Станція біологічного очищення підземних вод**

Для техніко-економічного порівняння було обрано декілька варіантів очищення підземних вод.

**На першому етапі** проводилися техніко-економічні порівняння варіантів технологій та обладнання станцій знезалізнення води які працюють за безреагентними схемами: I варіант – за традиційним фізико-хімічним методом знезалізнення води (спрощена аерація – фільтрування). За II варіантом розглядалася технологія та обладнання станції біологічного очищення підземних вод.

I варіант (базовий) – знезалізнення води за технологічною схемою: аераційний блок із розривом струменя води, гравітаційні фільтри, завантажені кварцовим піском, промивні насоси, знезараження гіпохлоритом натрію на електролізній установці «Пламя-2» та насосна станція II-го підйому.

II варіант (запропонований) – очищення води на біореакторі та фільтрах із пінополістрольним завантаженням, обладнаних системою гідравтоматичної промивки, знезараження гіпохлоритом натрію на електролізній установці «Пламя-2» та насосна станція II-го підйому (рис.6.15). Продуктивність запроектованої та побудованої станції - 2000 м<sup>3</sup>/добу.

Скид відпрацьованих промивних вод було передбачено на відстійники з подальшим відведенням осаду на майданчики для його накопичення, скид освітленої води - в загально сплавну каналізацію.

Вартість повного комплексу технологічного обладнання та капітальні витрати (без ПДВ) прийнято за [288] для станцій знезалізнення продуктивністю 2000 м<sup>3</sup>/добу з урахуванням перерахунку на ціни 2017 року.

Капітальна вартість - будівельна та основного обладнання й устаткування (для I-го варіанта) становить: 2952,38 тис. грн.

Вартість капітальних витрат за II варіантом, розрахованим у зведеному кошторисі робочого проекту «Реконструкція станції знезалізнення в м. Березне Рівненської області потужністю 2000 м.куб/добу» розробленого ДП «Фірма Октан» в 2007 році із перерахуванням її вартості на 2017 рік наведена в таблиці 7.1.

Капітальна вартість - будівельна та основного обладнання та устаткування за II варіантом становить: 2774,98 тис. грн., в тому числі:

Таблиця 7.1 – Капітальна вартість будівельна і основного обладнання та устаткування станції водопідготовки м. Березне

№ з/п	Об'єкти основного призначення:	Кошторисна вартість, тис.грн	
		Будівельних робіт	Устаткування та інвентарю
1	Станція водоочищення	1388,686	1314,85
2	біореактор	71,445	
	Разом	1460,131	1314,85
	Всього	2774,98	

Економічний ефект за капітальними втратами при впровадженні запропонованої технології:

$$\Delta K = K_I - K_{II} = 2952,38 - 2774,98 = 177,40 \text{ тис.грн.} \quad (7.1)$$

де  $K_I$ ,  $K_{II}$  – капітальні витрати відповідно за I та II варіантам.

Собівартість річної продукції визначається за формулою:

$$C_{p.e.v.} = C_p + C_{ел.} + C_{з.п.} + C_a + C_{пот.рем.} + C_{інш.} \quad (7.2)$$

де  $C_p$  – вартість реагентів;  $C_{ел.}$  – вартість електроенергії на виробничі потреби;  $C_{з.п.}$  – заробітна плата персоналу;  $C_a$  – амортизаційні відрахування основних фондів;  $C_{пот.рем.}$  – вартість поточного ремонту;  $C_{інш.}$  – інші витрати.

Вартість реагентів, необхідних для знезараження води, поточного ремонту та інші витрати прийнято однаковими для двох варіантів.

Заробітна плата персоналу. За штатним розкладом на станції базового варіанту знаходяться вісім працівників. Річний фонд заробітної плати становить: 445, 764 тис. грн.

Таблиця 7.2 – Заробітна плата основних працівників

№ з/п	Найменування цехів	Чисельність працівників	Місячний тариф, грн	Річний фонд заробітної плати, грн
1	Станція знезалізнення:			
	начальник станції	1	4000	44000
	Оператори, хімік- лаборант	7	3200	246400
2	Разом тарифний фонд			290400
3	Додатковий фонд заробітної плати 15%, тис. грн.			43560
4	Відрахування на соціальне страхування 38,5%, тис. грн.			111804
5	Загальний фонд заробітної плати			445764 грн = 445,764 тис. грн

Чисельність обслуговуючого персоналу (за II варіантом) становить 4 працівника, що стало можливим завдяки впровадженню системи гідроавтоматичної промивки фільтрів та повної автоматизації всіх технологічних процесів. Загальний річний фонд заробітної плати (за II варіантом) становить - 216,128 тис. грн.

Економія по фонду заробітної плати запропонованого варіанту по відношенню до базового становить в цінах 2017 р. :

$$\Delta ЗП = ЗП_I - ЗП_{II} = 445,764 - 216,128 = 229,636 \text{ тис. грн.} \quad (7.3)$$

Вартість електроенергії на виробничі потреби.

За I варіантом кількість річної спожитої електроенергії: 159699,6 кВт·год/рік. При величині тарифу: 2,76 грн за 1 кВт·год річні витрати на електроенергію становлять: 440,771 тис. грн.

За даними експлуатаційної організації м. Березне (II варіант) в 2017 році кількість річної спожитої електроенергії становило: 107675,0 кВт·год/рік. При величині тарифу 2,76 грн за 1 кВт·год річні витрати на електроенергію становили 297,2 тис. грн. Таким чином річна економія витрат за спожиту електроенергію:

$$\Delta E = E_I - E_{II} = 440,771 - 297,2 = 143,571 \text{ тис. грн.} \quad (7.4)$$

Річні експлуатаційні витрати за базовим варіантом 1266,37 тис. грн/рік. Собівартість очищення, знезараження та подачі 1 м<sup>3</sup> води до споживача в заданих умовах становили: 3,74 грн./м<sup>3</sup>

Річні експлуатаційні витрати за II варіантом 850,668 тис. грн/рік. Собівартість очищення, знезараження та подачі 1 м<sup>3</sup> води до споживача в заданих умовах становили: 3,12 грн./м<sup>3</sup>

Таким чином, після впровадження нової технології в систему водопостачання населеного пункту економічний ефект склав за:

- капіталовкладеннями:  $2952,38 - 2774,98 = 177,40$  тис. грн. (6%);
- експлуатаційними витратами:  $1266,37 - 850,668 = 415,702$  тис. грн/рік (32,8%);
- собівартості:  $3,74 - 3,12 = 0,62$  грн/м<sup>3</sup> (16,6%).

## **7.2. Станції очищення підземних вод за реагентною схемою**

На другому етапі в якості порівняльних варіантів розглядаються: установка заводського виготовлення для очищення підземних вод які містять складні форми заліза та органічних комплексів, за реагентною технологічною схемою, (I базовий варіант); та установка комплексного очищення агресивних слабокислих підземних вод з низьким лужним резервом, які містять стійкі колоїдні комплекси, на прикладі очисної станції школи-колегіуму с. Балашівка Рівненської області (II варіант).

Характеристика і основні розрахункові параметри основного технологічного обладнання та устаткування базового варіанту.

Основним технологічним обладнанням станції (за типовим проектом 901-3-225-86) є установка заводського виготовлення, в комплект якої входять: бак-аератор, насоси II підйому, сітчастий фільтр, трубчастий відстійник суміщений з камерою утворення пластівців, швидкий фільтр, вузол знезараження води, насоси-дозатори, бак приготування розчину соди, бак коагулянту, контрольно-вимірювальні прилади.



Характеристика і основні розрахункові параметри основного технологічного обладнання та устаткування запропонованого варіанту.

До складу установки (параграф 6.4 рис. 6.8 ) входило наступне обладнання: аераційний блок (ежектор або гідродинамічний кавітатор), встановлений на байпасній лінії від свердловини, контактна колона діаметром 420 мм, висотою 4000 мм, два освітлювальних фільтра діаметром 720 мм, висотою 3300 м. Фільтри були обладнані системою для гідроавтоматичної промивки. Діаметри висхідної та низхідної гілок сифона становили відповідно 100 мм та 50 мм. Для дозування реагентів застосовувалися насоси дозатори марки DLX – МА/А. Для знезараження використовували електролізерну установку «Полум'я - 2».

Вартість повного комплексу технологічного обладнання та капітальні витрати (без ПДВ) прийнято за [типовим проектом 901-3-225-86] для станцій знезалізнення підземних вод з установкою заводського виготовлення в цінах 2017 року.

В розрахунках розглядається порівняння вартості технологічного обладнання та устаткування. Будівля станції прийнята однаковою для двох варіантів, тому в розрахунку будівельної вартості не обчислювалась. Капітальна вартість станції знезалізнення (І варіант) становить: 200,00 тис.грн.

Вартість капітальних витрат за ІІ варіантом розрахована в робочому проекті станції знезалізнення для Балашівського НВК "Колегіум - ЗОШ І-ІІ ступенів продуктивністю 2,5 м<sup>3</sup>/год № проекту 14/08-03 розробленого ДП «Фірма Оксан» в 2007 році. Капітальна вартість технологічного обладнання та устаткування (ІІ варіант) в цінах 2017 року становить: 197,80 тис.грн.

Економічний ефект за капітальними втратами при впровадженні запропонованої технології:

$$\Delta K = K_I - K_{II} = 200,00 - 197,8 = 2,2 \text{ тис.грн.} \quad (7.5)$$

де  $K_I$ ,  $K_{II}$  – капітальні витрати відповідно за І та ІІ варіантами.

Собівартість річної продукції визначається за формулою:

$$C_{p.e.v.} = C_p + C_{ел.} + C_{з.п.} + C_a + C_{пот.рем.} + C_{інш.} \quad (7.6)$$

де  $C_p$  – вартість реагентів;  $C_{ел.}$  – вартість електроенергії на виробничі потреби;

$C_{з.п.}$  – заробітна плата персоналу;  $C_a$  – амортизаційні відрахування основних фондів;  $C_{пот.рем.}$  – вартість поточного ремонту;  $C_{інш.}$  – інші витрати;

Вартість реагентів, необхідних для під луження (кальцинована сода), очищення із застосуванням коагулянту (гідроксихлориду алюмінію), знезараження води (гіпохлоритом натрію), поточного ремонту та інші витрати прийнято однаковими для двох варіантів.

Заробітна плата персоналу.

За штатним розкладом на станції базового варіанту знаходиться два працівники. Річний фонд заробітної плати становить: 108, 064 тис.грн.

Чисельність обслуговуючого персоналу (за II варіантом) становить 1 працівник, що стало можливим завдяки впровадженню системи гідравтоматичної промивки фільтрів та повної автоматизації всіх технологічних процесів. Загальний річний фонд заробітної плати (за II варіантом) становить: 54, 032 тис.грн.

Економія по фонду заробітної плати запропонованого варіанту по відношенню до базового становить в цінах 2017 р. :

$$\Delta ЗП = ЗП_I - ЗП_{II} = 108,064 - 54,032 = 54,032 \text{ тис.грн.} \quad (7.7)$$

Вартість електроенергії на виробничі потреби.

В технологічній схемі I варіанту передбачено розрив струменя потоку в аераційному баці з наступною підкачкою насосами II підйому через технологічне обладнання до РЧВ (рис. 7.3) або до водонапірної башти. Кількість річної спожитої електроенергії становить 3613,5 кВт·год/рік. При величині тарифу: 1,8 грн за 1 кВт·год річні витрати на електроенергію становлять: 6,5 тис.грн.

У запропонованому варіанті для насичення води киснем повітря використано ежекційний пристрій, який працює на залишковій енергії потоку створеної насосами I підйому. Станція очищення працює в гравітаційному режимі із збором

фільтрату в РЧВ звідки насосами II підйому марки WILO-Economy-MHI400 направляється у водонапірну башту. Кількість річної спожитої електроенергії становить 2652,2 кВт·год/рік. При величині тарифу: 1,8 грн. за 1 кВт·год річні витрати на електроенергію становлять: 4,77 тис. грн.

Таким чином річна економія витрат за спожиту електроенергію становить 1,73 тис. грн.

Річні експлуатаційні витрати за базовим варіантом: 135,44 тис.грн/рік. Собівартість очищення і знезараження 1 м<sup>3</sup> води становить: 12,36 грн./м<sup>3</sup>

Річні експлуатаційні витрати у запропонованому варіанті – 79,47 тис.грн/рік. Собівартість очищення і знезараження 1 м<sup>3</sup> води: 7,26 грн./м<sup>3</sup>.

Таким чином, після впровадження нової технології в систему водопостачання економічний ефект склав за:

- капіталовкладеннями:  $200,00 - 197,8 = 2,2$  тис.грн (1,1%);
- експлуатаційними витратами:  $135,44 - 79,47 = 55,97$  тис. грн./рік (41,3%);
- собівартості:  $12,36 - 7,26 = 5,1$  грн/м<sup>3</sup> (41,3%).

## **Висновки по роділу 7**

В результаті проведених техніко-економічних порівнянь варіантів базових та запропонованих технологій очищення багатокomпонентних підземних вод як за безреагентними так і реагентними схемами було встановлено що в обох випадках запропоновані технології переважають базові за рахунок менших капіталовкладень (відповідно на 177,40 тис. грн за безреагентною та на 2,2 тис.грн за реагентною схемою), менших експлуатаційних витратах (на 415,702 тис. грн/рік за безреагентною та на 55,97 тис. грн/рік за реагентною схемою), а також собівартості 1 м<sup>3</sup> очищеної води (на 0,62 грн/м<sup>3</sup> за безреагентною та на 5,1 грн/м<sup>3</sup> за реагентною).

## ВИСНОВКИ

В роботі вирішено важливу народногосподарську проблему очищення та кондиціонування багатоконпонентних підземних вод, які характеризуються різними показниками ступенів агресивності, лужного резерву, рН, концентрацій різних форм феруму, високомолекулярних сполук природного та антропогенного походження, шляхом встановлення раціональних умов та меж застосування комбінованих, відомих та удосконалених, біологічних та фізико-хімічних методів із використанням синергетичного ефекту, дослідження і впровадження технологій їх комплексного очищення та кондиціонування в умовах сезонних та річних змін показників якості води, нерівномірності гідравлічного навантаження.

1. Запропоновано удосконалений класифікатор технологій очищення природних вод з урахуванням їх багатоконпонентності, на основі якого розроблено системний підхід щодо вибору методів, процесів та апаратів для реалізації водоочисних технологій.

2. Встановлено оптимальні величини гідрокарбонатної лужності (2,0-4,0 ммоль/дм<sup>3</sup>), а також фактори впливу додаткового джерела неорганічного вуглецю та постійного магнітного поля на ефективність процесів очищення підземних вод; визначені величини напруженості магнітного поля, при яких активується (5-15 мТл), гальмується (130-150 мТл) розмноження мікроорганізмів; доведено, що мінімальні концентрації розчиненого кисню (0,5-1,5 мг/дм<sup>3</sup>) не є лімітуючим фактором при використанні біохімічного методу очищення слабокислих та біля-нейтральних підземних вод від катіонів Fe<sup>2+</sup>.

3. Доведено ефективність використання методу гідродинамічної кавітації в поєднанні із процесом коагуляції для деструкції, окиснення та вилучення розчинених у підземних водах гумінових комплексів, фенолів, іонів NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

4. Встановлено, що при кондиціонуванні агресивних слабокислих залізовмісних підземних вод із низьким лужним резервом (0,6-1,18 ммоль/дм<sup>3</sup>), при концентраціях іонів NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (до 1,0 мг/дм<sup>3</sup>) розчин кальцинованої соди (дозою 50-70 мг/дм<sup>3</sup>) необхідно вводити перед біореактором; при концентраціях NH<sub>4</sub><sup>+</sup> від

1,0 до 3,0 мг/дм<sup>3</sup> – перед фільтрами другого ступеня. Визначено раціональні дози розчину вапняного молока для стабілізаційної обробки води.

5. Встановлено, що при очищенні нейтральних вод з нормальним та підвищеним лужним резервом (7,8-8,2 ммоль/дм<sup>3</sup>), які містять антропогенні домішки для дестабілізації колоїдної системи потрібно застосовувати розчин алюміній гідроксохлориду із концентраціям 20-30 мг/дм<sup>3</sup>. Встановлено, що при підвищенні рН до 7,3-7,4 при очищенні агресивних твердих вод без використання лужних реагентів на інертних наповнювачах досягається стабільність їх властивостей по відношенню до металу.

6. Встановлено що в біореакторах, при застосуванні неоднорідного контактного завантаження, процеси окиснення відбуваються практично рівномірно по всій його висоті до глибини 0,8 м, а ефективність окиснення (при V=5 м/год) становить 90 - 92% для Fe(II), 53-55% для розчиненої органіки та 91-92% для йонів NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Доведено, що при зміні величин гідравлічних навантажень (від 5 до 10 м/год) в межах фільтроциклу процеси очищення води є стабільними.

7. Встановлено, що матриксні структури біо-мінералів спроможні сорбувати ІВМ, а саме: до 2,5 мг/дм<sup>3</sup> іонів Cr<sup>6+</sup>; до 16 мг/дм<sup>3</sup> Cu<sup>2+</sup>; до 50 мг/дм<sup>3</sup> Zn<sup>2+</sup>; до 1,3 мг/дм<sup>3</sup> Ni<sup>2+</sup>. Визначено, що для видалення ІВМ із промивних вод гальванічного виробництва потрібно застосовувати ступінчасте введення реагенту-осаджувача з дозою 300 мг/дм<sup>3</sup> на кожному із ступенів. За результатами спектрального аналізу доведена залежність якісного складу матриксних структур від параметрів якості води та тривалості їх формування, а також можливість сорбції катіонів Al<sup>3+</sup>, які не вступили у взаємодію із колоїдними частинками при застосуванні для очищення води алюміній гідроксохлориду.

8. Розроблена багатокомпонентна математична модель процесу очищення підземних вод, комп'ютерна реалізація якої дозволяє прогнозувати зміну у часі по глибині контактного завантаження ефективності очищення, величин біомаси бактерій, які розвиваються на матриксних структурах та бактерій, що рухаються з потоком води, маси стаціонарних та рухомих матриксних структур в одиниці об'єму, визначати тривалість ефективної роботи очисної споруди між промивками.

9. Розроблено, досліджено та удосконалено технології комплексної водопідготовки на основі комбінованих методів очищення та кондиціонування:

- агресивних (із дуже високим ступенем корозії  $I_L \approx -2,0$ ) слабокислих підземних вод із низьким лужним резервом (до  $1,0$  ммоль/дм<sup>3</sup>), перманганатною окисністю ( $8-12$  мг  $O_2$ /дм<sup>3</sup>), кольоровістю (до  $70$  град. ПКШ), які містять сполуки  $NH_4^+$  (до  $4$  мг/дм<sup>3</sup>), Fe – ГК комплекси (до  $30$  мг/дм<sup>3</sup>), феноли (до  $0,03$  мг/дм<sup>3</sup>),  $H_2S$  (до  $4$  мг/дм<sup>3</sup>), при можливій присутності катіонів  $Cr^{6+}$  до  $0,5$  мг/дм<sup>3</sup> методами: коригування параметрів якості води (гідрокарбонатної лужності, рН, концентрації розчиненого неорганічного вуглецю) розчином кальцинованої соди – аерації – біологічного очищення – коагуляції – фільтрування через інертне та сорбційне завантаження–стабілізаційної обробки – знезараження (продуктивністю від  $200$  до  $2000$  м<sup>3</sup>/добу);

- агресивних ( $I_L \approx -1,5 \dots -2,0$ ), слабокислих підземних вод з низьким лужним резервом (до  $1,5$  ммоль/дм<sup>3</sup>), кольоровістю (до  $50$  град. ПКШ), величиною перманганатної окисності (до  $6,4$  мг  $O_2$ /дм<sup>3</sup>), які містять сполуки  $NH_4^+$  (до  $2,0$  мг/дм<sup>3</sup>), феноли ( $0,06-0,5$  мг/дм<sup>3</sup>), Fe – ГК комплекси (до  $10,0$  мг/дм<sup>3</sup>),  $H_2S$  (до  $2,0$  мг/дм<sup>3</sup>) методами: коригування параметрів якості води (гідрокарбонатної лужності, рН, концентрації розчиненого неорганічного вуглецю) розчином кальцинованої соди – аерації/гідродинамічної кавітації – контактної коагуляції – фільтрування – реагентної стабілізаційної обробки – знезараження (продуктивністю до  $200$  м<sup>3</sup>/добу);

- нейтральних агресивних вод (які проявляють тенденцію до корозії ( $I_L \approx -0,5$ ), із величиною перманганатної окисності (до  $6,0$  мг  $O_2$ /дм<sup>3</sup>), які містять сполуки феруму (до  $5,0$  мг/дм<sup>3</sup>),  $NH_4^+$  (до  $1,0$  мг/дм<sup>3</sup>), феноли (до  $0,03$  мг/дм<sup>3</sup>) методами: аерації – біологічного очищення – фільтрування – реагентної стабілізаційної обробки – знезараження (продуктивністю від  $1000$  до  $10000$  м<sup>3</sup>/добу);

- нейтральних підземних вод із індексом стабільності ( $I_L$  до  $-1,0$ ), величинами гідрокарбонатної лужності ( $6,7-7,8$  ммоль/дм<sup>3</sup>), загальної твердості (до  $10$  ммоль/дм<sup>3</sup>), перманганатної окисності (до  $5,0$  мг  $O_2$ /дм<sup>3</sup>),  $H_2S$  (до  $1,0$  мг/дм<sup>3</sup>),

$\text{Fe}^{2+}$  (до 4,0 мг/дм<sup>3</sup>) в присутності фенолів (до 0,05 мг/дм<sup>3</sup>) методами: аерації/гідродинамічної кавітації – фільтрування через інертне завантаження – фільтрування частини потоку води через активні наповнювачі – знезараження (продуктивністю до 200 м<sup>3</sup>/добу);

- нейтральних вод із кольоровістю (до 55 град ПКШ), запахом (до 4 балів), каламутністю до 15 мг/дм<sup>3</sup>, гідрокарбонатною лужністю (7,0-8,5 ммоль/дм<sup>3</sup>), перманганатною окиснюваністю (до 7,0 мг  $\text{O}_2$ /дм<sup>3</sup>), вмістом катіонів  $\text{NH}_4^+$  (до 5,5 мг/дм<sup>3</sup>),  $\text{Fe}^{2+}$  (до 6,0 мг/дм<sup>3</sup>), величинами БСК до 5,0 мг  $\text{O}_2$ /дм<sup>3</sup>,  $\text{H}_2\text{S}$  (до 2,0 мг/дм<sup>3</sup>) методами: аерації/гідродинамічної кавітації – контактної коагуляції – фільтрування через інертне та сорбційне завантаження – знезараження (продуктивністю до 1000 м<sup>3</sup>/добу);

- технологію та апаратурне оформлення блоку стабілізаційної обробки підземних агресивних вод для станцій продуктивністю до 10000 м<sup>3</sup>/добу.

10. Запропоновані технології впроваджено при розробці робочих проектів і будівництві станцій водоочищення та стабілізаційної обробки води в населених пунктах с. Балашівка (Балашівського НВК "Колегіум – ЗОШ I-II ступенів), м. Березне Рівненської області, м. Устилуг та м. Нововолинськ Волинської області, а також в робочих проектах станцій водоочищення м. Корець, смт Рокитне, с. Старе Село Рівненської області, автотранспортного цеху Рівненської АЕС. Впроваджені технології дозволяють зменшити собівартість 1 м<sup>3</sup> очищеної води порівняно з традиційними на 0,62 грн/м<sup>3</sup> (до 17%) за безреагентною та на 5,1 грн/м<sup>3</sup> (до 42%) за реагентними схемами.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Крайнов С. Р., Швец В. М. Геохимия подземных вод хозяйственно-питьевого назначения. Москва : Недра, 1987. 237 с.
2. Крайнов С. Р., Швец В. М. Гидрогеохимия. Москва : Недра, 1992. 463 с.
3. Перельман А. И. Геохимия природных вод. Москва : Наука, 1982. 152 с.
4. Никаноров А. М. Гидрохимия. Санкт -Петербург : Гидрометеиздат, 2001. 447 с
5. Николадзе Г. И. Улучшение качества подземных вод. Москва : Стройиздат, 1987. 239 с.
6. Кульский Л. А., Строкач П.П. Технология очистки природных вод. Киев: Высшая шк., 1986. 352 с.
7. Заварзин Г. А. Литотрофные микроорганизмы. Москва: Наука, 1972. 323 с
8. Николадзе Г. И. Улучшение качества подземных вод : автореферат дис. ... доктора технических наук : 05.23.04 / Гос. пред-тие. Комплексный науч.-исслед. и конструкторско-технол. ин-т вод-ния, канализации, гидротехнических сооружений и инженерной геологии. Москва, 1996. 54 с.
9. Соломин Г. А. Окислительно-восстановительное состояние вод и пород района строительства Сталинградской ГЭС. Новочеркасск : Институт гидрохимии, 1960. 125 с.
10. Квартенко О. М. Використання біохімічного методу в сучасних технологіях водоочищення підземних вод (огляд). *Вода і водоочисні технології. Науково-технічні вісті*. 2016. №2(19). С. 51 – 65.
11. Николадзе Г.И. Обезжелезивание природных и оборотных вод: монографія. Москва : Стройиздат, 1978. 160 с.
12. Золотова Е. Ф. Асс Г. Ю. Очистка воды от железа, марганца, фтора и сероводорода. Москва : Стройиздат, 1975. 176 с.
13. Попов А. И. Гуминовые вещества: свойства, строение, образование/ Под ред. Е. И. Ермакова. — СПб.: Изд-во С.-Петербур. ун-та, 2004. — 248 с.
14. Орлов Д. С. Гумусовые кислоты почв и общая теория гумификации. Москва, 1990. 325 с.
15. Варшал Г.М., Велюханова Т.К., Кошечева И.Я., Кубракова И.В., Баранова Н.Н. Комплексообразование благородных металлов с фульвокислотами природных вод



- и геохимическая роль этих процессов // *Аналитическая химия редких элементов*: Сб. науч. трудов. Москва: Наука, 1988. С. 112–145.
16. Григорьев С. С., Седова Н. А. Индустриальное рыбоводство: В 2 ч. Ч. 1. Биологические основы и основные направления разведения рыбы индустриальными методами: учебное пособие для студентов специальности 110901 "Водные биоресурсы и аквакультура" очной и заочной форм обучения. Петропавловск-Камчатский : КамчатГТУ, 2008. 186 с.
17. Общая экология: Учеб. / Под ред. А. С. Степановских. Москва: ЮНИТИ, 2000. 510 с.
18. Гущук І.В. Антропогенне забруднення питної води комунального водопроводу м. Костопіль // *Екологічний вісник*. 2009, №3., С. 95-99.
19. Тютюнова Ф. И. Физико-химические процессы в подземных водах (Взаимосвязь с антропогенными факторами): монография. Москва: «Наука», 1976. 127 с.
20. Марченко А. Ю. Технология безреагентной обработки подземных вод с устойчивыми формами железа : автореферат дис. ... кандидата технических наук : 11.00.11 / Дальневосточ. гос. технич. ун-т; Дальневосточ. н.-и. ин-т гидротехники и мелиорации. Владивосток, 2000. 18 с.
21. Лукашевич Ольга Дмитриевна. Геоэкологическая безопасность хозяйственно-питьевого водопользования в Верхнем и Среднем Приобье : диссертация ... доктора технических наук : 25.00.36 / Том. гос. архитектур.-строит. ун-т. Томск, 2007. 384 с.
22. Клячко В. А., Апельцин И. Э. Очистка природных вод. Москва: Стройиздат, 1971. 579 с.
23. Тропина Е. А. Аппаратурно-технологическая система получения питьевой воды из подземных источников Западно-Сибирского региона : диссертация ... кандидата технических наук : 05.17.08 /Томский политехнический университет, Томск, 2007. 131 с.
24. Mogg, J. L. Practical corrosion and incrustation guide lines for water wells. *Ground Water*. 1972. No. 10. P.6-11.
25. Алекин О.А. Основы гидрохимии. Ленинград: Гидрометеоиздат, 1970. 444с.

26. Eykelbosh A. Review of Guidelines for Shock Chlorination in Private Wells. National Collaborating Centre for Environmental Health at the British Columbia Centre for Disease Control, 2013. 11 p.
27. Saha U., Sonon L., Ayers E., Parks D., Lessl J. Th.. Iron (manganese) and sulfur bacteria in your well water. Bulletin 1457. The University of Georgia and Fort Valley State University, the U.S. Department of Agriculture and counties of the state cooperating, 2016.
28. Hasselbarth U. & Ludemann D. Biological incrustation of wells due to mass development of iron and manganese bacteria. *Water treatment and Examination*. 1972. 21. P.20-29.
29. Horn B., Richards G. Use of degradable, non-oxidizing biocides and biodispersants for the maintenance of capacity in nutrient injection wells. Proceedings of the Annual International Conference on Soils, Sediments. *Water and Energy*. 2010. V. 13. Article 5
30. Luthy R. G. New concept for iron bacteria control in water wells. *Water Well Journal*. 1964. 24. P. 29-30.
31. Qasim SR, Motely EM, Zhu G. *Water Works Engineering: Planning, Design and Operation*. 1st ed. USA: Prentice Hall, 2000. 862 p.
32. Kawamura S. *Integrated Design and Operation of Water Treatment Facilities*. 2nd ed. New York: John Wiley and Sons, 2000. 720 p.
33. Beimeng Q.I., Chongwei C., Yixing Yu. Effects of Iron Bacteria on Cast Iron Pipe Corrosion and Water Quality in Water Distribution Systems. *Int. J. Electrochem. Sci.*, 2015. P. 545 – 558.
34. Виноградский В.Н. Микробиология почвы. Москва: Изд-во АН СССР, 1952. 792 с.
35. Холодный Н.Г. Железобактерии. М.: Из-во АН СССР, 1953. 223 с.
36. Дубинина Г.А. Биология железобактерий и их роль в образовании железомарганцевых руд : автореф. дисс. ... доктора биологических наук: 03.02.03/ Ин-т микробиологии АН СССР. Москва, 1977. 64с.
37. Гусев М. В. Минеева Л. А. Микробиология. Москва : Изд-во МГУ, 2004. 448 с.
38. Starkey B.L. Precipitation of Ferric Hydrate by Iron Bacteria. *Science* 102. 1945.

39. Mouchet P. Biological Filtration for Iron and Manganese Removal: Some Case Studies. *WQTC 95 (AWWA) New Orleans LA Nov.* 1995. P. 12-16
40. Букреева В.Ю. Экологическая роль железобактериальных биообрастаний в повышении эффективности песчаных фильтров очистных сооружений водоподъёмной станции : на примере г. Воронежа : диссертация ... кандидата биологических наук : 03.02.08 / Воронеж. гос. ун-т. Воронеж, 2011. 139 с.
41. Дзюбо В.В. Подготовка подземных вод для питьевого водоснабжения малых населенных пунктов Западно-Сибирского региона : диссертация ... доктора технических наук : 05.23.04 / С.-Петерб. гос. архитектур.-строит. ун-т. Томск, 2007. 424 с.
42. Kvartenko A. N. Research into factors of mutual influence of ground waters quality parameters on choice of water cleansing technologies. *Вода і водоочисні технології. Науково-технічні вісті.* 2017. №1(21). С.39-49.
43. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2003 році. Рівне: НУВГП, 2005. 142с.
44. Квартенко О. М., Сафонов Р. В. Аналіз ступеня агресивності підземних вод Рівненської області. *Вісник НУВГП. Збірник наукових праць. Технічні науки.* Рівне, 2015. Випуск 1(69). С. 58-66.
45. Лютий Г.Г., Саніна І.В. Фактори погіршення якості підземних вод у процесі експлуатації водозаборів в Україні. *Зб. наук. пр. Укр. держ. геологорозв. ін-ту.* 2011. № 2. С. 91-103.
46. Данілішин Б.М. Дмитрієва О.О. Державна цільова екологічна «Програма упорядкування водовідведення в населених пунктах України» як основний документ перспективного розвитку водокористування в країні. *Вода і водоочисні технології.* 2006. №3. С.17-22.
47. Федонюк М. Антропогенні чинники активізації карсту в межах Волинського Полісся. *Вісник Львівського Університету.* 2008. Вип. 35. С. 329-334.
48. Грабовська Л.Л. Єфремова О.О. Оцінка екологічного ризику у сфері питного водопостачання в Україні. *Збірник наукових праць Національної академії Державної прикордонної служби України.* Технічні науки. 2010. №54. С. 58-62

49. Квартенко А. Н. Характеристика подземных вод Северо-Западных областей Украины и технологические схемы их кондиционирования. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідраліки*. Науково-технічний збірник. Київ: КНУБА, 2011. Випуск 16 С.32-40.
50. Квартенко А. Н., Романенко Т. В. Технология многопроцессной очистки высокоцветных природных вод с повышенным содержанием органических веществ и железа. *Гідротехнічні споруди і гідромеліорація*. Рівне, УДУВГП, 2002. Випуск 27. С.214-221.
51. Квартенко О.М. Дослідження можливостей попередньої біологічної очистки природних вод, які зазнали підвищеного техногенного навантаження. *Вісник НУВГП*. Збірник наукових праць. Рівне, 2006. Випуск 2 (34).Частина 1. С. 142 – 150.
52. Квартенко А. Н. Железобактерии в подземных водах Украины и их роль в окислении соединений железа и марганца. *Гідромеліорація та гідротехнічне будівництво*. Збірник наукових праць. Рівне: Національний університет водного господарства та природокористування, 2009. Випуск 34. С. 180-186.
53. Орлов В. О., Квартенко О. М., Мартинов С. Ю., Гордієнко Ю. І. Знезалізнення підземних вод для питних цілей: монографія / під загальною редакцією В.О.Орлова. Рівне: Видавничий центр УДУВГП, 2004. 153с.
54. Орлов В. О. Знезалізнення підземних вод спрощеною аерацією та фільтруванням: монографія. Рівне: Видавничий центр НУВГП, 2008. 158 с.
55. Технические записки по проблемам воды: Пер. с англ. В 2-х т. Т.1/ Барак К., Бебен Ж., Бернар Ж. и др. / Под ред.Т.А.Карюхиной, И.Н.Чурбановой. Москва: Стройиздат. 1983. 607 с.
56. Орлов В.О. Водоочисні фільтри із зернистою засипкою: монографія. Рівне: Видавничий центр НУВГП, 2005. 163с.
57. Орлов В. О., Мартинов С. Ю., Орлова А. М., Зошук В. О., Мінаєва Н. Л., Куницький С. О., Меддур М. М., Трохимчук. М. М. Очищення природної води на пінополістирольних фільтрах: монографія / під загальною редакцією В.О.Орлова. Рівне: Видавничий центр НУВГП, 2012. 171с.

58. Мартинов С. Ю. Знезалізнєння води на пінополістирольних фільтрах із зростаючим шаром завислого осаду: дис. канд. техн. наук: 05.23.04 / Рівненський держ. технічний ун-т. Рівне, 2001. 153 с.
59. Журба М.Г. Водоснабженіє. Улучшеніє качєства води: учебник для вузов. Том 2 /Журба М.Г., Говорова Ж.М.- М.: Издательство АСВ. – 2008. – С.544.
60. Орлов Д.С. Гуминовые вещества в биосфере. *Соросовский образовательный журнал*. 1997. №2. С. 56-63.
61. Лапин И.А., Красюков В.Н. Роль гумусовых веществ в процессах комплексообразования и миграции металлов в природных водах. *Водные ресурсы*. 1986. №1. С. 134-145.
62. Квартенко О. М. Інтєнсифікація роботи станції знезалізнєння слабокислих підземних вод з низьким лужним резервом. *Вісник НУВГП*. Збірник наукових праць, 2016. Вип. 2(74). С. 205–214
63. Дзюбо В.В., Алферова ЯИ. Комбинированное оборудование для дегазации-аэрации подземных вод. *Сантехника*. 2005. № 4. С. 20-23.
64. Дзюбо В.В., Алферова ЛИ. Вихревое оборудование глубокой дегазации-аэрации подземных вод. *Сантехника*. 2005. № 3. С. 12-17.
65. Дзюбо В.В., Алферова Л.И. Аэрация-дегазация подземных вод в процессе очистки. *Водоснабжение и санитарная техника*. 2003. № 6. С. 21-25.
66. Извекова Т. В. Влияние органических соединений, содержащихся в природных водах, на качество питьевой воды (на примере г. Иванова) : дис. ... канд. хим. наук : 03.00.16 / Ивановский государственный химико-технологический университет. Иваново, 2003. 148 с.
67. Говорова Ж. М. Обоснование и разработка технологий очистки природных вод, содержащих антропогенные примеси : дис.. ... доктора технических наук: 05.23.04 / ФГУП «НИИ ВОДГЕО». Москва, 2004. 425с.
68. Racand P., Rauzy S. Etude de la cinetigne de formation des principaux sousproduits de coloration. *Techn., Sci. Meth.* 1994. P. 242-253.
69. Кожинов В.Ф. Установки для озонирования воды. Москва: Стройиздат, 1968. 171 с.

70. Линевич С. Н. Комплексная обработка и рациональное использование сероводородсодержащих природных и сточных вод. Москва: Стройиздат, 1987. 88 с.
71. Милов М.А. Исследование процесса очистки вод с высоким содержанием железа методом фильтрования: автореферат дис. ... кандидата технических наук: 05.23.04 / Новосиб. инж.-строит. ин-т им. В. В. Куйбышева. Новосибирск, 1975. 31 с.
72. Cullimore D. R., McCann A. E. The Identification, Cultivation and Control of Iron Bacteria in Ground Water. *Aquatic Microbiology*, Editors Skinner & Shewan Academic Press. 1978. P. 32.
73. Askerniia A. A., Sorokina A. Iu., Dubinina G.A Microbiological aspects of natural underground water deironing and demanganation. *Vodosnabzhenie i Sanitarnaia Tekhnika*. 2014. no. 12. P. 14-21
74. Du Toit G., Blignaut H., Theunissen B., Briggs J. Biological filtration for sustainable treatment of groundwater with high iron content - a case study. *Water SA*. 2014.
75. Valkenburg Nicholas, Christian Robert, Green Margaret. Occurrence of Iron Bacteria in Ground Water Supplies of Alabama. Circular 96, Geological Survey of Alabama, University, AL, USA. 1976. 45p.
76. Seppänen H. Experiences of Biological iron and manganese removal in Finland. *Proc. IWEM ann. Sym.* 1991. no 15(1). P. 9-11.
77. 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.
78. Tamura T., Tsunai T., Ishimaru Y., Nakata A. Iron and manganese removal by iron bacteria in groundwater. *Suido Kyokai Zasshi* (J. Japan Water Works Assoc.). 1999. no. 68. P.1–13
79. Mencha M. N. Ferrobacteria in water supply systems with underground water sources. *Vodosnabzhenie i Sanitarnaia Tekhnika*. 2006. no. 7. P. 25–32.
80. Сорокина А. Ю. Новые нейтрофильные литотрофные железобактерии и их участие в окислении железа в водных экосистемах: автореф. дис. ... кандидата биологических наук: 03.02.03 / Институт микробиологии им. С.Н.Виноградского Российской академии наук. Москва, 2012. 26 с.

81. Czekalla C., Mevius W., Hanert H. Quantitative Removal of Iron and Manganese by Microorganisms in Rapid Sand Filters (In Situ Investigations). *Water Supply*. 1985. vol. 3. Berlin "B". P. 111-123.
82. 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/ Українська державна академія водного господарства. Рівне, 1997. 180 с.
83. Букреева В.Ю., Грабович М.Ю., Епринцев А.Т., Дубинина Г.А. Сорбция коллоидных соединений оксидов железа и марганца с помощью железобактерий на песчаных загрузках очистных сооружений водоподъемных станций. *Сорбционные и хроматографические процессы*. 2009. Т. 9. Вып. 4. С. 506 – 514.
84. Kittner H. Die Bemessung von Enteisung filter. *Wasserwirtschaft – Wassertechnik*. 1968. no №8.
85. Sharma S.K., Petrusovski B., Schippers J.C. Biological iron removal from groundwater. *Water Supply*. 2005. no. 54(4). P. 239-247.
86. Søgaard G. E., Medenwaldt R., Abraham-Peskir J. V. Conditions and rates of biotic and abiotic iron precipitation in selected Danish freshwater plants and microscopic analysis of precipitate morphology. *Water Research*. 2000. no. 34(10). P. 2675-2682.
87. Сафонов Н. А. Русак Г.В. Самопромывающаяся установка для биологического обезжелезивания подземных вод. *Подготовка воды для хозяйственно-питьевых целей*. Ленинград, ЛИСИ. 1984. С.162-167.
88. Сафонов Н.А., Квартенко А. Н., Сафонов А. Н. Самопромывающиеся водочистные установки (технология, конструкции, расчет): монография / под редакцией Сафонова Н.А.. Ровно : Издательство РГТУ, 2000. 155 с.
89. Квартенко А.Н. Основы биохимического метода очистки подземных железосодержащих вод. *Вісник РДТУ. Збірник наукових праць*. 2000. Випуск 5 (7). С. 158-165.
90. Tanimoto, K. Suido Kyokai Zasshi *J. Japan Water Works Assoc.* 1952 no. 213. P.19-21.
91. Hasselbarth, U., Ludemann D. Removal of iron and Manganese from Groundwater by Microorganisms. *Water Trmt. @ Exam.* 1973. no. 22 P.1-62.

92. Рекомендации по учету железобактерий в отложениях трубопроводов. ВНИИ «ВОДГЕО» Госстроя СССР. – М., 1974.
93. Hettler J.P. Une Station de Defferrisation Biologiqui TSN – L Eau. 1982. 481p.
94. Williams P. Biological iron and manganese removal as a viable alternative for groundwater treatment. *Environmental Science & Engineering*. www.esemag.com. 2002.
95. Process for remediating ground water containing one or more nitrogen compounds: Patent / Roy Follansbee Spalding, Imtiyaz Ahmed Khan. Assignee: Hydro-Trace Incorporated, Raymond, NE (US). Patent No.: US 6,994,793 B2; Prior Publication Data US 2003/0234224 A1 Dec. 25, 2003; Date of Patent: Feb. 7, 2006.
96. Fujikawa Y., Sugahara M., Hamasaki T., Yoneda D., Minami A., Sugimoto Y., Iwasaki H. Biological filtration using iron bacteria for simultaneous removal of arsenic, iron, manganese and ammonia: Application to waterworks facilities in Japan and developing countries. *J. Human Environ. Studies*. 2010. no. 9. P. 261–276
97. Говоров О.Б. Безреагентное кондиционирование железосодержащих подземных вод на биореакторах – фильтрах: дис. ... кандидата техн. наук: 05.23.04 / Вологодский государственный технический университет. Вологда, 2007. 179 с.
98. Kennedy C. B., Scott S.D, Ferris F.G Hydrothermal phase stabilization of 2-line ferrihydrite by bacteria. *Chem. Geol.* 2004. 212. P.269–277.
99. Chana Clara S, Fakra Sirine C., Edwards David C., Emerson David, Banfield Jillian F. Iron oxyhydroxide mineralization on microbial extracellular polysaccharides. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 73. 2009. P. 3807–3818.
100. Nesterova M., Moreau J., Banfield J.F. Model biomimetic studies of templated growth and assembly of nanocrystalline FeOOH. *Geochim. Cosmochim.* 2003. Acta 67. P. 1177–1187.
101. Tarasevich B.J., Rieke P.C., Liu J. Nucleation and growth of oriented ceramic films onto organic interfaces. *Chem. Mat.* 1996. no. 8. P. 292–300.
102. Thamdrup B. Magnetic studies of iron (III) nanoparticles in alginate polymer for drug delivery applications. *Advances in microbial ecology*. Kluwer Academic IP lenum Publishers. New York, 2000. P. 41-84.



103. Ковальчук В.А. Очистка стічних вод: навч.посіб./ Рівне: ВАТ «Рівненська друкарня», 2002. 622 с.
104. Новиков В.К., Михайлова Э.М. Методы удаления нитратов и нитритов из природных вод: обзор. информ. /ЦБНТИ Минжилкомхоза РСФСР. М., 1988. 39 с.
105. Когановский А. М., Клименко Н. А., Левченко Т. М., Рода И. Г. Адсорбция органических веществ из воды. Ленинград: Химия, 1990. 256 с.
106. Spadaro J.T., Lome L, Renganathan V. Hydroxyl radical mediated degradation of azo dyes: evidence for benzene generation II Environ. Sci. Technol. 1994. Vol. 28. P. 1389-1393.
107. Bodenbach H. Die neue, biologische arbeitende anlage zur ammonium - Entfernung aus grund - und Oberflächen Wasse. *DVGW - Schriftenev Wasser*. 1981. № 102. S.261-281.
108. Драгинский В. Л. Технология озонирования и сорбционной очистки воды от загрязнений природного и антропогенного происхождения : диссертация ... доктора технических наук : 05.23.04./ Научно-исследовательский институт коммунального водоснабжения и очистки воды ( НИИ КВОВ), Москва, 1996. 465 с.
109. Papciak D., Kaleta J., Puzzkarewicz A., Tchórzewska-Cieślak B. The use of biofiltration process to remove organic matter from groundwater. *Journal of Ecological Engineering*. 2016. Volume 17. Issue 3. P. 119–124.
110. Lytle D. A., Williams D., Muhlen Ch., Pham M., Kelty K. Biological Treatment Process for the Removal of Ammonia from a Small Drinking Water System in Iowa: Pilot to Full-Scale. *Water Supply and Water Resources Division*. 2014. P.1-53.
111. Гришин Б.М., Бикунова М.В., Малютина Т.В., Зебрев А.А. Теоретическое обоснование использования электрогидродинамических устройств для обработки подземных вод, содержащих органические формы железа. *Альманах современной науки образования*. 2014. №7(85). С. 58-61.
112. Шиян Л.Н., Юрмазова Т.А., Галанов А.И., Лобанова Г.Л. Электрохимические методы очистки подземных вод с высокой концентрацией железа. *Современные проблемы науки и образования*. 2012. №6. С. 12

113. Гончарук В.В. Фотокаталитическое деструктивное окисление органических соединений в водных средах. *Химия в интересах устойчивого развития*. 1997. № 5 С. 345-355.
114. Dowideit P., Fang X. The fate of peroxyl radicals in aqueous solution. *Water Science & Technology*, 1997. Vol. 35. № 4. P. 9-15.
115. Вітенько Т.Н. Механізм та кінетичні закономірності інтенсифікуючої дії гідродинамічної кавітації у хіміко-технологічних процесах: дис. ... д-ра техн. наук : 05.17.08 / Терноп. нац. техн. ун-т ім. І. Пулюя. Тернопіль, 2010. 436 с.
116. Витенько Т. Н., Гумницкий Я. М. Механизм активирующего действия гидродинамической кавитации на воду. *Химия и технология воды*. Київ, 2007. №5. С. 231-237.
117. Маргулис М.А. Основы звукохимии. Москва : Химия, 1984. 272 с.
118. Дубровская О. Г. Технология гидротермодинамической обработки природных и сточных вод с использованием эффектов кавитации : дис. ... кандидата технических наук : 01.04.14, 05.23.04 / Сиб. федер. ун-т. Красноярск, 2007.- 134 с.
119. Айвени Р., Хэммит Ф. Численный анализ явления схлопывания кавитационного пузырька в вязкой сжимаемой жидкости. *Теоретические основы инженерных расчетов. Сер. Д*. Москва, 1965. Т.87. № 4. С. 140-150.
120. Шевчук Л. І. Очищення води від органічних та біологічних забруднень в умовах кавітації: дис. ... д-ра техн. наук: 05.17.21 / Нац. техн. ун-т України "Київ. політехн. ін-т". Київ, 2015. 400 с.
121. TECHCOMMENTARY: Advanced Oxidation Processes for Treatment of Industrial Wastewater II An EPRI Community Environmental Center Publ. 1996. Vol.1.
122. Carey J. H. An introduction to AOP for destruction of organics in wastewater. *Water Pollution Research J. Canadian*, 1992. Vol. 27. P. 1-21.
123. Бинги В.Н. Магнитобиология: эксперименты и модели. Москва : МИЛТА, 2002. 592 с.
124. Galvanovskis J., Sandblom J. Periodic forcing of intracellular calcium oscillators. Theoretical studies of the effects of low frequency fields on the magnitude of oscillations. *Bioelectrochem. Bioenergetics* 46. 1998. P. 161–174.
125. Симонов А. Н., Лившиц В. А., Кузнецов А.Н. Влияние постоянного магнитного поля

- на формирование бислойных липидных мембран. *Биофизика*. 1986. Т. 31. С. 777–780.
126. Kirschvik J.L., Jones D.S. Magnetite Biomineralization and Magnetoreception in Organism: A New Biomagnetism. *Topics in Geobiology*, Vol. 5. New York: Plenum Press, 1985.
127. Chiabrera A, Grattarola M, Viviani R. Interaction between electromagnetic fields and cells: microelectrophoretic effect on ligands and surface receptors. *Bioelectromagnetics*. 1984. 5(2). P. 173-91.
128. Бучаченко А.Н., Сагдеев Р.З., Салихов К.М. Магнитные и спиновые эффекты в химических реакциях. Новосибирск: Наука, 1978. 296 с.
129. Liboff A.R. Mechanistic Approaches to Interactions and Electromagnetic Fields with Living Systems. *Bioelectrochemistry and Bioenergetics*. 35(1-2). P. 71 -79.
130. Зенин С.В. Исследование структуры воды методом протонного магнитного резонанса. *Доклады Российской академии наук*. 1993. Т. 332. № 3. С. 328–329 .
131. Минеев А.О. магнитах, бактериях и магнитобиологии. *Химия и жизнь*. 1980. №10. С. 21-23
132. Кульский Л.А., Кочмарский В.З., Кривцов З.В. Расчёт эффективности противонакипного воздействия зародышей кристаллизации в водах карбонатного класса. *Химия и технология воды*. 1982. Т.4. № 2. С. 115 -120.
133. Квартенко А.Н. Основы современной теории воздействия постоянного магнитного поля на изменение структуры воды и проницаемости клеточных мембран. *Вісник НУВГП*. Збірник наукових праць. Рівне, 2009. Випуск 1 (45). С. 104-115.
134. Квартенко А. Н. Теоретические предпосылки комплексного влияния переменного магнитного поля на процессы очистки подземных вод, содержащих железо-гуминовые соединения. *Вісник НУВГП*, Збірник наукових праць. Технічні науки. Рівне, 2010. Випуск 3 (51). С. 75-83.
135. Emerson D., Field E., Olga Chertkov O., Davenport K. W., Goodwin L., Munk C., Nolan M., Woyke T. Comparative genomics of freshwater Fe-oxidizing bacteria: implications for physiology, ecology, and systematics. *Frontiers in Microbiology /*

*Evolutionary and Genomic Microbiology*. 2013. Volume 4 | Article 254. doi: 10.3389/fmicb.2013.00254.

136. Nicholls D. G., Ferguson S J. *Bioenergetics 3*. London: Academic Press, 2002. 333 p.

137. Refojo P.N., Teixeira M., Pereira M. M. The alternative complex III: properties and possible mechanisms for electron transfer and energy conservation. *Biochim. Biophys. Acta* 1817. P. 1852–1859.

doi:10.1016/j.bbabi.2012.05.003130.

138. Gennis, R.B., V. Stewart. Respiration. In F. C. Neidhardt, R. Curtiss III, J. L. Ingraham, E. C. C. Lin, K. B. Low, B. Magasanik, W. S. Reznikoff, M. Riley, M. Schaechter, H. E. Umbarger (ed.). *Escherichia coli and Salmonella: cellular and molecular biology*. ASM Press, Washington, DC, 1996. 2nd ed. vol. 1. P. 217–261.

139. Borisov V.B., Gennis R.B., Hemp J., and Verkhovsky M.I. The cytochrome bd respiratory oxygen reductases. *Biochim. Biophys. Acta* 1807. P. 1398–1413.

doi: 10.1016/j.bbabi.2011.06.016132.

140. Lysytsya A.V., Mandygra Y.M., Bojko O. P., Romanishyna O. O., Mandygra M. S. Differential sensitivity of microorganisms to polyhexamethyleneguanidine. *Microbiologichny zhurnal*. 2015. 77(5). P. 11-19. Available at: [http://www.imv.kiev.ua/images/doc/MBJ/2015/UMJ\\_05\\_2015.pdf](http://www.imv.kiev.ua/images/doc/MBJ/2015/UMJ_05_2015.pdf). (in Ukrainian).

141. Stum, W., Lee G. F. Oxygenation of ferrous iron. *Industrial Eng. Chem.* 1961. 53, 143-146.

142. Just G. Kinetic investigation of the autoxidation of ferrous bicarbonate in aqueous solution. *Zeitschrift fuer physikalische chemie*, 1908. 63. P. 385 – 420.

143. Tamura H., Goto K., and Nagayama, M. The effect of ferric hydroxide on the oxygenation of ferrous ions in neutral solutions. *Corrosion science*. 1976. 16. P. 197-297.

144. Jobin, R., Gosh, M. M. Effect of buffer intensity and organic matter on the oxygenation of ferrous iron. *Journal of AWWA*. 1972. 64. P. 590-595.

145. Olsen L.L., Twardowski C.J.Jr.  $\text{FeCO}_3$  vs  $\text{Fe(OH)}_3$  precipitation in water-treatment plants. *Journal of American water works Association*. 1975. 67(3): P. 150-153.

146. Tufekci N, Sarikaya H. Z. Catalytic effect of high Fe(III) concentration of Fe (II) oxidation. *Water Science and Technology*. 1996. 34 (7-8). P. 389-396.
147. Sung W, Morgan J.J Kinetics and products of ferrous iron oxygenation in aquatic systems. *Environmental Science and Technology*. 1980. 14(5). P. 561-568.
148. Barry R. C., Schnoor J. L., Sulzberger B., Sigg, L., and Stumm, W. Iron oxidation kinetics in an acidic alpine lake. *Water Research*. 1994. Vol. 28, No. 2, PP. 323-333.
149. Станкявичус В.Н. Обезжелезивание воды фильтрованием (основы теории и расчет установок). Вильнюс : Мокслас, 1978. 120 с.
150. Олейник А.Я., Семенко Г.И. Математическое моделирование процесса удаления железа из природных вод фильтрованием. *Химия и технология воды*. 1997. т. 19. №5. С. 451 – 457.
151. Кисельов С.К. Моделювання і розрахунки знезалізнення води на очисних фільтрах з врахуванням зміни гідравлічних властивостей завантаження: дис. ... канд.техн.наук: 05.23.04 / Київський національний університет будівництва і архітектури. Київ, 2000. 158 с.
152. Олійник О.Я., Садчиков О.О. Теоретичні дослідження знезалізнення води на двошарових фільтрах. Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки: Науково-технічний збірник. Випуск 21. К.: КНУБА, 2013. с. 14 – 22.
153. Поляков В.Л., Мартинов С.Ю. До теорії фізико-хімічного знезалізнення підземних вод та її інформаційного забезпечення. *Чиста вода. Фундаментальні, практичні та промислові аспекти*: матеріали V Міжнародної науково-практичної конференції. (26-27 жовтня 2017 р., Київ). Київ:Видавничий дім «КІЙ», 2017. С. 178 - 181.
154. Олейник А.Я., Поляков В.Л. Теоретические исследования фильтрационных процессов в пористых средах с изменяющимися водно-физическими свойствами. *Прикладна гідромеханіка*. 2007. Том 9. № 2-3. С. 122-138
155. Федоткин И. М., Немчин А. Ф. Использование кавитации в технологических процессах. Киев: Высшая школа, 1984. 68 с.

157. Федоткин И.М. Физическое явление и эффекты в жидких средах, предсказание механизма их влияния на технологические процессы, применение в технике / И. М. Федоткин. – К.: Техника. Сб.: Химическое машиностроение. – 1985. – Вып 41. – С. 7 – 10.
158. Немчин А.Ф., Сергеев Г. И., Мачинский А. С. Суперкавитирующие аппараты. Обзорная информация. Москва: ЦНИИТЭНефтехим, 1990. Вып. 1. 41 с.
159. Маргулис М.А. Изучение энергетике и механизма звукохимических реакций. Соотношение выходов водорода и перекиси водорода в различных водных системах / М.А. Маргулис, Ю.Т. Диденко // Журнал физической химии. – 1984. – Т.LVIII, №6. – С. 1402 – 1405.
160. МВВ № 081/12-0644-09 Методика виконання вимірювань масових концентрацій кальцію та магнію у поверхневих, підземних та зворотних водах титрометричним методом у діапазоні від 10 до 2500 мг/дм<sup>3</sup> включно для кальцію та у діапазоні від 10 до 1500 мг/дм<sup>3</sup> включно для магнію.
161. МВВ № 081/12-0175-05. Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації заліза загального фотоколориметричним методом з роданідом.
162. ДСТУ ISO 5813:2004. Качество воды. Определение растворенного кислорода. Йодометрический метод (ISO 5813:1983, IDT)
163. МВВ № 081/12-0119-03 Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації летких з паром фенолів з використанням 4-аміноантипірину (0,001-50,0 мг/дм<sup>3</sup>)
164. МВВ 081/12-0317-06 Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань водневого показника (рН) електрометричним методом (1-10 од.рН).
165. ГОСТ 23268.12-78 Воды минеральные питьевые лечебные, лечебно-столовые и природные столовые. Метод определения перманганатной окисляемости.
166. МВВ № 081/12-0106-03 Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації амоній-іонів фотоколориметричним методом з реактивом Неслера (0,1-50 мг/дм<sup>3</sup>)

167. МВВ № 081/12-0109-03 Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації сухого залишку (розчинених речовин) гравіметричним методом (50-10000 мг/дм<sup>3</sup>)
168. ДСТУ ISO 9963-1:2007. Якість води. Визначення лужності. Частина 1. Визначення загальної та часткової лужності (ISO 9963-1:1994, IDT)
169. ГОСТ 3351-74. Вода питьевая. Методы определения вкуса, запаха, цветности и мутности.
170. МВВ 081/12-0315-06 Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації сірководню (сульфідів) фотоколориметричним методом (0,02-8,0 мг/дм<sup>3</sup>)
171. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши, под ред. А.Д. Семенова. Л., Гидрометеиздат. 1977 г. / Керівництво по хімічному аналізу поверхневих вод суші, за ред. А.Д. Семенова. Л., Гідрометеоіздат. 1977 р./
172. МВВ № 081/12-0173-05 Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації цинку фотоколориметричним методом (0,005-1,0 мг/дм<sup>3</sup>)
173. МВВ № 081/12-0178-05 Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації нікелю фотоколориметричним методом (0,005-2,0 мг/дм<sup>3</sup>)
174. МВВ № 081/12-0114-03 Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації хрому загального, хрому (VI) та хрому (III) екстракційно-фотоколориметричним методом з дифенілкарбазидом (0,001-2,0 мг/дм<sup>3</sup>)
175. КНД 211.1.4.035-95. Методика екстракційного фотометричного визначення міді з діетилдітіокарбаматом свинцю в поверхневих та стічних водах.
176. ГОСТ 18190-72. Вода питьевая. Методы определения содержания остаточного активного хлора.
177. Tomoko Suzuki, Hideki Hashimoto, Atsushi Itadani, Nobuyuki Matsumoto, Hitoshi Kunoh, and Jun Takada. Silicon and Phosphorus Linkage with Iron via Oxygen in the

- Amorphous Matrix of Gallionella ferruginea Stalks. *Appl Environ Microbiol.* 2012 Jan; 78(1): P. 236–241. doi: [10.1128/AEM.05913-11](https://doi.org/10.1128/AEM.05913-11)
178. Определитель бактерий Берджи. В 2-х т. Т.2: Пер. с англ. /Под ред. Дж.Хоулта, Н.Крига, П.Снита, Дж.Стейли, С.Уилльямса. Москва: Мир, 1997. 368 с.
179. Квартенко О. Шляхи інтенсифікації методів очищення багатокомпонентних підземних вод. *Технічні науки та технології: науковий журнал*. Чернігів:ЧНТУ, 2017. №3 (9). С. 206-212.
180. Пашкеев И.Ю., Самойлова О.В., Гераскин В.И., Лонзингер Т.М. Растровая электронная микроскопия и рентгеноспектральный микроанализ / под общ. ред. Г.Г. Михайлова. Челябинск: Издательский центр ЮУрГУ, 2015. 47с.
181. Квартенко А. Н. Исследование биотропных параметров постоянного магнитного поля на сообщества микроорганизмов. *Гідромеліорація та гідротехнічне будівництво*. Збірник наукових праць. Рівне, 2008. Випуск 33. С.134-142.
182. Квартенко А.Н., Журба М.Г. Активация биофлокуляционных процессов водоподготовки в постоянном магнитном поле. *Вода: химия и экология*. 2009. № 3. С. 20-27.
183. Квартенко О. М. Дослідження впливу постійного магнітного поля на динаміку процесу очистки природних вод іммобілізованою мікрофлорою. *Вісник НУВГП*. Збірник наукових праць. Рівне, 2008. Випуск 3 (43). С. 203 – 211.
184. Квартенко О. М., Саблій Л. А., Грюк І. Б. Вилучення фенолів із багатокомпонентних підземних вод методом гідродинамічної кавітації. *Вісник Хмельницького національного університету*. Серія: Технічні науки. Хмельницький: Хмельницький національний університет, 2017. №5 (253). С. 83 -88.
185. Квартенко О. М. Встановлення оптимальних параметрів процесу стабілізаційної обробки підземних вод в системах водопостачання малих населених пунктів. *Вісник НУВГП*. Збірник наукових праць. Рівне, 2017. Випуск 4 (80). С. 35 - 42.
186. Квартенко А. Н. Многопроцессная технология кондиционирования подземных вод содержащих комплексоорганические и азот аммонийные соединения. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки*. Науково-технічний збірник. Київ: КНУБА, 2010. Випуск 14. С. 42-55. (с)



187. Квартенко А. Н. Технология кондиционирования агрессивных подземных вод с низким щелочным резервом, содержащих аммиак и железоорганические комплексы. *Вісник Донбаської національної академії будівництва та архітектури*. Збірник наукових праць. Макіївка 2013. Випуск 2013-5 (103). С. 52-60. (с)
188. Квартенко О. М. Дослідження процесів знезалізнення підземних вод на фільтрах з різноманітними наповнювачами. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки*. Науково-технічний збірник. Київ: КНУБА, 2013. Випуск 22. С. 44-55.
189. Kvartenko A., Orlov V., Pletuk O. Research into the biosorption process of heavy metal ions by the sediments from stations of biological iron removal. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2017. 4/10 ( 88 ). P. 37 – 43.  
[https://DOI:10.15587 / 1729-4061.2017.106961](https://doi.org/10.15587/1729-4061.2017.106961)
190. ДСТУ 4808:2007. Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості вод і правила вибрання. [Чинний від 2012-01-01]. Вид.офіц. Київ: Держспоживстандарт України, 2007. 42 с.
191. Щербаков А.В. Геохимические критерии окислительно-восстановительных обстановок в подземной гидросфере. *Советская Геология*, 1956. №.56. С. 72-82.
192. Гидрогеология / под ред. Шестакова В.М. и Орлова М.С.. Москва: Изд.-во МГУ, 1984. 317 с.
193. Питьева К.Е. Гидрогеохимия (формирование химического состава подземных вод). Москва: Изд.-во МГУ, 1978. 328 с.
194. Kunoh T, Kunoh H, Takada J. Perspectives on the Biogenesis of Iron Oxide Complexes Produced by *Leptothrix*, an Iron-oxidizing Bacterium and Promising Industrial Applications for their Functions. *Journal of Microbial & Biochemical Technology*. 2015. 7. P. 419-426. doi:10.4172/1948-5948.1000249
195. Квартенко О. М. Удосконалений класифікатор технологій кондиціонування багатокomпонентних підземних вод. *Вісник Інженерної академії України*. 2017. Вип.2. С. 131-136.

196. Квартенко О.М. Системний підхід до обґрунтування нових та удосконалення існуючих технологій кондиціонування багатокомпонентних підземних вод. *Комунальне господарство міст*. Серія: Технічні науки та архітектура, 2018. X. : Харківський національний університет ім. О.М.Бекетова. Вип. 140. С. 98 -103.
197. Kvartenko O., Gryuk I., Sabliy L. Model of biomineralization of ferrum compounds by Gallionella cells immobilized on contact loading of bioreactor. *Energy Engineering and Control Systems*. 2017. Vol. 3. No. 2. P. 51 – 56.  
<https://doi.org/10.23939/jeecs2017.02.051>
198. Квартенко О. М. Шляхи інтенсифікації методів реагентного знезалізнення підземних вод. *Вісник Одеської Державної Академії будівництва та архітектури*. Одеса: Optimum, 2015. Випуск №59. С. 56 – 63. (н.ф.)
199. Kvartenko A., Galanov V., Pletuk O. Technology of de-ironing of weakly acidic low alkaline underground water containing ammonium nitrogen. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2016. 5/10 ( 83 ). P. 4 – 11
200. Квартенко А. Н., Журба М. Г. Теоретическое обоснование кондиционирования подземных вод сложного физико-химического состава в постоянном магнитном поле. *Вода: химия и экология*. 2010. №11. С. 24-32.
201. Квартенко О. М. Технології очищення та кондиціонування підземних вод різного фізико-хімічного складу. *Вісник НУВГП*. Збірник наукових праць. Рівне, 2007. Випуск 4 (40). Частина 2. С. 441-446.
202. Журба М. Г., Говорова Ж. М., Квартенко А. Н., Говоров О. Б. Биохимическое обезжелезивание и деманганация подземных вод. *Водоснабжение и санитарная техника*. Москва, 2006. №9. С.17-23.
203. Журба М. Г., Говорова Ж. М., Говоров О. Б., Квартенко А. Н. Биореакторы-фильтры с плавающей загрузкой в технологиях кондиционирования подземных вод. *Сантехника*. 2012. №3. С.50-54.
204. Журба М. Г., Ганбаров Э. С., Говорова Ж. М., Квартенко А. Н. Тенденции развития безреагентных водоочистных технологий. *Водоочистка*, Москва, 2010. №2. С.63-66.

205. Державні санітарні правила і норми. «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною». ДСанПіН 2.2.4-171-10 Затверджено в Міністерстві юстиції України 1 липня 2010 р. № 452/17747.
206. Журба М. Г., Говоров О. Б., Говорова Ж. М., Квартенко А. Н. Исследования и опыт внедрения инновационных технологий кондиционирования подземных вод. *Водоснабжение и санитарная техника*. М. : ООО «Издательство ВСТ». 2014. №9. с. 38-46.
207. Журба М. Г., Квартенко А. Н. Биотехнология предварительной очистки поверхностных вод. *Экология и промышленность России*. Москва, 2007. №4. С. 27-32.
208. Квартенко А. Н. Комплексная многопроцессная очистка подземных вод сложного физико-химического состава. *Вода и экология : проблемы и решения*. 2011. № 3/4 (47/48). С. 22 – 33.
209. Спосіб біологічного очищення природних і стічних вод : патент на винахід 55767 Україна: МПК C02F 3/10, C02F 1/48 / Квартенко О.М., власник Квартенко О.М. № 2002064737; заявл. 10.06.2002; опубл. 17.07.2006. Бюл. № 7. 3 с.
210. Спосіб очищення слабокислих підземних вод з низьким лужним резервом : пат. на корисну модель 79151 Україна: МПК C02F 1/64, C02F 1/66 / Квартенко О.М. ; власник Квартенко О.М. № и 2012 12591; заявл. 05.11.2012; опубл. 10.04.2013 Бюл. № 7. 4 с.
211. Квартенко О.М. Спосіб очищення підземних вод від сполук заліза. Патент на корисну модель №80341. Бюл. №10 27.05.2013.
212. Кадек М.В., Ошис З.Ф., Рубес Д.Я., Липень Л.К. Коррозия стальных водопроводных труб под воздействием микроорганизмов. *Защита металлов*. №4. 1967.
213. Murad E., Bigham J. M., Bowen L. H., Schwertmann U. Magnetic properties of iron oxides produced by bacterial oxidation of Fe<sup>2+</sup> under acid conditions. *Hyperfine Interactions*, 1990. Volume 58. P. 2373 -2376.
214. Ralitsa Angelova, Lyubomir Slavov , Michail Iliev , Milena Mitova, Blagoy Blagoev, Ivan Nedkov, Veneta Groudeva. Biogenic iron oxides from laboratory

- cultivated *Leptothrix SP.* for application in the bionanotechnology. First National Conference of Biotechnology, Sofia 2014: *Annuaire de l'Université de Sofia "St. Kliment Ohridski" Faculte de Biologie* 2015, volume 100, livre 4, P. 231-238
215. Alexandra Abrajevitch, Lubov M. Kondratyeva, Evgeniya M. Golubeva, Kazuto Kodama, Rie S. Hori. Magnetic properties of iron minerals produced by natural iron- and manganese-reducing groundwater bacteria. *Geophysical Journal International*. Volume 206. Issue 2. 1 August 2016. P. 1340–1351. <https://doi.org/10.1093/gji/ggw221>
216. Mažeikienė Aušra. Geležį ir manganą oksiduojančių bakterijų veiklos intensyvinimo geriamajam vandeniui ruošti tyrimas ir pritaikymas: Daktaro disertacija / Vilniaus Gedimino technikos universitetas. Vilnius, 2004. 157 p.
217. Scholl M. A, Harvey R. W. Laboratory investigations on the role of sediment surface and groundwater chemistry in transport of bacteria through a contaminated sandy aquifer. *Environmental Science & Technology*. 1992. Vol. 26. No.7. P.1410 - 1417.
218. Hallbeck L., Pedersen K. Autotrophic and mixotrophic growth of *Gallionella ferruginea*. *Journal of General Microbiology*. 1991. Vol.137. P. 2657 – 2661.
219. Hallberg R., Ferris, F Grant Biomineralization by *Gallionella*. *Geomicrobiology Journal*. 2004. Vol. 21. P. 325-330.
220. Журба М.Г. Пенополистирольные фильтры с плавающей загрузкой. Научное издание. М., 2011. 536 с.
221. Krezhav K. New materials based on biogenic iron oxides: study of composition, features and behavior Biogenic ferroxides. INAA study of laboratory cultivated and natural products of iron oxidizing bacteria (FeOB). The Second International Conference on Radiation add Dosimetry in Various Fields of Reseach. May 27 – 30. Faculty of Biology, Sofia University.
222. Sakai T., Miyazaki Y., Murakami A., Sakamoto N., Ema T., Hashimoto H., Furutani M., Nakanishi M., Fujii T., Takada J. Chemical modification of biogenous iron oxide to create an excellent enzyme scaffold. *Organic & Biomolecular Chemistry*. 2010. Volume 8. P.336 - 338.
223. Cherkezova-Zheleva Z., Shopska M., Paneva D., Kovacheva D., Kadinov G., Mitov I. Comparative study of biogenic and abiotic iron-containing materials: Proceedings of

- the International Conference on the Applications of the Mössbauer Effect (ICAME 2015), Hamburg, Germany, 13–18 September 2015. *Hyperfine Interactions*. 2016. 237: 56. <https://doi.org/10.1007/s10751-016-1257-x>
224. Журба М. Г., Говорова Ж. М., Говоров О. Б., Квартенко А. Н. Кондиционирование подземных вод многокомпонентного физико-химического состава. *Водоочистка. Водоподготовка. Водоснабжение*. 2012. № 4 (52). С.18 – 26.
225. Graham L.L, Harris R, Villinger W, Beveridge T. J. Freeze-substitution of Gram-negative eubacteria: general cell morphology and envelop profiles. *J Bacteriol*. 1991. 173. P. 1623-1633.
226. Квартенко О., Присяжнюк І. Моделювання кінетики процесу видалення сполук заліза в біореакторі. *Технічні науки та технології: науковий журнал*. Чернігів:ЧНТУ, 2017. №4 (10). С. 247-254.
227. Сівак В.М., Бомба А.Я., Присяжнюк І.М. Комп'ютерне моделювання процесів очищення стічної води на каркасно-засипних фільтрах. *Вісник НУВГП*. Збірник наукових праць. Рівне: НУВГП, 2005. Вип. 4 (32). С. 164-169.
228. Бомба А. Я., Барановський С. В., Присяжнюк І. М. Нелінійні сингулярно-збурені задачі типу "конвекція – дифузія". Рівне: НУВГП, 2008. 254 с.
229. Bourguin F., Gennery M., Chapman J. I., Kerai H., Green J. G., Rap R. J., Ellis S., Gaumard C. Biological Processes at Saints Hill Water-Treatment Plant, Kent. *J. IWEM*. 1994. 8 August. p. 379-392
230. Hallbeck L., Pedersen K. Culture parameters regulating stalk formation and growth rate of *Gallionella ferruginea*. *Journal of General Microbiology*. 1990. 136. P. 1675-1680
231. Матвеев Н.М. Дифференциальные уравнения. Изд. 3-е, доп. Минск, «Вышэйш школа», 1968. 348 с.
232. Самойленко А.М., Перестюк М.О., Парасюк І.О. Диференціальні рівняння. 2-ге вид., перероб. і доп. К.: Либідь, 2003. 600 с.
233. Aaron L. Mills, Janet S. Herman, George M. Hornberger, Todd H. Dejesust. Effect of Solution Ionic Strength and Iron Coatings on Mineral Grains on the Sorption of Bacterial Cells to Quartz Sand. *Applied and Environmental Microbiology*. Sept. 1994. Vol. 60. No. 9. p. 3300-3306.

234. Бомба А. Я., Присяжнюк І. М., Присяжнюк О. В., Сівак В. М. Математичне моделювання процесів первинної очистки стічних вод із використанням пористих мікрочастинок. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування*. Збірник наукових праць. Технічні науки. Рівне, 2014. Випуск 1(64). С. 106–114
235. Кривоулицкий А.С., Кулагин В.А. Изменение физико-химических свойств воды под воздействием гидродинамической кавитации. *Социальные проблемы инженерной экологии, природопользования и ресурсосбережения: материалы ПТК*. Вып. IX. Красноярск: ИПЦ КГТУ, 2003. С. 61-74.
236. Кулагин Владимир Алексеевич. Методы и средства технологической обработки многокомпонентных сред с использованием эффектов кавитации : Дис. ... д-ра техн. наук : 01.04.14, 01.02.05 : Красноярский государственный технический университет. Красноярск, 2004. 406 с.
237. Лойцянский Л.Г. Механика жидкости и газа: учеб. для вузов. 7-е изд., испр. Москва: Дрофа, 2003. 840 с.
238. Лапин И.А., Красюков В.Н. Роль гумусовых веществ в процессах комплексообразования и миграции металлов в природных водах. *Водные ресурсы*. 1986. №1. с. 134 – 145
239. Витенько Т. Н., Гумницкий Я. М. Механізм реакцій гідроксильних радикалів при обробці водиу кавітаційному полі. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2010. 6/6 ( 48 ). P. 60 – 63
240. Arrojo S., Benito Y. Treatment of wastewater streams containing phenolic compounds using hybrid techniques based on cavitation: A review of the current status and the way forward. *Ultrasonics Sonochemistry*. 2007. no. 10. P. 100-115.
241. Левковский Ю.Л. Структура кавитационных течений. Ленинград: Судостроение, 1978. 324 с.
242. Вітенько Т.М., Гащин О.Р. Гідродинамічна кавітація як один із способів активації рідких середовищ. *Наукові праці Одеської національної академії харчових технологій*. Одеса, 2006. том 2. №28. С. 22 – 24.

243. Мчедлов-Петросян М.О., Лебідь В.І., Глазкова О.М., Лебідь О.В. Колоїдна хімія / за ред. проф. М.О. Мчедлова-Петросяна. 2-ге вид., випр. і доп. Харків: ХНУ імені В.Н. Каразіна, 2012. 500 с.
244. Ивченко В. М. Элементы кавитационной технологии. *Гидродинамика больших скоростей*. Красноярск: КрПИ, 1982. –Вып. 3. С.3-19.
245. Гидродинамика больших скоростей. *Тр. III Всесоюзной школы - семинара по гидродинамике больших скоростей* /отв. редактор. В.А. Кулагин. Красноярск: КрПИ, 1987. 250 с.
246. Кулагин В.А. О “ядерной” теории возникновения кавитации и кавитационной прочности воды. *Гидродинамика больших скоростей*. Красноярск: КрПИ, 1985. с. 3-23.
247. Кондрашов Г.И., Кондратова Т.С. Влияние различных факторов на гидролитическое поведение солей алюминия. *Известия вузов. Химия и химическая технология*. 1978. 21, №2. С. 236 – 238
248. Способ определения железобактерий в объектах питьевого и технического водоснабжения: патент на изобретение 2 115 923 С1 Россия: МПК G 01 N33/18 Балашова В.В., Горяинова Г.С., патентообладатель Балашова В.В., Горяинова Г.С. № 96106218/04; заявл. 28.03.1996; опубл. 20.07.1998. 3с.
249. Emerson, D., and N. P. Revsbech. Investigation of an iron-oxidizing microbial mat community located near Aarhus, Denmark: field studies. *Appl. Environ. Microbiol.* 1994. 60: P. 4022-4031.
250. Kvartenko A. N. Practical stabilization methods of groundwater in North-Western region of Ukraine. *Water Supply and Wastewater Removal: Monografie / edited by Henryk Sobczuk, Beata Kowalska*. Lublin: Politechnika Lubelska, Lublin University of Technology, 2016. p. 107 – 120.
251. Квартенко О.М. Інтенсифікація роботи станцій знезалізнення води які працюють в гравітаційному режимі. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідраліки*. Науково-технічний збірник. Київ: КНУБА, 2016. Випуск 27. С.155-162.
252. Спосіб очистки підземних вод від стійких форм органічних та залізоорганічних сполук : патент на винахід 107844 Україна: МПК C02F 1/64, C02F

1/52, C02F 1/72, C02F 9/14 / Квартенко О.М. ; власник Квартенко О.М. № а 2013 02538; заявл. 28.02.2013; опубл. 25.02.2015 Бюл. № 4. 7 с.

253. Квартенко О. М., Саблій Л.А. Дослідження методів очищення підземних залізомістних вод від амонійних сполук та аміаку. *Вода і водоочисні технології. Науково-технічні вісті*. 2016. №1(18). С. 39-49.

254. Про затвердження Порядку провадження діяльності, пов'язаної з обігом наркотичних засобів, психотропних речовин і прекурсорів, та контролю за їх обігом (Із змінами, внесеними згідно з Постановами Каб. Міністрів, № 1125 від 02.11.2011) : постанова Каб. Міністрів від 03.06.2009 р. (Витяг) № 589. Збірник нормативно-директивних документів з охорони здоров'я: виробничо-практичний журнал. К. : МНІА Центр медичної статистики, 2011. № 12. С.15-25.

255. Квартенко О. М. Технологія та обладнання вузла стабілізаційної обробки агресивних підземних вод. *Комунальне господарство міст*. Серія: Технічні науки та архітектура, 2017. X. : Харківський національний університет ім. О.М.Бекетова. Вип. 139. С. 161 -166.

256. Филипчук В. Л. Очищення багатокомпонентних металовміщуючих стічних вод промислових підприємств: монографія. Рівне : УДУВГП, 2004. 232 с.

257. Спосіб очищення води від іонів важких металів активованими біомінералами : пат. на винахід 115496 Україна: МПК C02F 1/62, C02F 1/48, C02F 3/34 / Квартенко О.М., Плетюк О.В.; власники Квартенко О.М., Плетюк О.В. № а 2016 04551; заявл. 25.04.2016; опубл. 10.11.2017 Бюл. № 21. 7 с.

258. Квартенко О.М. Технології очищення та кондиціонування підземних вод різного фізико-хімічного складу. *Вісник НУВГП*. Збірник наукових праць. Рівне, 2007. Випуск 4 (40). Частина 2. С. 441-446.

259. Квартенко А.Н. Кондиционирование низкощелочных подземных вод, содержащих железогуминовые комплексы. *Науковий вісник будівництва*. Харків: ХДТУБА, 2011, Випуск 63. С. 401-409.

260. Квартенко А.Н., Говорова Ж.М. Модернизированные технологии комплексного кондиционирования подземных вод. *Вестник МГСУ*. Научно-технический журнал. М.: Издательство ФГБОУ ВО «Научный исследовательский



Московский государственный строительный университет» (МГСУ), 2013. №5 С. 118-126.

261. Квартенко О.М. Саблій Л.А. Дослідження роботи станції очищення багатокомпонентних підземних вод в умовах змін гідравлічних навантажень. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки*. Науково-технічний збірник. Київ: КНУБА, 2017. Випуск 28. С. 170-176.

262. Установка для комплексного очищення багатокомпонентних підземних вод: пат. на винахід 116716 Україна: МПК C02F 1/64, C02F 1/24, C02F 1/28, C02F 1/52, C02F 1/48, C02F 9/04, C02F 9/08, B01D 21/00, B01D 24/00, B01D 25/00 / Квартенко О.М.; власник Квартенко О.М. № а 2016 10751; заявл. 26.10.2016; опубл. 25.04.2018 Бюл. № 8. 7 с.

263. Митченко Т.Е., Макарова Н.В., Митченко А.А., Поляков В.Р., Стендер П.В. Комплексная очистка воды с использованием комбинированной загрузки Экософт Микс. *Вода і водоочисні технології*. 2004. №2. с. 20 – 23.

264. Mitchenko T., Makarova N., Mitchenko A., Shevchuk H., Abbt-Braun G. Deep Removal of Humic Compounds by Scavengers Combination. *Journal of Ion Exchange. Supplement, Japan, 2003. vol. 14. P. 81 - 84.*

265. Малецький З. В. Гібридні сорбенти та їх використання в процесах очищення води від феруму та арсену: дис. ...кандидата технічних наук: 05.17.21 / Національний технічний університет України «Київський політехнічний університет». Київ, 2013. 168 с.

266. Напірна установка для знезалізнення води : пат. на корисну модель 84017 Україна: МПК C02F 1/64 / Квартенко О.М., Плетюк О.В.; власник Національний університет водного господарства та природокористування. № u201303938; заявл. 01.04.2013; опубл. 10.10.2013. Бюл. № 19. 5 с

267. Напірна установка для знезалізнення води: патент на корисну модель 112564 Україна : МПК C02F 1/64 / Квартенко О.М., Плетюк О.В.; власник Національний університет водного господарства та природокористування. № u201605623; заявл. 25.05.2016; опубл. 26.12.2016. Бюл. № 24. 5 с.

268. Takada J. Hashimoto H. Characteristics of biogenous iron oxide microtubes formed by iron-oxidizing bacteria, *Leptothrix ochracea*. Handbook of Metal Biotechnology, ed. by M. Ike et al, Pan Stanford Publishing. 2012. pp.139.
269. Langelier, W. F., The Analytical Control of Anticorrosion Water Treatment. *Journal of American Water Works Association*. 1936. 28. P.1500–1521.
270. Антипчук А.Ф., Кіреєва І.Ю. Водна мікробіологія. Київ: Кондор, 2005. 256 с.
271. Wojtowicz J. A. “Swimming Pool Water Balance – Part 1: Effect of Cyanuric Acid and Other Interferences on Carbonate Alkalinity Measurement.” *Journal of the Swimming Pool and Spa Industry*. 1995. 1. P. 6–12
272. Митин Б.А. Исследование насыщения порового пространства и изменения потерь напора при фильтровании: Процессы фильтрования при очистке природных и сточных вод. Челябинск: Южноурал. изд-во, 1985. 79 с.
273. Соложенко Е.Г., Соболева Н. М., Гончарук В. В. Применение каталитической системы  $\text{H}_2\text{O}_2 - \text{Fe}^{2+}(\text{Fe}^{3+})$  при очистке воды от органических соединений. *Химия и технология воды*. 2004. Т. 26. № 3. С. 219-241.
274. Журба М.Г., Нежлукченко В.М. Адгезионные процессы и формирование осадка в зернистых слоях загрузки контактных фильтров. *Химия и технология воды*. 2008. т. 30. №4. С. 444 – 459.
275. Фізико-хімічні основи технології очищення стічних вод: підручник / Запольський А. К., Мішкова-Клименко Н. А., Астрелін І. М., та інш.; під ред. проф. А. К.Запольського. Київ: Лібра, 2000. 552 с.
276. Kang, W.K. Effects of reaction conditions on the oxidation efficiency in the Fenton process / W.K. Kang [et al.] // *Water Research*. 2000. Vol. 34. № 10. P. 2786-2790.
277. Pignatello, J.J. Dark and photoassisted iron (3+)-catalyzed degradation of chlorophenoxy herbicides by hydrogen peroxide / J.J. Pignatello [et al.] // *Environ. Sci. Technol.* 1992. Vol. 26. № 5. P. 944-951
278. Aaron L. Mills, Janet S. Herman, George M. Hornberger, Todd H. Dejesust. Effect of Solution Ionic Strength and Iron Coatings on Mineral Grains on the Sorption of Bacterial Cells to Quartz Sand. *Applied and Environmental Microbiology*. Sept. 1994. Vol. 60. No. 9. p. 3300-3306.

279. Hallbeck, L. & Pedersen, K. Benefits associated with the stalk of *Gallionella ferruginea*, evaluated by comparison of a stalk-forming and a non-stalk-forming strain and biofilm studies in situ. *MicrobEcol.* 1995. 30. P. 257–268.
280. Bitton G., Marshall K.C. (ed.). Adsorption of microorganisms to surfaces. John Wiley & Sons, Inc., New York. 1980. P.213.
281. DeJesus, T.H. The adsorption of bacteria to clean and iron-hydroxide-coated quartz. M.S. thesis. University of Virginia, Charlottesville. 1993.
282. Ankrah D. A., Sogaard E. G. The applicability of iron and manganese precipitating bacterial in drinking water systems. *Nanotechnology Perceptions.* 2009. Vol. 5. P. 209-216.
283. Sogaard E.G., Medenwaldt R., Abraham-Peskir J. Conditions and rates of biotic and abiotic iron precipitation in selected Danish freshwater plants and microscopic analysis of precipitate morphology. *Water Research.* 2000. 34. 10. P. 2675-2682.
284. Sharma S.K. Iron removal in water treatment by the sorption of iron (II) onto filter media. M.Sc.Thesis SEE 018, IHE, Delft, The Netherlands, 1997.
285. Sharma S.K. Adsorptive Iron Removal from Groundwater: Dissertation / Swets & Zeitlinger B.V., Lisse, 2001. 220 p.
286. Berbenni P., Pollice A., Canziani R., Stabile L., Nobili F. Removal of iron and manganese from hydrocarbon contaminated ground waters. *Bioresources. Technology.* Apr 2000. vol. 74. p. 109-114.
287. Алексеев А.В. Физико-химическая очистка сточных вод. Москва: Издательство Ассоциация строительных вузов. 2007. 248с.
289. Серпокрылов Н.С., Вильсон Е.В., Гетманцев С.В., Марочкин А.А. Экология очистки сточных вод физико-химическими методами. Москва: Из.-во АСВ, 2009. 264с.
290. Вітенько Т. М., Зарецька Т. В. Теоретичні закономірності та практична реалізація кавітаційної активації розчинів. *Промислова гідроліка і пневматика.* 2013. № 3. С. 13-18.
291. Suslik K.S., Mitlan M.M., Reis J.T. Chemistry induced by hydrodynamic cavitation. *Journ. Amer. Chem. Soc.* 1997. Vol. 119, №3. P. 9303 – 9306.
292. Гаупман З., Грефе Ю., Реманс Х. Органическая химия. Москва: Химия, 1979. 832 с.

293. Савченко П.С. Методы химического и микробиологического анализа воды / П.С. Савченко, Ф.Г. Дятловицкая, В.Я. Ярошенко, Е.А. Альбова. – К: Государственное медицинское издательство УССР, 1961. – 198 с.
294. Finotelli P. V., Morales M. A., Rocha-Leao M. H., BaggioSaitovitch E. M. and Rossi A. M. Magnetic studies of iron(III) nanoparticles in alginate polymer for drug delivery applications. *Mater. Sci. Eng. C-Biomimetic Supramol. Syst.* 2004. 24. P.625–629.
295. Желовицкая А. В., Ермолаева Е. А., Дресвянников А. Ф. Окисление органических соединений с помощью гидроксид-радикала, генерируемого в растворах химическим и электрохимическим методами. *Вестник Казанского технологического университета.* 2008. № 6. С. 211 – 229.
296. Deng Y., Englehardt J. D., Treatment of landfill leachate by the Fenton process. *Water Research*, 2006. Vol. 40, No. 20. P. 3683–3694
297. Wei Li, Qixing Zhou, Tao Hua. Removal of Organic Matter from Landfill Leachate by Advanced Oxidation Processes: A Review. *International Journal of Chemical Engineering.* Volume 2010, Article ID 270532, 10 pages. doi:10.1155/2010/270532
298. Huang, Li & Li, Liang & Dong, Wenbo & Liu, Yan & Hou, Huiqi. Removal of Ammonia by OH Radical in Aqueous Phase. *Environmental science & technology.* 2008. 42 (21). P. 8070 – 8075.
299. Laszlo B., Alfassi Z. B., Neta P., Huie R. E. Kinetics and Mechanism of the Reaction of  $\cdot\text{NH}_2$  with  $\text{O}_2$  in Aqueous Solutions. *J. Phys. Chem. A* 1998, 102, P.8498-8504.
300. Tirzhá Lins Porto Dantas, Humberto Jorge José and Regina de Fátima Peralta Muniz Moreira. Fenton and Photo-Fenton oxidation of tannery wastewater. *Acta Scientiarum. Technology.* Maringá, V. 25, No. 1, P. 91-95.
301. Гимранов Ф.М., Беляев А.Н., Флегентов И.В., Мусихина Т.А., Лысов Д.С. Возможность очистки воды от аммонийного азота кавитационно-окислительным воздействием. *Вестник Казанского технологического университета.* 2013. № 19. С. 108 – 112.
302. Munter R. Advanced oxidation processes – current status and prospects. *Proc. Estonian Acad. Sci. Chem.*. 2001. 50. 2. P.59–80.

303. Lodha B., Sanjeev C. Optimization of Fenton-biological treatment scheme for the treatment of aqueous dye solutions. *Journal of Hazardous Materials*. 2007. Vol. 148. Iss. 1-2. P. 459-466.
304. Сложенко Е.Г., Соболева Н.М., Гончарук В.В. Применение каталитической системы  $\text{H}_2\text{O}_2 - \text{Fe}^{2+}(\text{Fe}^{3+})$  при очистке воды от органических соединений. *Химия и технология воды*. 2004. Т. 26. № 3. С. 219-241.
305. Kang, W.K. Effects of reaction conditions on the oxidation efficiency in the Fenton process / Kang [et al.]. *Water Research*. 2000. Vol. 34. № 10. P. 2786-2790.
306. Miot J., Benzerara K., Obst M., Kappler A., Hegler F., Schädler S., Bouchez C., Guyot F., Morin G. Extracellular iron biomineralization by photoautotrophic iron-oxidizing bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*. 2009. Vol. 75, No. 17 P. 5586–5591.  
DOI: 10.1128/AEM.00490-09
307. Chan C. S., De Stasio G., Welch S. A., Girasole M., Frazer B. H., Nesterova M. V., Fakra S., Banfield J. F.. Microbial polysaccharides template assembly of nanocrystal fibers. *Science*. 2004. 303. P.1656–1658.
308. Nesterova M., Moreau J., Banfield J. F. Model biomimetic studies of templated growth and assembly of nanocrystalline  $\text{FeOOH}$ . *Geochim. Cosmochim.* 2003. Acta 67. P. 1177–1187.
309. Archibald D. D., Mann S.. Template mineralization of selfassembled anisotropic lipid microstructures. 1993. *Nature* 364. P.430–433.
310. Басс Г.М. Владыченко Г.П., Грабовский П.А. Ларкина Г.М., Уманский Е.Д., Шпак Е.К. Водоснабжение. Техничко-экономические расчеты. / под редакцией Баса Г.М.; Киев: Вища школа, 1977. 152с.
311. Калюкова Е.Н., Письменко В.Т., Иванская Н.Н. Адсорбция катионов марганца и железа природными сорбентами. *Сорбционные и хроматографические процессы*. 2010. Т. 10. Вып. 2. с. 194 – 200.
312. Vandenabeele J., de Beer D., Germonpré R., Van de Sande R., Verstraete W. Influence of nitrate on manganese removing microbial consortia from sand filters. *Water Res.* 1995. no.29 P.579–587.



УКРАЇНА

(19) (UA)

(11) **55767**

(51) МПК (2006)  
C02F 3/10  
C02F 1/48

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

ДЕРЖАВНИЙ ДЕПАРТАМЕНТ  
ІНТЕЛЕКТУАЛЬНОЇ  
ВЛАСНОСТІ

## ПАТЕНТ на винахід

видано відповідно до Закону України  
"Про охорону прав на винаходи і корисні моделі"

Голова Державного департаменту  
інтелектуальної власності



М. Паладій

(21) 2002064737

(22) 10.06.2002

(24) 17.07.2006

(46) 17.07.2006. Бюл. № 7

(72) Квартенко Олександр Миколайович

(73) Квартенко Олександр Миколайович

(54) СПОСІБ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ ПРИРОДНИХ І СТІЧНИХ ВОД

# УКРАЇНА



УКРАЇНА



# ПАТЕНТ

НА ВІНАХІД

№ 107844

**СПОСІБ ОЧИСТКИ ПІДЗЕМНИХ ВОД ВІД СТІЙКИХ ФОРМ  
ОРГАНІЧНИХ ТА ЗАЛІЗООРГАНІЧНИХ СПОЛУК**

Видано відповідно до Закону України "Про охорону прав на винаходи і корисні моделі".

Зареєстровано в Державному реєстрі патентів України на винаходи  
25.02.2015.

Голова Державної служби  
інтелектуальної власності України

А.Г. Жарінова









УКРАЇНА



ПАТЕНТ

НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ

№ 84017

НАПІРНА УСТАНОВКА ДЛЯ ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ ВОДИ

Видано відповідно до Закону України "Про охорону прав на винаходи і корисні моделі".

Зареєстровано в Державному реєстрі патентів України на корисні моделі 10.10.2013.

Голова Державної служби інтелектуальної власності України

М.В. Ковнія







УКРАЇНА



# ПАТЕНТ

НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ

№ 112564

НАПРНА УСТАНОВКА ДЛЯ ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ ВОДИ

Видано відповідно до Закону України "Про охорону прав на винаходи і корисні моделі".

Зареєстровано в Державному реєстрі патентів України на корисні моделі 26.12.2016.

В.о. Голови Державної служби  
інтелектуальної власності України

А.А.Малиш



## Параметри якості підземних вод досліджених населених пунктів північно-західних областей України

№ п/п	Назва населеного пункту	Показники якості води										Узагальнена відповідність показників якості води її класам
		pH	Лужність	Fe	ПО	Феноли	Mn	NH <sub>4</sub>	Жорсткість загальна	NH <sub>3</sub>	I <sub>L</sub>	
		Відповідність окремих показників класам якості води									H <sub>2</sub> S	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<b>Рівненська область</b>												
1	смт Зарічне	6,8-7,1	до 2,5	7,8 - 9,0	3,8 - 6,4	0,125	0,15	0,5	3,27-3,8	2,5	-1,21	I; II; III ;IV
		I - II	II	IV	II-IV	IV	III	II	I	Нв	8,14 9,42	
2	смт Дубровиця	6,5-6,7	1,7-2,2	0,68-2,4	до 3,0	0,15	0,12	0,05	3,4-3,5		-1,0	I; II; III; IV
		I - II	II	II; IV	I	IV	III	II	I	Нв	8,5	
3	м. Кузнецовськ	8,4 -9,5	3,8	0,1	0,9	0,375	Нв	<0,05	0,27-0,47	0,16	0,78	I; II; IV
		IV	II	I	I	IV	-	I	I		8,04	
4	с. Старе село (свердловини)	5,8 -7,0	1,0 -2,7	11,0-14,7	5,8 – 10,0	Нв	0,15	Нв	2,6-3,2	2,5 ...3	-1,57	I; II; III; IV
		I	I - II	IV	III- IV	-	III	-	I	Н.в.	9,44	
5	с. Старе село (школа)	7,0-7,1	4,5	3,4 – 5,8 (до 8)	5,8-7,0 (до10)	Нв	0,12	Нв	4,5-5,3	1,5-3,0	-0,29	I; II; III; IV
		I	III	IV	III- IV	-	III	-	II	1,5	7,67	
6	смт Клесів	6,0 -7,2	1,8 - 2,6	0,94 - 1,6	2,5	Нв	Нв	Нв	2,8 – 4,2	Нв.	-1,54	I; II; III
		I	II	III	I	-	-	-	I - II	Нв.	9,58	
7	смт Клесів 2016	6,5-7,1	2,3-2,4	0,78-1,97	2,7-2,9	Н.в.	0,1	<0,1	4,0-5,0	<0,1	-0,8	I; II; III
		I	II	III	I	-	II	II	II	II	9,12	
8	с. Чудель	7,3	1,8-2,2	5,3	4,4 - 5,3	Нв	Нв	0,47	2,6-3,0	1,5	-0,9	I; II; IV
		I - II	I	IV	II	-	-	II	I		9,1	
9	смт Рокитне	6,0	0.8	До 30	7,0	0,30	До 0,5	0,5	2,1	До 4,0	-2,4	I; II; IV
		I - II	I	IV	IV	IV	IV	II	I	1,5 4,4	10,8	

## Продовження додатка Б1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
10	с. Ясногорка	5,5-6,0	0,6	до 30	до 25	Нв	Нв	0,7	до 12	2,0 ...3	-2,23	I; III; IV
		I	I	IV	IV	-	-	III	IV	3,3	10,98	
11	с. Пугач	7,3	3,5	12,9 – 16,4	4,1-5,8	Нв	Нв	Нв	6,2	Нв	-0,12	II; III; IV
		II	II	IV	II- III	-	-	-	II	1,4	7,64	
	с. Пугач 2016	7,2	2,5	12,5	3,5-4,8	Н.в.	<0,1	<0,1	2,0	<0,1	-0,92	I; II; III; IV
		II	II	IV	II- III	-	II	II	I	Н.в.	9,04	
12	с. Чемерне	6,7-7,3	3,5	12,0-16,0	6,32 – 7,0	0,01	0,1	0,85	12,0	0,85	-1,1 -0,55	II, III, IV
		II	II	IV	III	IV	II	III	IV	2,5	8,5	
13	м.Сарни Свердловина №2, №3	6,7 - 7,17	2,0 – 3,1	4,6 -9,0	4,3 - 5,0	0,05	Н.в.	Н.в.	2,4-3,6	Н.в.	-0,5 -1,0	I; II; IV
		I	II	IV	II	IV	-	-	I	0,8	9,4	
	м. Сарни свердловини заводу ДБМ	6,15	1,0	11,0	4,08	Н.в.	Н.в.	0,5-1,2	3,0	0,5- 1,2	-2,15	I, II, III, IV
		I	I	IV	II	-	-	III	I	1,5	10,4	
14	с. Карасин	6,2-6,4	1,8 – 2,0	4,7	6,3	Н.в.	-	1,2	4,5	1,2	-1.5	
		I	II	IV	III	-	-	III	II	1.8	9,3	
15	с. Вербче	7,2	3,12	1,5-2,9	2,8-4,3	Нв	Нв	0,25	4,28	0,5	-0,76	I; II; IV
		II	II	IV	I	-	-	II	II	Нв.	8,92	
16	с. Ремчиці	6,8-7,1	0,8-1,2	2,07 – 3,8	5,8	Нв	Нв	<0,5	2,4	<2,0	-1,39	I; III; IV
		I	I	IV	III	-	-	II	I	Нв	9,88	
16	с. Люхча	7,1-7,3	1,54	3,3 – 4,2	4,12	Нв	Нв	0,47	2,0	1,45- 2,35	-1,18	I; II; IV
		II	I	IV	II	-	-	II	I	0,45	9,65	
17	с. Селище	6,15-6,3	0,5	2,2 – 5,0	2,32	Нв	Нв	Нв	2,4	Нв	-2,08	I; II; IV
		I - II	I	IV	I	-	-	-	I	0,8- 1,45	10,96	

Продовження додатка Б1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
18	с. Тинне	7,2	1,6	7,5	2,36	0,012	0,42	0,45	7,2	1,35	-0,48	I; II; IV
		I - II	I	IV	I	IV	III	II	II	Нв.	8,16	
19	с. Богуші (школа)	6,95	6,7	8,6	19,5	Н.в.	Н.в.	Н.в.	4,8	1,5.. 2,5	-0,52	I; II; IV
		I - II	IV	IV	IV	-	-	-	II	2,0	7,99	
20	смт Володимирець	6,7-7,0	1,5-2,0	1,65 – 2.6	2,4 - 3,5	Н.в.	0,05	<0,05	2,3 - 2,5		-1,3	I; II; III; IV
		I - II	II	III-IV	I	-	II	I	I	1,5	9,0	
21	Рафалівка	7,0	5,6	7,3	4,0-5,0	-	0,5	0,72	13,8	0,72	-0,14	I;II; III; IV
		I-II	III	IV	II	-	III	III	IV	-	7,28	
22	м. Березне	7,3	2,0 – 4,3	1,6 – 2,73	До 3,5	0,036	0,05	0,5-0,8	2,7-4,0	0,5	-0,48	I; II; III; IV
		I - II	II	III-IV	I	IV	II	-	I	0,8	8,16	
23	м. Березне птахофабрика	7,45	4,8	2,5	3,68	Нв.	0,076	Нв.	4,0	2,0	-0,41	I; II; III; IV
		I - II	III	IV	I		II		II	0,87	8,27	
24	с. Городище	7,2	2,8	3,7	2,85	Нв.	0.15	0,8	5,0	0,8	-0,53	I; II; III; IV
		II	II	IV	I	-	III	III	II	1,5	8,26	
25	с. Хотин	7,3	5,4	2,5	1,84	Відсутні	0,1	0,85	4,2	0,85	-0,5	I; II; III; IV
		II	III	IV	I	-	III	III	II	0,5	8,23	
26	с. Білка	7,7	5,8	1,15	2,24	0,002	Нв.	Нв.	4,2	0,8	-0,44	I; II; III
		I - II	III	III	I	II	-	-	II	0,45	8,28	
27	с. Балашівка	6,4	1,4 – 1,6	4,5 – 8,5	До 5,0	0,5...0,6	Нв.	0,45	3,5-3,8	0,38 1,5	-1,67	I; II; IV
		I - II	I	IV	II	IV	-	II	I	до 2	10,0	
28	м. Костопіль	6,5 – 7,1	1,76 – 3,5	5,0	До 9,0	0,27	Відс.	0,36	4,4 - 4,9	0,6	-0,8	I; II; IV
		I - II	II	IV	IV	IV	-	II	II	0,59	8,3	
29	с. Гута	7,0	5,8- 6,2	4,3-4,8	3,85	Н.в	0,21	<0,5	7,2	0,85	-0,67	I; II; III; IV
		I	III	IV	I	-	III	II	II	Нв	8,22	
30	м. Рівне (майданчик Горбаків)	7,3	5,9 – 6,4	1,4 - 2,0	1,7-2,0	≤ 0,001	до 0,1	Нв	5,5 -6,7	1,5- 1,75	-0,09 0,01	I; II; III ;IV
		I - II	III	IV	I	II	II	-	II	Нв	7,43	
31	Рівне (передмістя)	8,0	8,0	1,58	3,2	Н.в.	0,4	2,4	5,0	2,4	0,55	I; II; III; IV
		III	IV	III	I	-	III	IV	II	Н.в.	6,9	



## Продовження додатка Б1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
32	смт Гоща	7,3	6,75	1,66 - 3,4	1,5	≤ 0,001	Нв.	0,75	6,5	Нв.	0,055	I; II; III; IV
		I - II	IV	III - IV	I	II	-	III	II	Нв.	7,41	
33	с. Бугрин	7,6	7,5	2,8	1,3	Н.в.	0,1	0,9	3,3	0,9	-0,12	I; II; III; IV
		II	IV	IV	I	II	III	I	Н.в.	7,84		
	с. Бугрин листопад 2016	7,45	7,0	4,5	8,0	Н.в.	0,46	0,18	3,6	0,18	-0,05	I; II; IV
		II	IV	IV	IV	-	IV	II	I	Н.в.	7,55	
34	с. Решуцьк	7,15-7,28	7,6-7,4	1,0-1,62	2,4-4,64	Нв.	Нв.	Нв.	6,8-7,0	0,8-1,0	-0,11	I; II; III; IV
		II	IV	III	I - II	-	-	-	III	Нв.	7,5	
35	с. Колісники	8,5	5,8	0,53	1,4	Нв.	0,05	0,85	2,6	3,8	0,76	I; II; III
		III	III	II	I	-	II	III	I	Нв.	6,98	
36	с. Полівці (цукровий завод)	7,0	7,2	4,2	3,56	0,007	Нв.	0,25	7,6	1,7	-0,4	I; II; III; IV
		I - II	IV	IV	I	IV	-	II	III	Нв.	7,8	
37	с. Жалянка	7,9	5,0	1,07-2,15	5,7	Нв.	Нв.	1,1	4,5	1,5	0,25	II; III
		II	III	III	III	-	-	III	II	Нв.	7,4	
38	с. Тучин (Рівненського району)	6,5	3,6-4,4	3,9	7,7	Нв	0,17	0,22	5,0 – 6,2	Нв		I; II; III; IV
		I - II	II	IV	IV	-	III	II	II	Нв		
39	с. Обарів	7,2	6,08	1,1	4,7	-	0,25	0,1	Нв	0,18	-0,5	I; II; III
		I - II	III	III	II	-	III	II	-	Нв	8,2	
40	м. Корець	6,8 – 7,05	6,7-7,8	0,95 – 2,4	3,96	0,055	Нв	0,25	6,2 – 10,0	Нв.	-0,31 -0,53	I; II; III; IV
		I - II	IV	III - IV	II	IV	-	II	II - III	0,85-1,0	7,41-7,81	
41	с.Житин	6,7	1,56	6,3	9,3	Нв	0,28	0,12	Нв	Нв	-1,53	I; II; III; IV
		I - II	I	IV	IV	-	III	II	-	1,36-2,45	9,78	
42	Новомильськ	7,4	6,4 – 7,3	0,3-0,6	1,4 – 1,7	Нв	0,1-0,12	Нв	5,9 – 6,4	0,6-0,9	0,07	I; II; III;IV
		I - II	IV	I - II	I	-	III	-	II		7,26	
43	м. Острог	8,2	4,9	0,25	1,4	≤ 0,001	≤ 0,005	0,1	0,2моль/дм <sup>3</sup>	0,10	0,45	I; II; III;
		III	III	I	I	II	I	II		Відс.	7,4	

## Продовження додатка Б1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
44	м. Здолбунів	6,8	8,8	1,3	1,4	≤ 0,001	0,05	Нв.	6,2		-0,47	I; II; III; IV
		I - II	IV	III	I	II	II	-	II		7,78	
45	с. Здовбиця	7,3	5,8	3,7	5,28	Нв	Відс.	5,83	6,4	Нв	-0,05	I; II; III; IV
		I - II	III	IV	III	-	-	IV	II	3,38		
46	смт Мізоч	7,1	7,6	17,5	3,0	Нв	0,12	0,14	7,4	Нв	-0,12	I; II; III; IV
		I - II	IV	IV	I	-	III	II	II	Нв	7,34	
47	Мізочь (св.Н=46м; 2 км до КОС) 2015	7,45	10,4	32,0	14,6	Н.в.	0,8	16	8,56	16	0,3	II; III; IV
		II	IV	IV	IV	-	IV	IV	III	Н.в.	6,7	
48	с. Стеблівка (біля Мізоч) 2016	6,95	11,0	24,2	4,8	Н.в.	0,05	10,0	9,5	10	-0,15	I; II; III; IV
		I	IV	IV	II	-	II	IV	III	Н.в.	7,25	
49	с. Дермань	7,05	7,4	2,38	8,0	Нв	0,15	0,2	7,8	Нв	-0,25	I; II; III ;IV
		I - II	IV	IV	IV	-	III	II	II - III	0,44	7,55	
50	м.Дубно	6,8 – 7,5	7,0	До 0,3	2,72	≤ 0,001	-	0,15	11,4	0,05	0,2	I; II; IV
		II	IV	I	I	II	-	II	IV	-	7,3	
51	смт Радивилів	7,5	5,5	-	-	≤ 0,001	-	-	-	-	0,15	I; II; III;
		I - II	III	-	-	II	-	-	-	-	7,3	
52	Квасилів	7,35	7,5	1,85	-	-	-	-	-	-	0,04	I; II; III; IV
		I - II	IV	III	-	-	-	-	-	-	7,27	
53	с. Бронники	7,15	7,3	3,14	3,52	Нв	Відс.	0,05	-	Нв	0,08	I; II; IV
		I - II	IV	IV	I	-	-	II	-	0,75		
54	с. Вересневе	7,5	5,2	2,3	4,9	Нв	0,22	0,15	5,8	Нв	-0,1	I; II; III; IV
		I - II	III	IV	II	-	III	II	III	2,3	7,7	
55	с. Шпанів (школа)	7,3	9,0	13,6	2,64	Нв.	-	Нв.	8,0	0,5	0,28	I; II; III; IV
		I - II	IV	IV	I	-	-	-	III	Нв.	6,76	
Волинська область												
56	Смт Ратне	7,2	6,5	8,5 – 12,5	8,9 - 34	Нв	0,5	2,4	7,5 – 7,8	1,75- 4,4	-0,67	I; II; III; IV
		I - II	III	IV	IV	-	IV	IV	II - III	4,0	8,34	

## Продовження додатка Б1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
57	м. Камінь-Каширський	7,45	3,5	1,5 – 1,8	2,4 (9,28)	Нв	Нв	1,51-1,60	7,7	1,8	-0,29	I; II; III;
		I - II	II	III	I (IV)	-	-	III	II - III	2,5	8,23	
58	смт Любешів	7,25	5,0	2,2	4,87	Нв	Нв	0,80	6,2	1,35	-0,4	I; II; III; IV
		I - II	III	IV	II	-	-	III	II	Нв.	8,05	
59	с. Маневичі	7,3	4,9	>0,5	1,75	Нв	Нв	0,45	4,8-6,0	0,85	-0,35	I; II; III
		I - II	III	II	I	-	-	II	II	Нв.	8,05	
60	смт Любомль	7,5	4,0	>0,5	3,44	Нв	Нв	Нв	4,7	Нв.	0,25	I; II;
		II	II	II	I	-	-	-	II	Нв.	7,44	
61	смт Люблинець	6,7-7,2	5,6	3,5-4,6	3,32-3,5	нв	Відс.	0,8-2,7	6,0	2,5	-0,3 (-0,7)	I; II; III; IV
		I - II	III	IV	I	-	-	II	II	Нв.	7,74 8,24	
62	м. Ковель	7,2 – 7,4	6,0	6,5 – 7,3 (2,3-4,6)	4,8	Нв	-	Нв	7,5-8,4	1,8	-0,08	I; II; III; IV
		I - II	III	IV	II	-	-	-	III	Нв.	7,36	
63	м. Ковель залізнична лікарня	7,1-7,2	4,8-5,08	5,6-6,3	8,0	Нв	Нв	0,55	7,2-10,0	0,75	-0,07	I; II; III; IV
		I - II	III	IV	IV	-	-	III	III- IV	0,45	7,24	
64	м. Устилуг	6,8-7,2	7,8 – 8,4	2,3 – 5,4	2,3 – 4,7	Нв	Нв	1,8-2,9	8,2-9,0	3,5.. 5,5	0,15	I; II; IV
		I - II	IV	IV	I - II	-	-	IV	III	До 2	6,9	
65	смт Заріччя	7,3	7,7-8,2	3,35-4,3	1,76	Нв	<0,1	2,45	8,4	2,45	0,13	I; II; IV
		II	IV	IV	I	-	II	IV	III	Нв.	7,04	
66	с. Бубнів	7,66	7,6	6,08	2,4	Нв	Нв	1,59	8,0	1,59	0,45	I; II; IV
		II	IV	IV	I	-	-	III	III	0,35	8,56	
67	с. Ласків	7,3	6,5	2,3	1,2	Нв	Нв	0,78	7,1	0,78	0,0	I; II; IV
		II	IV	IV	I	-	-	III	II	-	7,3	
68	с. Дубище	6,75	3,5	0,5	3,0	Нв	Нв	Нв	4,0-4,5	Нв	-0,94	I; II
		I - II	II	II	I	-	-	-	II	-	8,63	
69	м. Ківерці	7,1	7,1	2,7	-	-	-	-	-	-	-0,62	I; II; IV
		I - II	IV	IV	-	-	-	-	-	-	8,34	

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
70	м. Луцьк	7,1	6,4 – 7,2	0,5-1,8	1,4 – 2,8	Нв	Нв	Нв	6,8-7,6	0,4-1,9	0,2	I; II; III; IV
		I - II	IV	II- III	I	-	-	-	II- III	-		
71	смт Торчин	7,4	6,7	>0,5	1,76	Нв	0,12	0,7	7,7	Нв	0,34	I; II; III; IV
		I - II	IV	II	I	-	III	III	III	-	6,92	
72	смт Локачі	7,0	5,4-6,0	До 1,0	1,5 - 4,4	Нв	0,14	0,08	5,6-6,5	0,5	-0,76	I; II; III
		I - II	III	II	I	-	III	II	II	-	8,52	
73	м. Нововолинськ	6,75 – 7,1	6,0 – 7,5	До 1,6	1,2 – 1,6	Нв.	0,019 0,077	0,095	5,7 - 7,2	0,4.. 3,16	-0,32	I; II; III; IV
		I - II	III-IV	III	I	-	I	II	II		7,64	
74	смт Шацьк	-	-	2,6 - 3,25	-	-	-	0,87	-	0,45	-	III,IV
		-	-	IV	-	-	-	III	-		-	
75	с. Піддубці	7,4	7,6	5.0	3,6	Нв	-	0,9	7,7	0,9	0,12	I; II; III; IV
		I - II	IV	IV	I	-	-	III	II - III	-	7,21	
76	с. Рованці	7,08	5,9	0,95	4,45	Нв	Відс.	2,7	5,8	2,3	0,355	I; II; III; IV
		I - II	III	II	II	-	-	IV	II	-	7,75	
77	с. Поворськ	7,2	5,8	6,0	5,0	0,012	0,23	Нв	5,9	1,45 ...2	-0,24	I; II; III; IV
		I - II	III	IV	II	III	IV	-	II	1,4	7,68	
78	смт Олевськ	7,35	5,5	0,3	4,5	відсутні	-	0,75	-	0,75	-	
		II	III	II	II	-	-	III	-	-	-	
79	м. Володимир - Волинський	7,31	5,0	-	-	Н.в.	Н.в.	-	5,5	-	-0,34	
		II	III	-	-	-	-	-	II	-	7,98	
<b>Житомирська область</b>												
80	м. Бердичів	7,0 – 7,8	6,2 – 7,6	1,34 – 4,56	3,5	Нв.	0,15- 0,54	0,36 – 1,2	7,5-9,5	Нв.	0,2 0,88	I; II; III; IV
		II	IV	III- IV	I	-	III	II- III	III	Нв.	6,52 7,0	
81	м. Новоград Волинський	7,2	8,4	5,2	1,22	Н.в.	0,12	0,08	10,8	0,1	0,06	I; II; III; IV
		I-II	IV	IV	I	-	III	II	IV	Н.в.	7,08	
82	м. Овруч	7,25	6,0	6,7	2,8	Нв.	0,05	0,62	6,9	0,62	0,34	I; II; III; IV
		II	III	IV	I	-	II	III	II	-	6,57	

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<b>Хмельницька область</b>												
83	м.Хмельницький	7,25	7,3	0,2-0,34	2,2	Нв	0,1	Нв	6,4 - 7,3	2,1	-0,07	I; II; IV
		II	IV	I - II	I	-	II	-	II	Нв.	7,39	
84	с. Плужне	7,7	6,4	1,64	2,72	Нв	0,1	0,28	4,3-4,7	0,65	0,48	I; II; III; IV
		I - II	IV	III	I	-	II	III	II	0,92		
85	м.Славута	7,3	4,0	2,4	2,4 – 4,3	Нв	0,36	До 1,5	4,6	0,7	-0,29	I; II; III; IV
		I - II	II	IV	I - II	-	III	III	II	Нв.	7,93	
	м.Славута 15.06.16	7,5-7,7	2,6-5,0	2,3-3,0	1,0-1,3	Нв.	0,105	0,65- 0,85	2,8-4,8	0,7	-0,12	I; II; III; IV
		II	II- III	IV	I	-	III	III	I - II	1,5	7,9	
86	м. Шепетівка водозабір Кам'янка	7,3	4,5	2,12	7,7	-	-	-	6,7	0,5	0,1	II,III,IV
		II	III	IV	IV	-	-	-	II	Н.в.	7,1	
	м. Шепетівка водозабір Лісова Галявина	7,15	7,8	2,98	1,16	-	-	-	7,7	0,21	0,24	I,II,IV
		II	IV	IV	I	-	-	-	II	Н.в.	6,67	
<b>Львівська область</b>												
87	м. Львів (м. Городок)	7,6	6,3-6,5	0,1-0,25	До 2,0	Нв	0,025	Відс.	6,8 – 7,0	Відс.	0,14	I; II; III
		II	III	I	I	-	I	-	II	Нв.	7,32	
88	Плугів	7,4	6,5	0,1	0,96	Нв	0,01	<0,05	-	-	-	I; II; IV
		II	IV	I	I	-	I	I	-	-	-	
<b>Тернопільська область</b>												
89	м.Тернопіль	7,1 -7,0		0.2	-	-	-	-	-	-	-	
<b>Полтавська область</b>												
90	м. Полтава, з-д Алмазних інструментів	7,35	9,5	0,48-1,15	2,3	Cr <sup>6+</sup> =0,83	Нв.	-	0,75	12,2	0,55	I; II;IV
		II	IV	I-II	I		-	-	I	-	0,50	
<b>Закарпатська область</b>												
91	м. Чоп	6,5	4,8	15,1	0,94	Н.в.	1,4	3,0	4,31	3,0	-1,09	I; II; III;
		I	III	IV	I	-	IV	IV	II	2,5	8,82	

## Методи знезалізнення води [56]

№ п/п	Метод	Область застосування	Склад споруд	Сутність методу
1	2	3	4	5
Безреагентні методи: $pH_{\text{вих.}} \geq 6,7$ ; лужність $(Л) \geq 1,5$ ммоль/дм <sup>3</sup> ; перманганат на окисність $(ПО) \leq 9,5$ мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup> ; $Fe(III) \leq 10\% Fe_{\text{заг.}}$ ; $CO_2 \leq 80$ мг/дм <sup>3</sup> ; $H_2S \leq 2,0$ мг/дм				
1	Фільтрування на каркасних фільтрах	$Fe_{\text{заг.}} \leq 5,0$ мг/дм <sup>3</sup> ; Fe(II) у формі карбонатів, бікарбонатів	Обладнання для подачі стислого повітря, знезаражування, каркасно-засипний фільтр	Зарядка фільтра відбувається шляхом намивання на керамічному патроні шару гідроокису заліза, який утворюється в результаті окиснення іонів Fe <sup>2+</sup> , з наступною фільтрацією.
2	«Суха» фільтрація	$Fe_{\text{заг.}} \leq 5,0$ мг/дм <sup>3</sup> ;	Обладнання для подачі стислого повітря, знезараження, швидкий фільтр	Фільтрування води відбувається через незатоплене фільтруюче завантаження, на зернах якого сформована адсорбційно-каталітична плівка із сполук заліза.
3	Спрощена аерація-одноступеневе фільтрування	$Fe_{\text{заг.}} \leq 10,0$ мг/дм <sup>3</sup> ; Fe(II)-70%; Eh > +100 мВ; $(Л) > 1 + \frac{Fe^{2+}}{28}$ Обмежене застосування при наявності органіки та амонійного азоту	Бак-аератор або пристрій для вільного вилування води, швидкий фільтр, блок знезараження води	Метод засновано на здатності води, яка містить іони Fe <sup>2+</sup> та розчинний кисень, при фільтруванні через шар фільтруючого завантаження формувати на його поверхні каталітичну плівку із сполук заліза. При роботі фільтру відбувається її безперервне оновлення.

1	2	3	4	5
4	Спрощена аерація-двоступеневе фільтрування	$Fe_{\text{заг}}$ від 10 до 20 мг/дм <sup>3</sup> ;	До поз. 3 додається фільтр II-го ступеня	
5	Вакуум-ежекційна аерація із фільтруванням через завантаження великої брудомісткості	$Fe_{\text{заг}}$ від 10 до 30 мг/дм <sup>3</sup> ; ПО ≤ 9,5 мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup> ; H <sub>2</sub> S до 10 мг/дм <sup>3</sup> ;	Вакуумно-ежекційний апарат, швидкий фільтр, обладнання для знезаражування	Метод засновано на одночасному використанні двох процесів: миттєвого об'ємного скипання води у вакуумі, яке супроводжується десорбцією розчинних газів, підвищенням рН води, насиченням води киснем повітря, досягнення великої швидкості окиснення сполук двовалентного заліза.
Реагентні методи: низьке значення рН, висока перманганатна окисність (ПО), нестабільність води				
6	Фільтрування через модифіковане завантаження	$Fe_{\text{заг}} \leq 12$ мг/дм <sup>3</sup> ПО ≤ 15 мг/дм <sup>3</sup>	Швидкий фільтр із модифікованим завантаженням; обладнання для подачі стислого повітря та знезараження	Метод засновано на формуванні на поверхні фільтруючого завантаження активної плівки, яка утворюється шляхом послідовної обробки завантаження 1,5% розчином сірчанокислого двовалентного заліза та 0,5% розчином перманганату калію.
7	Спрощена аерація із обробкою сильним окисником та фільтруванням	$Fe_{\text{заг}} \leq 18$ мг/дм <sup>3</sup> ПО ≤ 15 мг/дм <sup>3</sup>	Аератор; реagentне господарство; контактний фільтр; обладнання для знезараження	При аерації, відбувається дегазація вугільної кислоти, насичення води киснем повітря, підвищенню рН води, часткове окислення $Fe^{2+}$ . Повне руйнування комплексних сполук Fe, досягається шляхом введення у воду

	через завантаження великої брудомісткості			окисника, з наступним фільтруванням пластівців гідроксиду через фільтруюче завантаження.
8	Вапнування, напірна флотація. фільтрування	$Fe_{\text{заг}} \geq 15 \text{ мг/дм}^3$ $ПО \geq 15 \text{ мг/дм}^3$	Реагентне господарство; флотатор; обладнання для підготовки повітряно-водної суміші та знезараження; фільтр.	Попереднє вапнування перед напірною флотацією дозволяє проводити злипання гідроксиду заліза із пухирцями тонко диспергованого у воді повітря та всплиттям утворених агрегатів на поверхню води, з наступним фільтруванням.
9	Аерація, вапнування, відстоювання в тонкошарових відстійниках, фільтрування	$Fe_{\text{заг}} \geq 15 \text{ мг/дм}^3$ $ПО \geq 15 \text{ мг/дм}^3$ $pH \geq 7,0$	Аератор; реагентне господарство; камера утворення пластівців, тонкошаровий відстійник, швидкий фільтр, обладнання для знезараження води.	Процес знезалізнення відбувається шляхом аерації води, обробки її лужним реагентом, виділення сполук тривалентного заліза в тонкому шарі води та доочищення на швидких фільтрах.
10	Катіонування	Одночасне знезалізнення та пом'якшення	Катіонітові фільтри; обладнання для підготовки регенераційного розчину.	Метод засновано на здатності катіоніту поглинати іони заліза, в обмін на еквівалентну кількість іонів катіоніту.



## Характеристика методів видалення з природних вод амонійних сполук нітрогену

№ з/п	Метод	Умови застосування	Сутність методу та недоліки	Література
1	Окиснення хлорування	pH 6,5 – 7,5 $\frac{Cl}{NH_4^+} = \frac{6}{1}$	В нейтральному середовищі при нестачі активного хлору утворюються монохлораміни: $NH_4^+ + HOCl \rightarrow NH_2Cl + H_3O^+$ , при збільшенні дози активного хлору – ди- та три хлораміни. Для їх видалення використовують активоване вугілля. При подальшому збільшенні дози хлору відбувається повне окиснення до азоту: $2NH_4^+ + 3HOCl \rightarrow N_2 + 3HCl + H_2O + 2H_3O^+$ Одночасно відбувається окиснення заліза та мангану, з подальшим видаленням зависі на освітлювальних фільтрах. У випадку значного вмісту органічних речовин, фенолів – утворюються хлорорганічні сполуки. Необхідне дехлорування.	[61, 104]
	Озонування	$\frac{O_3}{NH_4^+} = \frac{14}{1}$	В присутності йонів $Fe^{2+}$ , $Mn^{2+}$ , розчинних органічних сполук, відбувається їх першочергове окиснення $O_3$ .	[67, 107, 108]
2	Біо-фільтрація	$NH_3 < 1,0$ мг/дм <sup>3</sup>	Сутність методу полягає у видаленні аміаку із добре аерованих вод на піщаних фільтрах	[12, 67, 107, 109, 110]
3	Сорбційні	$NH_4^+ \cong 20$ мг/дм <sup>3</sup> $V_{\phi} < 10$ м/год Регенерація розчином NaCl	Завдяки кристалічній структурі та іонообмінним властивостям неорганічних сорбентів, знижується твердість та селективно видаляються амонійний нітроген, іони феруму, мангану при одночасному збільшенні pH води. Використання технології видалення аміаку на цеолітах обмежено тим, що після вичерпання обмінної ємкості його необхідно регенерувати. Регенерація складна та енергоємна. До складу регенераційного блоку входять: градирні для віддувки та нейтралізації аміаку, баки реагентів, насоси.	[67, 105, 108]
4	Електро-хімічний метод		Сутність методу полягає в анодному окисненні аміаку до азоту в лужному розчині через стадію адсорбції на поверхні електродів; в нейтральних та кислих середовищах завдяки генеруванню вільних радикалів.	[111, 112]

## Аналіз класифікатора технологій Г.І. Ніколадзе [8]

Параметри якості води	Технологія	Аналіз технологій
<b>Безреагентні методи</b>		
$Fe \leq 3 \text{ мг / дм}^3$ ; $Mn < 1 \text{ мг/дм}^3$ $CO_2^{ввл} < 45 \text{ мг/дм}^3$ ; $pH > 6,8$ $ПО \leq 6,5 \text{ мг}O_2/\text{дм}^3$ ; $H_2S < 1 \text{ мг/дм}^3$	[CA] → [Ф] → [Зн] $r_L \geq +0,05$	1. Технологія нормально працює при $L > 2,0 \text{ ммоль/дм}^3$ ; 2. При $L < 2,0 \text{ ммоль/дм}^3$ та $pH \ 6,8 - 7,0$ в присутності розчинених органічних речовин окиснення $Fe^{2+}$ буде гальмувати.
$Fe \leq 5 \text{ мг / дм}^3$ ; $Mn < 1 \text{ мг/дм}^3$ $H_2S < 2,0$ ; $CO_2^{ввл} < 60 \text{ мг/дм}^3$ ; $pH \geq 6,6$ ; $ПО < 6,5 \text{ мг}O_2/\text{дм}^3$	[CF] → [Зн]	При експлуатації спостерігається кольматаж фільтруючого завантаження рихлим осадом [20], а в присутності розчиненої органіки метод сухого фільтрування не є достатньо ефективним [20].
$Fe < 10 \text{ мг/дм}^3$ ; $Mn < 2 \text{ мг/дм}^3$ $H_2S < 2 \text{ мг/дм}^3$ ; $CO_2^{ввл} < 80 \text{ мг/дм}^3$ ; $pH \geq 6,7$ ; $ПО \leq 6,5 \text{ мг}O_2/\text{дм}^3$	[CA] → [Ф] → [Зн]	1. Обмеження застосування в присутності розчиненої органіки та амонійного нітрогену. 2. При $L < 2,0 \text{ ммоль/дм}^3$ видалення $CO_2^{ввл}$ і окиснення солей заліза гальмується [5]. При окисненні 1 мг $Fe^{2+}$ утворюється 1,6 мг $CO_2$ та на 0,043 мг знижується загальна лужність води і, як наслідок, знижується pH води.
$Fe \leq 15 \text{ мг/дм}^3$ $H_2S \leq 40 \text{ мг/дм}^3$ ; $CO_2$ не лімітується; ліміту $pH \geq 6,2$ ; $ПО$ до $9,5 \text{ мг}O_2/\text{дм}^3$	[ГА] → [БС] → [Ф] → [Зн]	1. Зниження величини $ПО$ з 9,5 до нормативних (4 - 5) мг $O_2/\text{дм}^3$ тільки за рахунок безреагентної очистки досить проблематично за наявності у вихідній воді гумінових кислот та $H_2S$ . Використання [ГА] перед біосорбцією призводить до утворення $Fe(OH)_3$ та колоїдних сполук Fe - ФК, які гальмують біологічні процеси знезалізення [39]. Крім того, колоїди здатні проходити крізь фільтруюче завантаження [20] 2. Відповідно [5], ступінь видалення з води сірководню для pH 6,5 – 60%. Інша частина може адсорбуватися на $Fe(OH)_3$ з утворенням $FeS$ та $S$ , які зменшують активність каталітичної плівки фільтра, а самі частинки проходять у фільтрат [20]. 3. При pH 7, частки $H_2S$ та $HS^-$ становлять по 0,5 одиниць [12].
$Fe = 10 \dots 20 \text{ мг / дм}^3$ $H_2S$ до $40 \text{ мг / дм}^3$ ; $CO_2^{ввл}$ нелімітується; $pH > 6,0$ $ПО \leq 9,5 \text{ мг}O_2/\text{дм}^3$	а) [ГА] → [Ф] → [Зн]	1. В інтервалі pH 6,0 – 8,0 в результаті аерації в воді утворюється колоїдна сірка [12]. 2. Не враховано, що при $L \ 1,35 - 2,0 \text{ ммоль/дм}^3$ в присутності розчинених газів процес знезалізення гальмується, pH знижується [12]. 3. Не передбачено стабілізаційну обробку води.
	б) [ГА] → [Ф] → [Ф] → [Зн]	
$Fe^{2+} \ 20 - 40 \text{ мг/дм}^3$ ; $H_2S \leq 40 \text{ мг/дм}^3$ ; $CO_2^{ввл}$ - не лімітується; $pH > 6,0$ ; $ПО \leq 9,5 \text{ мг}O_2 / \text{дм}^3$	а) [ГА] → [СВО] → [Ф] → [Зн]	1. Досить високе навантаження на фільтри. 2. В даних технологіях не передбачено стабілізаційної обробки води
	б) [ГА] → [ТВ] → [Ф] → [Зн]	

 $Eh = (100 \dots 120)$ ; Лужність  $\geq 1,35 \text{ ммоль/дм}^3$ ;  $t = 6^\circ C$

Параметри якості води	Технологія	Аналіз технологій	
<b>Реагентні методи</b>			
$Eh \geq 100$ мВ; $Л \geq 1,35$ ммоль/дм <sup>3</sup>	$Fe \leq 10$ мг / дм <sup>3</sup> $H_2S < 10$ мг / дм <sup>3</sup> $CO_2^{вн.} \text{ до } 50$ мг / дм <sup>3</sup> $pH > 6,0$ $ПО \text{ до } 15$ мгО <sub>2</sub> / дм <sup>3</sup>	[ФМЗ] → [Зн]	<p>1. Використання в якості реагенту КМnО<sub>4</sub>, який є прекурсором, для модифікації або регенерації завантаження у сучасних умовах не можливо [254].</p> <p>2. Більшість сучасних модифікованих завантажень можливо використовувати лише при концентрації Н<sub>2</sub>С до 5 мг/дм<sup>3</sup> (МГ), а такі як Вirm, МТ потребують відсутності Н<sub>2</sub>С у воді.</p> <p>3. Присутність в підземних водах залізобактерій значно знижує каталітичну активність завантажень [216].</p>
	$Fe \leq 15$ мг / дм <sup>3</sup> $H_2S \text{ до } 50$ мг / дм <sup>3</sup> $CO_2^{вн.} \leq 80$ мг / дм <sup>3</sup> $pH \geq 5,8$ $ПО \text{ до } 22$ мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	[ГА] → [ОК] → → [Ф] → [Зн] → → [Ст]	<p>1. При використанні в якості реагентів хлору, утворюються хлорорганічні сполуки за таких величин концентрацій розчинених органічних речовин [64].</p> <p>2. Використання в якості окисника КМnО<sub>4</sub> не доцільно, так як він є прекурсором [254].</p> <p>3. Використання О<sub>3</sub> ускладнює технологію, здорожує собівартість води.</p> <p>4. <math>3H_2S + 4O_3 = 3H_2SO_4</math> На окиснення 1 мг Н<sub>2</sub>С необхідно 1,87 мг О<sub>3</sub> та досить тривалий час контакту для проходження реакцій (<math>t_k = 20</math> хв); витрата озону при таких концентраціях сірководню досягає <math>\approx (80 \div 100)</math> мг/дм<sup>3</sup>, крім того поява у воді кислоти знижує рН, що гальмує процес знезалізнення [12,59].</p> <p>5. При використанні хлору:  <math>H_2S + 4Cl_2 + 4H_2O = H_2SO_4 + 8HCl</math> необхідно 5 мг Сl на 1 мг сірководню [12,59].</p> <p>В обох випадках фільтрат необхідно підлужувати, а у другому випадку - ще й дехлорувати.</p>
	$Fe > 15$ мг / дм <sup>3</sup> $H_2S \text{ до } 20$ мг / дм <sup>3</sup> $CO_2^{вн.}$ не лімітується $pH > 5,0$ ПО – будь яка	[В] → [К] → → [НФл] → [Ф]	Обидві технології працездатні; але використання вапна [В] призводить до кольматажу тонкошарового відстійника (ТШВ) продуктами реакції окиснення.
		[ГА] → [В] → → [К] → [ТШВ] → → [Ф]	
$Fe \leq 5$ мг / дм <sup>3</sup> $H_2S \text{ до } 1$ мг / дм <sup>3</sup> $CO_2^{вн.} \leq 30$ мг / дм <sup>3</sup> $pH \geq 6,5$ $ПО \leq 22$ $мгО_2 / дм^3$	[Кат] → [Зн]	Використання цієї технології доцільне лише у випадках, коли одночасно із знезалізненням необхідно проводити глибоке пом'якшення води, при цьому за допомогою іонного обміну з води видаляється залізо в іонній формі, тоді як при ПО до 15 мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup> у воді можуть знаходитися залізоорганічні комплекси. Присутність органічних речовин призводить до покриття зерен завантаження желеподібною плівкою, знижуючи активність катіоніту.	
<p>[СА] – спрощена аерація; [ГА] – глибока аерація; [СФ] – суха фільтрація; [БС] – біосорбція; [Ф] – фільтрування; [ФМЗ] – фільтрування через модифіковане завантаження; [ТШВ] – тонкошарове відстоювання; [ОК] – використання окисників; [В], [К] – використання підлучення вапном, коагуляція; [НФл] – напірна флотация; [Кат] – знезалізнення на катіонітових фільтрах; [Зн] – знезараження води; [Ст] – стабілізаційна обробка води.</p>			

## Аналіз класифікатора технологій М.Г. Журби [59]

Параметри якості води	Технологія	Аналіз технології	
К = 20 град ПКШ; ПО ≤ 5 мг O <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup> ; Мінер.<1000 мг/дм <sup>3</sup>	$Fe \leq 3 \text{ мг/дм}^3$ $Mn \leq 0,1 \text{ мг/дм}^3$ $CO_2^{in} < 45 \text{ мг/дм}^3$ $pH > 6,8$	[ CA ] → [ Ф ] → → [ Ст ] → [ Зн ]	При низьких значеннях лужності Л < 2 ммоль/дм <sup>3</sup> в присутності ГК; Fe – ГК; Fe – ФК; процес знезалізнення може гальмуватися [12, 5, 20].
	$Fe < 5 \text{ мг/дм}^3$ $Mn < 1,0 \text{ мг/дм}^3$ $CO_2^{in} < 45 \text{ мг/дм}^3$ $pH > 7,2$	[ ГА ] → [ Ф ] → → [ Ст ] → [ Зн ]	Відповідно до [12] при pH < 8 окиснення Mn <sup>2+</sup> киснем повітря практично не відбувається, а при pH < 7,5 навіть і в присутності каталізатора. Процес можливий лише у випадку наявності у фільтруючому завантаженні манганоокиснюючих бактерій
	$Fe < 10 \text{ мг/дм}^3$ ; $pH > 6,0$ $Mn < 1,0 \text{ мг/дм}^3$ $CO_2^{in} \leq 200 \text{ мг/дм}^3$	[ ГА ] → [ БС ] → [ Ф ] → → [ Ст ] → [ Зн ]	Використання на першій стадії перед біосорбцією методу глибокої аерації призводить до десорбції CO <sub>2</sub> який є джерелом вуглецю для залізобактерій [34 - 38], та окисненню іонів Fe <sup>2+</sup> які є донором електронів [135] необхідних для їх життєдіяльності. Таким чином втрачається сама суть методу біосорбції. Схема працює за звичайним фізико-хімічним методом: глибока аерація – фільтрування.
К = 50 град ПКШ; ПО = 15 мг O <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	$Fe \leq 15 \text{ мг/дм}^3$ $Mn < 1,0 \text{ мг/дм}^3$ $CO_2^{in} \leq 200 \text{ мг/дм}^3$ $pH \geq 6,0$	[ ГА ] → [ БС ] → [ Ф ] → → [ Ст ] → [ Зн ]	При використанні лише безреагентного методу, у водах із низьким лужним резервом (<2 ммоль/дм <sup>3</sup> ), pH 6,0 - 7,0 та високій концентрації органічних сполук видалити вказані забруднення без додаткових окисників, сорбентів неможливо [5, 20, 23].
	$Fe \leq 20 \text{ мг/дм}^3$ $Mn < 1,0 \text{ мг/дм}^3$ $F < 1,0 \text{ мг/дм}^3$ $CO_2^{in} \leq 200 \text{ мг/дм}^3$ $pH \geq 6,0$	[ ГА ] → [ KMnO <sub>4</sub> ] → → [ Ф ] → [ Ст ] → [ Зн ]	Окиснення сполук мангану киснем, ефективно при pH>8,5 [12].
	$Fe \leq 20 \text{ мг/дм}^3$ ; pH ≥ 6,0 $Mn \leq 2,0 \text{ мг/дм}^3$ $CO_2^{in} \leq 200 \text{ мг/дм}^3$	[ ГА ] → [ Ф ] → [ O <sub>3</sub> ] → → [ ГАВ ] → [ Ст ] → [ Зн ]	При наведених концентраціях іонів важких металів, навіть за нейтральних значень pH, одного ступеня фільтрів буде недостатньо, можливе їх часткове проходження на сорбційні фільтри, з наступним кольматажем сорбенту та перетворенням його в інертне завантаження [5, 20].
К = 70 град ПКШ; ПО ≤ 20 мг O <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	$Fe \leq 25 \text{ мг/дм}^3$ $Mn < 3,0 \text{ мг/дм}^3$ $F \leq 1,5 \text{ мг/дм}^3$ $CO_2^{in} \leq 200 \text{ мг/дм}^3$ $pH \geq 6,0$	[ ГА ] → [ К ] → [ Фл ] → → [ Ф ] → [ O <sub>3</sub> ] → → [ ГАВ ] → [ Ст ] → [ Зн ]	При рекомендованих концентраціях CO <sub>2</sub> та Fe <sup>2+</sup> після блоку ГА pH системи може залишатися на рівні вихідного або зменшиться [5, 11, 12, 22]. Тоді, при обробці вод із низьким лужним резервом введення реагентів К(Фл) не буде достатньо ефективним.
	$Fe \leq 30 \text{ мг/дм}^3$ ; pH ≥ 6,0 $Mn < 5,0 \text{ мг/дм}^3$ $F \leq 7,0 \text{ мг/дм}^3$ $CO_2^{in} \leq 200 \text{ мг/дм}^3$	[ ГА ] → [ К ] → [ Фл ] → → [ Ф ] → [ O <sub>3</sub> ] → → [ ГАВ ] → [ АOA ] → → [ Ст ] → [ Зн ]	Недостатньо окисної здатності для окиснення сполук Mn хімічним методом при pH 6,0 - 8,0. Як відомо [12], окиснення Mn киснем повітря відбувається при pH>9,0 а застосування O <sub>3</sub> ефективно при pH>6,5.
	$Fe \leq 30 \text{ мг/дм}^3$ ; pH ≥ 6,0 $Mn \leq 5,0 \text{ мг/дм}^3$ $F \leq 7,0 \text{ мг/дм}^3$ $CO_2^{in} \leq 200 \text{ мг/дм}^3$	[ ГА ] → [ БС ] → [ К ] → [ Фл ] → [ Ф ] → [ KMnO <sub>4</sub> ] → [ Ф ] → [ ЕД ] → [ ГАВ ] → [ Ст ] → [ Зн ]	Не розглянуто роботи запропонованої технології при лужності вихідної води ≤2 ммоль/дм <sup>3</sup> . Використовується в якості додатного окисника прекурсор.
	$Fe \leq 20 \text{ мг/дм}^3$ ; pH > 6,0 $Mn \leq 5,0 \text{ мг/дм}^3$ ; F ≤ 7,0 мг/дм <sup>3</sup> $CO_2 < 200 \text{ мг/дм}^3$	[ ГА ] → [ БС ] → [ К ] → [ Фл ] → [ Ф ] → [ ФМЗ ] → [ АOA ] → [ Ст ] → [ Зн ]	В цілому технології працездатні і можуть ефективно проводити очищення в наведених межах якості вихідної води.



МІНІСТЕРСТВО ОХОРОНИ ЗДОРОВ'Я УКРАЇНИ  
ДЕРЖАВНА УСТАНОВА  
«РІВНЕНСЬКИЙ ОБЛАСНИЙ ЛАБОРАТОРНИЙ ЦЕНТР  
МІНІСТЕРСТВА ОХОРОНИ ЗДОРОВ'Я УКРАЇНИ»  
(ДУ «РІВНЕНСЬКИЙ ОЛЦ МОЗ УКРАЇНИ»)

вул. Котляревського, 3, м. Рівне, 33028, тел./факс(0362) 63-55-83, E-mail: [rivneolc@ukr.net](mailto:rivneolc@ukr.net),  
Web: <http://sesrivne.gov.ua>, код ЄДРПОУ 38503358

16.05.2018 № 04.04-08/927

На №

від

**ДОВІДКА**

Адміністрація ДУ «Рівненський обласний лабораторний центр МОЗ України» підтверджує, що мікробіологічні дослідження за темою наукової роботи доцента кафедри водопостачання, водовідведення та бурової справи Квартенко О.М. були виконані на базі бактеріологічної лабораторії установи за стандартизованими методиками з використанням каліброваних засобів вимірювальної техніки та на атестованому обладнанні протягом 2015-2018рр.

В.о. директора



Р.В. Сафонов

Методика визначення коефіцієнта  $\mu$ 

1. Визначали порядок кількості феробактерій ( $A$ ) у відібраних матричних структурах використовуючи культуральний метод розведень на рідкому поживному середовищі [270]. Одночасно із ряду приготованих десятиразових розведень, у рідкому поживному середовищі, робили висів на щільне поживне середовище з метою отримання росту окремих колоній (у двох повторностях з кожного розведення) та подальшого підрахунку їх кількості (кл/мл) [92].

2. Переносили 1 мл матричної структури в реакційну колбу об'ємом  $W$  (500 мл) імітаційного розчину. Кількість бактерій визначали методом прямого підрахунку на предметному склі [92, 293], а також за формулою:  $A_0 = \frac{A}{W}$ , кл/мл

3. Використовуючи графіки кінетики окиснення катіонів  $Fe^{2+}$  в об'ємі води з матричними структурами, для кожного із розрахункових проміжків часу (0 – 3; 3 – 6; 6 – 9; 9 – 12; 12 – 15 хвилин), визначали кількість окисненого феруму (мг/дм<sup>3</sup>) та за відомими класичними співвідношеннями [38, 218] визначали кількість утвореної біомаси,  $X_{б/м}$  (мг/дм<sup>3</sup>) [248] з подальшим визначенням її кількості в (мг/см<sup>3</sup>):

$$X_{б/м}^* = \frac{X_{б/м}}{10^{-3}}.$$

4. Визначали кількість бактерій на кожному із розрахункових проміжків часу використовуючи метод їх прямого підрахунку на предметному склі використовуючи імерсійний об'єктив (1000x) в квадратах окулярної сітки [248, 293]. А також користуючись розрахунковою формулою:  $K_{бакт} = \frac{X_{б/м}^i}{m_{бакт}}$ , кл/мл

$X_{б/м}^i$  – величина біомаси утвореної за певний проміжок часу (мг/дм<sup>3</sup>);

$m_{бакт}$  – маса однієї бактерії (мг) [298]

5. За стандартною формулою:  $\mu = \frac{2,3(\lg A_i - \lg A_{i-1})}{\Delta t}$ , год<sup>-1</sup> знаходимо питому швидкість росту бактерій за кожний проміжок часу  $\Delta t$ .

Визначення значень коефіцієнтів  $k_1, k_2, k_3$ 

Основою для визначення коефіцієнтів становили результати експериментальних досліджень які були проведені на пілотній установці (рис. 2.11). Метою досліджень було виявлення кінетики адгезії та відриву катіонів  $Fe^{2+}$  та  $Fe^{3+}$  (у вигляді матриксних структур) при проходженні води, яка підлягала очищенню, через контактне завантаження біореактора. Спираючись на результати експериментальних досліджень отримано значення коефіцієнтів  $k_1, k_2, k_3$  (табл. 1 – 2 додаток Г2, рис. 4.3 г). Методика визначення вказаних коефіцієнтів полягає в наступному.

Так як при роботі установки разом із в низхідним потоком води із одного шару контактного завантаження до іншого можуть переходити матриксні структури які були утворені як закріпленими так і незакріпленими бактеріями то для визначення величини коефіцієнту швидкості прилипання ( $k_1$ ) матриксів утворених лише вільно плаваючими бактеріями до стаціонарних матриксних структур були проведені додаткові експериментальні дослідження.

В бак постійного рівня пілотної установки від насосної станції 2-го підйому подавалася очищена вода з необхідною витратою. Одночасно із цим, за допомогою ємності Маріюта, до баку проводилося дозування розчину який містив осад з матриксними структурами із розрахунку отримання в потоці води концентрацій за катіонами ферум(III) 1,1 – 1,3 мг/дм<sup>3</sup>.

Для обґрунтування розмірностей цих коефіцієнтів було використано наступний математичний підхід який базується на загально прийнятих принципах теорії кінетичних процесів в дво- та трьох фазних системах. Для визначення величини коефіцієнту швидкості прилипання рухомого матриксу, утвореного вільно плаваючими в міжпоровому просторі бактеріями, до стаціонарних матриксних структур використане співвідношення:

$$k_1 = \frac{c}{\Delta t} \cdot E_{\text{прил. ср.}}, \quad (1)$$

$$\text{де } E = \frac{Fe_{\text{axid}}^{3+} - Fe_{\text{вихід}}^{3+}}{Fe_{\text{axid}}^{3+}} = \frac{Fe_{\text{затрим}}^{3+}}{Fe_{\text{axid}}^{3+}}, \quad \Delta t = \frac{\Delta t_i}{\Delta t_0}, \quad c = \text{tg } \alpha$$

$Fe_{\text{вихід}}^{3+}$ ;  $Fe_{\text{вихід}}^{3+}$ ;  $Fe_{\text{затрим}}^{3+}$  відповідно концентрації катіонів феруму на вході, виході а також катіонів затриманих в контактному завантаженні (г/м<sup>3</sup>);  $\Delta t_i$  – час проходження води через шар контактного завантаження ( $\approx 0,1$  год);  $\Delta t_0$  – час прийнятий за основу (1 год);  $\Delta t$  – знерозмірена величина часу проходження води через шар контактного завантаження;  $c$  – середня величина швидкості зміни співвідношення  $E_{\text{прил.}}$  в процесі фільтрування (год<sup>-1</sup>).

Для визначення використовували дані експериментальних досліджень на основі яких визначали швидкість зміни співвідношення, яке для дискретних значень (табл. 1). Розрахунковий коефіцієнт біореактора становив  $k_1 = 0,76 - 0,88$  год<sup>-1</sup>.

Таблиця 1

Результати експериментальних досліджень, щодо визначення співвідношення  $E_{\text{прил.}}$ .

$T_{\text{год}}$	$Fe_{\text{вихід}}^{3+}$ мг/дм <sup>3</sup>	$Fe_{\text{вихід}}^{3+}$ мг/дм <sup>3</sup>	$Fe_{\text{затрим.}}^{3+}$ мг/дм <sup>3</sup>	$E_{\text{прил.}} = \frac{Fe_{\text{затрим.}}^{3+}}{Fe_{\text{вихід}}^{3+}}$
1	1,30	0,21	1,09	0,84
2	1,35	0,17	1,18	0,87
3	1,20	0,12	1,08	0,90
4	1,20	0,18	1,14	0,85
5	1,12	0,09	1,03	0,92
6	1,10	0,09	1,01	0,92
7	1,12	0,11	1,01	0,90
8	1,20	0,08	1,12	0,93
9	1,18	0,07	1,11	0,94
10	1,10	0,09	1,01	0,92
11	1,10	0,07	1,03	0,94
12	1,30	0,08	1,22	0,94
				$E_{\text{ср}}=0,90$
1	1,24	0,22	1,04	0,84
2	1,30	0,15	1,15	0,88
3	1,28	0,18	1,1	0,86
4	1,30	0,15	1,15	0,88
5	1,35	0,20	1,15	0,85
6	1,23	0,16	1,07	0,87
7	1,10	0,10	1,0	0,91
8	1,20	0,09	1,11	0,92
				$E_{\text{ср.}} = 0,88$
				$E_{\text{прил.ср.}} = 0,89$

2. За аналогічною методикою визначаються величини коефіцієнтів  $k_2$ ,  $k_3$ .



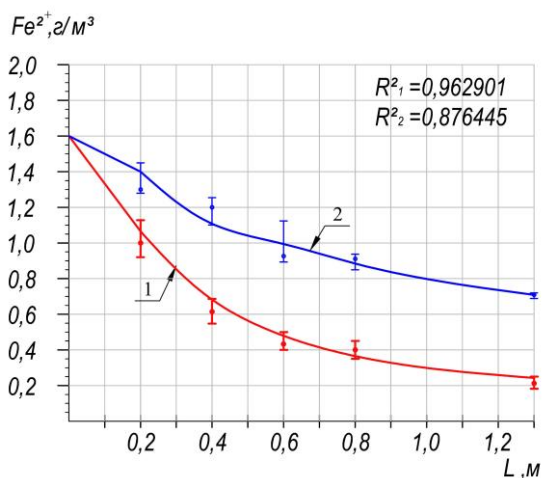
Для визначення величини  $k_2$  використовували дані експериментальних досліджень на основі яких визначали швидкість зміни співвідношення, яке для дискретних значень (табл. 2). Розрахунковий коефіцієнт середньої швидкості зміни співвідношення  $E_{відр.}$  з врахуванням часу знаходження води в контактному завантаженні біореактора становить  $k_2 \approx 0,1 - 0,12 \text{ год}^{-1}$ .

Таблиця 2

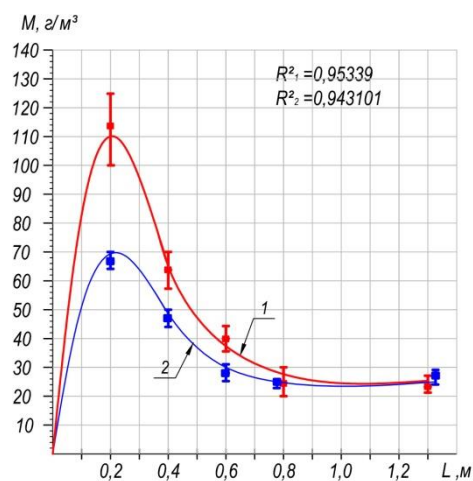
Результати експериментальних досліджень щодо визначення співвідношення  $E_{відр.}$

№	$Fe^{2+}$ вихід, мг/дм <sup>3</sup>	$Fe^{2+}$ вихід, мг/дм <sup>3</sup>	$Fe^{3+}$ затрим., мг/дм <sup>3</sup>	$Fe^{3+}$ вихід, мг/дм <sup>3</sup>	$E_{відр.} = \frac{Fe^{3+}_{вихід}}{Fe^{3+}_{затрим}}$
При $V_{\phi} = 10 \text{ м/год}$					
1	1,55	0,44	1,02	0,09	0,09
2	1,64	0,52	1,01	0,11	0,10
3	1,63	0,83	0,71	0,09	0,12
4	1,60	0,32	1,19	0,09	0,08
5	1,65	0,23	1,32	0,10	0,08
6	1,58	0,31	1,15	0,12	0,10
7	1,60	0,70	0,80	0,10	0,125
8	1,64	0,31	1,21	0,12	0,10
9	1,30	0,40	0,80	0,10	0,125
10	1,55	0,28	1,12	0,15	0,13
11	1,45	0,30	1,03	0,13	0,117
12	1,61	0,38	1,00	0,23	0,23
					$E_{відрив. \text{ ср.}} = 0,12$
13	1,80	0,57	1,13	0,10	0,09
14	1,75	0,68	0,95	0,12	0,126
15	1,80	0,51	1,14	0,15	0,13
16	1,75	0,63	1,03	0,09	0,09
17	1,78	0,59	1,08	0,11	0,10
18	1,73	0,74	0,89	0,10	0,11
19	1,80	0,33	1,35	0,12	0,10
20	1,73	0,30	1,26	0,17	0,14
21	1,80	0,23	1,40	0,17	0,12
22	1,78	0,26	1,36	0,16	0,11
23	1,78	0,24	1,36	0,18	0,14
25	1,73	0,31	1,28	0,14	0,11
26	1,78	0,35	1,26	0,17	0,14
27	1,77	0,46	1,14	0,17	0,15
					$E_{відрив. \text{ ср.}} = 0,117$

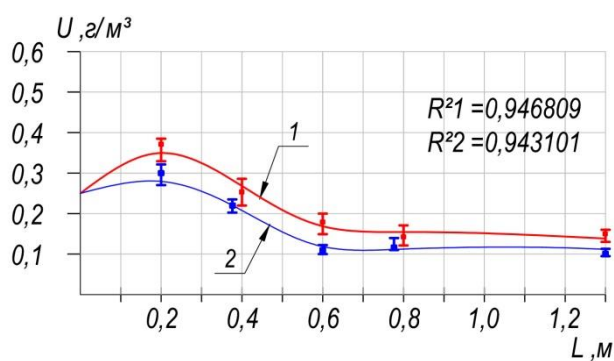
Оскільки природа коефіцієнту  $k_3$  така сама що і коефіцієнтів  $k_1$  та  $k_2$ , то його значення шукаємо аналогічно до методики знаходження цих коефіцієнтів. На основі натурних експериментів значення коефіцієнту  $k_3$  знаходиться в межах  $0,88 - 0,92 \text{ год}^{-1}$ .



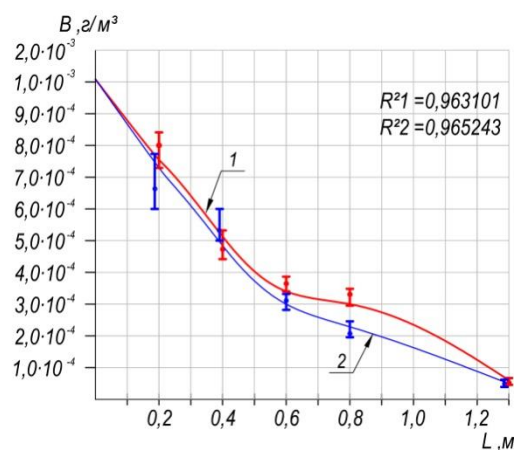
а



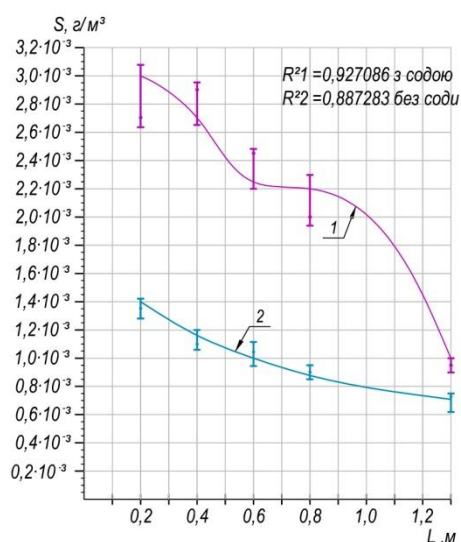
б



в



г

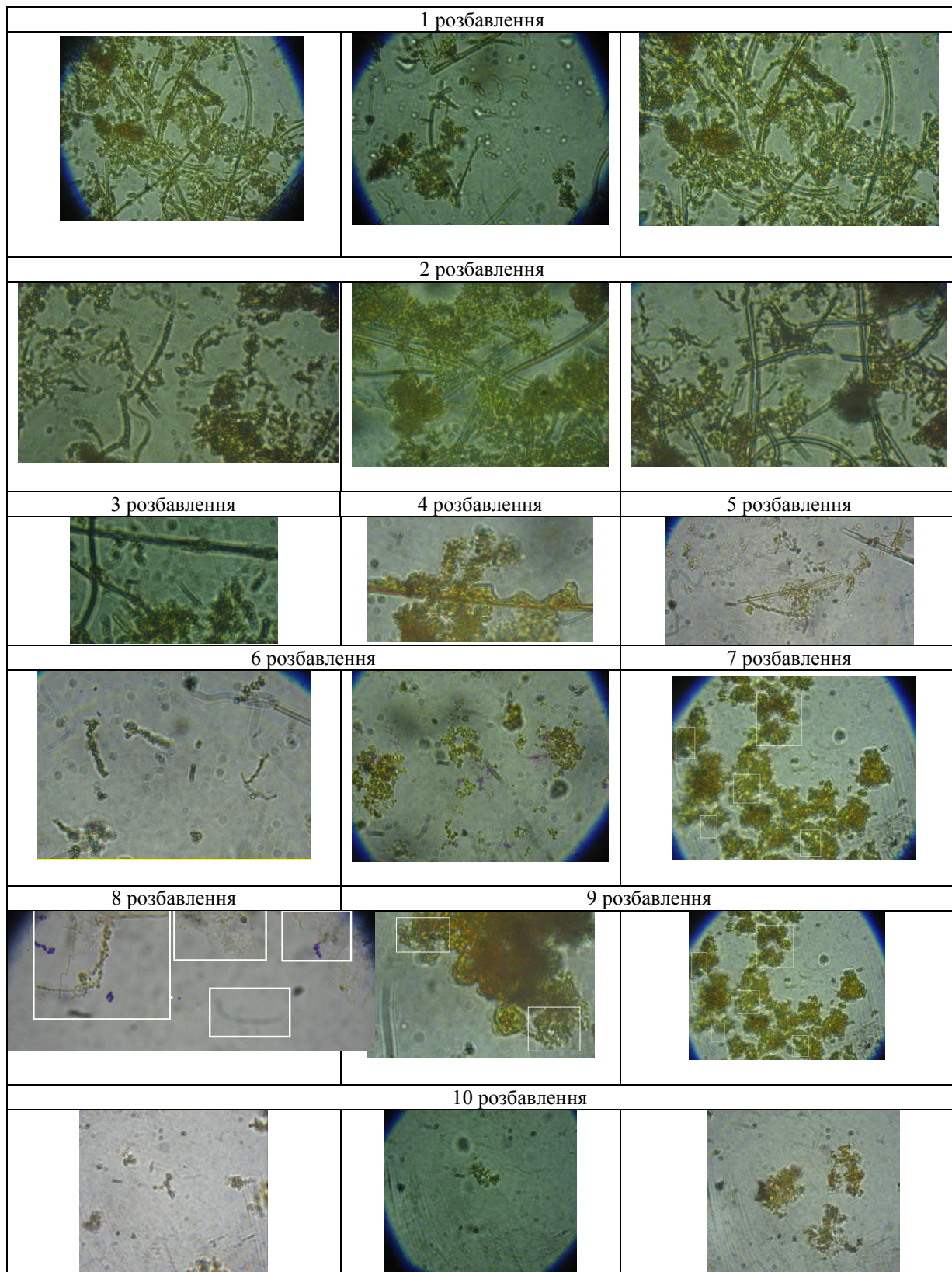


д

Розподіл шуканих компонентів по глибині контактного завантаження, отриманих в результаті теоретичних розрахунків та експериментальних досліджень в момент часу 4 години від початку фільтроциклу: а – концентрацій катіонів  $Fe^{2+}$ ; б – маси матричних структур в міжпоровому просторі; в – закріпленої біомаси в одиниці об'єму; г – незакріплених мікроорганізмів; д – рухомого матриксу.

1 – з використанням розчину кальцинованої соди; 2 – без використання розчину кальцинованої соди

Результати прямого мікроскопіювання клітин в живому стані (метод розчавленої краплини) при відповідних розведеннях дослідженого осаду із матриксними структурами феробактерій



Покадрове відображення проходження процесу двоступеневої гідродинамічної кавітації в контактній камері

I. Протягом першої секунди від початку процесу (включення насосного агрегату).  
Крок кадрів 0,1 секунди



1



2



3



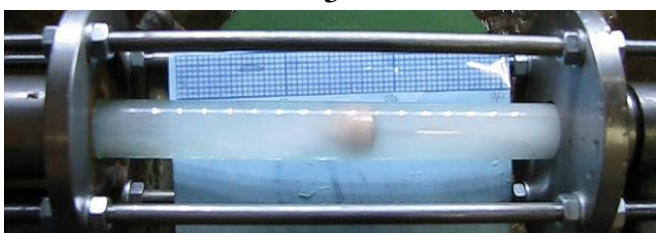
4



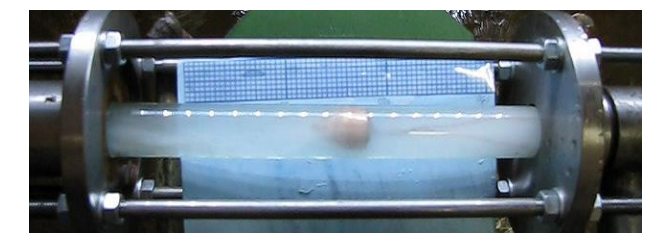
5



6



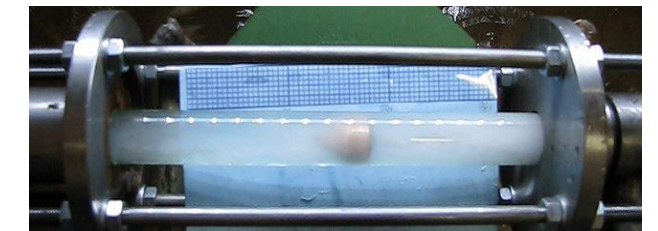
7



8



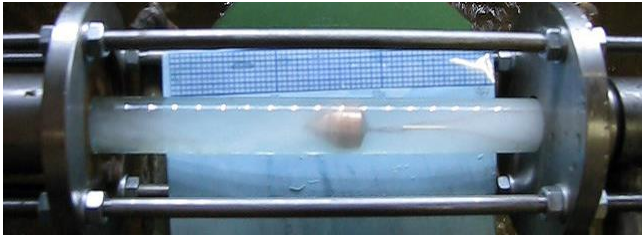
9



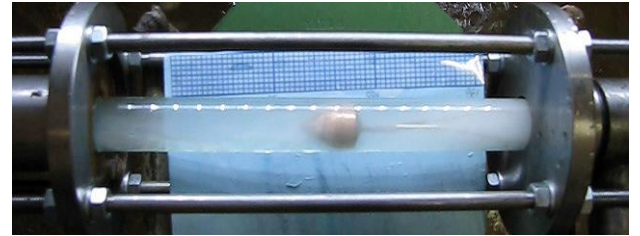
10

II. Протягом другої та третьої секунд від початку процесу.

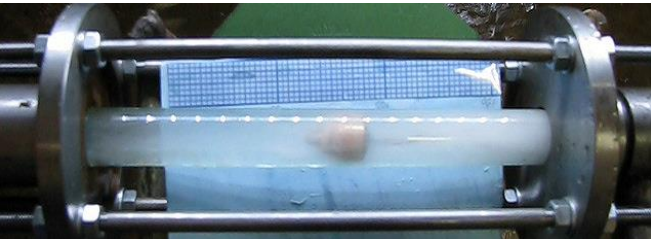
Крок кадрів 0,11 секунди



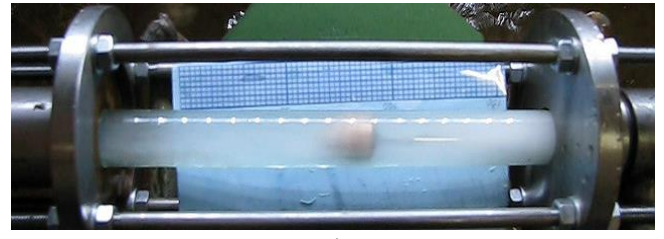
1



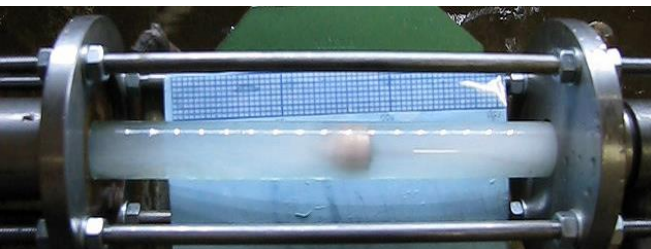
2



3



4



5



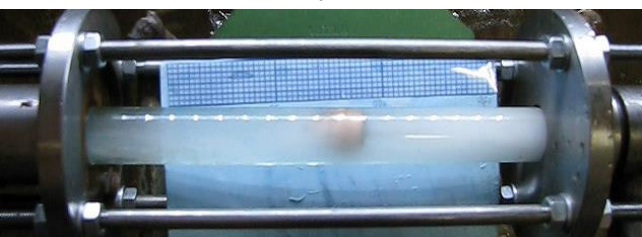
6



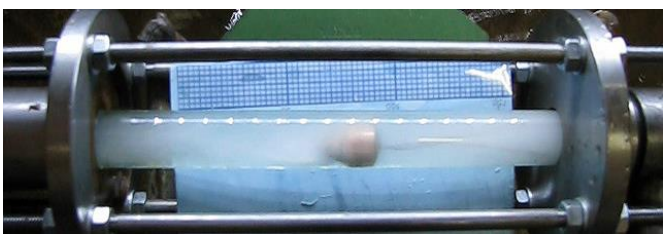
7



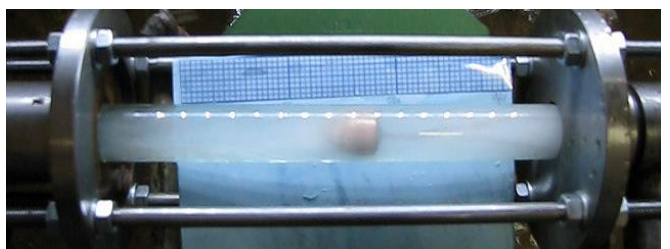
8

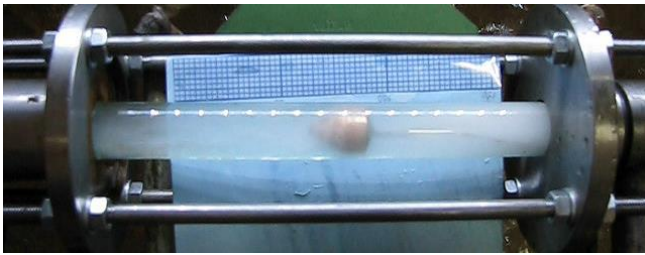


9

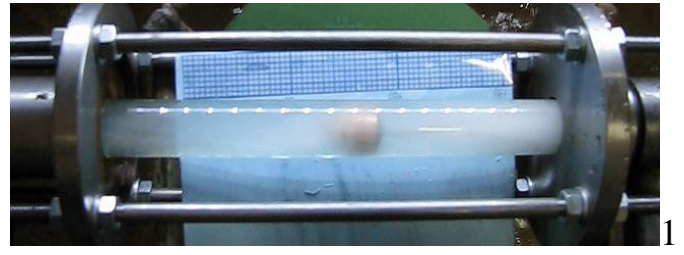


10

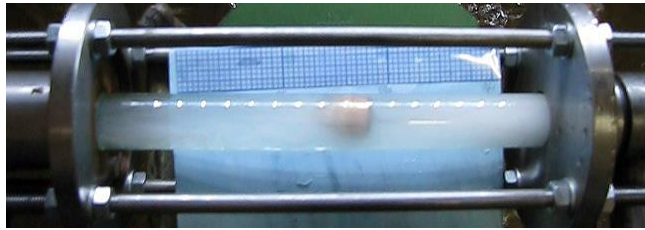




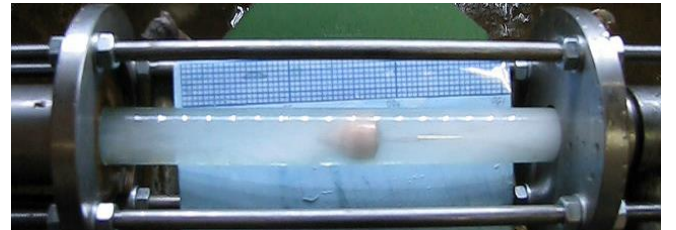
13



4



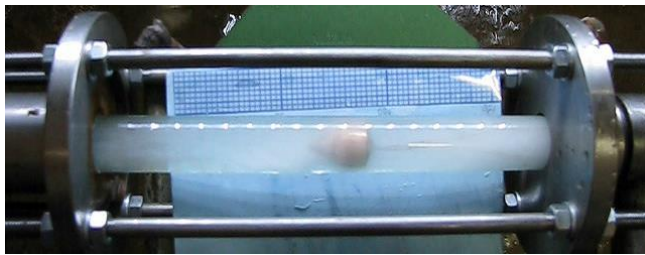
15



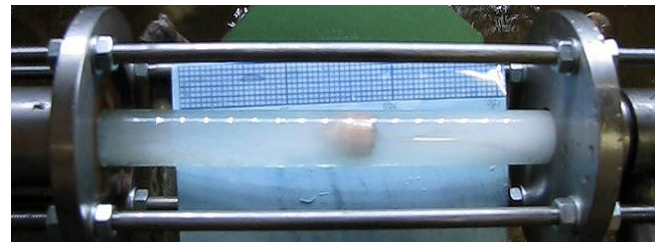
16

III. Протягом четвертої та п'ятої секунд від початку процесу.

Крок кадрів 0,11 секунди



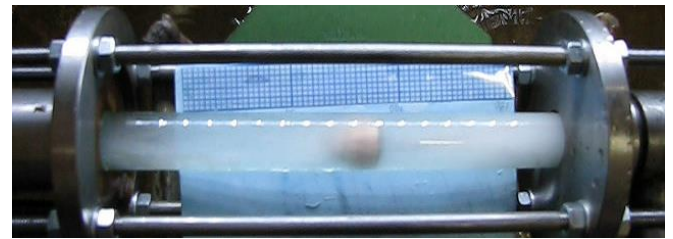
1



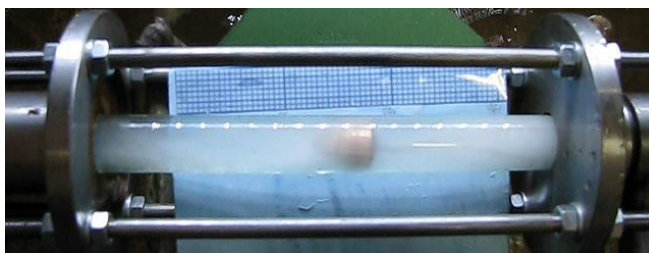
2



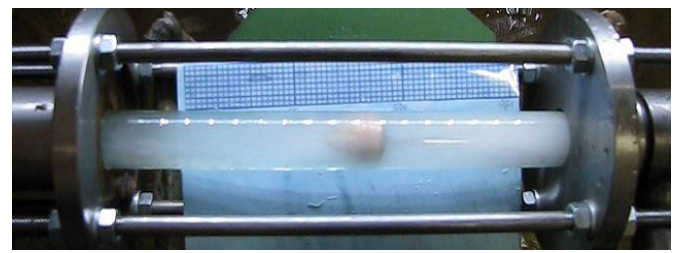
3



4



5



6

Результати багаторічних моніторингових досліджень змін параметрів якості води  
на ряді водозаборів

Дата	рН	Гідрокарб. лужність, ммоль/дм <sup>3</sup>	ПО, мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	Fe <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	С <sub>6</sub> Н <sub>5</sub> ОН мг/дм <sup>3</sup>	ПАР, мг/дм <sup>3</sup>
							БСК <sub>5</sub> , мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>
м. Устилуг							
2000	7,4	7,8	1,2	1,4 – 2,0	1,77	н.в.	н.в.
2001	7,4	8,2	2,0	1,15 – 2,0	1,68	н.в.	н.в.
2003	7,0	8,25	1,6	3,34	2,34	н.в.	н.в.
2008	7,55	7,85	2,75	4,10	3,70	0,02*	н.в.
2009	6,5 - 7,2	7,4 – 8,2	3,5 – 5,6	3,0 – 4,0	3,15 – 4,9	0,015*	0,06 0,8 – 1,9
2012	7,3	7,8	3,8 – 5,0	4,15	5,0 – 8,0	0,012*	0,74 5,2
2013	7,35	8,20	2,56 – 4,0	4,0	4,32 – 5,0	н.в.	н.в.
с. Балашівка							
2003	6,4 - 6,5	1,28 – 1,5	3,5	4,0 – 4,8	0,55	н.в.	н.в.
2005	6,45 – 6,5	1,45 – 1,5	3,55	4,9 – 5,4	0,55 – 0,64	н.в.	н.в.
2008	6,7	1,70	2,83	5,5 – 6,2	1,2 – 1,5	н.в.	н.в.
2010	6,4 – 6,8	1,45 – 1,5	3,5 – 4,7	4,8 – 8,25	0,9 – 1,2	н.в.	н.в.
2013	6,4 – 6,8	1,5 – 1,54	4,0 – 4,8	4,5 – 7,8	1,2 – 1,45	0,014*	н.в.
2014	6,25 – 6,7	1,3 – 1,4	5,3 – 5,65	8,7 – 10,6	1,45 – 1,8	0,025*	н.в.
2015	6,4 – 6,5	1,5 – 1,6	до 5,8	5,9 – 7,0	0,55 – 0,75	н.в.	н.в.
2016	5,9 – 6,7	1,4 – 1,8	5,7 – 6,4	7,5 – 15,6	0,25 - 0,55	0,06*	н.в.
смт. Рокитне							
2011	6,05 – 6,1	0,8 – 0,9	6,99	21 – 24	0,8 – 1,2	0,01*	н.в.
2012	5,8 – 6,1	0,9 – 1,1	6,5 - 6,74	22 – 30	1,25 – 1,8	0,018*	н.в.
2013	6,15 – 6,3	0,78 – 0,9	5,78 – 6,7	22 - 25	1,8 – 4,0	0,30*	н.в.
м. Березне							
2009	7,3 – 7,4	3,8 – 4,5	н.в.	2,45 – 2,7	0,25	н.в.	н.в.
2010	7,1 – 7,3	3,8 – 4,0	1,18 – 2,9	1,6 – 2,2	0,5 – 0,8	н.в.	н.в.
2011	7,1 – 7,2	н.в.	1,57 – 1,88	1,8 – 2,0	0,55 - 0,95	н.в.	н.в.
2012	7,1 – 7,15	3,5 – 3,8	1,7 – 1,84	1,95 – 2,15	0,65 – 0,78	0,012*	н.в.
2016	7,1 – 7,2	3,96 – 4,3	3,6 – 4,0	1,6 – 1,9	0,55 – 0,65	0,025 – 0,028	н.в.

\* - сезонні появи забруднень

Результати пілотних досліджень змін параметрів якості дослідженої води в залежності від дози введеного розчину  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  (схема А)

Параметри вихідної води: рН = 6,1; лужність 1,0 ммоль/дм <sup>3</sup> ; Fe <sub>загальний</sub> = 16,1 мг/дм <sup>3</sup>				
Д $\text{Na}_2\text{CO}_3$ , мг/дм <sup>3</sup>	10	20	40	60
рН після введення $\text{Na}_2\text{CO}_3$	6,3	6,4	6,65	6,75
рН після аерації	6,5	6,55	6,8	6,85
Лужність, ммоль/дм <sup>3</sup>	1,15	1,28	1,75	1,98
Fe <sub>загальне</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	7,4	7,1	2,5	1,8
Е, %	54	56	84,47	88,8

Результати пілотних досліджень змін параметрів якості дослідженої води в залежності від дози введеного розчину  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  (схема В)

Параметри вихідної води: рН = 6,1; лужність 1,0 ммоль/дм <sup>3</sup> ; Fe <sub>загальний</sub> = 16,1 мг/дм <sup>3</sup>				
Д $\text{Na}_2\text{CO}_3$ , мг/дм <sup>3</sup>	10	20	40	60
рН після аерації	6,35	6,35	6,35	6,35
рН після введення $\text{Na}_2\text{CO}_3$	6,5	6,6	6,8	6,9
Лужність, ммоль/дм <sup>3</sup>	1,16	1,3	1,7	1,95
Fe <sub>загальне</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	7,8	7,5	3,25	2,0
Е, %	51,5	53,4	79,7	87,5

Параметри якості фільтрату після каталітичного завантаження MGS

Час відбору проб	Характеристика параметрів якості води			
	рН	Fe, мг/дм <sup>3</sup>	ПО, мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	H <sub>2</sub> S, мг/дм <sup>3</sup>
1 година	7,25	0,2	1,06	0,34
2 години	7,28	0,14	1,06	0,23
4 години	7,25	Н.в.	1,23	Н.в.
6 годин	7,25	0,125	Н.в.	0,17
10 годин	7,24	0,10	1,6	0,14





Фрагменти зовнішньої та внутрішньої корозії фасонних металевих частин, вилучених при ремонті однієї із ділянок водопровідної мережі м. Корець

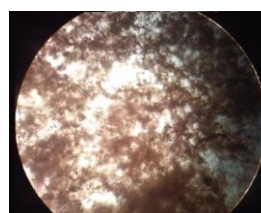
Показники якості води у відібраних пробах (експериментальних точках)  
водопровідної мережі м. Берене

Назва вулиць	Fe <sub>заг</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	ПО, мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	Са <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	рН	Лужність, ммоль/дм <sup>3</sup>	Солевміст мг/дм <sup>3</sup>	Еh,В
1. Шкільна (вихід із станції знезалізнення)	0,025	1,6	89	7,3	3,6	328	0,15
2. Зірненська	0,026	1,88	82	7,4	4	337	0,145
3. Андріївська	0,05	2,48	83	7,3	3,8	302	0,14
4. Будівельників	0,1	1,9	85	7,35	4	362	0,1
5. Чорновола	0,15	2,6	83	7,3	3,8	297	0,085
6. Відінська	0,13	2,5	82	7,35	3,8	302	0,05
7. 24 Серпня	1,3	3,1	84	7,3	4,2	410	-0,05
8. Корицька	0,2	2,5	86	7,3	3,8	312	0,04
9. Буховича	0,8	3,2	82	7,25	4,2	412	-0,04
10. Селецька	1,0	3,3	84	7,1	3,9	370	-0,03

Мікрофото осаду та бактерій на внутрішніх стінках водопроводів:  
а) феробактерії роду *Gallionella*; б) осад з ділянки тупикової мережі вул. Селецька



а



б

Кількісні результати спектрального аналізу поверхні активної каталітичної плівки на не повністю запрацьованих гранулах контактного завантаження

Склад елементів		C	O	Na	Al	Si	P	S	Ca	Mn	Fe
Атомарний, At %	I	40,4	45,43	-	0,14	1,91	0,51	1,09	1,09	0,89	9,59
	II	33,78	54,49	-	0,10	1,96	0,57	0,08	1,01	0,42	7,89

Кількісні результати спектрального аналізу поверхні активної каталітичної плівки на повністю запрацьованих гранулах контактного завантаження (коричневого кольору)

Склад елементів		C	O	Na	Al	Si	P	S	K	Ca	Fe
Атомарний, At %		23,09	60,35	-	-	2,79	0,96	-	-	10,67	12,14

Кількісні результати спектрального аналізу поверхні активної каталітичної плівки на гранулах контактного завантаження фільтрів станції водоочищення с. Балашівка

Склад елементів		C	N	O	Al	Si	P	Ca	Fe
Атомарний, At %	I	25,72	2,09	50,0	4,97	6,14	0,25	0,60	10,24
	II	14,72	2,94	61,18	5,74	6,83	0,29	0,56	7,74



### АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ

науково-дослідної роботи О.М. Квартенко «Очищення підземних вод складного фізико-хімічного складу» в робочий проект «Школа в с. Балашівка Березнівського району. Станція знезалізнення  $Q=25 \text{ м}^3/\text{добу}$ »

Комісія у складі працівників державного підприємства фірма «Октян» головного інженеру проекту Вінокурова І.В., провідного спеціаліста Луцка В.Б., головного економіста Галки В.І. з однієї сторони та доцента Національного університету водного господарства та природокористування, к.т.н., Квартенко О.М. з іншої, склали цей акт у тому, що при розробці робочого проекту «Школа в с. Балашівка Березнівського району. Станція знезалізнення  $Q=25 \text{ м}^3/\text{добу}$ » була впроваджена нова ефективна технологія комплексного фізико-хімічного методу очищення помірно кислих, залізомістких підземних вод з низьким лужним резервом, та присутністю залізоорганічних комплексів.

#### Основні показники впровадження:

Державним підприємством фірма «Октян» м. Рівне за розробленою О.М. Квартенко технологією розроблено та узгоджено Центром санепіднагляду м. Рівне робочий проект «Очищення підземних вод складного фізико-хімічного складу» в робочий проект «Школа в с. Балашівка Березнівського району. Станція знезалізнення  $Q=25 \text{ м}^3/\text{добу}$ ».

Створена і виготовлена модульна станція водопідготовки питної води, яка реалізує нову технологію.

Впровадження нової технології дозволить забезпечити систему водопостачання школи с. Балашівка Березнівського району Рівненської області водою, яка відповідає нормам ДержСанПІН 383-96 «Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання»

#### Від ДП Фірма «Октян»:

Головний інженер проекту

І.В.Вінокуров

Провідний спеціаліст

В.Б.Луцка

Головний економіст

В.І.Галка

#### Від НУВГП

Доцент НУВГП, к.т.н.

О.М. Квартенко

«Затверджую»

Директор державного

підприємства «Фірма «Октян», м. Рівне

Владимир В.Л.

12.2005р



### АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ

Комісія у складі: Вінокурова І.В. - головного інженеру проекту, Савінського С.А. - головного конструктора, В.Б. Луцька – провідного спеціаліста, (державне підприємство фірма «Октян»), Квартенко О.М. доцента Національного університету водного господарства та природористування підтверджує наступне:

1. При розробці робочого проекту «Вузол стабілізації питної води водозабору «Південний» м. Нововолинськ продуктивністю 8000 м<sup>3</sup>/добу» - замовник житлово-комунальне об'єднання Нововолинськ водоканал – була впроваджена нова технологічна схема та апарати розроблені за рекомендаціями доцента Квартенко О.М.
2. Строки виконання договору 6.10. 2005 - 31.12. 2005 року.
3. Впровадження нової технології та удосконаленого обладнання дозволить запобігти вторинному забрудненню води, яка має агресивні властивості, продуктами корозії напірних водогонів та розподільчої водопровідної мережі міста.

#### Відмінність від існуючих технологій, склад технологічного обладнання, новизна

На відміну від технології використання на водопровідних станціях комового негашеного вапна, яка потребує складного, енергосного перетворення процесу гасіння, з кількістю відходів до 30%, або технології автоматичного безвідходного гасіння вапна ГП «Укрводоканалпроект», до складу якого входять ротарійний рідинний млин, ланцюговий гідратор і струменеві інтегратор в запропонованій технології використовується сухе гашене вапно з високою до 70% активною частиною, яке надходить централізовано з заводу виробника.

Запропонована технологія досліджена на пілотних установках на водах підземних горизонтів Південного водозабору міста Новолинськ і включає в себе: розчинні баки із

системою гідромішалок; освітлювачі – рециркулятори, групи насосів рециркуляторів та дозаторів; систему автоматики та контролеру рН, збірника – відстійника відпрацьованого вапняного розчину.

Освітлювач – рециркулятор призначений для інтенсифікації процесу насичення розчину іонами  $\text{Ca}^{2+}$ , з наступним розділенням фаз і відведенням освітленого розчину для змішування з основним потоком води в напірних водогонках.

Освітлювачі – рециркулятори обладнані системою гідромішалок, водоструменевими насосами, гідромеханічними змішувачами водоворотного типу, повітророзділювачами, освітлювачами зі зваженим шаром осаду, блоками тонкошарових відстійників і зоною збору освітленого розчину, а також системою електродів рівня, за допомогою яких відбувається їх автоматичне переключення із робочого режиму в режим підготовки розчину і навпаки та контролеру рН, за допомогою якого регулюється подача освітленого розчину до напірних водогонів. Всі елементи освітлювача – рециркулятора розміщуються в одному корпусі. Корпус освітлювача – рециркулятора виконується зварним із листової сталі товщиною  $\delta=5\div 8\text{мм}$ . Розміщення деталей, забезпечує жорсткість і міцність конструкції.

Економія досягається за рахунок зменшення капіталовкладень, універсалізації технологічного обладнання, різкого зменшення витрати лужного реагенту, повної автоматизації всього циклу, зменшення кількості відходів і становить за капіталовкладеннями 80 тис. грн..

**Від ДП Фірма «Окта»:**

Головний інженер проекту

Головний конструктор

Провідний спеціаліст

**Від НУВГП:**

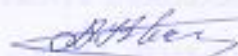
Доцент НУВГП, к.т.н.



I.V.Вінокуров

С.А.Савінський

В.Б. Луцик



О.М. Квартенко

**МІНІСТЕРСТВО ПАЛИВА ТА ЕНЕРГЕТИКИ УКРАЇНИ**

ДЕРЖАВНЕ ПІДПРИЄМСТВО

**«ОКТАН»**

33028 м. Рівне вул. Кавказька 9

тел/факс (0362) 26-36-32, . E-mail rivneoktan @ ukr.net

«Затверджую»

Директор державного

підприємства «Октан», м. Рівне


**АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ**

науково дослідної роботи О.М.Квартенко «Удосконалення технологій очищення багатокомпонентних підземних вод» в робочий проект «Покращення якості води громади м. Устилуг. (ремонт мережі і влаштування станції знезалізнення)»

Комісія у складі представників державного підприємства «Октан» головного інженеру проекту Вінокурова І.В., провідного спеціаліста Луцика В.Б. з однієї сторони, та доцента Національного університету водного господарства, канд. техн. наук Квартенко О.М. з іншої, склали цей акт у тому, що при розробці робочого проекту № 0.00-20/07 00 «Покращення якості води громади м. Устилуг (ремонт мережі і влаштування станції знезалізнення)», а саме при реконструкції діючої станції знезалізнення продуктивністю 300 м<sup>3</sup>/добу була введена нова енергозберігаюча технологічна схема та апарати для очищення підземної води.

*Коротка характеристика і новизна впроваджуваного заходу:*

Замість існуючої технології знезалізнення підземних вод м. Устилуг, до складу якої входять напірні фільтри завантажені шлаком, компресор з ресиверами, бактерицидна установка, промивні насоси, запропонована, досліджена і реалізована в робочому проекті реконструкції станції нова технологія що складається із наступних елементів: компактного вузла аератора-змішувача з високиммасобмінними характеристиками; реагентного блоку, гідромеханічних змішувачів-деаераторів; контактних пінополістирольних освітлювальних напірних фільтрів типу ФПЗ 4Н, вузла знезараження води гіпохлоритомNa.

*Основні показники впровадження:*

Розроблено технологію кондиціонування нейтральних підземних вод з підвищеними показниками лужності (більше 7 ммоль/дм<sup>3</sup>), концентрацій NH<sub>4</sub><sup>+</sup>(до 5,5 мг/дм<sup>3</sup>), H<sub>2</sub>S(до 1,5 мг/дм<sup>3</sup>), середньою кольоровістю (до 55 град. ПКШ), БСК<sub>5</sub>(до 5,5 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>), Fe<sup>2+</sup>(2,0 – 5,4 мг/дм<sup>3</sup>), яка базується на застосуванні фізико-хімічних методів очищення, заснованих на фазово-дисперсному перетворенні домішок із наступним розділенням фаз.


Впроваджена в проект технологія дозволить отримувати воду питної якості, відповідно до норм ДСанПІН 383-96 «Вода питна», із джерела з підвищеним змінним антропогенним навантаженням за вмістом амонійного азоту, кольоровості, та розчиненими органічними сполуками, при нерівномірній експлуатації обладнання впродовж доби.


Економічний ефект від впровадження даного проекту, порівняно із стандартною реагентною технологією знезалізнення складає 45 тис. гривен. Економія досягнута за рахунок зниження енергоємності процесу, зменшення капітальних витрат, зниження у 2,5 рази витрат промивної води.

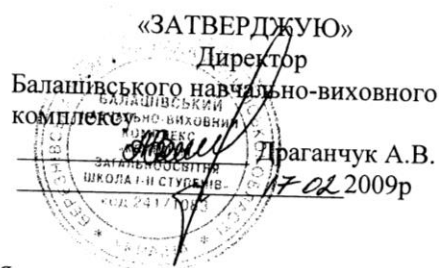
Від НУВГП  
к.т.н., доцент кафедри  
водопостачання та бурової справи

  
Квартенко О.М.

Від ДП «Октан»

Головний інженер проекту  
  
Вінокуров І.В.

Провідний спеціаліст  
  
Луцик В.Б.



Акт впровадження  
станції знезалізнення води для Балашівського навчально-виховного  
комплексу

Ми нижчепідписані, в особі завідуючого господарством Балашівського навчально-виховного комплексу Федорів С.Є., директора ДП «Октан» Галанов В.Л., доцента кафедри водопостачання та бурової справи Національного університету водного господарства та природокористування Квартенко О.М., склали цей акт про впровадження розробленої за рекомендаціями Квартенко О.М. нової ефективної технології покращення якості залізомістких підземних вод з низькою лужністю та активною реакцією середовища для системи господарсько-питного призначення Балашівського навчально-виховного комплексу с. Балашівка Березнівського району Рівненської області.

1. Робота виконувалася згідно договору № 17/14-03 «Школа в с. Балашівка Березнівського району. Станція знезалізнення води продуктивністю 25 м<sup>3</sup>/добу» від 2003 року державним підприємством «Октан» м. Рівне.

2. Строки виконання договору 15.07.03 - 25.10.03.

3. *Коротка характеристика і новизна впроваджуваного заходу:*

В запропонованій технології, для вод з низьким лужним резервом (до 2 мг-екв / л), низьким значення рН (6.4-6.5), вмістом Fe загального до 6 мг / л і H<sub>2</sub>S до 1 мг / л реалізовано принцип комплексної біо-фізико-хімічної очистки. На станції знезалізнення реалізована наступна технологічна схема: глибоке насичення води киснем повітря (ежекційний апарат) - коагулювання - фільтрування у висхідному потоці через модифіковане пінополістирольне завантаження.

4. *Основні показники впровадження:*

Державним підприємством «Октан» м. Рівне за запропонованою технологією розроблено та узгоджено Центром санепіднагляду м. Рівне робочий проект «Станція знезалізнення води продуктивністю 25 м<sup>3</sup>/добу»

Створена і виготовлена модульна станція водопідготовки питної води, яка реалізовує нову технологію.

Станція знезалізнення працює з 2003 року. Якість очищеної питної води за санітарно-гігієнічним та бактеріологічними показниками відповідає вимогам (ДСанПІН 383-96) "Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання" ( додаток 1)

Завідуючий господарством Балашівського  
навчально-виховного комплексу

Директор ДП «Октан»

Доцент НУВГП, к.т.н.

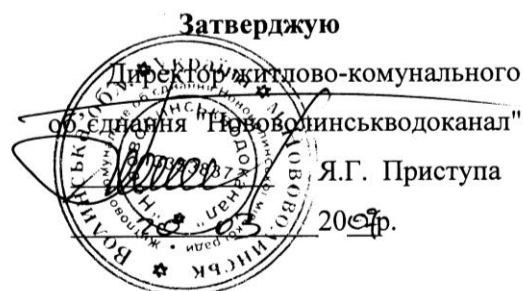


С.Є.Федорів

В.Л. Галанов

О.М. Квартенко





### **АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ**

#### **вузла стабілізації питної води водозабору "Південний" м. Нововолинськ**

1. Назва об'єкту, де впроваджена розробка:

Вузол стабілізації питної води водозабору "Південний" м. Нововолинськ продуктивністю 8000 м. куб/ добу.

2. Підстави для виконання роботи:

Технічне завдання на проектування вузла стабілізації питної води водозабору «Південний» до договору № 0.00 – 83.2005 від 6 жовтня 2005р.

3. Назва організації, яка проводила розробку

Державне підприємство-фірма „Октан” м. Рівне;

4. Науковий консультант (розробник технології)

Квартенко О.М., доцент, к.т.н., Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне.

5. Термін виконання робіт

6 жовтня – 31 грудня 2005 року.

6. Коротка характеристика та новизна впровадженої технології:

В основі запропонованої технології стабілізаційної обробки води, закладено принцип нейтралізації агресивного диоксиду вуглецю, який вступаючи в реакцію з металевою поверхнею напірних водогонів викликає їх корозію, шляхом вводу розрахункових доз освітленого лужного реагенту, та переводу води із агресивного до рівноважного стану. В результаті чого із часом на стінках трубопроводів поступово формується тонкий шар захисної плівки який підтримується за значенням індексу насиченості близьким до 0. Система автоматизованого контролю рівня рН та корегування витрат лужного реагенту дозволяють оперативно реагувати як на зміну параметрів якості води так і на зміну витрат води в місті. Запропонована технологія складається із: розчинно-витратних баків обладнаних поплавковими дозаторами, освітлювачів - рециркуляторів на базі вертикальних відстійників, фільтрів, груп насосів - рециркуляторів та насосів - дозаторів. Освітлювачі – рециркулятори обладнані ежекторною системою рециркуляції розчину

лужного реагенту, блоками тонкошарових відстійників – для інтенсифікації процесу освітлення, ємністю збору освітленого розчину, а також автоматизованими системами контролю рН та корегування процесу дозування освітленого розчину. Запропонована технологія призначена для стабілізаційної обробки води згідно дод.5 СніП 2.04.02-84 "Водоснабжение. Наружные сети и сооружения". Результати виробничої апробації розробленої доцентом Квартенко О.М. технології та споруд вузла стабілізаційної обробки питної води, отримані лабораторією водоканалу на основі параметрів якості води як до так і після обробки, підтверджують її санітарну надійність та ефективність що до запобігання процесу корозії напірних водогонів та водопровідної мережі міста.

Техніко-економічні переваги запропонованої технології досягаються за рахунок:

- зменшення капіталовкладень,
- універсалізації технологічного обладнання,
- значного зменшення витрати лужного реагенту за рахунок його повторного використання, з максимальним використанням його активної частини,
- повної автоматизації процесу стабілізації,
- зменшення кількості відходів.

7. Основні показники впровадження:

За даною технологією державним підприємством «Октан» м. Рівне був розроблений та узгоджений з Волинською обласною СЕС (м. Луцьк) робочий проект "Вузол стабілізації питної води водозабору "Південий" м. Новолинськ продуктивністю 8000м<sup>3</sup>/добу".

У 2005 р. за розробленою технологією і проектом була побудована та введена в експлуатацію станція стабілізації питної води. Річний економічний ефект від впровадження нової технології порівняно із базовим аналогом (технології використання на водопровідних станціях комового негашеного вапна, яке потребує складного, енергоємного процесу гасіння, з кількістю відходів до 30%), склав за капіталовкладеннями – 80 тис. грн. та експлуатаційними витратами щорічно – 70 тис. грн.

Від ЖКО Нововолинськ водоканал  
Головний інженер



В.О. Павлюк

Від державного підприємства-фірма «Октан»  
Директор



В.Л. Галанов

Від НУВГП  
Доцент, к.т.н.



О.М. Квартенко

**МІНІСТЕРСТВО ПАЛИВА ТА ЕНЕРГЕТИКИ УКРАЇНИ**  
**ДЕРЖАВНЕ ПІДПРИЄМСТВО**  
**ФІРМА «ОКТАН»**

33028 м. Рівне вул. Кавказька 9  
 тел/факс (0362) 26-36-32, . E-mail rivneoktan @ ukr.net

**«Затверджую»**

Директор державного  
 підприємства Фірма «Октан»,  
 м. Рівне  
 Галанов В.Л.  
 02 2007 р.



**АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ**

Комісія у складі:

Від ДП Фірма «Октан»:

Головного інженеру проекту

Провідного інженеру

Головного конструктора

Від НУВГП:

доцента

І.В. Винокурова

В.Б. Луцика

С.А Савінського

О.М. Квартенко

Підтверджує наступне:

1. При розробці проекту «Реконструкція очисних споруд та дощових стоків. Розробка проекту очисних споруд мийки автомобілів із зворотним водопостачанням і дощових стоків з території ділянки механізмів транспортного цеху РАЕС» були використані результати наукових та експериментальних досліджень доцента НУВГП Квартенко О.М.
2. Замовник проекту – Відокремлений підрозділ Рівненська атомна електрична станція Державного підприємства Національної атомної енергетичної компанії «Енергоатом»
3. Коротка характеристика впровадженої технології. В основі технології лежить комплекс механічних та фізико – хімічних методів очищення дощового стоку та стоку від мийки автотранспортного цеху РАЕС, з повторним використанням води для технічних цілей. Блок попереднього механічного очищення складався з тангенціальних пісковловлювачів, пристроїв для збирання нафтопродуктів та тонкошарових відстійників,

розташованих в буферних відстійних ємностях. Основний блок водоочищення складався із гідродинамічного кавітатора – реактора сатуратора – перегородчастого змішувача – флотатору – пінополістирольного та сорбційних фільтрів, обладнаних системою гідророботів для гідроавтоматичної промивки обладнання. Блок реагентного господарства представлено: розчинними та витратними баками – механічними мішалками – насосами дозаторами типу GRUNDFOS-DMM-23 – напірним баком.

4. Науковою новизною застосованої технології є можливість комплексного використання методів гідродинамічної кавітації – коагуляції під дією магнітного поля, що дозволяє проводити процеси деструкції та окиснення нафтопродуктів, які знаходяться у зворотних водах у молекулярному стані, з подальшим їх переведенням до колоїдного стану та інтенсифікувати процеси коагуляції.

5. В проєкті застосоване нове індивідуальне обладнання розроблене за рекомендаціями Квартенко О.М.

Від ДП Фірма «Октан»:

Головний інженер проєкту

І.В. Винокуров

Провідний інженер

В.Б. Луцик

Головний конструктор

С.А Савінський

Від НУВГП

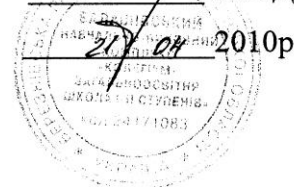
доцент, к.т.н.

О.М. Квартенко

«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Директор Балашівського  
навчально-виховного  
комплексу

*А.В. Драганчук* А.В. Драганчук



### Акт впровадження

**1. Об'єкт на якому було впроваджено результати наукових досліджень:**

Реконструкція станції знезалізнення підземних вод Балашівського навчально-виховного комплексу

**2. Шифр робіт згідно яких виконувалися роботи**

Договір №27/08-10/111 від 01.10.10

**3. Назва організації, яка проводила розробку**

Державне підприємство - фірма „Октан” м.Рівне

**4. Терміни виконання робіт 01.10.10-31.12.10**

При реконструкції існуючої технологічної схеми очистки підземних вод, в розділі інтенсифікації роботи установки знезалізнення, були реалізовані науково-технологічні розробки к.т.н., доцента кафедри водопостачання та бурової справи Національного університету водного господарства та природокористування Квартенко Олександра Миколайовича

**5. Характеристика та новизна впроваджених заходів**

5.1. Проведення реконструкції існуючої технологічної схеми знезалізнення підземних вод пов'язане з погіршенням їх фізико-хімічного стану, а саме: пониження лужності до 1.4 мг-екв/л, появою залізоорганічних комплексів та аміаку.

5.2. В технологічній схемі після реконструкції реалізовані:

5.2.1. Принцип комплексної аерації-дегазації за декількома методами:

- глибокого насичення води киснем повітря на ежекційному пристрої із регулюємою швидкістю виходу води із сопла ежектора;

- струменевою аерацією, яка пришвидшує масообмін процесу дегазації;
- організацією плівкового руху води в потоці повітря.

5.2.2. Дослідним шляхом визначені оптимальні місця вводу реагентів:

- введення розчину кальцинованої соди безпосередньо у струмись повітроводяного потоку що дозволяє підвищити лужність за рахунок утворення гідрокарбонатів і прискорити процес окислення залізоорганічних сполук;
- використання шару „природного коагулянту” - гідроксиду заліза, який утворюється в середині системи - в контактній колоні, разом із введенням ззовні оксихлориду алюмінія, що дозволяє значно знизити дозу останнього і інтенсифікувати процес вилучення залізоорганічних колоїдних частинок та знизити окислюваність води.

5.3. В результаті проведеної реконструкції стало можливим повне видалення із води залізоорганічних комплексів, сірководню, підвищення лужності та рН води і тим самим зменшення агресивності фільтрату.

Запропонована технологія дозволяє відмовитися від використання силового компресорного обладнання, баків-ресиверів, спеціальних промивних насосів та ємкостей зберігання промивної води, що дозволяє приблизно на 20-25% знизити експлуатаційні витрати порівняно із стандартними технологіями.

Якість очищеної питної води, після проходження вузла знезараження, за санітарно-гігієнічними та бактеріологічними показниками відповідає вимогам (ДСанПІН 383-96) "Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання".

Директор державного підприємства  
– фірма «Октан»



В.Л. Галанов

Завідуючий господарством Балашівського  
навчально-виховного комплексу

С.Є. Федорів

Доцент НУВГП, к.т.н.

О.М. Квартенко

**МІНІСТЕРСТВО ЕНЕРГЕТИКИ ТА ВУГІЛЬНОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ  
УКРАЇНИ  
ДЕРЖАВНЕ ПІДПРИЄМСТВО  
фірма «ОКТАН»  
33028 м. Рівне вул. Кавказька 9  
тел/факс (0362) 26-36-32, . E-mail rivneoktan @ ukr.net**

**«Затверджую»**  
Директор державного підприємства фірма «Октян», м. Рівне  
  
Іванов В.Л.  
2010 р.



**АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ**

науково-дослідної роботи Квартенко О.М. в робочий проект «Станція знезалізнення води продуктивністю 12 м<sup>3</sup>/добу для школи в с. Старе Село Рокитнівського району»

Комісія у складі працівників державного підприємства фірма «Октян» головного інженеру проекту Вінокурова І.В., начальнику відділу Луцика В.Б., провідного спеціаліста Шевчук Ю.М. з однієї сторони та доцента Національного університету водного господарства та природокористування, к.т.н., Квартенко О.М. з іншої, склали цей акт у тому, що при розробці робочого проекту «Станція знезалізнення води продуктивністю 12 м<sup>3</sup>/добу для школи в с. Старе Село Рокитнівського району» була введена нова багатопроесна технологія комплексного біо-фізико-хімічного методу очищення залізо та мангано містких підземних вод, із присутністю розчинних органічних речовин, аміаку та залізоорганічних комплексів.

**Коротка характеристика та новизна введеної технології:**

В робочому проекті запроектовані та введеної - технологічна схема та обладнання у складі: аераційного блоку (ежектор із змінними насадками, повітродувка «ВЕСКЕР»), біореактору із закріпленою мікрофлорою (залізо манган окиснюючими бактеріями), самопромивних фільтрів із піно

полістирольним завантаженням, вузла дозування реагентів (коагулянту, флокулянту, гіпохлориту натрію), насосів II-го підйому, резервуару чистої води  $W=12 \text{ м}^3$ .

Впроваджена в проект технологія водоочистки дозволяє гнучко реагувати на сезонні коливання параметрів якості води в різних свердловинах (вміст заліза, органічних речовин, аміаку), залучаючи різні методи та обладнання.

При концентраціях заліза до  $3,0 - 4,0 \text{ мг/дм}^3$ , аміаку до  $1,5 \text{ мг/дм}^3$ , рН  $> 7,0$ , перманганатної окисності до  $5,0 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$  – ежектор-біореактор-фільтр-зnezараження.

При концентраціях заліза  $5,0 - 8,0 \text{ мг/дм}^3$ , аміаку до  $3,0 \text{ мг/дм}^3$ , рН  $5,8 - 7,0$ , перманганатної окисності до  $8,0 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$  – подвійна аерація (ежектор-повітродувка) – біореактор – фільтр - зnezараження.

При концентраціях заліза  $8,0 - 12,0 \text{ мг/дм}^3$ , аміаку  $>3,0 \text{ мг/дм}^3$ , рН  $5,8 - 7,0$ , перманганатної окисності  $8,0 - 10,0 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$  – гідродинамічна кавітація – біореактор з додатковою аерацією (повітродувка) – введення реагентів – фільтрування - зnezараження.

Технологія легко трансформується за наведеними вище схемами в залежності від зміни параметрів якості води, що дозволить забезпечити систему водопостачання школи с. Старе Село Рокитнівського району Рівненської області водою, яка відповідає нормам ДержСанПІН 383-96 «Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання»

**Від ДП Фірма «Октан»:**

Головний інженер проекту

Начальнику відділу

Провідний спеціаліст

І.В.Вінокуров

В.Б.Луцик

Ю.М. Шевчук

**Від НУВГП**

Доцент НУВГП, к.т.н.

О.М. Квартенко





Затверджую

Директор В.І.Масловський

В.І.Масловський

В. 05 » 2011 р.

### АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ науково-дослідницьких робіт

Аналіз роботи реконструйованої за рекомендаціями доцента Національного університету водного господарства та природокористування Квартенко О.М. технології та апаратів станції знезалізнення підземних вод продуктивністю 300 м<sup>3</sup>/добу в період з січня 2007 року дозволив встановити:

5. Надійність роботи технології з точки зору її експлуатації та досягнення параметрів якості води згідно діючого ДСанПіН 2.2.4-171-10. Результати аналізів параметрів якості води виконувались на протязі п'яти років експлуатації станції Володимир-Волинською районною СЕС.
6. Реконструйована технологічна схема, замість існуючої до 2006 року схеми з напірними фільтрами завантаженими шлаком та вузлом знезараження у вигляді бактерицидної установки, представляє собою комплекс біофізико хімічних методів у складі компактного вузла аератора-змішувача обладнаного мембранними аераторами, вузла приготування та вводу реагентів, гідромеханічних змішувачів-деаераторів, пінополістирольних напірних фільтрів типу ФПЗ 4Н, вузлів автоматичного підтримування робочих рівнів води у системі при промивці та вузла знезаражування води розчином гіпохлориту натрію. Передбачено вузол обробки відпрацьованих промивних вод.
7. За запропонованою технологією можливо гнучко змінювати технологічні процеси відповідно до зміни параметрів якості вихідної

води. Зокрема при появі залізо органічних комплексів та фульвокислот передбачається, для дестабілізації колоїдних комплексів, ввід розчину оксихлориду алюмінію та неіоногенного флокулянту.

8. Економічний ефект за експлуатаційними затратами від впровадження даної технології щорічно складає приблизно 35-45 тис. грн. Економія досягнута за рахунок зниження енергоємності процесу та зменшенню у 2,5 рази витрат промивної води.

Від ВУЖКГ м. Устилуг

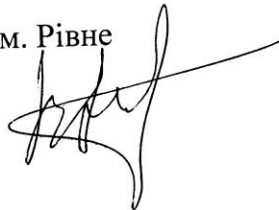
Головний інженер



В.Р.Рибай

Від державного підприємства – фірма «Октан», м. Рівне

Директор



В.Л.Галанов

Від НУВГП  
к.т.н., доцент



О.М. Квартенко



### Акт впровадження

Станції знезалізнення води м. Березне продуктивністю 2000 м<sup>3</sup>/добу

Аналіз роботи станції знезалізнення підземних вод продуктивністю 2000 м<sup>3</sup>/добу з жовтня 2010 р. дозволив встановити наступне:

1. Технологічна схема розроблена і впроваджена ООО НТЦ «Фонсвіт» (директор д.т.н. Журба М.Г.), державним підприємством «Октан» (директор Галанов В.Л.) та доцентом кафедри водопостачання та бурової справи НУВГП Квартенко О.М., включає біореактор із струминним аератором та контактним матеріалом із спіненого полістиролу для закріплення залізо- та марганцеокислюючих бактерій, самопромивні фільтри ФПЗ із піно- полістирольним завантаженням, блоком знезараження гіпохлоритом натрію та блоком стабілізаційної обробки фільтрату.

Технічна документація на виготовлення нестандартного обладнання, технологічна частина проекту авторський нагляд за монтажем, пусконаладка та інструкції по експлуатації виконані ДП «Октан».

2. Запропонована технологія ґрунтується на результатах експериментальних досліджень, виконаних доцентом Квартенко О.М. (НУВГП) та ООО НТЦ «Фонсвіт». В основу технології покладено принцип біологічного знезалізнення в напівзатопленому завантаженні із

спіненого полістиролу. На гранулах завантаження утворюється каталітична біоплівка. В умовах турбулентних потоків повітря, створюваних за рахунок його підсмоктування із атмосфери через радіально розташовані отвори в корпусі біореактора, відбувається інтенсивний масообмін між киснем повітря і вихідною водою, що призводить до швидкого окислення сполук заліза в завантаженні біореактора не зважаючи на низький лужний резерв.

3. Показники якості води, що контролювалися на протязі всього терміну експлуатації станції органами Березнівської районної СЕС, підтвердили надійну санітарно – гігієнічну ефективність даної технології. Якість води за санітарно-гігієнічними показниками відповідають вимогам ДержСанпін 2.2.4-171-10 "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною".
  
4. Економічний ефект за експлуатаційними витратами від впровадження даної технології, порівняно із традиційними технологіями «спрощена аерація фільтрування із залученням промивних насосів», складає 200 тис. грн..

Від КП Березневодоканал:


Головний інженер

  
А.В. Кравець

Від ДП «Октан»

Директор



  
В.Л. Галанов

Головний інженер

  
В.Б. Луцик

Від НУВГП

Доцент, к.т.н.

  
О.М.Квартенко

**МІНІСТЕРСТВО ЕНЕРГЕТИКИ ТА ВУГІЛЬНОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ УКРАЇНИ**

ДЕРЖАВНЕ ПІДПРИЄМСТВО

фірма «ОКТАН»

33028 м. Рівне вул. Кавказька 9

тел/факс (0362) 26-36-32, E-mail rivneoktan@ukr.net

«Затверджую»

Директор державного

підприємства фірма «Октан»



Галанов В.Л.

**АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ**

науково-дослідної роботи О.М. Квартенко в робочий проект «Реконструкція станції знезалізнення в с.м.т. Рокитне»

Комісія у складі працівників державного підприємства фірма «Октан» головного інженеру проекту Вінокурова І.В., начальника відділу Луцика В.Б., провідного спеціаліста Шевчук Ю.В. з однієї сторони та доцента Національного університету водного господарства та природокористування, к.т.н., Квартенко О.М. з іншої, склали цей акт у тому, що при розробці робочого проекту «Реконструкція станції знезалізнення в с.м.т. Рокитне» була введена нова ефективна технологія комплексного біофізикохімічного методу очищення помірно кислих, залізомістких підземних вод з низьким лужним резервом, та присутністю залізоорганічних комплексів.

Підстави для розроблення робочого проекту - завдання на проектування, затверджене Рокитнівським селищним головою.

Строки виконання робіт – 2012 рік.

Коротка характеристика та новизна введеної технології, замість чого впроваджується - впроваджується технологічна схема очистки підземних вод від стійких залізо органічних комплексів, марганцю, сірководню, азот-амонійних сполук, аміаку з попередньою їх деструкцією в біореакторі перед яким розташовані блоки введення лужного реагенту - кальцинованої соди та напірний блок аератора-дегазатора для одночасного підвищення рН-Eh та бікарбонатної лужності оброблювальної води до

областей комфортних для розвитку залізо та марганець окиснюючих бактерій розташованих в завантаженні біореактору. Після біореактору перед освітлювальними фільтрами запроєктовано введення розчинів коагулянту і флокулянту, що дозволяє інтенсифікувати процес видалення із води залізо органічних комплексів, а також продуктів біологічного окиснення, підвищити органоліптичні показники якості води. На станції, для захисту водопровідних труб та обладнання від корозії, передбачено вузол стабілізаційної обробки води – кальцинованою содою.

В проекті розроблено, як нове - індивідуальне обладнання, так і удосконалене існуюче. До нового обладнання слід віднести напірний блок аератору-дегазатору, блок реагентного господарства, вузол стабілізаційної обробки. Удосконалено дренажну систему напірних біореакторів та фільтрів. Напірні фільтри ступеню модифіковані в біореактори.

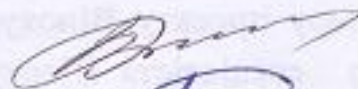
Основні показники впровадження:

а) продуктивність станції водо підготовки – 109500 м<sup>3</sup>/рік;

Впровадження нової технології дозволить забезпечити систему водопостачання с.м.т. Рокитне Рівненської області водою, яка відповідає нормам ДержСанПІН 383-96 «Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання».

**Від ДП Фірма «Октан»:**

Головний інженер проекту




І.В.Вінокуров

Начальнику відділу



В.Б.Луцик

Провідний спеціаліст



Ю.В. Шевчук

**Від НУВГП**

Доцент НУВГП, к.т.н.



О.М. Квартенко

**МІНІСТЕРСТВО ЕНЕРГЕТИКИ ТА ВУГІЛЬНОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ УКРАЇНИ**

ДЕРЖАВНЕ ПІДПРИЄМСТВО

**фірма «ОКТАН»**

33028 м. Рівне вул. Кавказька 9

тел/факс (0362) 26-36-32, . E-mail rivneoktan @ ukr.net



**АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ**

**1. Об'єкт на якому були впроваджені результати наукових досліджень:**

Робочий проект 18/01-12-00 «Будівництво станції знезалізнення продуктивністю 100 м<sup>3</sup>/добу в м. Корець Рівненської області»

**2. Підстави для розробки проекту:** завдання на проектування, затверджене Корецьким міським головою

**3. Назва організації, яка проводила розробку робочого проекту:** ДП Фірма «Октан».

**4. Назва наукової організації та виконавців, які проводили дослідження з метою визначення оптимальних методів водочистки, структури технологічної схеми, склали технічне завдання на проектування, розробили конструкцію водоочисних апаратів:** НУВГП, доцент Квартенко О.М.

**5. Термін виконання робіт:**

наукові дослідження на пілотних установках: 1.07.2011-1.09.2011

розробка проекту: 2012 рік

**6. Коротка характеристика та новизна впровадженої технології:**

В робочому проекті запропонована та реалізована схема багатопроектної водоочисної технології, яка базується на комбінаториці біофізикохімічних методів очистки та кондиціонування води. Схема включає в себе два ступеня блоків аераторів-дегазаторів: 1-й ступінь - ежекційний вузол (вузол ГДК з підсмоктуванням кисню повітря у зону кавітації); 2-й ступінь – аераційна колонна з дрібнобульбашковим аератором та компресором; блок біореактора із контактним плаваючим завантаженням; блок освітлювального фільтра із важким інертним завантаженням; блок гідроавтоматичного промивання біореакторів та фільтрів; блок катіонообмінних фільтрів; блоку знезараження гіпохлоритом натрія, блоку збору та обробки відпрацьованих промивних вод. Реалізована схема дозволяє в залежності від змін параметрів якості води залучати до процесу очистки

різні методи та апарати. Так при відсутності у певний період року в підземних водах залізоорганічних комплексів станція працює за схемою – поглиблена аерація на ежекційному вузлі, біологічна очистка у модулі біореактору, розділ фаз на освітлювальному фільтрі. У осінньо-весняний період коли у підземних водах з'являються залізоорганічні комплекси – гідродинамічна кавітація – повторна аерація з використанням системи компресор-дрібнобульбашковий аератор-біологічна очистка-розділ фаз на піщаному освітлювальному фільтрі. В обох випадках передбачається кондиціонування фільтрату, який має підвищену жорсткість 10-11 мг-екв/дм<sup>3</sup> на блоці катіонообмінних фільтрах. Причому пом'якшення води відбувається шляхом подачі частини води від насосів II-го підйому на катіонообмінні фільтри з наступним перемішуванням з непом'якшеною частиною фільтрату в РЧВ. Таким чином загальна жорсткість води зменшується з 10-11 мг-екв/дм<sup>3</sup> до 7 мг-екв/дм<sup>3</sup>. В проекті передбачено два автономних ступеня знезараження води.

Техніко-економічні переваги запропонованої технології та споруд ґрунтуються на використанні безнапірної схеми, яка не потребує додаткових насосів, а відповідно і енергії для промивки біореакторів та фільтрів та насосів підкачки після баків аераторів, які працюють із розривом струменя води після насосної станції I-го підйому (установки типу «Дефферит»); відмовитися від окисників (KMnO<sub>4</sub>; O<sub>3</sub>; H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) при надходженні на установку важкоокислювальних органічних сполук, використовуючи замість них вільні радикали, які генеруються в ГДК.

#### 7. Основні показники впровадження:

За рекомендаціями Квартенко О.М. розроблено та узгоджено проект знезалізнення та пом'якшення підземних вод для м. Корець Рівненської області продуктивністю 100 м<sup>3</sup>/добу.

Річний економічний ефект від впровадження нової технології в порівнянні із базовим аналогом (знезалізнення води на установці «Дефферит») без вузла пом'якшення води склав за капіталовкладеннями – 65,6 тис.грн., за експлуатаційними затратами – 37,2 тис. грн..

#### **Від ДП «Октан»:**




Головний інженер

Провідний інженер

Провідний спеціаліст

#### **Від НУВГП:**

Доцент

 Винокуров І.В.  
 Жогло С.  
 Луцик В.Б.

 Квартенко О.М.



**УКРАЇНА**  
**Приватне підприємство „Екотехсервіс”**  
33028 м. Рівне, вул. Кн. Острозького, б. 18, к. 2  
Тел: (0362) 43-36-31; E-mail\_eko@ukr.net



## **АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ**

- 1. Об'єкт на якому впроваджені результати наукових досліджень:**  
ТУ У 28.2-32936411-001:2013 «Установка біофізикохімічного знезалізнення питної води «Делафер». Технічні умови.»
- 2. Назва організації яка проводила розробку проекту ТУ У 28.2-32936411-001:2013 «Установка біофізикохімічного знезалізнення питної води «Делафер». Технічні умови.» :**  
ПП «ЕКОТЕХСЕРВІС», м. Рівне, Україна
- 3. Відповідальний виконавець за науково-технічну частину проекту ТУ У 28.2-32936411-001:2013 «Установка біофізикохімічного знезалізнення питної води «Делафер». Технічні умови.» :**  
доцент кафедри водопостачання та бурової справи НУВГП, м. Рівне  
Квартенко О.М.
- 4. Назва організації яка проводила санітарно-епідеміологічну експертизу ТУ У 28.2-32936411-001:2013 «Установка біофізикохімічного знезалізнення питної води «Делафер». Технічні умови.» :**

Державна установа «Інститут гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва НАМН України» м. Київ.

**5. Сфера застосування та реалізації об'єкта експертизи:**

Нормативний документ для установок біофізико хімічного знезалізнення природних підземних вод в системах питного водопостачання індивідуального та колективного призначення.

**6. Технічні характеристики та умови застосування технології та установок наведені в:** ТУ У 28.2-32936411-001:2013 «Установка біофізикохімічного знезалізнення питної води «Делафер». Технічні умови.» та звіті державної санітарно-епідеміологічної експертизи № 21.2/1010 від 12.03 2013р.




**7. Невід'ємним додатком до даного акту є:** «Висновок державної санітарно-епідеміологічної експертизи № 05.03.02-07/15525 від 14.03.2013р.»

Від ПП «ЕКОТЕХСЕРВІС»

Головний інженер

Провідний інженер

Провідний спеціаліст

 Шевчук Ю.В.  
 Жогло С.С.  
 Дума А. М.

Від НУВГП

Доцент, к.т.н.

 Квартенко О.М.



МІНІСТЕРСТВО ОХОРОНИ ЗДОРОВ'Я УКРАЇНИ  
 ДЕРЖАВНА САНІТАРНО-ЕПІДЕМІОЛОГІЧНА СЛУЖБА

Міністерство охорони здоров'я України  
 (назва установи)  
 вул. Грушевського, 7, м. Київ, 01601  
 (місцевий код)  
 253-94-84, 559-29-88

ЗАТВЕРДЖУЮ



Заступник головного державного  
 санітарного лікаря України

*[Signature]*  
 П.М. Черненко

Висновок державної санітарно-епідеміологічної експертизи

від 14.03 2013р.

№ 05.03.02-071 15525

ТУ У 28.2-32936411-001:2013 „Установка біофізикохімічного знезалізнєння питної води „Дезафер”.  
 Технічні умови”.

(об'єкт експертизи, вимоги до об'єкта експертизи ТУ, ДСТУ, ГОСТ)

код за ДКПП: 28.29.12-30.00

(код ДКПП, арнокод)

Нормативний документ для установок біофізикохімічного знезалізнєння природних підземних вод в  
 системах питного водопостачання індивідуального та колективного призначення

(сфера застосування та реалізації об'єкта експертизи)

ПП „ЕКОТЕХСЕРВІС”, Україна, 33028, м. Рівне, вул. Кавказька, 9, оф. 212, тел.: -, код ЄДРПОУ:  
 32936411

(сфера розробки, адреса, місцезнаходження, телефон, факс, Е-пошта, WWW)

ПП „ЕКОТЕХСЕРВІС”, Україна, 33028, м. Рівне, вул. Кавказька, 9, оф. 212, тел.: -, код ЄДРПОУ:  
 32936411

(місцезнаходження експертизи, адреса, місцезнаходження, телефон, факс, Е-пошта, WWW)

За результатами державної санітарно-епідеміологічної експертизи ТУ У 28.2-32936411-001:2013 „Установка  
 біофізикохімічного знезалізнєння питної води „Дезафер”. Технічні умови” відповідає вимогам діючого  
 санітарного законодавства України і може бути погоджений (затверджений)

Висновок дієний до: 15.04.2018 р

При внесенні змін до нормативного документа щодо сфери застосування, умов застосування об'єкта експертизи  
 даний висновок втрачає силу.

Державна установа “Інститут гігієни та медичної  
 екології ім. О.М.Маршала НАМН України”

02660, м.Київ, вул.Попудренка, 50, тел.: (044)  
 559-25-81

(місцезнаходження, місцезнаходження, телефон, факс, Е-пошта, WWW)

Протокол експертизи

№ 661 від 11.03 2013р.

(Об'єкт експертизи, дата його затвердження)

Голова експертної комісії

*[Signature]*

Полька Н.С.



Затверджую

міський голова м. Березне


 О.Ф. Пилипака

18 » 03 2015 р.

## АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ

### 1. Об'єкт, на якому впроваджені результати наукових досліджень:

Станція знезалізнення питної води по вул. Ціолковського в м. Березне продуктивністю 2000 м<sup>3</sup>/добу.

### 2. Назва організацій, які проводили розробку робочого проекту, будівництва, пусконаладжувальних робіт станції знезалізнення:

НТЦ Фонсвіт, НТЦ «Жива вода», ДП «Октан», ПП «Екотехсервіс».

### 3. Відповідальний виконавець за науково-технічну частину проекту: доцент кафедри водопостачання, водовідведення та бурової справи НУВГП Квартенко О.М.

### 4. Термін виконання робіт: 2002-2010 роки.

### 5. Загальна характеристика та новизна впровадженої технології:

Рекомендації на проектування (технологічна частина проекту) станції знезалізнення базуються за результатами експериментальних досліджень, виконаних к.т.н. Квартенко О.М. (НУВГП).

В основу технології покладено послідовне поєднання комплексу процесів гідродинамічної кавітації в присутності кисню повітря, біологічних процесів знезалізнення та окислення органічних речовин в біореакторі з подальшою їх мінералізацією та розділенням фаз на пінополістирольних фільтрах.

Технологічна схема включає в себе біореактор діаметром 2,6 м і висотою 6,3 м, з конічним днищем і кришкою, яка разом із вентиляційним стояком має висоту 2,1 м. На висоті 5,3 м біореактор зсередини розділено металеву решіткою, яка втримує контактне завантаження із спіненого полістиролу. Центральна труба подачі води обладнана струминною насадкою із гідродинамічним кавітатором.

В будівлі станції знезалізнення розташовано три паралельно працюючих фільтра АФЗ-4 з гідроавтоматичною промивкою, загальною площею 12 м<sup>2</sup> та блок знезараження води на базі електролізної установки «Полум'я – 2». В 2012 р. були проведені роботи щодо модернізації аераційного блоку біореактора.

Основними перевагами зазначеної технології є:

- відсутність енергоспоживаючих пристроїв як для насичення води киснем повітря (компресорів, повітродувок), так і для промивки фільтрів (промивних насосів);
- використання існуючого обладнання для створення ефекту гідродинамічної кавітації у присутності хімічно активного кисню повітря;

- відсутність додаткових хімічних реагентів для проведення процесів окислення і мінералізації органічних сполук;
  - використання синергетичного ефекту від поєднання комбінаторики біологічних та фізико-хімічних процесів, а саме: гідродинамічної кавітації в присутності хімічно активного кисню повітря, процесів біологічного окислення, мінералізації, а також процесу біокоагуляції за допомогою отриманого природним шляхом коагулянту  $Fe(OH)_3$ ;
  - використання гідроавтоматичної регенерації завантаження;
  - вага 1 м<sup>3</sup> завантаження для фільтрів в 15-20 разів менша, експлуатаційні витрати знижено на 15-25% порівняно із фільтрами із важким завантаженням.
6. Показники якості води, яка контролювалася протягом всього терміну експлуатації станції знезалізнення органами Березнівської районної СЕС (з жовтня 2010 року), підтвердили надійну санітарно-гігієнічну ефективність даної технології і відповідність питної води в м. Березно вимогам діючого ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною».
7. Економічний ефект за приведеними витратами в результаті впровадження даної технології порівняно з технологією глибокої аерації – фільтрування у цінах 2014 року складає 400 тис. грн.

Від міської ради:

\_\_\_\_\_

Від КП «Березноводоканал»:

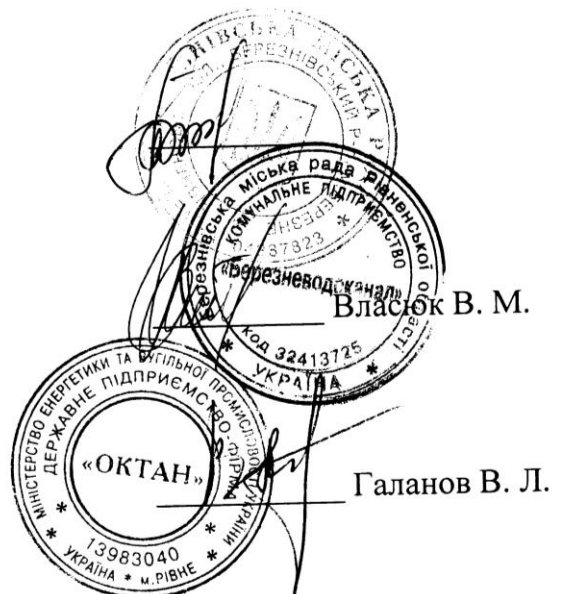
Директор

Від ДПФ «Октан»:

Директор

Від НУВГП:

Доцент, к.т.н.



\_\_\_\_\_ Квартенко О. М.



«Ковельської  
КДЮСШ ім. С. Кондратовича»

2016

### Акт впровадження

**1. Об'єкт на якому було впроваджено рекомендації щодо модернізації технології водоочищення та водоочисного обладнання:** «Ковельська КДЮСШ ім.. С. Кондратовича»

**2. Назва організації, яка проводила модернізацію технології та обладнання:** ПП «Екотехсервіс» м.Рівне

**3. Існуюча технологія водоочищення** – заснована на безреагентному методі освітлення оборотної води басейну Ковельської «КДЮСШ ім.. С. Кондратовича». До складу технологічної схеми входять три напірних фільтра діаметром 1,2 м, висотою 3,0 м, та блок знезараження. Модернізація існуючої технологічної схеми була здійснена за рекомендаціями к.т.н., доцента кафедри водопостачання, водовідведення та бурової справи Національного університету водного господарства та природокористування Квартенко Олександра Миколайовича

**4. Характеристика та новизна рекомендованих до впровадження заходів**

4.1. Проведення ревізії діючих фільтрів, а саме фільтруючого завантаження та дренажної системи, з метою заміни фракційного складу завантаження та інтенсифікації процесів фільтрування - промивки.

4.2. Переобладнання існуючої безреагентної схеми в реагентну шляхом впровадження перед блоком фільтрів блоку реагентного господарства у складі витратного баку коагулянту, насосу дозатора та напірного змішувача.

4.3. Встановлення дослідним шляхом оптимальних доз реагентів.

4.4. Проведення заміни обладнання блоку знезараження оборотної води шляхом заміни існуючого обладнання на блок електролізеру.

4.5. Проведення ревізії насосного обладнання для промивки напірних фільтрів з метою отримання розрахункової витрати промивної води із необхідним напором, що дає можливість запобігти процесу прогресуючого кольматажу фільтруючого завантаження.

В результаті проведеної модернізації стало можливим повне видалення із води органічних комплексів, завислих речовин, кольоровості оборотної води.

Якість очищеної води, після проходження вузла знезараження, за санітарно-гігієнічним та бактеріологічними показниками відповідає вимогам (ДСанПІН 383-96) "Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання".

Від «Ковельської КДЮСШ ім.. С. Кондратовича»

Від приватного підприємства «Екотехсервіс»



С.С. Жогло

Від НУВГП  
доцент, к.т.н.

О.М. Квартенко



1001-1009  
13.04.2018р

## ДОВІДКА

про використання у навчальному процесі  
Національного університету водного господарства та природокористування  
результатів досліджень і розробок, одержаних при виконанні дисертаційної роботи  
Квартенка Олександра Миколайовича на здобуття  
наукового ступеня доктора технічних наук

Використані у навчальному процесі науково-методичні розробки та результати досліджень докторанта кафедри водопостачання та бурової справи Квартенка О.М., що викладені в його дисертаційній роботі, забезпечують набуття студентами теоретичних знань та сприяють отриманню практичних навиків з основ хімії та мікробіології природних багатоконпонентних підземних вод із різними показниками якісного складу, із комплексним використанням фізико-хімічних, біологічних та біохімічних методів очищення при підготовці і викладанні курсів лекцій, лабораторних та практичних занять з дисциплін для підготовки студентів за спеціальністю 192 «Будівництво та цивільна інженерія» та напрямом підготовки 6.060101 «Будівництво» професійного спрямування «Водопостачання та водовідведення».

**«Якісні показники природних та стічних вод». Тема 1.** Загальна характеристика та класифікація природних вод. Природні підземні води як складна багатоконпонентна система. Основні джерела забруднень підземних вод антропогенними домішками.

**Тема 6.** Методи очищення природних та стічних вод.

**Тема 10.** Форми існування заліза та марганцю в природних водах. Стабілізація і дегазація води. Методи стабілізаційної обробки води. Теоретичні основи методів знезалізнення та деманганзації води.

**«Рациональне використання та охорона водних ресурсів». Тема 1.** Кількісний та якісний аналіз поверхневих та підземних джерел.

**«Хімія води і мікробіологія». Тема 4.** Морфологія й систематика мікроорганізмів. Бактерії в підземних водах. Вплив зовнішніх факторів на розвиток бактерій.

Проректор з наукової роботи  
та міжнародних зв'язків,  
д.е.н., професор



Н. Б. Савіна

Україна, 33028  
м. Рівне, вул. Соборна, 11

+380362 633 098  
факс +380362 633 209

mail@nuwm.edu.ua  
www.nuwm.edu.ua

Ukraine, 33028, Rivne  
11 Soborna St.

+380362 633 098  
fax +380362 633 209

**СПИСОК ОСНОВНИХ ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ****Статті у наукових фахових виданнях України**

1. Квартенко А. Н., Романенко Т. В. Технология многопроцессной очистки высокоцветных природных вод с повышенным содержанием органических веществ и железа. *Гідротехнічні споруди і гідромеліорація*. Рівне, УДУВГП, 2002. Випуск 27. С. 214–221. (*Здобувачу належить розробка технології, постановка та проведення досліджень, обробка їх результатів*).
2. Квартенко О. М. Дослідження можливостей попередньої біологічної очистки природних вод, які зазнали підвищеного техногенного навантаження. *Вісник НУВГП. Збірник наукових праць*. Рівне, 2006. Випуск 2 (34). Частина 1. С. 142–150.
3. Квартенко О. М. Технології очищення та кондиціонування підземних вод різного фізико-хімічного складу. *Вісник НУВГП. Технічні науки. Збірник наукових праць*. Рівне, 2007. Випуск 4 (40). Частина 2. С. 441–446.
4. Квартенко О. М. Дослідження впливу постійного магнітного поля на динаміку процесу очистки природних вод іммобілізованою мікрофлорою. *Вісник НУВГП. Технічні науки. Збірник наукових праць*. Рівне, 2008. Випуск 3 (43). С. 203–211.
5. Квартенко А. Н. Исследование биотропных параметров постоянного магнитного поля на сообщества микроорганизмов. *Гідромеліорація та гідротехнічне будівництво*. Збірник наукових праць. Рівне, 2008. Випуск 33. С. 134–142.
6. Квартенко А. Н. Железобактерии в подземных водах Украины и их роль в окислении соединений железа и марганца. *Гідромеліорація та гідротехнічне будівництво*. Збірник наукових праць. Рівне : Національний університет водного господарства та природокористування, 2009. Випуск 34. С. 180–186.
7. Квартенко А. Н. Теоретические предпосылки комплексного влияния переменного магнитного поля на процессы очистки подземных вод, содержащих железо-гуминовые соединения. *Вісник НУВГП. Технічні науки. Збірник наукових праць*. Рівне : НУВГП, 2010. Випуск 3 (51). С. 72–79.
8. Квартенко А. Н. Многопроцессная технология кондиционирования подземных вод содержащих комплексорганические и азот аммонийные соединения. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки*. Науково-технічний збірник. Київ : КНУБА, 2010. Випуск 14. С. 42–55.



9. Квартенко А. Н. Характеристика подземных вод Северо-Западных областей Украины и технологические схемы их кондиционирования. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки*. Науково-технічний збірник. Київ: КНУБА, 2011. Випуск 16 С. 32-40.

10. Квартенко А. Н. Кондиционирование низкощелочных подземных вод, содержащих железогуминовые комплексы. *Науковий вісник будівництва*. Харків: ХДТУБА, 2011, Випуск 63. С. 406 – 414.

11. Квартенко О. М. Дослідження процесів знезалізнення підземних вод на фільтрах з різноманітними наповнювачами. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки*. Науково-технічний збірник. Київ: КНУБА, 2013. Випуск 22. С. 44 – 54.

12. Квартенко А. Н. Технология кондиционирования агрессивных подземных вод с низким щелочным резервом, содержащих аммиак и железоорганические комплексы. *Вісник Донбаської національної академії будівництва та архітектури*. Збірник наукових праць. Макіївка 2013. Випуск 2013-5 (103). С. 52 – 59.

13. Квартенко О. М., Сафонов Р. В. Аналіз ступеня агресивності підземних вод Рівненської області. *Вісник НУВГП*. Збірник наукових праць. Технічні науки. Рівне, 2015. Випуск 1(69). С. 49 – 57. (Здобувачем виконано багаторічний моніторинг та виявлено фактори, які впливають на підвищення ступеня агресивності води в регіоні, проведено розрахунки індексів стабільності води в системах водопостачання населених пунктів Рівненської області).

14. Kvartenko A., Galanov V., Pletuk O. Technology of de-ironing of weakly acidic low alkaline underground water containing ammonium nitrogen. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2016. 5/10 ( 83 ). P. 4 – 11 <https://DOI:10.15587 / 1729-4061.2016.79770> (Індексується у базах: **BASE, Ulrich's Periodicals Directory, CiteFactor, ResearchBid, Index Copernicus, РИНЦ, Polish Scholarly Bibliography, Scopus**) (Здобувачу належать – розробка технології, апаратів, проведення багаторічних експериментальних досліджень в умовах сезонної зміни якості води, теоретичне обґрунтування отриманих результатів досліджень).

15. Квартенко О. М. Удосконалений класифікатор технологій кондиціонування багатокомпонентних підземних вод. *Вісник Інженерної академії України*. 2017. Вип.2. С. 131 – 136.

16. Квартенко О. М. Шляхи інтенсифікації методів очищення багатокомпонентних підземних вод. *Технічні науки та технології*: науковий журнал. Чернігів: ЧНТУ, 2017. №3 (9). С. 206-212. [https://DOI:10.25140 / 2411-5363-2017-3\(9\)-206-212](https://DOI:10.25140 / 2411-5363-2017-3(9)-206-212) (Індексується у базах: **Index Copernicus, Google Scholar, РИНЦ, Research Bib**)

17. Квартенко О. М. Технологія та обладнання вузла стабілізаційної обробки агресивних підземних вод. *Комунальне господарство міст*. Серія: Технічні науки та архітектура, 2017. X. : Харківський національний університет ім. О.М. Бекетова. Вип. 139. С. 161 – 166.

18. Квартенко О. М. Саблій Л.А. Дослідження роботи станції очищення багатокомпонентних підземних вод в умовах змін гідравлічних навантажень. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки*. Науково-технічний збірник. Київ: КНУБА, 2017. Випуск 28. С. 170 – 176. (Здобувачу належать постановка завдань та проведення досліджень на діючій станції водоочищення, побудованій за технологією, запропонованою здобувачем, а також вивчення кінетики виносу забруднень при різних умовах промивки фільтруючого завантаження).

19. Квартенко О., Присяжнюк І. Моделювання кінетики процесу видалення сполук заліза в біореакторі. *Технічні науки та технології*: науковий журнал. Чернігів: ЧНТУ, 2017. №4 (10). С. 247 – 254. [https://DOI:10.25140/2411-5363-2017-4\(10\)-247-254](https://DOI:10.25140/2411-5363-2017-4(10)-247-254). (Індексується у базах: **Index Copernicus, Google Scholar, РИНЦ, ResearchBib**) (Особистий внесок здобувача – проведення теоретичного аналізу існуючих моделей, розробка фізичної та математичної моделей).

20. Kvartenko O., Gryuk I., Sabliy L. Model of biomineralization of ferrum compounds by *Gallionella* cells immobilized on contact loading of bioreactor. *Energy Engineering and Control Systems*. 2017. Vol. 3. No. 2. P. 51 – 56.

<https://doi.org/10.23939/jeeecs2017.02.051>. (Індексується у базах: CrossRef, ICI Journals Master List) (Особистий внесок здобувача – проведення теоретичного аналізу, розробка моделі процесів внутрішньоклітинного метаболізму бактерій *Gallionella*, при використанні додаткового джерела карбону у вигляді кальцинованої соди).

21. Квартенко О.М. Системний підхід до обґрунтування нових та удосконалення існуючих технологій кондиціонування багатокomпонентних підземних вод. *Комунальне господарство міст*. Серія: Технічні науки та архітектура, 2018. X. : Харківський національний університет ім. О.М.Бекетова. Вип. 140. С. 98 – 103.

22. Квартенко О. М. Встановлення оптимальних параметрів процесу стабілізаційної обробки підземних вод в системах водопостачання малих населених пунктів. *Вісник НУВГП*. Технічні науки. Збірник наукових праць. Рівне, 2017. Випуск 4(80). С. 35 – 41.

23. Квартенко О. М., Саблій Л. А., Грюк І. Б. Вилучення фенолів із багатокomпонентних підземних вод методом гідродинамічної кавітації. *Вісник Хмельницького національного університету*. Серія: Технічні науки. Хмельницький: Хмельницький національний університет, 2017. №5 (253). С. 83 – 88. (Індексується у базах Google Scholar, Index Copernicus, РИНЦ, Polish Scholarly Bibliography) (Здобувачу належать проведення теоретичного аналізу, постановка завдань, розробка методик та пілотної установки, проведення досліджень, а також теоретичне обґрунтування отриманих результатів).

24. Kvartenko A., Orlov V., Pletuk O. Research into the biosorption process of heavy metal ions by the sediments from stations of biological iron removal. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2017. 4/10 (88). P. 37 – 43. <https://DOI:10.15587 / 1729-4061.2017.106961>. (Індексується у базах: BASE, Ulrich's Periodicals Directory, CiteFactor, ResearchBid, Index Copernicus, РИНЦ, Polish Scholarly Bibliography, Scopus) (Здобувачу належать – ідея використання матричних структур залізобактерій в якості реагентів осаджувачів іонів важких металів, розробка пілотних установок, технології, проведення експериментальних досліджень та теоретичне обґрунтування отриманих результатів).

**Статті у наукових періодичних виданнях інших держав**

25. Журба М. Г., Говорова Ж. М., Квартенко А. Н., Говоров О. Б. Биохимическое обезжелезивание и деманганация подземных вод. *Водоснабжение и санитарная техника*. Москва, 2006. №9. С.17-23. (Здобувачу належить розробка технології та апаратів комплексного очищення підземних вод, визначення оптимальних умов проходження процесу, проведення експериментальних досліджень).

26. Журба М. Г., Квартенко А. Н. Биотехнология предварительной очистки поверхностных вод. *Экология и промышленность России*. Москва, 2007. №4. С. 27-32. (Особистий внесок здобувача – розробка комплексної технології очищення води від розчинених органічних речовин та азоту амонійного, проведення експериментальних досліджень, теоретичне обґрунтування отриманих результатів).

27. Квартенко А.Н., Журба М.Г. Активация биофлокуляционных процессов водоподготовки в постоянном магнитном поле. *Вода: химия и экология*. 2009. № 3. С. 20-27. URL: <http://watchemec.ru/article/16990/>. (Здобувачу належить ідея, постановка завдань та проведення експериментальних досліджень).

28. Квартенко А. Н., Журба М. Г. Теоретическое обоснование кондиционирования подземных вод сложного физико-химического состава в постоянном магнитном поле. *Вода: химия и экология*. 2010. №11. С. 24-32. URL: <http://watchemec.ru/article/4006/> (Здобувачу належить теоретичне обґрунтування та проведення досліджень кондиціонування багатокомпонентних підземних вод в постійному магнітному полі, розробка конструкції реактора та технологічної схеми)

29. Журба М. Г., Говорова Ж. М., Говоров О. Б., Квартенко А. Н. Биореакторы-фильтры с плавающей загрузкой в технологиях кондиционирования подземных вод. *Сантехника*. 2012. №3. С. 50-54. (Особистий внесок здобувача – розробка технології та конструкції блочно-модульної установки для видалення важкоокиснюваних феруморганічних комплексів, фульвокислот, фенолів).

30. Журба М. Г., Говорова Ж. М., Говоров О. Б., Квартенко А. Н. Биореакторы-фильтры с плавающей загрузкой в технологиях кондиционирования подземных вод. *Сантехника: водоснабжение и инженерные системы*. 2012. №4. С. 50-53. *(Особистий внесок здобувача – розробка концепції комплексного використання удосконалених методів очищення)*.

31. Журба М. Г., Говорова Ж. М., Говоров О. Б., Квартенко А. Н. Кондиционирование подземных вод многокомпонентного физико-химического состава. *Водоочистка. Водоподготовка. Водоснабжение*. 2012. № 4 (52). С.18 – 26. *(Здобувачеві належить розробка принципу багатопроцесного очищення складних підземних вод, який базується на комплексі біологічних та фізико-хімічних методів з наступним коригуванням параметрів її стабільності, а також технологічних схем очищення води від важкоокиснюваних залізоорганічних комплексів, амонійного нітрогену, фенолів)*.

32. Квартенко А. Н., Говорова Ж. М. Модернизированные технологии комплексного кондиционирования подземных вод. Вестник МГСУ. Научно-технический журнал. М.: Издательство ФГБОУ ВО «Научный исследовательский Московский государственный строительный университет» (МГСУ), 2013. №5 С. 118-126. *(Здобувачеві належить розробка технології комплексного фізико-хімічного очищення багатоконпонентних підземних вод)*.

33. Журба М. Г., Говоров О. Б., Говорова Ж. М., Квартенко А. Н. Исследования и опыт внедрения инновационных технологий кондиционирования подземных вод. *Водоснабжение и санитарная техника*. М. : ООО «Издательство ВСТ» 2014. №9. с. 38-46. *(Особистий творчий внесок здобувача – участь у розробці та впровадженні технологій кондиціонування підземних вод)*.

#### **Патенти України на винахід**

34. Спосіб біологічного очищення природних і стічних вод : патент на винахід 55767 Україна: МПК C02F 3/10, C02F 1/48 / Квартенко О.М., власник Квартенко О.М. № 2002064737; заявл. 10.06.2002; опубл. 17.07.2006. Бюл. № 7. 3 с.

35. Спосіб очистки підземних вод від стійких форм органічних та залізоорганічних сполук : патент на винахід 107844 Україна: МПК C02F 1/64, C02F 1/52, C02F 1/72, C02F 9/14 / Квартенко О.М. ; власник Квартенко О.М. № а 2013 02538; заявл. 28.02.2013; опубл. 25.02.2015 Бюл. № 4. 7 с.

36. Спосіб очищення води від іонів важких металів активованими біомінералами : пат. на винахід 115496 Україна: МПК C02F 1/62, C02F 1/48, C02F 3/34 / Квартенко О.М., Плетюк О.В.; власники Квартенко О.М., Плетюк О.В. № а 2016 04551; заявл. 25.04.2016; опубл. 10.11.2017 Бюл. № 21. 7 с. *(Здобувачеві належать – ідея винаходу, проведення досліджень які підтверджують ефективність використання технології, формування формули винаходу, розробка технології).*

37. Установа для комплексного очищення багатокомпонентних підземних вод: пат. на винахід 116716 Україна: МПК C02F 1/64, C02F 1/24, C02F 1/28, C02F 1/52, C02F 1/48, C02F 9/04, C02F 9/08, B01D 21/00, B01D 24/00, B01D 25/00 / Квартенко О.М.; власник Квартенко О.М. № а 2016 10751; заявл. 26.10.2016; опубл. 25.04.2018 Бюл. № 8.7 с.

### **Патенти України на корисну модель**

38. Спосіб очищення слабокислих підземних вод з низьким лужним резервом : пат. на корисну модель 79151 Україна: МПК C02F 1/64, C02F 1/66 / Квартенко О.М.; власник Квартенко О.М. № у 2012 12591; заявл. 05.11.2012; опубл.10.04.2013 Бюл. № 7. 4 с.

39. Спосіб очищення підземних вод від сполук заліза : пат. на корисну модель 80341 Україна: МПК C02F 1/64, C02F 3/00, C02F 7/00 / Квартенко О.М. ; власник Квартенко О.М. № у 2012 13456; заявл. 26.11.2012; опубл. 27.05.2013 Бюл. № 10. 5 с.

40. Напірна установка для знезалізнення води : пат. на корисну модель 84017 Україна: МПК C02F 1/64 / Квартенко О.М., Плетюк О.В.; власник Національний університет водного господарства та природокористування. № u201303938; заявл. 01.04.2013; опубл. 10.10.2013. Бюл. № 19. 5 с. *(Здобувачеві належить формування формули винаходу, розробка технологічних вузлів запропонованого пристрою).*

41. Напірна установка для знезалізнення води: патент на корисну модель 112564 Україна : МПК C02F 1/64 / Квартенко О.М., Плетюк О.В.; власник Національний університет водного господарства та природокористування. № u201605623; заявл.25.05.2016; опубл. 26.12.2016. Бюл. № 24. 5 с. *Здобувачеві належить формування ідеї та формули винаходу, розробка технологічних вузлів.*

#### **Статті у інших наукових виданнях**

42. Журба М. Г., Говорова Ж. М., Квартенко А. Н. Влияние техногенной составляющей на качество природной воды и выбор технологических схем водоподготовки. *Строительство и архитектура. Экспресс информация. Зарубежный и отечественный опыт в строительстве.* Москва 2004. Выпуск 3. Инженерное обеспечение объектов строительства. ВНИИ НТПИ. с. 75-89.

*Особистий творчий внесок здобувача – теоретичний аналіз джерел забруднень природних вод в результаті техногенної діяльності, а також аналіз стану існуючих технологій водоочищення. Проведення досліджень та розробка комплексної технології очищення вод від антропогенних забруднень.*

43. М. Г. Журба, Ж. М. Говорова, А. Н. Квартенко. Современное состояние и перспективы биологической очистки природных вод / Проблемный доклад. Строительство и архитектура. М: Изд-во ВНИИНТПИ, 2006. 72 с. *(Здобувачу належать – постановка завдань та проведення досліджень щодо комплексного очищення природних вод від азоту амонійного, розчиненої органіки, кольоровості, а також розробка блочно-модульної багатопроцесної установки та проведення теоретичного аналізу процесів водоочищення).*

44. Квартенко О. М. Вплив постійного магнітного поля на інтенсифікацію процесу очистки поверхневого стоку з територій промислових підприємств. *Вісник НУВГП. Збірник наукових праць*, 2009. Вип. 2(46). Частина 1. С. 216 – 225.

45. Журба М. Г., Ганбаров Э. С., Говорова Ж. М., Квартенко А. Н. Тенденции развития безреагентных водоочистных технологий. *Питьевая вода*, 2009, №(50). С. 2 – 14. (*Особистий внесок здобувача – розробка та дослідження роботи біореакторів із закріпленою мікрофлорою під дією постійного магнітного поля, а також фільтровальних систем із гідроавтоматичною промивкою*).

46. Квартенко О. М. Шляхи інтенсифікації методів реагентного знезалізнення підземних вод. *Вісник Одеської Державної Академії будівництва та архітектури*. Одеса: Optimum, 2015. Випуск №59. С. 56 – 63.

47. Квартенко О. М., Саблій Л. А. Дослідження методів очищення підземних залізо містких вод від амонійних сполук та аміаку. *Вода і водоочисні технології. Науково-технічні вісті*. 2016. №1(18). С. 39 – 49. (*Здобувачу належать – розробка технології та проведення досліджень комплексного очищення слабокислих та нейтральних підземних вод, а також теоретичне обґрунтування отриманих результатів*).

48. Квартенко О. М. Інтенсифікація роботи станції знезалізнення слабокислих підземних вод з низьким лужним резервом. *Вісник НУВГП. Збірник наукових праць*, 2016. Вип. 2(74). С. 205–214.

49. Квартенко О.М. Інтенсифікація роботи станцій знезалізнення води які працюють в гравітаційному режимі. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки*. Науково-технічний збірник. Київ: КНУБА, 2016. Випуск 27. С.155 – 162.

50. Квартенко О. М. Використання біохімічного методу в сучасних технологіях водоочищення підземних вод (огляд). *Вода і водоочисні технології. Науково-технічні вісті*. 2016. №2(19). С. 51 – 65.



51. Kvartenko A. N. Practical stabilization methods of groundwater in North-Western region of Ukraine. Water Supply and Wastewater Removal: Monografie / edited by Henryk Sobczuk, Beata Kowalska. Lublin: Politechnika Lubelska, Lublin University of Technology, 2016. p. 107 – 120.

52. Kvartenko A. N. Research into factors of mutual influence of ground waters quality parameters on choice of water cleansing technologies. *Вода і водоочисні технології. Науково-технічні вісті*. 2017. №1(21). С.39 – 49.

### **Матеріали та тези доповідей з'їздів, конференцій, семінарів**

53. Квартенко А.Н. Блочно-модульная многопроцессная установка кондиционирования природных вод подвергшихся антропогенному загрязнению. *Сучасні проблеми охорони довкілля, раціонального використання водних ресурсів та очистки природних вод*: матеріали міжнародної науково-практичної конференції (14-17 квітня 2003, м. Миргород). Миргород, 2003. С. 135-138.

54. Журба М.Г., Квартенко А.Н. Исследования биологической предочистки поверхностных вод на биореакторах с носителями прикрепленной микроорганизмов. Сборник докладов. Часть 1. 7-й Международный конгресс «Вода. Экология и технология» 30.05-2.06. Москва 2006, с.506-507. (*Особистий внесок здобувача полягає у проведенні експериментальних досліджень щодо попереднього біологічного очищення природних вод від підвищених концентрацій азоту амонійного, БСК, хрому*).

55. Квартенко А.Н. Интенсификация технологий очистки подземных вод сложного физико-химического состава. *Актуальні проблеми водного господарства та природокористування*: III міжнародна науково-технічна конференція (22-23 жовтня 2009 р., м. Рівне). Рівне: НУВГП, 2009. С. 29-31.

56. Квартенко А. Н. Влияние антропогенных факторов на ухудшение качества подземных вод. *Проблеми прогнозування та попередження надзвичайних ситуацій природного, природно-техногенного та техногенного походження*: матеріали міжнародної науково-практичної конференції (АР Крим, м. Ялта, 5-9 жовтня 2009).

57. Квартенко А.Н. Роль закрепленной микрофлоры при очистке подземных вод сложного физико-химического состава. *Вода, Экология, Общество*: материалы III международной научно-практической конференции (программа и тезисы). (9-11 февраля 2010 г., г. Харьков). Харьков: ХНАГХ, 2010. с. 54 –57.

58. Квартенко А.Н. Использование влияния постоянного магнитного поля для интенсификации технологии очистки подземных вод содержащих железоорганические комплексы. *Водні ресурси. Проблеми раціонального використання, охорони та відтворення*: матеріали III науково-практичної конференції (АР Крим, м. Коктебель, 21-25 червня 2010 р.). НПЦ „Екологія. Наука. Техніка.”, 2010. С. 75-76.

59. Квартенко А.Н. Некоторые аспекты теоретических основ комплексной очистки подземных железосодержащих вод с низким щелочным резервом. *Dny vědy – 2011: materialy VII mezinarodni vědecko - prakticka conference. Dil 19. Biologické vědy. Ekologie. Chemie a chemická technologie.* (27 května – 05 cervna 2011 roku) Praha: Publishing House «Education and Science», 2011. С. 47 – 49.

60. Журба М.Г., Говорова Ж.М., Говоров О.Б., Квартенко А.Н. Опыт разработки и внедрения новых технологий кондиционирования подземных вод сложного физико-химического состава. *Энергосбережение и энергоэффективность на предприятиях водопроводно-канализационного хозяйства*: материалы международной конференции (05-06 июня 2012 г., г. Москва). Москва: МВЦ «Крокус Экспо», 2012. С.25-26. (*Особистий внесок здобувача полягає у розробці та впровадженні технологій кондиціонування підземних вод*).

61. Квартенко А.Н. Теоретические основы использования продвинутой технологии в комплексной очистке многокомпонентных подземных вод подвергшихся антропогенному загрязнению. *Aktualne problemy nowoczesnych – 2012: materialy VIII Miedzynarodowej naukowii-praktycznej konferencji.* (07 – 15 czerwca 2012 r., Przemysl). Volume 48. Budownictwo i architektura. Przemysl: Nauka i studia, 2012. – С. 59-62.

62. Квартенко О.М., Бугай С.М., Коробка В.С., Кульбачинській Р.І. Аналіз сучасних методів стабілізаційної обробки води в системах господарсько-питного та технічного водопостачання. *Dny vědy – 2013: materialy IX mezinárodní vědecko - praktická conference. Díl 32. Matematika. Vystavba a architektura. (27 března – 05 dubna 2013 r., Praha). Praha: Publishing House «Education and Science», 2013. С. 102-106.*(*Особистий внесок здобувача полягає у проведенні огляду сучасних методів стабілізаційної обробки води*).

63. Квартенко А.Н., Грюк И.Б. Теоретические основы механизмов химических реакций в технологических схемах обезжелезивания слабокислых, низкощелочных природных вод с использованием щелочных реагентов. Бъдещите изследвания – 2013: материали за IX Международна научна практична конференция (17 - 25 февруари 2013, София). Т. 30. Здание и архитектура. София: «Бял ГРАД-БГ» ООД, 2013. С. 27-31.(*Особистий внесок здобувача полягає у теоретичному обґрунтуванні ефективності використання методу підлучення в технологічних схемах кондиціонування слабокислих, залізомістких вод з низьким лужним резервом*).

64. Квартенко А.Н. О новых подходах в области кондиционирования подземных вод сложного физико-химического состава. ЭТЕВК – 2013: сборник докладов Международного Конгресса (1-5 июня 2013г., Украина, Крым, г. Ялта). Ялта, 2013. с. 143-146.

65. Квартенко А.Н. Новые технологии и оборудование для кондиционирования многокомпонентных подземных вод. *Вода та довкілля: тези наукової доповіді. Міжнародна науково-практична конференція в рамках IX Міжнародного водного форуму «AQUA UKRAINE - 2013».* (5-6 листопада 2013 р., м.Київ). Київ: Міжнародний виставковий центр Україна, 2013. С. 40-41.

66. Квартенко А.Н., Грюк И.Б. Використання іммобілізованої мікрофлори для очищення природних вод, що зазнали антропогенного навантаження. *IV – Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю. (Екологія/Ecology - 2013):*

збірник наукових праць (25-27 вересня 2013 р., м. Вінниця). Вінниця: ВНТУ, 2013. С. 17-19. (*Особистий внесок здобувача полягає у визначенні методів та способів очищення природних вод від сполук антропогенного та природного походження з мінімальним використанням хімічних реагентів*).

67. Квартенко А. Н. Підход к обоснованию выбора технологий кондиционирования многокомпонентных подземных вод. *Технології очищення води – технічні, біологічні та екологічні аспекти*: збірник тез Міжнародної науково-практичної конференції присвяченої пам'яті професора В. Свентославського. (3-5 грудня 2013р., Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»). Київ, 2013. С. 26-27.

68. Квартенко О. М. Технології кондиціонування багатокомпонентних підземних вод. *Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти*: матер. III міжнар. наук.-прак. конф. (м. Київ, 28-30 жовтня 2015р.). К.: НТУУ «КПІ», 2015. С. 90-93.

69. Квартенко О. М. Досвід впровадження методу стабілізаційної обробки підземних вод для Північно-Західних областей України. *Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг*: матеріали I Міжнародної науково-практичної конференції (4 – 6 Листопада 2015 р., м. Львів). Представництво Польської академії наук у м. Києві, Україна, Ун-т «Люблінська політехніка», м. Люблін, Польща, Нац. Ун-т «Львівська політехніка», м. Львів, Україна [та ін.]. Львів: ЗУКЦ, 2015. С. 89 – 91.

70. Квартенко О. М. Технології біологічного знезалізнення підземних вод. *Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти*: матеріали IV міжнар. наук.-прак. конф. (26-28 жовтня 2016 р., м. Київ). К.: НТУУ «КПІ», 2016. С. 100-102.

71. Квартенко О. М. Використання осадів станцій біологічного знезалізнення для осадження іонів важких металів із зворотних стоків гальванічного виробництва. *Екологія. Людина. Суспільство*: матеріали XIX Міжнародної науково-практичної конференції (12-13 травня 2016 р., м. Київ). Київ: НТУУ «КПІ», 2016. С. 93-94.

72. Квартенко О.М. Інтенсифікація безреагентних методів знезалізнення підземних вод. *Ресурсосбереження и энергоэффективность инженерной инфраструктуры урбанизированных территорий и промышленных предприятий: материалы II международной научно-технической интернет-конференции (2-27 февраля 2016 г., г. Харьков)*. Харьков: ХНУГХ им. А.Н.Бекетова, 2016. С. 26-28.

73. Квартенко О. М. Саблій Л.А. Комплексна технологія очищення багатокomпонентних підземних вод та утилізації осаду від промивки фільтрів. *Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти: матеріали V міжнар. наук.-прак. конф. (26-27 жовтня 2017 р., м. Київ)*. К.: Видавничий дім «КІЙ», 2017. С. 119–121. (Особистий внесок здобувача полягає у розробці та впровадженні безреагентної технології очищення підземних вод з утилізацією осаду від промивки фільтрів в якості реагенту-осаджувача іонів важких металів).

74. Квартенко О. М. Шляхи інтенсифікації методів очищення багатокomпонентних підземних вод. *Актуальні проблеми енерго-ресурсозбереження та екології: матеріали міжнар. наук.-техн. конф. (10-11 жовтня 2017 р., м.Одеса)*. Одеса: ОДАБА, 2017. С. 84–86.

75. Квартенко О. М., Саблій Л.А. Досвід впровадження технологій очищення підземних залізовмістних вод для північно-західних областей України *Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг: матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції (18-20 жовтня 2017 р., м. Львів, Національний університет "Львівська політехніка")*. Львів: ЗУКЦ. С.75-77. (Особистий внесок здобувача полягає у розробці та впровадженні технологій очищення підземних залізомістких вод із різною кислотністю та лужним резервом від азоту амонійного, фенолів, розчиненої органіки, які дозволяють проводити коригування фізико-хімічних показників якості води).