



МИННО-ГЕОЛОЖКИ  
УНИВЕРСИТЕТ  
„СВ. ИВАН РИЛСКИ“

**МАРТИН ПУШКАРОВ**

**ЧИСЛЕНО МОДЕЛИРАНЕ И ЕКСПЕРИМЕНТАЛЕН  
АНАЛИЗ НА ЗАМЪРСЯВАНЕТО  
В РУДНИЧНИ ВОДИ  
ПРИ МИННОДОБИВНАТА ДЕЙНОСТ**

СОФИЯ, 2026



Мартин Пушкаров

*Числено моделиране и експериментален  
анализ на замърсяването в руднични  
води при миннодобивната дейност*

Монография

София 2026

## **Анотация**

Монографията е посветена на изследването на процесите на формиране, състав, разпространение и пречистване на кисели руднични води, генерирани в резултат от миннодобивната дейност, както и на разработването на методи за тяхното математическо моделиране и инженерно управление. Актуалността на изследването е обусловена от нарастващото въздействие на рудничните води върху водните ресурси и необходимостта от прилагане на ефективни технологични решения за ограничаване на екологичните рискове.

В първа глава е извършен анализ на състоянието на процесите на замърсяване в рудничните води, като са разгледани механизмите на образуване на кисели руднични води при различни типове находища. Втора глава съдържа сравнителен анализ на хидрохимичните параметри на водите от различни рудници с цел оценка на влиянието на геоложките и технологичните фактори върху техния състав и степента на замърсяване. В трета глава са представени резултати от експериментални изследвания на води, генерирани от миннодобивната дейност. В четвърта глава е разработен метод за интегрално моделиране на двуфазни течения в кисели руднични води. В глава пета на монографията е проведен експериментален анализ на киселите руднични води с цел проверка и валидиране на предложените математически модели и оценка на тяхната приложимост. В шеста глава са формулирани инженерни критерии и са разработени препоръки за мониторинг, контрол и пречистване на кисели руднични води, насочени към оптимизиране на технологичните решения и намаляване на екологичния риск. В седма глава са систематизирани и анализирани съвременни технологии за пречистване на кисели руднични води.

В заключение получените резултати имат научно-приложен характер и допринасят за усъвършенстване на методите за анализ, моделиране и управление на киселите руднични води в условията на миннодобивната индустрия, като същите могат да бъдат използвани от студенти в МГУ „Св. Иван Рилски“, както и от инженери и проектанти работещи в миннодобивната индустрия.

© Мартин Иванов Пушкарков – автор 2026 г.

Рецензенти:

проф. д-р инж. Ивайло Георгиев Копрев  
проф. дн Константин Тодоров Балашев

Първо издание, българско

**ISBN 978-954-353-506-4** (мека подвързия)

**ISBN 978-954-353-507-1** (pdf)

Издателска къща „Св. Иван Рилски“ на МГУ „Св. Иван Рилски“, гр. София

Монографията е обсъдена и приета за отпечатване с решение на Катедрен съвет с Протокол №6/30.03.2026 г., от заседание на катедра „Разработване на полезни изкопаеми“, Миннотехнологичен факултет, МГУ „Св. Иван Рилски“.

## Съдържание

Използвани символи .....	5
УВОД.....	10
Глава 1 Анализ на състояние върху процесите на замърсяване в рудничните води.....	14
1.1. Анализ за състоянието на кисели руднични води .....	14
1.2. Формиране на киселите руднични води .....	18
1.2.1. Образуване на кисели руднични води при въглищни находища .....	19
1.2.2. Образуване на кисели руднични води при уранови находища .....	20
1.2.3. Образуване на кисели руднични води при златни находища .....	21
1.2.4. Образуване на кисели руднични води при медни находища .....	21
1.3. Пречистване на киселите руднични води .....	23
1.3.1. Химични методи.....	23
1.3.1.1. Пасивни системи (методи) за преработка на руднични кисели води. ....	24
Глава 2 Сравнителен анализ на хидрохимични параметри на водите от рудниците .....	35
Глава 3 Експериментално изследване на водите, генерирани от миннодобивната дейност.....	38
Глава 4 Метод за интегрално моделиране на двуфазни течения в киселите руднични води .....	65
4.1. Интегрални условия за двуфазни вертикални неизотермични турбулентни струи.....	66

4.2. Модел на турбулентността .....	68
4.3. Решение на интегралните условия.....	68
4.4. Алгоритъм на решението.....	70
4.5 Изчислителен процес .....	74
Глава 5 Експериментален анализ на киселите руднични води	79
<b>Глава 6</b> ИНЖЕНЕРНИ КРИТЕРИИ, ПРЕПОРЪКИ ЗА МОНИТОРИНГ, КОНТРОЛ И ПРЕЧИСТВАНЕ НА КИСЕЛИ РУДНИЧНИ ВОДИ.....	82
<b>Глава 7</b> ВИДОВЕ ТЕХНОЛОГИИ ЗА ПРЕЧИСТВАНЕ НА КИСЕЛИ РУДНИЧНИ ВОДИ.....	95
ИЗПОЛЗВАНА ЛИТЕРАТУРА .....	118

## Използвани символи

### Латински символи

$A_{ij}$  - стойности на интегралите

$a$  - температуропроводно число,  $a = \lambda / (c_p \rho_p)$ ,  $[m^2/s]$

$c_p$  - специфичен топлинен капацитет,  $[J/kgK]$

$C_R$  - коефициент на съпротивление

$C_S$  - коефициент на силата на Сафман

$D_p$  - диаметър на частицата,  $[m]$

$f$  - сечение,  $[m^2]$

$g$  - земно ускорение,  $[m/s^2]$

$G_0$  - начално съдържание на примесите в течението

$I_0$  - начално количество на движение

$h$  - енталпия,  $[J/kg]$

$K_x$  - Коефициент при силата  $F_x$

$K'_x$  - коефициент при турбулентните тангенциални напрежения

$l$  - път на размесване,  $[m]$

$L$  - турбулентен микромащаб,  $[m]$

$L_i$  - коефициенти при интегралните решения

$m$  - маса,  $[kg]$

$N$  - брой на частици в елементарен обем

$P$  - налягане,  $[Pa]$

$Q$  - топлинно взаимодействие между фазите,  $[W]$

$q$  - топлинен поток,  $[W/m^2]$

$R$  - газова константа,  $[J/molK]$

$R_u, R_\rho, R_T$  - широчина на струйния граничен слой по скорост, примеси и температура,  $[m]$

$s$  - миделово сечение на частицата,  $[m^2]$

$t$  - време,  $[s]$

$T_E$  - интегрален мащаб по време,  $[s]$

$T$  - температура,  $[K]$

$U, V$  - съставлящи на скоростта,  $[m/s]$

$x, y, z$  - координати в декартова координатна система,  $[m]$

$Y_0$  - радиус на дюзата,  $[m]$

### Гръцки символи

$\alpha$  - коефициент на топлопредаване,  $[W/m^2 \cdot K]$

$\beta$  - коефициент на пропорционалност

$\gamma$  - коефициент при силата на съпротивление

$\mu$  - динамичен вискозитет,  $[Pa \cdot s]$

$\nu$  - кинематичен вискозитет,  $[m^2/s]$

$\lambda$  - коефициент на топлопроводност,  $[W/m.K]$

$\lambda_S$  - коефициент при силата на Сафман

$\chi$  - концентрация на примесите, [%]

$\eta$  - безразмерна напречна координата

$\rho$  - плътност,  $[kg/m^3]$

$\tau, \theta$  - време, [s]

$\varpi$  - ъглова скорост,  $[s^{-1}]$

$\Omega$  - вихър на скоростта,  $[s^{-1}]$

### Индекси

$g$  - газова фаза

$j$  - степенен показател в уравненията за движение

$p$  - фаза на примесите

$r$  - за приплъзване между фазите

$t$  - турбулентно

$x, y$  - компоненти по съответните оси

2 - околна среда

' - пулсационни съставящи

0 - начални условия

## Символи над величините

- средна стойност
- за единица време

## Числа на подобие

$Ar$  - число на Архимед,  $Ar = [d_p^3 \rho_g (\rho_p - \rho_g)] / \mu^2, [-]$

$Fr$  - число на Фруд,  $Fr = Re^2 / Gr, [-]$

$Gr$  - число на Грасхоф,  $Gr = (g\beta\Delta T D^3) / \nu, [-]$

$Kn$  - число на Кнудсен  $Kn = \lambda / L, [-]$

$Nu$  - число на Нуселт,  $Nu = (\alpha \cdot l) / \lambda, [-]$

$Pr$  - число на Прандтл,  $Pr = \nu / a, [-]$

$Re$  - число на Рейнолдс,  $Re = (VD) / \nu, [-]$

$Ri$  - число на Ричардсон  $Ri = Gr / Re^2 = gh / \nu, [-]$

$Sh$  - число на Шмидт  $Sc = \nu / D_{im}, [-]$

$Stk$  - число на Стокс,  $Stk = (\rho_p D_p U_g) / (9\nu\rho_g Y_0), [-]$

## Химически елементи

Fe - Желязо

Mn - Манган

Cu - Мед

Zn - Цинк

Cd - Кадмий

Pb - Олово

As - Арсен

U - Уран

Ra - Радий

Co – Кобалт

Mo – Молибден

Au – Злато

Ag – Сребро

Sb – Антимон

Ni – Никел

V – Ванадий

Be – Бериллий

Ga – Галий

Y - Итрий

I – Йод

Ge - Германий

Li – Литий

## Увод

Миннодобивната дейност е сред ключовите отрасли на индустрията, осигуряващи суровини за бъдещото развитие на съвременното общество, но същевременно е и един от секторите с най-значимо въздействие върху компонентите на околната среда. Един от най-съществените и дългосрочни проблеми, съпътстващи добива на полезни изкопаеми, е формирането, движението и химичната трансформация на рудничните води. Тези води представляват сложна система, в която се преплитат природни хидрогеоложки процеси и антропогенни въздействия, обусловени от технологията на добива, вида на полезното изкопаемо и други основни параметри.

При разработване по открит, подземен или комбиниран способ на добив на полезни изкопаеми се нарушава естественият воден режим на масива, създават се нови пътища за движение на подземните води и се активират физикохимични процеси, които водят до взаимодействие на различни химични елементи. В резултат рудничните води често се характеризират с повишени концентрации на тежки метали, сулфати, разтворени соли и други замърсители, които могат да окажат неблагоприятно въздействие както върху водните екосистеми, така и върху безопасността и устойчивостта на минните съоръжения.

От гледна точка на минното инженерство рудничните води не следва да се разглеждат единствено като екологичен проблем, а като инженерно предизвикателство, което оказва влияние върху проектирането, експлоатацията и бъдещото закриването на миннодобивните обекти. Управлението на рудничните води е тясно свързано с устойчивост на откоси и подземни изработки, безопасност на минните работи, ефективност на дренажните системи, използваемостта на водните оборотни кръгове и дългосрочна стабилност на нарушените терени.

Съвременните тенденции налагат прилагането на научно обосновани и количествено измерими методи за анализ на сложните процеси, протичащи в рудничните води. В този

контекст численото моделиране се утвърждава като основен инструмент за изследване и прогнозиране на хидродинамични и хидрогеохимични процеси. Числените модели позволяват симулиране на различни експлоатационни сценарии, анализ на чувствителността към ключови параметри и оценка на потенциални рискове при различни етапи от жизнения цикъл на минния обект.

Независимо от широкото приложение на числените методи тяхната надеждност и практическа стойност зависят в значителна степен от качеството на входните данни и от адекватната им валидация. Експерименталните изследвания, от своя страна пък, – както лабораторни, така и полеви – играят съществена роля за проверка на допусканията, използвани при моделирането, и за интерпретация на получените резултати. Липсата на достатъчно експериментални данни или тяхното ограничено използване често водят до несигурност в прогнозите и затрудняват прилагането на моделите в инженерната реалност.

В световната научната литература могат да се открият множество изследвания, посветени както на численото моделиране, така и на експерименталния анализ на руднични води. Въпреки това в значителна част от тях двата подхода се разглеждат изолирано, без достатъчно тясна връзка между симулационните резултати и реалните измервания.

Необходимостта от интегриране на числените и експерименталните методи става все по-осезаема с оглед на нарастващите изисквания за устойчиво управление на миннодобивните дейности. В съвременните условия инженерът трябва да разполага с инструменти, които не само описват състоянието на системата, но и позволяват прогнозиране на нейното поведение при различни сценарии, включително аварийни ситуации и етапи на закриване и рекултивация на минните обекти, както и бъдещото им използване.

Настоящата монография е посветена на численото моделиране и експерименталния анализ на замърсяването в руднични води при миннодобивна дейност, като целта ѝ е да предложи цялостен инженерен подход за изследване и управление на тези динамични и сложни процеси.

Основната цел на монографията е разработването и прилагането на интегриран числено-експериментален подход, който да осигури по-висока достоверност при анализа и прогнозата на замърсяването в руднични води. В рамките на тази цел са формулирани обобщени изследователски направления, насочени към: задълбочен анализ на хидрогеохимичните процеси в руднични води; надграждане на числени модели за пренос и трансформация на замърсители; систематизиране и интерпретация на експериментални данни; както и разработване на инженерни решения за ефективно управление на рудничните води.

В монографията специално внимание е отделено на приложния аспект на изследванията. Разгледани са възможностите за използване на числените модели като инструмент за подпомагане на проектирането и експлоатацията на миннодобивни обекти, както и за оценка на дългосрочните въздействия върху водите и съответно цялата околна среда. Акцентира се върху ролята на инженерния анализ при избора на инженерно-технически решения, насочени към минимизиране на негативните аспекти от евентуално бъдещо замърсяване.

Структурата на монографията е подчинена на логиката на интегрирания подход. В първа глава са разгледани теоретичните основи и съвременното състояние на изследванията върху процесите на замърсяване в руднични води. Втора глава е посветена на численото моделиране, включително формулирането, калибрирането и валидацията на модели. В трета глава са представени експерименталните изследвания и използваните аналитични методи. В четвърта глава е осъществен интегриран анализ между числените и експерименталните резултати, а в пета глава е разгледан експериментален анализ на киселите руднични води. Глава шест разглежда критерии, препоръки, мониторинг, контрол и пречистване на води, глава седем разглежда видовете технологии на пречистване на кисели руднични води.

С представения труд се цели да се допринесе за развитието на минното инженерство чрез повишаване на научните знания и предоставяне на практически приложими

методи и решения. Монографията е предназначена както за научни изследователи и преподаватели в областта на минното инженерство, така и за инженери от практиката, ангажирани с проектиране, експлоатация и управление на миннодобивни обекти.

# **Глава 1 Анализ на състояние върху процесите на замърсяване в рудничните води**

## ***1.1. Анализ за състоянието на кисели руднични води***

Киселите руднични води се считат за най-големия екологичен проблем, асоцииран с миннодобивната дейност. Това явление е свързано с окислението на различни химични елементи и сулфидни минерали, в резултат на което в околната среда се отделят кисели води, съдържащи сярна киселина, разтворени тежки метали и суспендирани желязни утайки (табл. 1.1.). Главните източници на кисели руднични води са откритите и подземни рудници, насипищата от скална маса и бедни руди, промишлени отпадъци, хвостохранилища, складираните сулфидни концентрати, както и богатите на пирит въглищни и уранови рудници. Освен желязо и други тежки метали, киселите руднични води от урановите рудници съдържат радиоактивни елементи като уран и радий. Токсични елементи като арсен и антимон са други съществени компоненти на киселите руднични води, разтворени от минерални суровини, съдържащи тези елементи [13,20,21,24,25,26,79]. Киселите руднични води, отделяни при добива на полезни изкопаеми, макар и да се нежелан екологичен проблем, могат да бъдат превърнати в позитив и да бъдат използвани и за добив на различни елементи от критичните и стратегическите суровини. Голяма част от съвременните разработки е насочена точно в тази посока както на територията на Република България, така и в световен мащаб. Генерираните води от всички разработвани, експлоатирани, ликвидирани или изоставени рудници, както и съпътстващите ги минни съоръжения към тях се стремят да пречистят, усвоят или рециклират елементите в тях за последващото им използване.

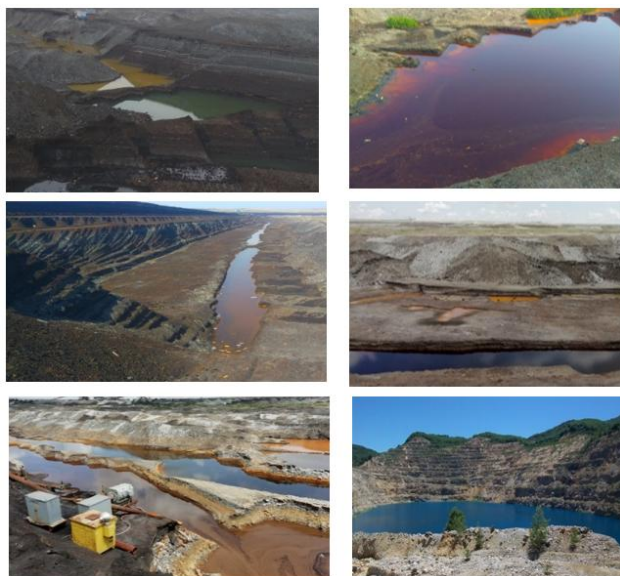
**Таблица 1.1. Данни за КРВ от различни източници,  
[16,86,90]**

Индекс	Кисели руднични води генерирани от уранов рудник	Кисели руднични води генерирани от меден рудник	Кисели руднични води генерирани от златен рудник	Кисели руднични води генерирани от въглищен рудник
pH	2,71 - 4,10	2,8 - 4,5	1,85 – 4,8	1,45 - 2,03
Сульфати, mg/l	361 - 1520	824 - 1540	328 – 28053	3250 - 8141
F <sub>e</sub> , mg/l	91 - 1070	145 - 325	1 - 500	1142 - 3074
M <sub>n</sub> , mg/l	1,9 - 44	0,80 - 8,20	0,1 - 50	32 - 95
C <sub>u</sub> , mg/l	1,04 - 12,5	2,84 - 17,0	0,002 – 3,1	0,07 - 0,19
Z <sub>n</sub> , mg/l	1,90 - 24,4	4,10 - 12,5	0,05 - 20	0,14 - 0,41
C <sub>d</sub> , mg/l	0,02 - 0,10	0,15 - 1,20	0,001 – 0,071	0,02 - 0,08
P <sub>b</sub> , mg/l	0,15 - 0,7	0,08 - 0,41	0,008 – 0,824	0,05 - 0,15
A <sub>s</sub> , mg/l	0,01 - 0,32	0,37 - 2,80	0,080 – 0,710	0,01 - 0,14
U, mg/l	0,44 - 2,80	0,001 – 0,1	0,001 – 0,05	-
R <sub>a</sub> , mg/l	0,08 - 0,45	0,008 - 0,05	0,001 – 0,002	-
C <sub>o</sub> , mg/l	0,01 - 5	0,01 - 8	0,01 - 1	0,001 – 0,1
M <sub>o</sub> , mg/l	0,05 – 10	0,05 – 12	0,01 – 0,5	0,01 – 0,5

A <sub>u</sub> , mg/l	0,0001 – 0,001	0,0001 – 0,001	0,0001 – 0,001	0,00001 – 0,0001
A <sub>g</sub> , mg/l	0,0001 – 0,005	0,0001 – 0,01	0,0001 – 0,005	0,0001 – 0,001
S <sub>b</sub> , mg/l	0,01 - 1	0,005 – 1	0,005 - 2	0,001 – 0,05
N <sub>i</sub> , mg/l	0,01 – 22	0,01 – 25	0,002 – 2,8	0,01 – 1
V, mg/l	0,05 – 12	0,05 – 5	0,01 – 0,5	0,05 – 5
B <sub>e</sub> , mg/l	0,0001 – 0,05	0,0001 – 0,05	0,0001 – 0,01	0,0001 – 0,005
G <sub>a</sub> , mg/l	0,0001 – 0,05	0,0001 – 0,05	0,0001 – 0,01	0,0001 – 0,01
Y, mg/l	0,0001 – 0,05	0,0001 – 0,05	0,0001 – 0,005	0,0001 – 0,01
I, mg/l	0,01 – 0,5	0,01 – 0,8	0,0001 – 0,05	0,01 – 0,03
G <sub>e</sub> , mg/l	0,0001 – 0,01	0,0001 – 0,01	0,0001 – 0,005	0,001 – 0,05
L <sub>i</sub> , mg/l	0,1 - 11	0,05 - 12	0,001 - 1	0,05 - 2
Разтворен С орг., mg/l	0,7 - 2,8	0,7 - 3,2	0,2 – 5,2	3,2 - 10,4
Общо разтворени тв. съставки, mg/l	659 - 2750	710 - 2480	1000 - 5000	5571 - 14072
Неразтворени тв. частици, mg/l	23 - 125	32 - 212	50 - 500	81 - 194

Разтворен кислород, mg/l	1,05 - 4,8	1,2 - 4,1	1,9 – 5,3	1,4 - 4,8
--------------------------	------------	-----------	-----------	-----------

Смесването на киселите руднични води с природните речни и езерни води причинява сериозно влошаване на качествата на последните. Такива замърсени води са неподходящи за повечето водни организми, за човешка консумация и за промишлени нужди. Почвите по пътя на водата също се замърсяват и стават неизползваеми за селскостопански нужди, ако не се пречистят преди това (Фиг. 1.1).



**Фиг. 1.1. Кисели руднични води в действителността**

Таблица 1.2.

Регион	pH	Концентрация на метал (mg/L)										
		Fe	Au	Cu	Mg	Pb	Mn	Ca	Ni	Zn	Cd	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
Нигерия (Оняма)	4,05	9,21	–	14,45	15,3	16,96	0,66	14,18	0,02	15,42	0	–
Нигерия (Окпара)	4,56	1,95	–	11,85	1,99	4,32	0,05	13,41	0,02	21,64	0	–
Португалия	3,06	14,6 ± 0,7	22,9 ± + 0,5	2,8 ± 0,03	–	–	–	–	–	2,98 ± 0,03	–	514
Бразилия	3 ± 0,5	3	33,7	–	–	–	2,1	66	–	–	–	800 ± 20
Япония	3,2	522	–	3,8	217	–	–	177	–	55,5	–	3237
Сърбия	2,46 ± 0,027	279 ± 11,2	1040 ± 37	65,9 ± 1,08	1184 ± 59	0,19 ± 0,003	65,9 ± 1,77	396 ± 7,5	0,61 ± 0,021	17,5 ± 0,027	0,01 ± 0,004	7360 ± 703
Аржентина	0,58	97,400	–	–	320	1,3	–	<2	5	25,100	161	42,300
Китай	5,4	1,4	2,3	1,8	–	–	18,9	577,9	0,1	2,2	–	–
САЩ	0,48	20,300	2210	290	821	3,6	17,1	183	0,66	2010	15,9	11800
Китай	2,3	384,9	429,1	13,9	643	3,13	50,55	392	0,85	55,86	0,59	–

Данните, представени в Таблица 1.2., показват различно разпределение на различни елементи във водите на различни световни рудници, голяма част от тях се откриват и във водите на нашите рудници от изследванията, които сме провели.

### **1.2.Формиране на киселите руднични води**

Формирането на киселите руднични (минни) води е в пряка връзка от геологията, хидрологията и приетата технология на разработване за съответния рудник. Фактическото образуване на киселите минни води се случва под въздействието на серия от комплексни геохимични и микробиални процеси, които протичат при контакта на рудничните води с полезното изкопаемо, пирита или въглища

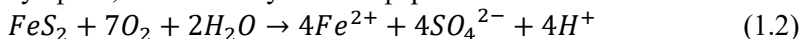
от рудното тяло. Трудно може да се проследи и определи точния физикохимичен механизъм за тяхното формиране, което за всяко едно находище е строго специфично, но обикновено в повечето случаи тези води са силно кисели и с високо съдържание на метални катиони. Последните са предимно в разтворено състояние (обикновено под формата на сулфати) и отстраняването им от водите става при повишаване на нивата на активна реакция рН до определени стойности, при които те се съутаяват под формата на неразтворими във вода метални хидрооксиди [19,35].

### ***1.2.1. Образуване на кисели руднични води при въглищни находища (1):***

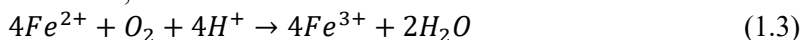
Основните реакции са четири, които се определят от химическите взаимодействия на пирита. Най-общата реакция може да се опише по следния начин, като са основно за въглищни рудници (1.1 – 1.5):



Първата реакция на изветряване на пирита включва окислението му с кислород, при което сярата се окислява до сулфати, като се получават и феро-йони:

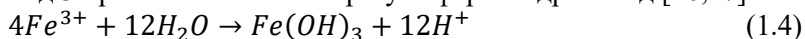


Втората реакция включва конверсия на феро-йоните до фери-йони. При тази конверсия се консумира един мол киселина. Някои бактерии и най-вече тези от вида *Tiobacillus Ferrioxidans* [71] повишават скоростта на окисление до тривалентно желязо. Тази реакция е в пряка зависимост от активна реакция на рН средата, като следва да се отбележи, че протича бавно в кисела среда (рН 2-3) без присъствието на бактерии и е няколко порядъка по-бърза при рН 5 в условия на нарастване на тези бактерии. На практика тази реакция се счита за скоростно определяща общия процес на получаването на киселина, а именно:

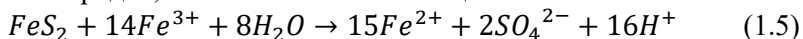


Третата реакция, която може да протече, е тази, свързана с хидролизата на желязото. Хидролизата е реакция,

която, образно казано, разцепва водната молекула, в резултат на което като вторичен продукт се генерират три мола киселинност. Много метали могат да бъдат подлагани на хидролиза. Формирането на фери-хидроксид (под формата на твърдо вещество) е в пряка зависимост от активна реакция рН. Неразтворено вещество се получава при рН над 3.5, а при рН под 3 практически не се образува фери-хидрооксид.[16,27]



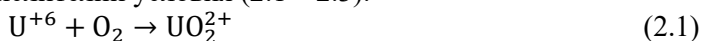
Четвъртата реакция е окислението на неокисления пирит до фери-желязо. Тривалентното желязо се формира в етапи 1 и 2. Това е цикълът и автокаталитичната част на общата реакция, която се извършва бързо и непрекъснато, докато фери-йоните и пиритът търпят превръщане. В тази реакция не кислородът, а желязото е окисляващият агент.



По принцип киселинните руднични води са характерни за всички рудници или мини, които се разработват за добив на въглища, желязна руда, цветни метали и други. Степента на киселинност, съдържанието на желязо, манган и някои от основните цветни метали в тях са в пряка зависимост както от наличието на същите в самото руднично тяло, така също и от времето, температурните условия на самото местонахождение на рудника, геохимичните особености на ландшафта и движението на подземните води. Това по своята същност определя и голямото разнообразие на различни методи, разработени за пречистването на киселите руднични води и е свързано предимно с особеностите на всяка една от тях.

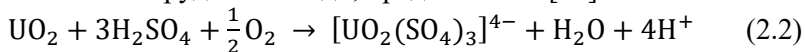
### *1.2.2. Образуване на кисели руднични води при уранови находища (2):*

При уранови находища, рудничните им води се характеризират с образуването на водоразтворим урил ( $UO_2^{2+}$ ) при окислителни условия (2.1 – 2.3).

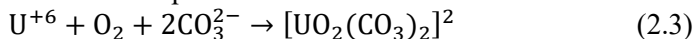


Реакцията за киселинно разтваряне на уран с образуването на комплексен урил-сулфат, която, от своя

страна, увеличава мобилността на урана (U) във водния разтвор на киселите руднични води, представлява: [94]



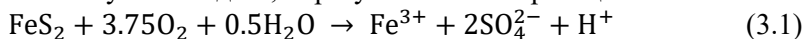
Комплексообразуването на уран (U) с карбонатни йони, което повишава разтворимостта му в рудничните кисели води, е представено в номер 2.3.



Химичните реакции, представени със следните формули от (2.1 – 2.3), са основните при минералната уранова химия и комплексообразуване.

### *1.2.3. Образуване на кисели руднични води при златни находища (3):*

В злато съдържащите руди, често присъстват както сулфиди, така и пирит/арсенопиритни елементи, които, когато контактуват с водата, образуват химична реакция.



Тази химична реакция окислява сулфидите, съдържащи в златните находища, като променя химичните показатели на водата, контактуваща с тях.

От друга страна, в злато съдържащите находища контактът на водата и съдържащието на Cl в амонячни/хлоридни разтвори се описват от химичното уравнение (3.2).



Това химично уравнение представя комплексообразуването на злато в разтвори с хлориди, които могат да присъстват в контактните подземни води при определени условия.

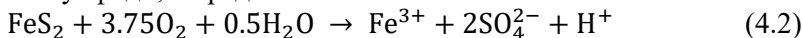
### *1.2.4. Образуване на кисели руднични води при медни находища (4):*

Изследванията и проучванията на киселите руднични води, потвърждават, че когато водата окислява медните сулфиди в полезните изкопаеми, се привежда до разтварянето на  $\text{Cu}^{2+}$  и сулфат, както е представено в химичното уравнение 4.1.



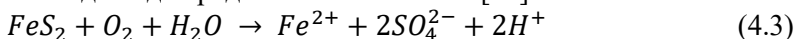
Химичното уравнение (4.1) илюстрира разтварянето на меден сулфид при контакт с кислород и вода, характерно е за находища с полезно изкопаемо, съдържащо високо съдържание на мед.

Общото пиритно окисление, съдържащо в себе си Fe и Cu сулфиди, е представено в 4.2.

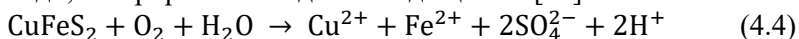


Химичното уравнение 4.2 включва висока сулфатна концентрация, която е характерна за дренажни кисели минни води, генерирани от медните находища. [92]

Пиритното окисление при киселите руднични води може да бъде представено и като 4.3. [93]



Разтварянето на халкопирит при киселите минни руднични води, генерирани от медно находище 4.4. [93]



Геохимичните условия при злато-сулфидните находища илюстрират, че при средни и високи температури и присъствието в техния строеж на сулфидни видове ( $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{HS}^-$ ,  $\text{Sn}^{2-}$ ), Au-сулфидините елементи изместват сравнително по-простата реакция на  $\text{Au}^0$  или  $\text{Au}^{3+}$  и това реализира химичната реакция, която може да транспортира златото в подземните води. [95].



Фиг. 1.2 Формиране на кисели руднични води

На *Фиг. 1.2* е представено основното формиране на кисели руднични води в действащи находища или в такива с прекратена дейност, ако те са нерекултивирани.

Ресурсите, които могат да бъдат директно извлечени от киселите руднични води, включват тежки метали, редки елементи, технологична вода и сярна киселина. Извличането на тежки метали от богатите на метали отпадъчни утайки и води от пречиствателни станции за кисели руднични води също е важен аспект на устойчивото развитие за бъдещето на миннодобивния отрасъл.

### *1.3. Пречистване на киселите руднични води*

Търсенето на технически и технологични решения за пречистване на рудничните води от рудниците в България, както и в световен план, които се характеризират с висока киселинност и високо съдържание на желязо, тежки метали и сулфати, е нелесна задача. В зависимост от желаната степен на пречистване и възможностите за капиталовложения и експлоатация, за отпадни води с подобни характеристики се прилагат химични, физикохимични или биохимични методи за пречистване.[2,17,74,76,77]. Основните цели, които се гонят при пречистването на кисели руднични води, са: повишаване на рН (неутрализация); премахване/неутрализиране на разтворените метали във водата; намаляване на сулфатите и токсичността във водата от разтворените в нея химични елементи; достигане на нормативните изисквания към водите от контролните органи за нейното последващо заустване.

#### *1.3.1 Химични методи*

Широко използвани са химичните методи, свързани с утаяването на сулфатите до малкоразтворими съединения. Този вид води се третират най-често чрез дозиране на варно мляко (още наречено варуване), целящо повишаване рН и утаяване на сулфатите до калциев сулфит, а разтворимите метални соли - до неразтворими метални хидрооксиди. Данните показват, че варовата десулфатизация е ефективна за концентрация на сулфати в рудничните води над 2000 mg/dm<sup>3</sup>. При

концентрации по-ниски от  $1500 \text{ mg/dm}^3$  се получава незадоволителен остатъчен фон в пречиштаната вода по съдържание на сулфати в диапазона  $300 - 400 \text{ mg/dm}^3$ . Добрият прием на варовата десулфатизация в практиката при обработване на минните води се дължи на достъпната цена на използваните реагенти за тяхната неутрализация. В практиката на пречистване на води по химически път са познати няколко основни варианта на този класически метод.[45,51,52,74].

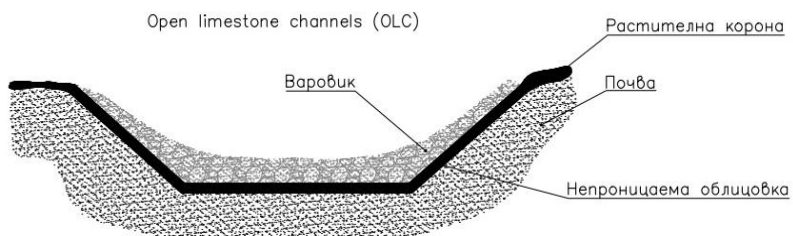
Химична минерализация при този метод чрез химични окислителни се образуват твърди фази на утайката на обработваната кисела руднична вода, като се използва окисляването на  $\text{Fe}^{2+}$  до  $\text{Fe}^{3+}$  и се образуват металосъдържащи минерали, които улавят  $\text{Fe}$  и  $\text{SO}_4^{2-}$  [96]. Този химичен метод намалява нуждата от варуване (използването на варно мляко) и прави ефективна предварителна обработка и след това вече да се премине към класическата неутрализация.

При стандартните методи за базова неутрализация на кисели руднични води може да бъде разширено с технологии за висока плътност на утайката, при което утайката от водите се съгъстява повече и ефективността на химичното утаяване се повишава. В този случай не само се повишава рН на водата, но и рециклира (намалява) част от утайките като нуклеационни центрове [97] за нови утаявания, като намалява общия обем на утайката и подобрява нейните характеристики.

### *1.3.1. Пасивни системи (методи) за преработка на руднични кисели води*

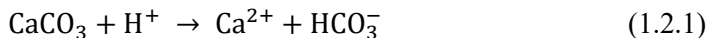
*Откритите варовикови канали* са може би най-простото технологично решение за пасивно третиране на води, съдържащи умерено количество метални сулфати. Тези канали са конструирани по два начина: при първия начин киселите води се събират директно във варовиков басейн, където протича самата десулфатизация. Вторият включва въвеждане на варовикови фрагменти директно в замърсеното течение. Разтварянето на варовика води до повишаване на акалността на водата и респективно повишаване на активната й реакция по рН. Формирането на  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  по време на неутрализацията

редуцира генерирането на алкалността, така че за дълготрайно третиране на водите са необходими големи количества варовик, високи обемни скорости и турбулентност на течението. Пречистваните по този начин води създават добри възможности за намаляване, даже и предотвратяване на повърхностно блокиране на варовика и увеличаване на контактната му повърхност и неговата ефективност (Фиг.1.3).



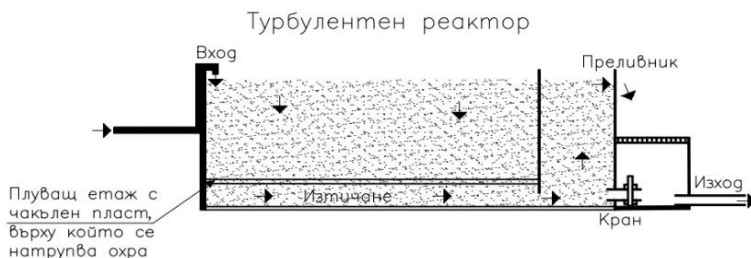
**Фиг. 1.3** Схема на открити варовикови канали

Основната реакция на неутрализацията при отворените варовикови канали е:



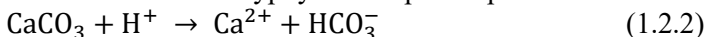
Условията за най-голяма ефективност на отворените варовикови канали е, когато:  $\text{pH} > 3$ , съдържанието на  $\text{Fe}^{3+}$  е умерено, има наклон, които да увеличава допира на киселите руднични води с варовика, дебитът е относителен константен и други.

Използват се и *турбулентни реактори*, съдържащи натрошен варовик, като в тях се подават киселите руднични води посредством тръбопровод, като водата се насочва във възходящ поток спрямо слоя варовик преди напускане на реактора. Хидравличната сила на потока определя турбулентно смесване и допълнително абразивно раздробяване на варовика, предпазващо от блокиране на контактните повърхности. При този вид третиране на киселите руднични води е необходимо често пълнене на реакторите с чист варовик за осигуряване на непрекъснат цикъл на обработка - десулфатизация (Фиг.1.4).



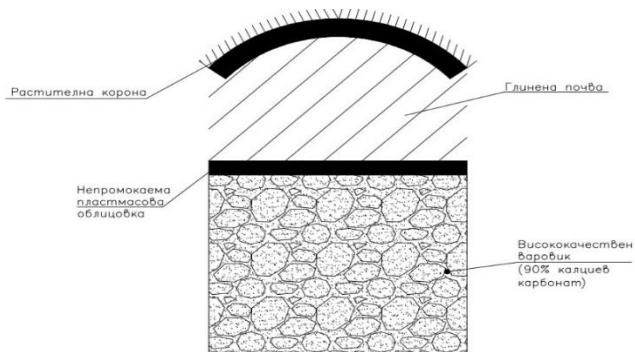
**Фиг. 1.4** Схема на турбулентен реактор

Основното уравнение за пречистване на киселите руднични води при използването на турбулентен реактор е:



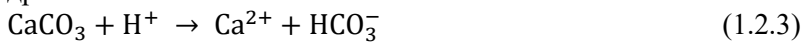
Самата конструкция на турбулентния варовиков реактор е да увеличава коефициента на масообмен, да отстранява образуваните Fe/Al хидрооксиди от повърхността на натрошения варовик  $\text{CaCO}_3$ , ускорява разтварянето на варовика и така забързва реакцията, има технологична възможност да работи с по-ниско рН (2 - 3) и др.

*Безкислородната варовикова дренажна система* представлява подземен слой от варовик, конструиран така, че да приема подпочвени киселинни руднични води, като се предотврати контактът им с атмосферата. Предотвратяването на достъпа на кислород към киселинните руднични води води до предотвратяване на окислението на металите и блокирането на контактната повърхност на варовика. Единствената роля на безкислородния варовиков дренаж е да осигури алкалност и следователно промяната на нетната киселинност до нетната алкалност на водата. Задържането на въглеродния двуокис в дренажните води може да подобри разтварянето на варовика и генерирането на алкалност. Тези системи могат да се използват успешно като предпочитващ етап за повишаване на алкалността (във влажни зони или биореактори за интензивна десулфикация) (Фиг.1.5).

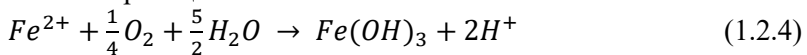


**Фиг. 1.5** Схема на безкислородна варовикова дренажна система

Основната химична реакция за пречистване на киселите руднични води при използването на безкислородна варовикова дренажна система е:



След излизането на флуида (кисели руднични води) от безкислородна варовикова дренажна система протича следната химична реакция:



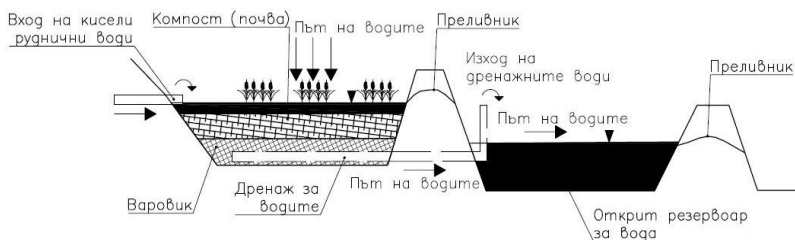
Безкислородните варовикови дренажни системи имат няколко предимства пред своите събратя като ниски експлоатационни разходи на съоръжението, не се изискват допълнителни реагенти, освен варовика, има минимална поддръжка и дълъг експлоатационен живот.

Разбира се, като всяко нещо, изградено от човека, има няколко основни недостатъка като: не показва високи параметри на почистване на киселите руднични води при високо съдържание на  $\text{Al}^{3+}$ , наличие на високо съдържание на неразтворен  $\text{O}_2$  във входящата руднична кисела вода, не работи добре с променливи дебити, което изисква, от своя страна, някакво регулиране на входящия дебит, при високи съдържания на метали във водата е необходимо и последващо утаяване.

При обработването на води в сравнително големи мащаби реакторите с вертикално движение на водата се считат

за една добра техническа възможност за преодоляване на ограниченията по отношение на генериращата се алкалност при безкислородна варовикова дренажна система. Системата е изградена със затворен обем с долен дренаж от варовикова основа, върху която е разположен органичен субстрат (компост). Водата преминава вертикално през компоста и варовика и се отделя чрез система от тръби под варовиковия слой. В реакторите с вертикално движение на водата алкалността се повишава чрез разтварянето на варовика и чрез редуцията на сулфатите по биологичен път. Води с висока киселинност могат да бъдат третираны чрез серия реактори с вертикално движение на водата.

Процесите с използване на *пиролузит* включват използването на плитък слой от варовикова фракция, през която преминават киселите руднични води. Предварително към слоя варовик се въвежда биокултура, която окислява с висока скорост тежките метали, съдържащи се във водата. Микроорганизмите нарастват върху повърхността на варовика и предизвикват неговото разграждане, което води до повишаване на рН на водата. Дебелината на слоевете може да се променя по време на работата с кисели руднични води. Съоръжението е представено на *Фиг.1.6*.



**Фиг. 1.6** Схема на пречистване на води с пиролузит

Една от най-често използваните в миналото, а и към момента технологична схема е използването на реагенти за третиране на кисели руднични води. Директна неутрализация на водите с варно мляко за провеждане на процеса на десулфатация, последвано от третирането им с

полиелектролити - флокуланти за ускоряване на седиментационните процеси и избистряне на пречистените води при отделяне на утайките. В тази схема са включени: събиране и подаване на кисели рудничните води към пречиствателна технологична схема; активно смесване на водите с  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  под формата на варно мляко като неутрализиращ реагент за постигане на максимално възможна степен на хидролиза и съутаяване на наличните метални катиони като метални хидрооксиди при алкализация на входящия поток до активна реакция на  $\text{pH} = 10,5-11$ ; активно смесване на алкализирания входящ поток с работен разтвор на ниско анионен флокулант за окрупняване на формиралите се хидрооксидни утайки при последващо утаяване и сгъстяване на същите в утайтели; отделяне на пречистената вода и утаяване на замърсителите в утайтелните утайки; неутрализационна корекция на пречистените води до стойности на активна реакция  $\text{pH} = 6,0-8,5$  при активно смесване с концентрирана сярна киселина, което отделяне зависи от рудното тяло в находището.

По отношение на съдържанието на следените в пречистените води примеси, а именно – мед, желязо и манган, прилаганата понастоящем технологична схема е доказала своята ефективност. При поддържаните нива на активна реакция на  $\text{pH}$  около 10,5 отчетените стойности за същите в пречистените води на изход на системата за третиране клонят към нула и във всеки случай са под нормите на заустване. Същото може да се каже и за наличните в рудничните води катиони на други тежки цветни метали. [11,13,27].

По принцип неутрализацията на кисели руднични води с ниво на активна реакция  $\text{pH}$  от около 3,5 до необходимите нива за съутаяване на намиращите се в тях метални катиони под формата на метални хидрооксиди от около 10,5 определено е труден процес. Това е така, защото в условията на неутрализация с варно мляко в този сравнително широк диапазон на стойности на активна реакция  $\text{pH}$  съществува реална възможност за формирането на определени количества метални соли от вида  $\text{Me}_x(\text{OH})_y(\text{SO}_4)_z$ , които на практика също така са неразтворими като метални хидрооксиди и попадат

заедно с тях във формираната се утайка от очистиането. Като междинни съединения тези кисели соли са нестабилни и с времето се разлагат до метални хидрооксиди и сярна киселина, която, от своя страна, преминава във водната фаза на флокулите и при определени условия се освобождава към пречистените води.

Във връзка с това за намаляване на сулфати в пречистените води следва да бъдат оптимизирани начинът на подаване на варното мляко, времетраенето на процеса на варуване, нивото на активна реакция рН, необходимо за постигане на максимално плътното съутаяване на метални примеси, видът на използвания флокулант за формиране на кондиционирани утайтели и не на последно място, правилното залагане на същата в използваните утайтели и бързото отстраняване от тях. Целта от оптимизация на този процес, който в повечето случаи се провеждат поетапно, е да се увеличи до максимално възможна степен нивото на използване на варното мляко при постигане на технологичен режим, гарантиращ минимално възможно съдържание на сулфати в пречистените води след хоризонталните утайтели. Следва също така да се определи влиянието на сярната киселина като реагент на корекция на рН на пречистените води и възможности за целевата ѝ подмяна със солна киселина.

Необходимо е да се има предвид, че рудничните води имат сравнително високи количества разтворени соли на тежки цветни метали, които могат да бъдат отстранени от тях ефективно и икономично само чрез повишаване на активната реакция рН на водите около нива от 10,5, поради което оптимизирането на реагентната схема е от изключителна важност.

### ***1.3.2. Физикохимични методи за очистиане на киселите руднични води***

Съвременните *физикохимични методи* имат ограничено приложение за третиране на кисели руднични води, характеризиращи се с високо съдържание на неразтворени вещества, тъй като се получават съответно високо концентрирани регенерационни разтвори и електродиализен

концентрат. Освен това при всички мембранни методи експлоатационните разходи, свързани с голяма честота на подменяне на мембраните, предизвикана от бързото им замърсяване, са изключително високи. Технологиите, базирани се на процесите нанофилтрация и обратна осмоза, се прилагат обикновено за относително малки по обем водни количества и изискват сложно третиране на водите. Сравнителните данни за стойността на капиталните и експлоатационните разходи на технологията на база на нанофилтрацията и обратната осмоза спрямо йонния обмен показват, че за мембранните методи са типични значително по-високите инвестиции и експлоатационни разходи.

**Електрокоагулацията** също не е подходящ метод за пречистване на води с високо солево съдържание и ниско рН (висока киселинност), тъй като е свързана със значителни експлоатационни разходи. Едновременно с това трябва да се отбележи, че физикохимичните методи и в частност обратната осмоза имат своята сфера на приложение при второстепенно третиране на води, съдържащи сулфати.

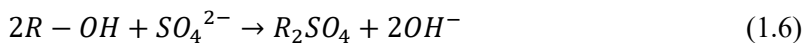
Друга, често използвана възможност за второстепенно третиране на води от сулфати, е използването на класически йонен обмен с частична *деминерализация*. Предварителна оценка, базираща се на практически опит, показва, че този подход е твърде икономичен по отношение на експлоатационните разходи, независимо от типа на използваните йони (конвенционални или специфични).

Технологичните основи на класически йонен обмен включват: сорбция (*физико-химичен процес, при който едно вещество (сорбат) се поглъща от друго (сорбент) от околна среда*) на нежеланите катиони и аниони, съответно върху катионите и анионите и тяхната регенерация с минерална киселина и NaOH. Тази технологична възможност е свързана с частична деминерализация на водите и може да бъде оценена от технико-икономическа гледна точка за всеки един конкретен случай поотделно.

През последните няколко години се счита, че особено перспективно направление в областта на отстраняването на сулфати от слабо засолени води е прилагането на т.нар.

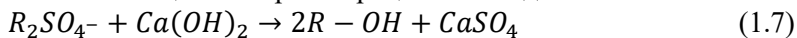
икономически йонен обмен. Този подход се състои в йонообменното задържане на сулфатите чрез анионообмен, а на тежките метали (катионите) - чрез катионен обмен. За разлика обаче от класическия йонообмен, регенерацията на анионите се извършва с варно мляко. Тази технология включва обработване на предочистени води след варово отстраняване на сулфатите.

Третираните води преминават през серия от контактори, заредени със силно основен анионит в ОН форма (R-OH). Основните аниони, съдържащи се в третираните води, са:



За разлика от конвенционалния йонообмен, при който е типично използването на NaOH за регенерация на анионите, при предлагания процес се използва реагент с ниска цена Ca(OH)<sub>2</sub>.

Реакцията на регенерацията е следната:



При дозиране на варно мляко съществува опасност от т. нар. „загипсоване“ на йоните. Това може да се избегне чрез дозиране на варното мляко при ниски концентрации в началния етап на регенерацията. Основно предимство на предлагания метод е значителното редуциране на икономическата стойност за третиране на водите в сравнение с останалите класически технологии като обратна осмоза, конвенционален йонен обмен или биологична редукция на сулфатите. Това създава възможност за повторното използване на водата (оборотното водоснабдяване). Технологията, базираща се на „икономичен йонен обмен“ за отстраняване на сулфати, се прилага основно при обработване на потоци от варово третиране на кисели руднични води. Технологията е предназначена за сравнително слабо замърсени със сулфати води - под 1000 mg/dm<sup>3</sup>.

Освен описаните по-горе видове на физикохимичните методи за пречистване на кисели руднични води, се използва за тяхното пречистване и зеолит. Зеолитите са кристални алуминосиликати с добра пореста структура и отрицателни заряди на кристалната им решетка. Зарядът им се балансира от подвижни катиони (Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>), които се обменят с катиони

от водния разтвор. Освен това пречистването на кисели руднични води със зеолит е основан на комбинирани йонообменни и адсорбионни процеси, при които разтворените метални катиони се задържат в порестата му структура, без да участва биологични или химични реакции. Зеолитът още се използва за пречистване на питейни и подземни води, отпадни води от индустрията, пречистване на отпадни води в селското стопанство, почвена ремедиация (пречистване на почвата от тежки метали) и др.

### ***1.3.3. Биологично отстраняване на сулфатите***

През последните години се отделя специфично внимание на биологичното отстраняване на металните сулфати от рудничните води. Сулфатите могат да бъдат отстранявани като сулфиди ( $S^{2-}$ ) или елементарна сяра при наличието на подходящи органични съединения и източник на енергия. По време на биологичната трансформация се създават сулфиди, които се разтварят в третираните води. При наличие на тежки метали, сулфидите се свързват с тях и се образуват съответните хидрооксиди. Металните сулфиди имат ниско произведение на разтворимост и могат да бъдат отстранявани чрез извеждане на формираните утайки. Съществува информация, че сулфатите могат да бъдат намалени по биологичен път в едностепенен биореактор под  $200 \text{ mg/dm}^3$ .

През последните години пасивното третиране на кисели руднични води се използва широко в промишлени мащаби в САЩ, Германия, Испания, както и в България. Концепцията зад пасивното третиране са процесите да се извършват в контролирана среда без добавяне на реагенти, които в една или друга степен биха преминавали чрез пречистените води във водоприемниците. Концепцията на този метод предоставя някои предимства пред конвенционалните методи за третиране на води, определени основно на ниската консумация на енергия.

При избора на метод за пречистване на рудничните води възможността за прилагане на биохимичното им пречистване е ограничена поради необходимостта от осигуряване на много големи площи, в които да се извършват

съвместни процеси на биотрансформацията и утаяване (съутаяване) на тежките метали. Освен това необходимостта от извършването на биологичните процеси при активни реакции на рН около неутралната налага предварителна неутрализация на водите. Това води до значително усложняване на технологичната схема поради нуждата от изграждане на крупно неутрализирано звено и до значително увеличаване на капиталовложенията и експлоатационните разходи по пречистването, обременени от преднеутрализация.

## **Глава 2 Сравнителен анализ на хидрохимични параметри на водите от рудниците**

Киселите руднични води представляват типичен и широко разпространен проблем в миннодобивната индустрия, като се среща при всички метални, въглищни, медни, златни и други рудници по целия свят. Образуването им е обусловено от окислението на сулфидни минерали (особено пирит –  $\text{FeS}_2$ ), което води до ниски стойности на рН и значителни концентрации на сулфати, желязо и други метали/металоиди, както вече бе описано по-назад.

Основната химична характеристика на киселите руднични води е ниско рН (обикновено със стойности  $2 \div 4$ ) и високо съдържание на аниони и катиони, които се разтварят в киселата среда на водите. В световен план диапазонът на киселите руднични води и съответно техните характеристики включват сулфати около  $1000 \div 30\,000 \text{ mg/L}$  и общо разтворено желязо  $100 \div 2000 \text{ mg/L}$ . Това е видно описано в предната глава на настоящата монография в представените таблици 1.1 и 1.2.

Високата степен на замърсяване в киселите руднични води, които превишават с високи стойности национални и международни стандарти за повърхностни и подземни води, е сериозна екологична опасност за околните екосистеми около разработваните или вече рекултивирани находища. Освен сулфати, метали и други елементи, доста често се срещат следните метали в киселите руднични води като Cu, Cd, Pb и As в значими концентрации. Суспензираните метали, които не са ограничени само до Fe, но и при различни геоложки условия се наблюдава и концентрацията на токсични елементи като Zn.

Друг елемент за характеристика на киселите руднични води е висока електропроводимост, която отразява силно разтворен и съответно зареден воден компонент, най-често се реализира в находища с богати сулфидни елементи в себе си. *Таблица 2.1.* предоставя различни места по света и съответно основни характеристики на генерираните кисели руднични води от съответните находища. На база всички тези уточнения

могат да се опишат следните закономерности за всички кисели руднични води:

1. Ниското рН на водите е унифициран индикатор – Почти във всички случаи при генерирането на киселите руднични води,  $\text{pH} < 3$ , независимо дали са генерирани от действащи находища, рекултивирани или от изоставени рудници;
2. Сулфатите са доминиращи в химичния състав на водите, като диапазонът често надхвърля стотици до десетки хиляди  $\text{mg/L}$  след окисление на пирит;
3. Всички метали започват своето движение и химична реакция в кисела среда – в зависимост от минералогията на находището;
4. Регионалните специфики (геология, климат, хидрология) определят относителните пропорции на метали и сулфати;
5. Мобилността на металоидите и редките елементи е в силна зависимост от рН и условията, както и наличието на комплексообразуващи агенти;
6. Електропроводимост, концентрации на основни йони ( $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ) и окислително-редукционен потенциал;
7. Параметрите на киселите руднични води показват, че има закономерност (ниско рН + високи сулфати + метали), но спецификата на всеки обект зависи от минералогията на самото находище и съответните му локални климато-хидрологични условия;
8. Киселите руднични води могат да се влияят от околните подземни и повърхностни води, което се отразява с повишени концентрации на различни химични елементи и промяна в химичния състав на водата;
9. Сезонни колебания, промяна на дебитите също влияе на концентрациите, както и взаимодействието с вместващите скали;

**Таблица 2.1.**

Регион/Обект	pH	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Zn (mg/L)	Коментари
Иберия (Испания)	<1÷3	>410 000	<134000	–	Cu <4420	Силно кисели
Европейски Zn/Fe рудник	2,2÷2,9	1470÷5454	5,5÷504	–	3÷859	Високо съдържание на метали
Басин (ЮАР)	3,58	~16999	–	–	–	Висока минерализация
Двемили (САЩ)	2,5÷3,5	200÷600	20÷50	20÷70	–	Кислородно индуциране
Аскам (САЩ)	2÷4	<1936	<384	–	–	Осреднени стойности на кисели руднични води

Този сравнителен анализ демонстрира, че въпреки общите механизми на формиране на кисели руднични води, интензитетът, химичните профили и рисковете значително варират, което налага адаптирани инженерни подходи за мониторинг и третиране според особеностите на конкретния обект.

## Глава 3 Експериментално изследване на водите, генерирани от миннодобивната дейност

### *3. Инженерни изследвания*

Инженерни изследвания се провеждат в сферата на инженерната практика и са насочени към конкретизиране на известни научни знания, приложими за решаването на определена инженерна задача.

Целта на инженерните изследвания – получаване на достоверна информация за разкриване на закономерностите, явленията и процесите, протичащи в изследвания или изследваните обекти.

Инженерните изследвания могат да бъдат подразделени на две основни групи – емпирични (експериментални) и теоретични.

- *В теоретичните изследвания отсъства непосредствено практическо взаимодействие на изследователя с изучавания обект.*
- *Емпиричните изследвания се базират на непосредствено практическо взаимодействие на изследователя с изследвания обект.*

Тези изследвания предполагат осъществяване на наблюдения и експерименти, т.е. обектите се изучават чрез провеждане на експеримент. Ролята на експеримента е многообразна - започвайки с проверка на идеи, анализ на възможности за използване в техниката на резултати от фундаментални изследвания, и завършвайки с изпитания на нова техника и технология в реални условия. Средствата за емпирично изследване включват уреди, установки и други технически средства за провеждане на реално наблюдение и експеримент.

Емпиричните изследвания могат да бъдат разделени на лабораторен експеримент и промишлен експеримент. Лабораторният експеримент се характеризира с наличието на специална експериментална установка, с помощта на която изследваният обект се изолира от околната среда (от

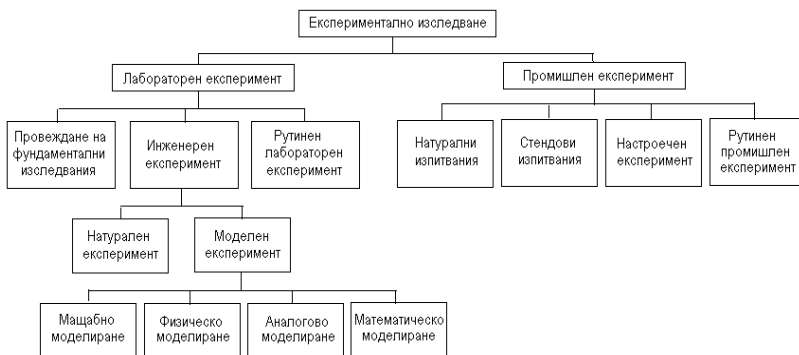
смушаващите фактори). Именно в лабораторни условия може да се реализира оптимален експеримент.

От своя страна, лабораторният експеримент може да бъде експеримент за провеждане на фундаментални изследвания, лабораторен инженерен експеримент, рутинен лабораторен експеримент. При лабораторния експеримент за провеждане на фундаментални изследвания се анализират възможностите за практическо прилагане на открития в областта на физиката, химията, биологията и т.н.

Промишленият експеримент се характеризира с това, че обектът на изследване се изучава в условия, съответстващи на възможните реални условия на експлоатация. Различават се:

- натурални изпитания, т.е изследвания в реални експлоатационни условия за различни, в това число и критични режими;
- стендови изпитания, при които част от външната среда се имитира с помощта на спомагателни технически средства;
- настроен експеримент, предназначен за определяне в реални промишлени условия на оптималните характеристики на обекта при избран критерий за оптималност;
- рутинен промишлен експеримент – измерване на параметрите на обекта по стандартна методика (например приемно-предавателни изпитания).

Класификация на експериментите е представена на фиг.3.1, която описва блоковия модел на експериментите.



**Фиг. 3.1 Класификация на експериментите**

### ***3.1. Методика за провеждане на лабораторните изследвания***

Експерименталните изследвания, служат за моделиране на различни инженерни критерии, препоръки за мониторинг на водите, контрол и технологични схеми за пречистване на рудничните води. В зависимост от специфичните изисквания за всеки един от тях са използвани различни методики. Въз основа на постигнатите резултати във всеки един от етапите, като са определени и условията за влагане на реагенти за първоначалната неутрализация, формиране на неразтворените метални хидроксида и съутаяването им до формиране на кондиционирана за последващо обезводняване на утайка, обезводняване на последната с или без допълнително използване на реагенти, отделяне на пречистени води и корекция на тяхната алкална реакция.

#### ***3.1.1. Лабораторни изследвания за избор на ефективен анионен, катионен или неонен полиелектролит – флокулант за утаяване на образувалите се по време на неутрализацията на рудничните води метални хидроксида до формиране на подходяща за последваща обработка утайка:***

Лабораторните изследвания за избор на ефективен анионен, катионен или неонен полиелектролит – флокулант за утаяване на образувалите се по време на неутрализацията на рудничните води метални хидроксида до формирането на подходяща за последваща обработка хидрооксидна утайка са проведени при използване на *Standart Beacker Test* [41,42], при който първоначално към пробата от кисели руднични води с активна реакция на рН около 3 в количество от 4000 ml е подавано на порции при постоянно разбъркване варно мляко с предварително определено съдържание на неразтворени вещества – калциев хидроксид (в %), до достигане на рН на така третираните отпадни води на ниво около 10,5. Неутрализацията на кисели води е провеждана бавно при отчитане на временните изменения на активната им реакция в резултат на формирането на буферни разтвори, като на всеки един етап са отчитани

времето за разбъркване и количеството на варното мляко, както и постигнатото ниво на рН.

След завършване на неутрализацията на кисели води с варното мляко до съответното ниво на активна реакция рН към единични проби от тях, количество от по 250 ml, са подавани под формата на разредени работни разтвори с концентрация 0,05% различни дози от сравняваните флокуланти (от 0,50 до 4,50 mg/dm<sup>3</sup>). В съответствие с методиката на *Standard Beacker Test* [41,42] е отчитан балът на флокулация за всяка една проба. В тази част от провеждане на тестовете този показател е основен критерий за сравняване на резултатите, при който: - 2 – не се формира микрофлок; - 3 – начално формиране на микрофлок; - 4 – формиране на микрофлок; - 5 – ясно оформяне на флок от коагулация; - 6 – пълно оформяне на флок от коагулация; 6+ и 6++ - максимално формиране на здрав и бързоутаяващ се флок при равномерното му залягане в утайката и формиране на бистър горен слив (течност) при седиментацията. Изборът на подходящите флокуланти за провеждане на втория етап от изследването е извършен основно на база този критерий.

### ***3.1.2. Лабораторни изследвания за определяне на нивата на неутрализация на рудничните води с най-ефективния неутрализиращ агент до стойности на активна реакция рН, гарантираща постигане на максимално възможно съутаяване на съдържащите се в тях метални катиони.***

Лабораторните изследвания за определяне на нивата на неутрализация на рудничните води с най-ефективния неутрализиращ агент до стойности на активната реакция рН, гарантиращи постигане на максимално възможно съутаяване на съдържащите се в тях метални катиони, първоначално са проведени по методиката, описана в [39,42], като неутрализацията е проведена с неутрализиращ агент варно мляко – 10% суспензия и натриева основа – 10% разтвор. След постигане на зададеното ниво на активната реакция рН е отчитана скоростта на неутрализация и крайният обем на

утайката, както и нейният вид и склонност към уплътняване на генерираните утайки.

При всички проби са определяни съдържащите в тях метални катиони и въз основа на това, както и на показателите, свързани със скоростта на утаяване и вида и влагата на отделените утайки, са сравнявани получените резултати. Въз основа на комплексната оценка на резултатите е направен и изборът на реагент и начинът за провеждане на неутрализацията.

### ***3.1.3. Лабораторни изследвания за определяне на степените и начина на неутрализация на рудничните води с определения за най-ефективен неутрализиращ агент при разработване на ефективен метод за седиментация на формиралата се суспензия от примесите във водите:***

Лабораторните изследвания за определяне на степените и начина на неутрализация на рудничните води с определения за най-ефективен неутрализиращ агент при разработване на ефективен метод за седиментация на формиралата се суспензия от примесите във водите първоначално са проведени по методиката, описана в [39,42]. Впоследствие изследванията за определяне нивото на оптимално съдържание на твърдо вещество в отделената при неутрализацията на киселите руднични води с варно мляко утайка с цел последващото ѝ обезводняване на проведените изследвания при използване на *Standard Jar Test, Standard Pressure or Vacuum Filtration Test, Standard Unit and Method for Determination of Moisture Content of Different Minerals and Cakes from Mineral Filtration* [50,67,69,73,81]. По време на провеждане на тези изследвания са определени балът на флокулация, промяната на обема на утайката от времето, бистротата на отделния горен слив и неговото рН, както и влагата на крайната утайка при третиране на неутрализираните руднични води със селектирани и изследванията от 1-ата серия аниони флокуланти в диапазон на дозите от 1.50 до 4.00 mg/dm<sup>3</sup> – 2-а серия.

При провеждане на тези изследвания първоначално се използва методиката на *Standard Jar Test* [29,36,57,58,64,68,84], към пробите от предварително неутрализирани с варно мляко

до определените нива на активна реакция рН кисели руднични води в количество от 500 ml се подават предварително определени дози (в диапазон от 1.50 до 4.00 mg/dm<sup>3</sup> от селектираните през 1-ия етап флокуланти под формата на 0,05% работен разтвор. След съответното разбъркване на бързи и бавни обороти (от бъркалките на изпитателния стенд) във всяка една проба се отчитат балът на флокулация, обемът на отделената утайка в определени периоди от време, бистротата и активната реакция рН на отделения горен слив и крайната влага на седиментираната утайка след 30 минути престой. В тази част от провеждане на тестовете основните критерии за сравняване на резултатите са :

- **Бал на флокообразуването**, при който:- 2 – не се формира микрофлок;- 3 – начално формиране на микрофлок; - 4 – формиране на микрофлок; - 5 – ясно оформяне на флок от коагулация; - 6 - пълно формиране на флок от коагулация; 6+ и 6++ - максимално формиране на здрав и бързоутаяващ се флок при равномерното му залягане в утайката и формиране на бистър горен слив при седиментацията;
- **Обем на утайка** – в обемни % спрямо общия начален обем на пробата;
- **Бистрота на горния слив** – в °СВ – по метода на *CLARITY BALL* – макс. – 46°.
- **Влага на крайната утайка** – в % определена на влагомер *SARTORIUS TERMO CONTROL* след предварително отделяне от общата проба.

Изборът на подходящи нива на дозите от селектираните флокуланти за провеждане на третия етап от тестовете е извършен на база комплексната оценка на посочените по-горе критерии.

***3.1.4. Лабораторни изследвания за определяне на най-ефективната реагентна схема с цел последваща седиментация на примесите и кондициониране на отделената утайка при изясняване на всички показатели, необходими за последващо оразмеряване на съоръженията за пречистване:***

Лабораторните изследвания за определяне на най-ефективната реагентна схема с цел последваща седиментация на примесите и кондициониране на отделената утайка при изясняване на всички показатели, необходими за последващо оразмеряване на съоръженията за пречистване, са проведени като 3-а серия от лабораторните изследвания при използването също така *Standard Jar Test, Standard Pressure or Vacuum Filtration Test* [40,46,49,53,60,65], *Standard Unit and Method for Determination of Moisture Content of Different Minerals and Cakes from Mineral Filtration*. По време на провеждане на тези изследвания са определяни балът на флокулация, количеството на отделения след 3 минути при филтруване бистър разтвор – филтрат, крайният обем на утайката, бистротата на отделения горен слив и неговото рН, както и количеството влага на отделената утайка при повторното филтруване с различни допълнителни дози от флокулантите с или без използване на реагента *DRIMAX* [75,80,84].

При провеждане на тези изследвания първоначално при използването на методиката *Standard Jar Test* (за всеки флокулант) към 5 броя проби от предварително неутрализирани с варно мляко до зададеното ниво на активна реакция рН кисели руднични води от 1000 мл се подава доза от 3.00 mg/dm<sup>3</sup> от селектираните през 1-ия етап флокуланти под формата на 0,05% работен разтвор. След съответното разбъркване на бързи и бавни обороти за всяка една проба се отчита балът на флокулация, обемът на отделената утайка в 5 мин, 10 мин и 15 мин, бистротата и рН на отделения горен слив и крайната влага на седиментиралата утайка след 30 минути престой. В тази част от провеждане на изследването основните критерии за сравняване на резултатите са същите като тези в точка 3.1.3.

След завършване на гореописаната опитна процедура от седиментиралата утайка във всяка една от чашите се отделя проба от 250 ml. Първата след съответното разбъркване за 1 минута се подлага директно на филтруване под налягане по методиката *Standard Pressure or Vacuum Filtration Test*,

при което се отчитат обемът на филтрата след 1 минута – в ml, а след 3 минути се отчитат консистенцията и видът на кека (омокрената утайка) върху филтруващата повърхност, хомогенността му по напречното сечение и влагата на средна проба по методика на *Standard Unit and Method for Determination of Moisture Content of Different Minerals and Cakes from Mineral Filtration* [38,50,66,70,73]. Към останалите 3 проби се прибавят количества работен разтвор от използвания флокулант, съответстващи на 2, 4 и 6 mg/dm<sup>3</sup>, и след съответното разбъркване описаната процедура се повтаря отново. Последната пета проба се обработва директно с реагента *DRIMAX 1234* в количество от 50 mg/dm<sup>3</sup> и също така след съответното разбъркване процедурата се повтаря отново. В тази част от провеждане на тестовете основни критерии за сравняване на резултатите са:

- **Консистенцията на кека спрямо филтруващата повърхност** – извършва се визуално, при което се отчита: - не лепи – напълно лесно се отделя от платното; 1 – леко лепи за платното, но се отделя лесно; 2 – лепи за платното и при отделяне част от него остава.
- **Вид на повърхността на кека** – извършва се визуално, при което се отчита: - 1-суха - напукана повърхност; 2 – ненапукана повърхност;
- **Вид на вътрешната част на кека** – извършва се визуално, при което се отчита: 1 - неравномерна консистенция по вертикално сечение; 2 -равномерна консистенция, но течлива; 3 – равномерна консистенция (при срязване не полепва по режещата повърхност)
- **Влага на утайката** – в % - определена от влагомер SARTORIUS TERMO CONTROL – UTC01L след предварително хомогенизиране на общата проба.

Изборът на подходящите нива на дозите от селектираните флокуланти за провеждане на третия етап от тестовете за избор на ефективен реагент или реагентна схема за обезводняване на гипсовата утайка и определяне условията на влагане на реагентите с цел оптимизиране на

процеса за постигане на минимално възможно съдържание на влага в крайната утайка е извършен на база комплексната оценка на посочените по-горе критерии.

***3.1.5. Лабораторни изследвания за определяне нивата на пречистване на следените във водите примеси в зависимост от избрания начин за тяхното третиране.***

Лабораторните изследвания за определяне на нивата на пречистване на следените в пречистващите руднични води примеси в зависимост от избрания начин за тяхното третиране са проведени на база сравняваните резултати за съдържанието на следените замърсители – основно неразтворени вещества, желязо, манган, метални катиони и други елементи, следени по време на изпитването. Въз основа на отчетените резултати и направените сравнения е избран най-ефективният метод за третиране на този вид кисели руднични води.

***3.1.6. Лабораторните изследвания за определяне на начина за обезводняване на отделяната утайка и нивата на влага с цел последващото ѝ депониране.***

Лабораторните изследвания за определяне на начина за обезводняване на отделяната утайка и нивата на влага с цел последващото ѝ депониране са разработени при цялостно използване на методиката, описана в т.3.1.3. Получените резултати са сравнявани с тези, дадени като стандартни за различните видове обезводнителни съоръжения. Снети са показатели, които могат да се използват при избор на бъдещи методи за крайно депониране на утайките.

***3.1.7. Обобщаване на резултатите от проведените лабораторни изследвания и разработване на варианти на технологична схема за ефективно пречистване на руднични води.***

Въз основа на обобщените резултати от проведените лабораторни изследвания са разработени и варианти за различни технологични схеми за ефективното пречистване

на кисели руднични води. В основни линии вариантите се различават както в начина на десулфатизация на водите, така също и до третирането им с флокуланти по време на утаяването на примесите и обезводняването на утайките. Включена е схема и за подкисляване на пречистените води до активна реакция рН под 9.

### ***3.2. Провеждане на лабораторни изследвания на кисели руднични води***

#### ***3.2.1. Кисели руднични води за пречистване***

Индивидуални емисионни ограничения – съгласно Разрешително МОСВ – Басейнова дирекция за управление на водите [86,89,90] в Източнорубеломорския район с център гр. Пловдив, Дунавски район с център гр. Плевен, Черноморски район с център гр. Варна и Западнорубеломорски район с център гр. Благоевград. Обобщените данни за параметрите на водите са представени по-долу.

- Активна реакция рН – 6,0 – 9,0
- Неразтворени вещества ( $\text{mg}/\text{dm}^3$ ) – 50
- Желязо ( $\text{mg}/\text{dm}^3$ ) – 2,5
- Метали – общо ( $\text{mg}/\text{dm}^3$ ) – 5,0

#### **Използвани реагенти за десулфатизация на водите**

- Калциев хидроксид – 100% изходен продукт. Използван под формата на варно мляко – около 10% суспензия със съдържание на неразтворени вещества около 9.7%. Разчетна норма от 0,8 до 1,5  $\text{kg}/\text{m}^3$  в зависимост от началното и крайното рН на десулфатизация на третираните води.
- Натриева основа – 46 % изходна концентрация на течен продукт. Използван под формата на воден разтвор – около 10 % натриева основа. Разчетната норма от 0.2 до 0.5  $\text{kg}/\text{m}^3$  в зависимост от началното и крайното рН на десулфатизация на третираните води.

**Сравнявани флокуланти за ускоряване на седиментацията на десулфатизираните води**

*Анионни флокуланти:*

MAGNAFLOC 342, MAGNAFLOC 351, MAGNAFLOC 155, MAGNAFLOC 1011, MAGNAFLOC 336, MAGNAFLOC 338, MAGNAFLOC 919, MAGNAFLOC 358, MAGNAFLOC E10, MAGNAFLOC E24, MAGNAFLOC 333;

Вид на продуктите – прахообразни;

Концентрация на изходните разтвори – 0,5 %

Концентрация на работните разтвори – 0,05 %

Работни дози от 0.5 до 4.0 mg/dm<sup>3</sup>

*Неонни флокуланти;*

MAGNAFLOC 2025, MAGNAFLOC 7025

Вид на продуктите – прахообразни;

Концентрация на изходните разтвори – 0,5 %

Концентрация на работните разтвори – 0,05 %

Работни дози от 0.5 до 4.0 mg/dm<sup>3</sup>

*Катионни флокуланти;*

ZETAG 7645, ZETAG 7543.

Вид на продуктите – прахообразни;

Концентрация на изходните разтвори – 0,5 %

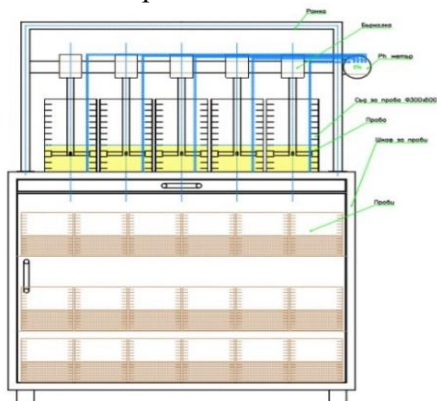
Концентрация на работните разтвори – 0,05 %

Работни дози от 0.5 до 4.0 mg/dm<sup>3</sup>

Експерименталната постановка е представена на фиг.3.1., като постановката се състои от следните детайли:

Шкаф за проби: в него се прибират пробите, които ще бъдат изследвани. Самите проби се пресипват в колби (съд за проба Ø300x500) с точно определено количество вода, взета от изследвания рудник, като самите колби са разграфени с делителна скала за точно количество на водата в колбата (Бехерова колба). Колбите се поставят в горната част на шкафа за проби и се поставят съответно в дадената си позиция. Върху тях се спуска стойка с монтирани на нея бъркалки, които да разбъркват водата в точно определено време, по точно определен начин. Разбъркването на пробите с и без добавяне на флокулант, варно мляко, сярна киселина (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) и др., като се засича време за утаяване на елементи по дъното на колбата. Периодично се измерва рН на водата, от рН-метъра, монтиран на рамката за бъркалките. След отделяне на утайката на дъното на колбата се взема проба от утайката и се прави химически анализ (същото се отнася и за останалия бистър слой вода над

утайката). На постановката се извършват експерименти с всеки един от използваните в този труд добавъчни елементи като флокуланти, варно мляко и сярна киселина, като главната идея е да се ускори времето за отделяне на металите под формата на утайка и повишаването на рН-то на водата.



**Фиг.3.1. Схема на експерименталната постановка за провеждане на изследванията**



**Фиг.3.2. Снимка от проведените изследвания**

### **3.3. Резултати от проведените лабораторни изследвания**

**3.3.1. Лабораторни изследвания за избор на ефективен анионен, катионен или неонен полиелектролит – флокулант за утаяване на образувалите се по време на неутрализацията на кисели руднични води метални хидрооксиди до формирането на подходящата за последваща обработка утайка.**

В Таблица 3.1. са представени резултатите от проведените лабораторни изследвания по директно определяне бала на флокулацията при третиране на неутрализираните до активна реакция рН от 10,46 кисели руднични води с различни видове анионни, катионни и неонни флокуланти Magnafloc (1-13) Zetag (14-15) при дози от 0,5 до 4,5 mg/dm<sup>3</sup>.

**Таблица 3.1.** Резултати от проведените лабораторни изследвания по директно определяне бала на флокулацията при третиране на неутрализираните до активна реакция рН от 10,46.

		Доза на флокулант, mg/dm								
№		0,5	1	1,5	2	2,5	3	3,5	4	4,5
1	342	4	5	6+	6++	6++	6++	6+	6	5
2	351	3	4	5	6+	6+	6	5	5	4
3	155	4	4	6+	6++	6++	6++	6+	6	5
4	1011	4	6	6	6	6++	6++	6+	6	5
5	336	3	4	5	6	6	6	6+	5	4
6	338	5	5	6++	6++	6++	6++	6++	6	6
7	919	4	5	6+	6++	6++	6++	6+	6	5
8	358	3	4	5	6	6+	6+	6	6	5
9	E10	3	4	4	5	5	6	6	5	4
10	E24	3	4	4	5	5	6	6	5	4

11	333	3	4	5	5	6	6	5	5	4
12	2025	4	5	6+	6+	6+	6+	6+	6	5
13	7025	4	4	5	6	6+	6+	6+	6	5
14	7645	3	3	3	4	4	4	3	3	3
15	7543	3	3	3	3	4	4	4	3	3

Резултатите от проведените през първия етап лабораторни изследвания за определяне бала на флокулация при третирането на неутрализираните кисели руднични води до активна реакция рН от 10,46 с различни видове анионни, катионни и неонни флокуланти в диапазон на дозите от 0,50 до 4,50 mg/dm<sup>3</sup>, посочени в *таблица 3.1*, показват, че съгласно критерия за оценка на резултатите – степен на формиране на флока, или т.н. бал на флокулация, най-добри резултати се постигат с анионни флокуланти *MAGNAFLOC 342*, *MAGNAFLOC 155*, *MAGNAFLOC 338*. При тестовите с тези реагенти в диапазон на дозите от 1,50 до 3,50 mg/dm<sup>3</sup> се отчита максимална степен на формиране на здрав и бързоутаяващ се флок при равномерното му залягане и формиране на бистър горен слив при седиментация. Това най-добре е изразено с използването на флокуланта *MAGNAFLOC 338*. При изследвания с останалите анионни, неонни и най-вече катионни флокуланти резултатите са незадоволителни. Поради тази причина в следващите етапи лабораторните изследвания са проведени с посочените по-горе три флокуланта, като е отчитано поведението им както при първоначалната и последващите степени на седиментация и формиране на хидратна утайка, така също и поведението им при последващото филтриране.

***3.3.2. Лабораторни изследвания за определяне на нивата на неутрализация на киселите руднични води с най-ефективния неутрализиращ агент до стойности на активната реакция рН, гарантиращи постигане на***

**максимално възможно съутаяване на съдържащите се в тях метални катиони.**

На фиг.3.3-3.7. са представени резултатите от проведените лабораторни изследвания по директно определяне нивата на неутрализация с варно мляко (10% суспензия) и натриева основа (10% разтвор) на киселите руднични води до стойности на активната реакция рН от 9,5 до 11,0, гарантиращи постигане на максимално възможни степени на десулфатизация и съответно съутаяване на металните катиони в хидратната утайка.



**Фиг.3.3. Нива на неутрализация с 10% варно мляко и рН=9,21**



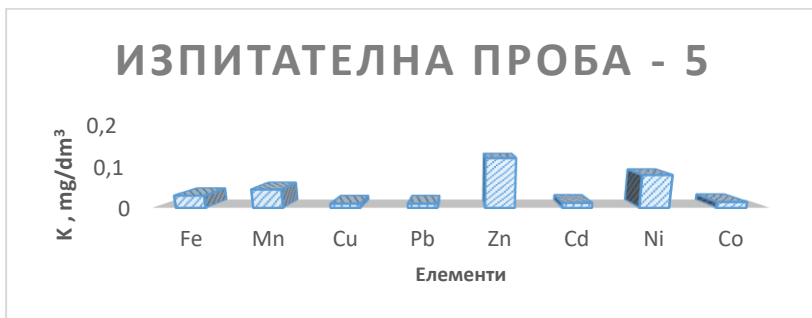
**Фиг.3.4. Нива на неутрализация с 10% варно мляко и рН=10,3**



**Фиг.3.5. Нива на неутрализация с 10% варно мляко и рН=11,04**

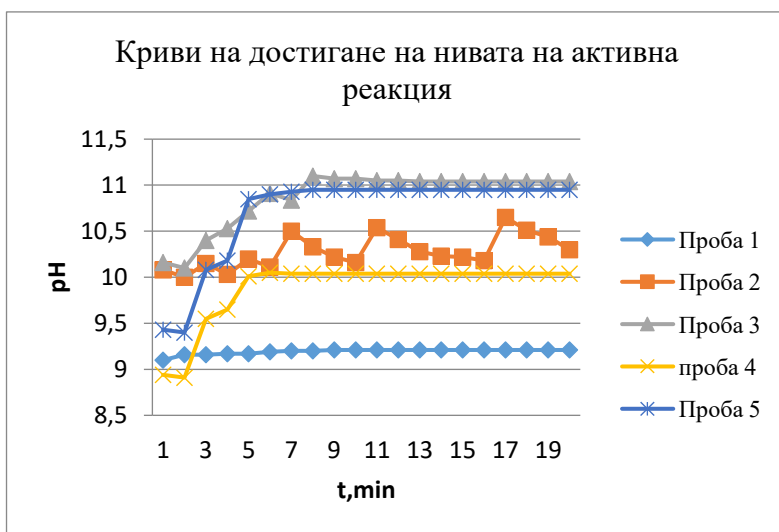


**Фиг.3.6. Нива на неутрализация с 10% натриево основа и рН=10,04**



**Фиг.3.7. Нива на неутрализация с 10% натриево основа и рН=10,95**

Резултатите от лабораторните изследвания по достигане на нивата на активната реакция рН при директната неутрализация на кисели руднични води с 10% суспензия на варно мляко (Изпитателна проба - 1 – 9,21; Изпитателна проба – 2 - 10,30; Изпитателна проба 3 – 11,04;) и с 10% разтвор на натриева основа (Изпитателна проба - 4 – 10,04 и Изпитателна проба - 5 – 10,95) са изнесени и графично през интервали от време.

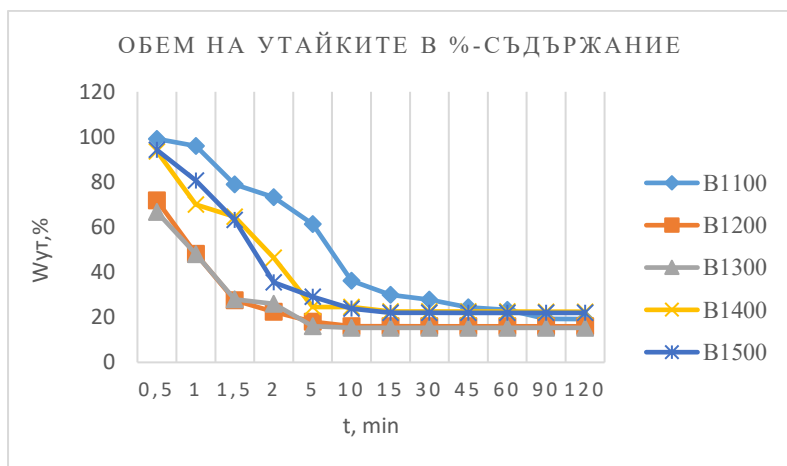


**Фиг.3.8. Крива на достигане на нивата на активна реакция при различните проби**

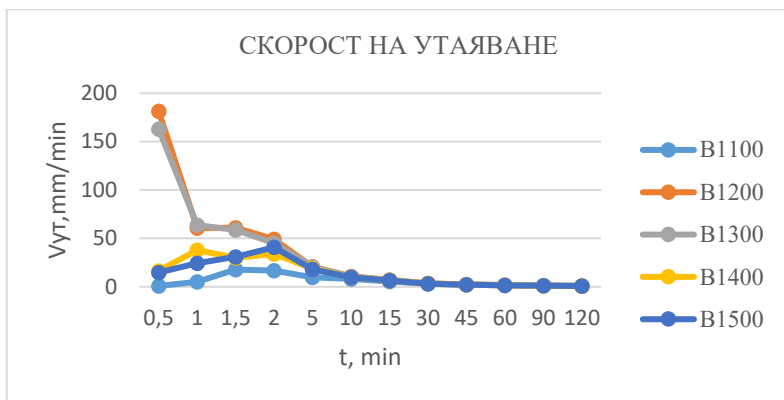
За всички криви, с изключение тази на изпитателна проба 2, се отчита едно стабилизиране на нивото на активната реакция рН на подложените на десулфатизация от 10-ата до 18-та минута, а за цитираната проба се отчита значително по-дълъг период от време. Опитът показва, че за преодоляване на този проблем, следва да се предвиди провеждане на процеса в няколко последователни етапа в различни камери при съответното правилно подбрано разбъркване и подаване на работния разтвор от използвания флокулант.

**3.3.3. Лабораторни изследвания за определяне степените и начина на неутрализация на кисели руднични води със селектираните дози неутрализиращи реагенти при избор на ефективен метод за седиментация на формираната се суспензия от примесите във водите и начално формиране на утайката – 1-а и 2-а серия опити.**

На фиг. 3.9 и 3.10 са показани лабораторни изследвания по неутрализация на проби от кисели руднични води с 10% суспензия на варно мляко при директно определяне на основните показатели за седиментацията и утаяването на отделената утайка с или без флокулант.



**Фиг. 3.9. Обем на утайките при различни проби**



**Фиг. 3.10. Скорост на утаяване при различни проби**

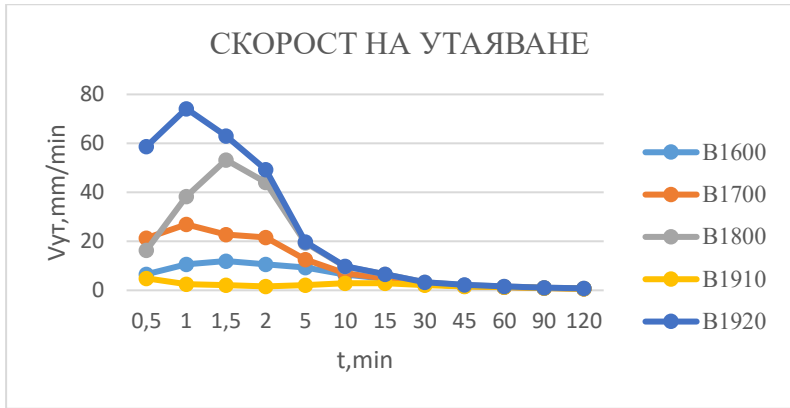
Изпитателна проба 1100 е само с неутрализация без използването на флокулант; Изпитателна проба 1200 е третирана с варно мляко до рН – 10,40 и след това с флокуланта MAGNAFLOC 155 при доза от 1,2 mg/dm<sup>3</sup>; Изпитателна проба 1300 е третирана с варно мляко до рН – 9,50 и след това с флокуланта MAGNAFLOC 338 при доза от 1,2 mg/dm<sup>3</sup>; Изпитателна проба 1400 е третирана с варно мляко до рН – 10,65 и след това с флокуланта MAGNAFLOC 342 при доза от 0,6 mg/dm<sup>3</sup> и Изпитателна проба 1500 е третирана с варно мляко до рН – 11,22 и след това с флокуланта MAGNAFLOC 155 при доза от 0,6 mg/dm<sup>3</sup>. Освен показателите за мътноста на изходната проба след неутрализация - в °С по метода на Кларити Бол и респективно отчетения бал на флокулация, в таблицата са представени данни и за обема на формиралата се утайка - в % и картината на седиментацията, определяна като скорост на утаяване.

На фиг.3.11 и 3.12 са представени обобщените резултати от проведените лабораторни изследвания по неутрализация на проби от кисели руднични води с 10% разтвор на натриева основа или с 10% суспензия на варно мляко при директно определяне на основните показатели за седиментацията и утаяването на отделената утайка с или без флокулант - 2-а серия опити. Изпитателна проба 1600 е само след неутрализация с натриева основа без

използването на флокулант; *Изпитателна проба 1700* е третирана с 10% разтвор на натриева основа до рН – 10,70 и след това с флокуланта *MAGNAPLOC 342* при доза от 1,5 mg/dm<sup>3</sup>; *Изпитателна проба 1800* е третирана с 10% разтвор на натриева основа до рН – 10,74 и след това с флокуланта *MAGNAPLOC 338* при доза от 1,5 mg/dm<sup>3</sup>; *Изпитателна проба 1910* е третирана с варно мляко до рН – 10,33 и след това с флокуланта *MAGNAPLOC 342* при доза от 1,5 mg/dm<sup>3</sup> и *Изпитателна проба 1920* е третирана с варно мляко до рН – 11,22 съвместно с флокуланта *MAGNAPLOC 155* при доза от 1,5 mg/dm<sup>3</sup>, като след това ѝ е добавена същата доза флокулант. Освен показателите за мътността на изходната проба след неутрализация - в °С по метода на *Кларити Бол* и респективно отчетения бал на флокулация, в таблицата са представени данни и за обема на формиралата се утайка - в % и картината на седиментацията, определяна като скорост на утаяване - в mm/min за време до 120 минути. Отчетена е и крайната влага на суровата утайка.



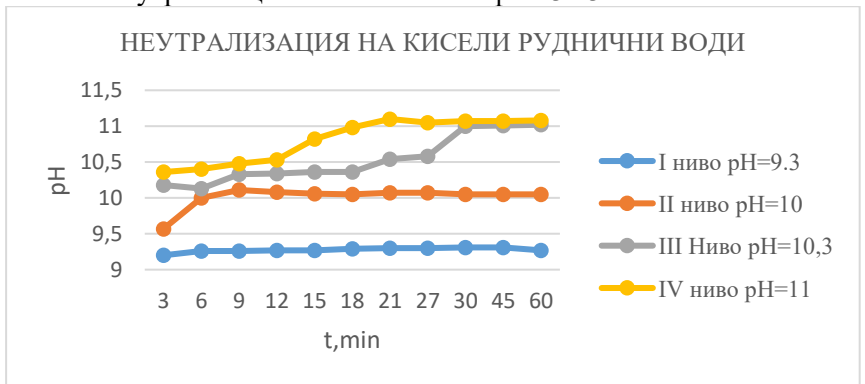
**Фиг.3.11 - Обем на утайките при различни проби**



**Фиг.3.12. Скорост на утаяване**

**3.3.4. Лабораторни изследвания за определяне на най-ефективната реагентна схема за седиментация на примесите и кондициониране на отделената утайка при изясняване на основните показатели, необходими за последващо оразмеряване на съоръженията за пречистване в основната част на технологичната схема.**

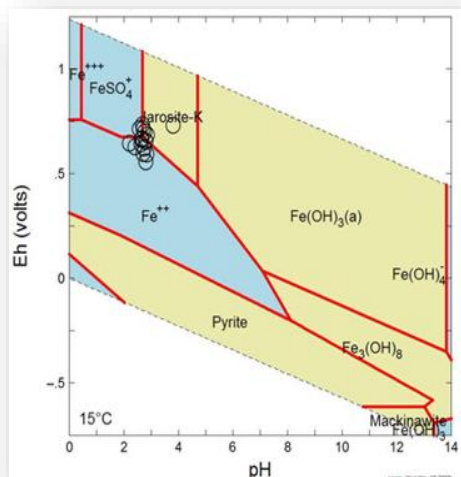
Резултати от проведени изследвания за окончателно определяне на начина на достигане на различните зададени нива на неутрализация са показани на фиг. 3.13.



**Фигура 3.13. Графично представяне на нива на неутрализация на киселите руднични води**

### 3.3.5. Лабораторни изследвания за определяне начина за обезводняване на отделяната утайка и нивата на влагата с цел последващото ѝ депониране

В таблица 3.2. са представени резултати от проведените лабораторни изследвания по определяне параметрите на филтриране на утайката, отделена при неутрализацията на 8000 ml кисела руднична вода с активна реакция рН 3,22 при начална температура 13.0 °С с 440 ml варно мляко със съдържание на сухо вещество 9,71 % до крайна активна реакция рН от 10,17 при последващо едностепенно или двустепенно третиране с различни дози от флокуланта *MAGNAFLOC 342* и/или реагента *DRIMAX 1234*.



**Фигура 3.14. Диаграма на зависимостите на рН и електропроводимостта на киселите руднични води**

На фиг.3.14 е представена диаграмата със зависимостта на рН и електропроводимостта на киселите руднични води, както и съответно тяхната температура. Киселите руднични води обикновено съдържат минерала ярозит, който е ключов

фактор за химичния състав на водата и контролирането на дълговременна киселинност. Ярозитът е *сулфатен минерал на калия и желязото* с химична формула  $KFe_3^{3+}(SO_4)_2(OH)_6$ . Обикновено се среща като вторичен минерал, образуван в кисели и окислителни среди, често свързани с минни води на находища със сулфидни руди. Характеризира се с цвят от охраво-жълт до тъмнокафяв, в зависимост от времето, което престоява във водите. Образува се при окислителното разлагане на пирити и други сулфиди на желязото във водите. В присъствието на влага с времето се превръща в лимонит.

За да може ярозита да контролира условията на киселите руднични води е необходимо да има следните условия:

- *Силна киселинност* (обикновено  $pH < 3,7$ , доста често в диапазона от 1 до 3). При по-високи стойности на pH (над  $\sim 4$ ) той става нестабилен и се трансформира в други, по-стабилни железни оксихидрооксиди, като например гьотит ( $\alpha\text{-FeO(OH)}$ ).
- *Наличие на ключови йони във водата като* калий ( $K^+$ ), железен ( $Fe^{3+}$ ) и сулфат ( $SO_4^{2-}$ ).
- Образуването на ярозит изисква окисление на първични сулфидни минерали като например пирит ( $FeS_2$ ), което произвежда необходимото железен и сулфатен сулфат.
- Ярозитът се задържа в периоди от време, когато е суша или се изпаряват елементите, които се концентрират в разтворените вещества, а когато е влажно времето или с постоянен прилив на вода, той бързо се разлага.
- Когато се утаява, ярозитът може да включва или адсорбира с микроелементи и тежки метали (като арсен, олово, цинк и др.) в кристалната си структура, като по този начин намалява тяхната мобилност в киселата руднична вода.
- Ярозит е потенциален източник на киселинност, като разтварянето му може да освободи съхранената киселинност и метали.

**Таблица 3.2. Определяне параметрите на филтруване на утайката, отделена при неутрализация на 8 л кисела руднична вода с рН 3,22, начална температура 13<sup>0</sup>С за MAGNAFLOC 342**

Показтели	1-ви опит	2-ри опит	3-ти опит	4-ти опит	5-ти опит
Проба ПВ-неутр.-ml	1000	1000	1000	1000	1000
Седиментация-доза флокулант 15 сек на смесване	3	3	3	3	3
Бал на флокулация	6++	6+	6+	6+	6+
Утаяване след 180 сек,ml	90	90	90	90	90
Бистрота горен слив	>46	>46	>46	>46	>46
Обем на утайката					
Общ начален обем-ml	158	158	157	159	160
Общ краен обем-ml	18	17	16	16	16
Обем утайка-%	11,39	10,76	10,19	10,06	10
Проба от утайката – ml	250	250	250	250	250
Флокулант за фолтруване в ppm-60 сек смесване	HE	2	4	6	HE
DRIMAX-доза в ppm- при 60 сек силно разбъркване	HE	HE	HE	HE	50
Обем филтрат след 1 мин,ml	9	12	18	18	10
Влага кек средна проба-%	56,95	52,87	52,84	52,14	54,76

В *таблица 3.3.* са представени резултатите от проведените лабораторни изследвания по определяне параметрите на филтруване на утайката, отделена при неутрализацията на 8000 ml кисела руднична вода с активна реакция рН 3,32 при начална температура 13,6 °С с 430 ml варно мляко със съдържание на сухо вещество 9,71 % до крайна активна реакция рН от 10,21 при последващо едностепенно или двустепенно третиране с различни дози от флокуланта *MAGNAFLOC 155* и/или реагента *DRIMAX 1234*.

**Таблица 3.3. Определяне параметрите на филтруване на утайката, отделена при неутрализация на 8 л кисела руднична вода с рН 3,22, начална температура 13,6°С MAGNAFLOC 155**

Показатели	1-и опит	2-и опит	3-и опит	4-и опит	5-и опит
Проба ПВ-неутр.-ml	1000	1000	1000	1000	1000
Седиментация-доза флокулант 15 сек на смесване	3	3	3	3	3
Бал на флокулация	6+	6+	6+	6+	6+
Утаяване след 180 сек,ml	80	80	80	80	80
Бистротата горен слив	>46	>46	>46	>46	>46
Обем на утайката					
Общ начален обем-ml	158	157	158	159	158
Общ краен обем-ml	22	21	20	20	20
Обем утайка-%	13,92	13,37	12,66	12,58	12,66
Проба от утайката – ml	250	250	250	250	250

Флокулант за филтруване в ррт-60 сек смесване	HE	2	4	6	HE
DRIMAX-доза в ррт-при 60 сек силно разбъркване	HE	HE	HE	HE	50
Обем филтрат след 1 мин,ml	12	9	11	13	19
Влага кек средна проба-%	66,14	62	62,87	63,34	65,49

В таблица 3.4. са дадени резултати от проведените лабораторни изследвания по определяне параметрите на филтруване на утайката, отделена при неутрализацията на 8000 ml кисела руднична вода с активна реакция рН 3,32 при начална температура 13,6 °С с 460 ml варно мляко със съдържание на сухо вещество 9,71% до крайна активна реакция рН от 10,11 при последващо едностепенно или двустепенно третиране с различни дози от флокуланта *MAGNAFLOC 338* и/или реагента *DRIMAX 1234*.

**Таблица 3.4. Определяне параметрите на филтруване на утайката, отделена при неутрализацията на 8 л кисела руднична вода с рН 3,32, начална температура 13,6°С MAGNAFLOC 338**

Показатели	1-и опит	2-и опит	3-и опит	4-и опит	5-и опит
Проба ПВ-неутр.-ml	1000	1000	1000	1000	1000
Седиментация-доза флокулант 15 сек на смесване	3	3	3	3	3
Бал на флокулация	6++	6+	6+	6+	6+
Утаяване след 180 сек,ml	60	80	80	80	80
Бистротата горен слив	>46	>46	>46	>46	>46
Обем на утайката					
Общ начален обем-ml	158	158	157	159	160
Общ краен обем-ml	19	18	17	16	17

Обем утайка-%	12,02	11,39	10,82	10,06	10,62
Проба от утайката – ml	250	250	250	250	250
Флокулант за фолтруване в 60 сек смесване	НЕ	2	4	6	НЕ
DRIMAX-доза в ppm-при 60 сек силно разбъркване	НЕ	НЕ	НЕ	НЕ	50
Обем филтрат след 1 мин,ml	8	11	17	17	10
Влага кек средна проба-%	56,38	52,55	52,14	52,18	54,16

## Глава 4 Метод за интегрално моделиране на двуфазни течения в киселите руднични води

Моделирането на процесите за пренос и трансформация на замърсители в киселите руднични води изисква адекватно описание на сложните хидродинамични и физикохимични взаимодействия между течната и дисперсната фаза на водите. В редица практически случаи рудничните води представляват двуфазна система, състояща се от водна фаза и твърди частици или газови включения, носещи или акумулиращи замърсители.

Интегралният метод за моделиране на двуфазни течения представлява ефективен подход за описание на такива системи, като се основава на осредняване на уравненията на движение и масообмен по напречното сечение на потока. По този начин се редуцира сложността на първоначалния проблем, без да се губи физическият смисъл на основните процеси.

### Постановка на интегралния метод

При интегралния подход изходна точка са диференциалните уравнения за запазване на масата, импулса и енергията за всяка от фазите. Чрез интегриране по характерното сечение на течението се получават едномерни уравнения, описващи параметрите на средните величини – скорост, концентрация на замърсители и обемна фракция на фазите.

Този подход позволява:

- отчитане на взаимодействието между фазите чрез интегрални членове за съпротивление, утаяване и турбулентен обмен;
- включване на източници и поглъщатели на замърсители, характерни за (минно-добивната) рудничната среда;
- описание на нестационарни режими, възникващи при промени в дебита, геометрията на галериите (изработките) или хидрогеоложките условия.

Приложение към замърсители в руднични води

В контекста на рудничните води интегралният метод е особено подходящ за моделиране на:

- преноса на тежки метали, адсорбирани върху твърди частици;
- суспендирани фини фракции, влияещи върху мътноста и химичния състав на водата;
- газови включвания, свързани с окислително-редукционни процеси.

Чрез въвеждане на интегрални зависимости за скоростта на утаяване и масообмена между фазите може да се опише пространственото разпределение на концентрациите на замърсители по дължината на рудничните водни потоци. Това позволява оценка на риска за околната среда и ефективността на прилаганите пречиствателни технологии.

Предимства и недостатъци на метода

Основно предимство на интегралния метод е балансът между точност и изчислителна ефективност, което го прави приложим както за научни изследвания, така и за инженерни оценки. Методът е особено подходящ при ограничена експериментална информация, тъй като позволява калибриране на интегралните параметри въз основа на измерени средни стойности.

Ограниченията на подхода са свързани с необходимостта от някои допускания относно профилите на скоростта и концентрациите по сечението на потока, което изисква внимателен избор на модели в зависимост от конкретните хидродинамични условия.

#### 4.1. Интегрални условия за двуфазни вертикални неизотермични турбулентни струи.

Интегралният метод е много често използван при решаване на задачи за различни модификации на турбулентни струи. Това се дължи на възможността основните параметри на течението да се представят в безразмерен вид, валиден за основния участък на течението. Намира широко приложение и при моделиране на двуфазни турбулентни струи.

В предложеното решение се прилага т.нар. *двуфлуидна схема на течението*, разработена в [3,4,5,15,23].

При този подход се приема, съгласно хипотезата на Ландау [22], че всяка една от фазите има собствена скорост, температура и плътност. Записват се уравненията на Навие-Стокс във вид за двете фази, като връзката между тях са силите на междуфазово взаимодействие, дадени подробно в [4,23,31,32,33].

Като се използва подобие при напречното разпределение на параметрите, системата от диференциални уравнения се свежда до интегрални условия, които характеризират двуфазната струя.

Интегралните условия, които описват разпространението на двуфазни неизотермични вертикални турбулентни струи в смътна среда от носещата фаза, имат вида:

$$\int_0^{\infty} \rho_p U_p y^j dy = G_0 \quad (4.1)$$

$$\int_0^{\infty} \rho_g U_g (U_g - U_2) y^j dy + \int_0^{\infty} \rho_p U_p^2 y^j dy + \int_0^{\infty} g \pi \rho_2 y^{2j} dy = I_0 \quad (4.2)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial x} \left[ \int_0^{\infty} \rho_g U_g (U_g - U_2)^2 y^j dy \right] \\ = -2 \int_0^{\infty} \rho_g v_{tg} \left( \frac{\partial U_g}{\partial y} \right)^2 y^j dy - \\ -2 \int_0^{\infty} (U_g - U_2) F_x y^j dy + 2 \int_0^{\infty} g \pi \rho_2 (U_g - U_2) y^{2j} dy \end{aligned} \quad (4.3)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial x} \int_0^{\infty} \rho_p U_p^3 y^j dy = \\ -2 \int_0^{\infty} \rho_p v_{tp} \left( \frac{\partial U_p}{\partial y} \right)^2 y^j dy + 2 \int_0^{\infty} U_p F_x y^j dy \pm m_p g U_p \end{aligned} \quad (4.4)$$

$$\frac{\partial}{\partial x} \int_0^{\infty} \rho_p^2 U_p y^j dy = -2 \int_0^{\infty} \rho_p \frac{v_{tp}}{s_{ct}} \left[ \frac{\partial \rho_p}{\partial y} \right]^2 y^j dy \quad (4.5)$$

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[ \int_0^{\infty} c_{pg} \rho_g U_g (T_g - T_2) y^j dy \right] = \int_0^{\infty} (U_g - U_p) y^j dy - \int_0^{\infty} Q y^j dy \quad (4.6)$$

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[ \int_0^{\infty} c_{pp} \rho_p U_p T_p y^j dy \right] = \int_0^{\infty} Q y^j dy \quad (4.7)$$

Уравнение (4.1) дава запазването на съдържанието на примесите. Уравнение (4.2) изразява запазването на сумарното, на носещата среда и на примесите, количество на движение. Уравнения (4.3) и (4.4) изразяват преноса на кинетична енергия на газовете и примесите. Последните две уравнения (4.6) и (4.7)

дават запазването на топлосъдържанието на газовете и примесите, където:

$G_0$  - начално количество на примесите

$$G_0 = \rho_{g0} \chi_0 U_{p0} y_0^{j+1} \phi_0$$

$I_0$  - начално количество на движение

$$I_0 = \rho_{g0} (1 + \chi) U_{g0}^2 y_0^{j+1} \phi_1$$

$\chi_0$  - начална концентрация

$$\chi_0 = \frac{G_{p0}}{G_{g0}} = \frac{N_p m_p}{N_g m_g} = \frac{N_p \rho_p W_p}{N_g \rho_g W_g}$$

$Sc_t$  - число на Шмидт, съгласно [1]

$$Sc_t = Sc_g (1 + \sqrt{1 + v_0})$$

$Sc_g$  - число на Шмидт за газа ( $Sc_g = 0.75$ )

$v_0$  - приведена концентрация  $v_0 = \frac{\chi_0}{1 + \chi_0}$

$\phi_0, \phi_1$  - интеграли, отчитащи началната неравномерност на скоростното поле

$Pr_t$  - турбулентно число на Прандтл

## 4.2. Модел на турбулентността

Решението на системата уравнения (4.1) ÷ (4.7) изисква въвеждане на модел на турбулентността за определяне на коефициентите на турбулентен вискозитет за газовата среда ( $v_{tg}$ ) и за примесите ( $v_{tp}$ ). За целта се използва модел, аналогичен на този на Шей [28], описан и в [3,4,23]

$$v_{tg} = K'_x R_u (U_{gm} - U_2) \quad (4.8)$$

$$v_{tp} = K'_x R_u U_{pm} \quad (4.9)$$

Където  $K'_x$  не е постоянна величина, а е функция на два от началните параметъра: диаметъра на частицата на примесите (условно приета за сфера)  $D_p$  и локалната концентрация на примеси  $\chi_m$ . При  $v_{tg}$  има влияние и на температурата.

## 4.3. Решение на интегралните условия

За решението на системата (4.1) ÷ (4.7) е необходимо да се въведе подобие относно напречното разпределение на

променливите: скорост, концентрация, температура и плътност. Приемат се зависимости съгласно [18,43,44] от вида:

$$\left(\frac{U_g - U_2}{U_{gm} - U_2}\right) = \frac{U_p}{U_{pm}} = f_1(\eta) = \exp(-K_u \eta^2) \quad (4.10)$$

$$\left(\frac{U_g - U_p}{U_{gm} - U_{pm}}\right) = \frac{f_1(\eta)(U_{gm} - U_{pm})}{U_{gm} - U_{pm}} = f_1(\eta) = \exp(-K_u \eta^2) \quad (4.11)$$

$$\left(\frac{\chi}{\chi_m}\right) = f_2(\eta) = \exp(-K_\chi \eta^2) \quad (4.12)$$

$$\left(\frac{\rho_g}{\rho_{gm}}\right) = \left(\frac{T_{gm}}{T_g}\right) = f_3(\eta) = \exp(K_T \eta^2) \quad (4.13)$$

$$\left(\frac{\rho_p}{\rho_{pm}}\right) = f_4(\eta) = \exp(K_T \eta^2 - K_\chi \eta^2) \quad (4.14)$$

$$\left(\frac{T_p}{T_{pm}}\right) = \left(\frac{T_g - T_2}{T_{gm} - T_2}\right) = f_4(\eta) = \exp(-K_T \eta^2) \quad (4.15)$$

$$\left(\frac{T_g - T_p}{T_{gm} - T_{pm}}\right) = f_4(\eta) = \exp(-K_T \eta^2) \quad (4.16)$$

където:

$\eta$  - безразмерна координата ( $\eta = y/x$ )

$$K_u = 70; K_\rho = Sc_t K_u; K_T = Pr_t K_u$$

Приетата безразмерна координата  $\eta$  не налага въвеждане на никакви условни дебелини на струйния граничен слой.

Към системата се прибавят още зависимости между динамичния, дифузионния и топлинен граничен слой при приетото  $R_u \neq R_\rho; R_u \neq R_T$ .

Връзката между тях може да се определи на базата на турбулентното число на Шмидт ( $Sc_t$ ), респективно турбулентното число на Прандтл ( $Pr_t$ ). Приема се, че отношението на динамичния път на размесване  $l_u$ , дифузионния  $l_p$  и топлинния  $l_T$ , отнесени съответно към ширините на граничния слой, остава някаква постоянна скорост.

$$\frac{l_u}{R_u} \cong \frac{l_p}{R_p} \cong l_{dem}; \quad \frac{l_u}{R_u} \cong \frac{l_T}{R_T} \cong l_{dem}$$

От което следва:

$$\frac{R_u}{R_p} = \frac{l_u}{l_p} = Sc_t; \quad \frac{R_u}{R_T} = \frac{l_u}{l_T} = Pr_t$$

$$R_u = Sc_t R_p \quad (4.17)$$

$$R_u = Pr_t R_T \quad (4.18)$$

където  $R_u, R_p, R_T$  са съответно дебелините на динамичния, дифузионен и топлинен граничен слой.

#### 4.4. Алгоритъм на решението

**4.4.1. Преработка на уравненията** – Уравненията за пресмятане параметрите на двуфазна неизотермична вертикална струя след преработка, съгласно [4,15,24]:

$$A_{11}\overline{\rho_{pm}}\overline{U_{pm}}\overline{x}^{j+1} = G_1 \quad (4.19)$$

$$A_{21}\overline{\rho_{gm}}(\overline{U_{gm}} - \overline{U_2})^2\overline{x}^{j+1} + A_{22}\overline{U_2}(\overline{U_{gm}} - \overline{U_2})\overline{x}^{j+1} + A_{23}\overline{\rho_{pm}}\overline{U_{pm}}^2\overline{x}^{j+1} + \frac{\rho_2\pi\overline{g}\overline{x}^{2j+1}}{2j+1} - A_{24}\overline{\rho_{gm}}\pi\overline{g}\overline{x}^{2j+1} = I_1 \quad (4.20)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial x} \left[ A_{31}\overline{\rho_{gm}}(\overline{U_{gm}} - \overline{U_2})^3\overline{x}^{j+1} + A_{32}\overline{\rho_{gm}}\overline{U_2}(\overline{U_{gm}} - \overline{U_2})\overline{x}^{j+1} \right] = \\ = -A_{33}\overline{\rho_{gm}}\overline{R_u}(\overline{U_{gm}} - \overline{U_2})^3\overline{x}^{j-1} - 2(\overline{U_{pm}} - \overline{U_{gm}})F_x + \\ + A_{34}\overline{\rho_2}(\overline{U_{gm}} - \overline{U_2})\pi\overline{g}\overline{x}^{2j+1} - A_{35}\overline{\rho_{gm}}(\overline{U_{gm}} - \overline{U_2})\pi\overline{g}\overline{x}^{2j+1} \end{aligned} \quad (4.21)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial x} \left[ A_{41}\overline{\rho_{pm}}\overline{U_{pm}}^3\overline{x}^{j+1} \right] = -A_{42}\overline{\rho_{pm}}\overline{R_u}\overline{U_{pm}}^3\overline{x}^{j-1} + \\ + (\overline{U_{pm}} - \overline{U_{gm}})F_x \end{aligned} \quad (4.22)$$

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[ A_{51}\overline{\rho_{pm}}^2\overline{U_{pm}}\overline{x}^{j+1} \right] = -A_{52}\overline{\rho_{pm}}^2\overline{R_u}\overline{U_{pm}}^3\overline{x}^{j-1} \quad (4.23)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial x} \left[ A_{61}\overline{\rho_{gm}}(\overline{U_{gm}^*} + m)(\overline{T_{gm}} - \overline{T})\overline{x}^{j+1} \right] \\ = A_{63}(\overline{T_{gm}} - \overline{T_{pm}})\overline{x}^{j+1} + \\ + A_{62}\overline{\rho_{pm}}(\overline{U_{gm}^*} - \overline{U_{pm}} + m)^3\overline{x}^{j+1} \end{aligned} \quad (4.24)$$

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[ A_{71}\overline{\rho_{pm}}\overline{U_{pm}}\overline{T_{pm}}\overline{x}^{j+1} \right] = A_{72}(\overline{T_{gm}} - \overline{T_{pm}})\overline{x}^{j+1} \quad (4.25)$$

$$R_u = S c_t \overline{R_p} \quad (4.26)$$

$$R_u = P r_t \overline{R_T} \quad (4.27)$$

$$\overline{P} = \overline{\rho_g} \overline{R} \overline{T_g} \quad (4.28)$$

Системата уравнения (4.19 ÷ 4.28) е преработена подробно в [15].

След направени преработки и полагания се стига до следното уравнение от седма степен:

$$\begin{aligned}
& (L_{17}\overline{\rho_{gm}}^3 + L_{18}\overline{\rho_{gm}}^2)\overline{U_{gm}^*}^{-7} + \\
& + (L_{19}\overline{\rho_{gm}}^3 + L_{20}\overline{\rho_{gm}}^2)\overline{U_{gm}^*}^{-6} + \\
& + (L_{23}\overline{\rho_{gm}}^3 + L_{26}\overline{\rho_{gm}}^2 + L_{27}\overline{\rho_{gm}})\overline{U_{gm}^*}^{-5} + \\
& + (L_{31}\overline{\rho_{gm}}^3 + L_{36}\overline{\rho_{gm}}^2 + L_{37}\overline{\rho_{gm}})\overline{U_{gm}^*}^{-4} + \\
& + (L_{41}\overline{\rho_{gm}}^3 + L_{47}\overline{\rho_{gm}}^2 + L_{51}\overline{\rho_{gm}} + L_{52})\overline{U_{gm}^*}^{-3} + \\
& + (L_{55}\overline{\rho_{gm}}^3 + L_{61}\overline{\rho_{gm}}^2 + L_{67}\overline{\rho_{gm}} + L_{68})\overline{U_{gm}^*}^{-2} \\
& + (L_{69}\overline{\rho_{gm}}^3 + L_{73}\overline{\rho_{gm}}^2 + L_{79}\overline{\rho_{gm}} + L_{83})\overline{U_{gm}^*}^{-1} + \\
& + (L_{84}\overline{\rho_{gm}}^3 + L_{85}\overline{\rho_{gm}}^2 + L_{88}\overline{\rho_{gm}} + L_{91}) = 0
\end{aligned}
\tag{4.29}$$

След преработка се получава:

$$\overline{T_{gm}} = L_{105} + L_{106}\overline{T_{pm}} \tag{4.30}$$

$$\overline{T_{pm}} = e^{\frac{(\overline{x}-\overline{x_0})}{L_{107}}} (\overline{T_{p01}} + L_{98}) \tag{4.31}$$

Стойностите на положените величини  $L_1 \div L_{108}$  са дадени в [15].

#### 4.4.2. Съставяне на програмата за решаване на двуфазни неизотермични вертикални турбулентни струи чрез интегралния метод

Решението е направено итеративно. За дадено  $\overline{x} = \overline{x}_i$  се задава стойност на  $\overline{\rho_{gmi}} = \overline{\rho_{gmi-1}}^* \pm 0.01\overline{\rho_{gmi-1}}^*$ . С така зададеното  $\overline{\rho_{gmi}}^*$  се решава уравнение 4.48.

За решението му се използва методът на *NEWTON – RAPHSON* за намиране на корените на уравнение от  $n$ -та степен. За тази цел е направена програма, в която началната стойност на търсената величина е променлива. Това дава възможност за намиране на по-голям интервал на определяне на корените на уравнението.

*NEWTON – RAPHSON* метод

$$\begin{aligned}
AU_g^7 + BU_g^6 + CU_g^5 + DU_g^4 + EU_g^3 + FU_g^2 + GU_g + H = 0 \\
= f(x)
\end{aligned}$$

Където:

$$A = (L_{17}\overline{\rho_{gm}}^3 + L_{18}\overline{\rho_{gm}}^2)$$

$$\begin{aligned}
B &= (L_{19}\overline{\rho_{gm}^3} + L_{20}\overline{\rho_{gm}^2}) \\
C &= (L_{23}\overline{\rho_{gm}^3} + L_{26}\overline{\rho_{gm}^2} + L_{27}\overline{\rho_{gm}}) \\
D &= (L_{31}\overline{\rho_{gm}^3} + L_{36}\overline{\rho_{gm}^2} + L_{37}\overline{\rho_{gm}}) \\
E &= (L_{41}\overline{\rho_{gm}^3} + L_{47}\overline{\rho_{gm}^2} + L_{51}\overline{\rho_{gm}} + L_{52}) \\
F &= (L_{55}\overline{\rho_{gm}^3} + L_{61}\overline{\rho_{gm}^2} + L_{67}\overline{\rho_{gm}} + L_{68}) \\
G &= (L_{69}\overline{\rho_{gm}^3} + L_{73}\overline{\rho_{gm}^2} + L_{79}\overline{\rho_{gm}} + L_{83}) \\
H &= (L_{84}\overline{\rho_{gm}^3} + L_{85}\overline{\rho_{gm}^2} + L_{88}\overline{\rho_{gm}} + L_{91})
\end{aligned}$$

Съгласно горния метод, решението се реализира с помощта на следната формула:

$$g(x) = x - \frac{f(x)}{f'(x)}$$

За разглеждания случай:

$$g(U_g) = U_g - \frac{f(U_g)}{f'(U_g)}$$

$$f'(U_g) = 7AU_g^6 + 6BU_g^5 + 5CU_g^4 + 4DU_g^3 + 3EU_g^2 + 2FU_g + G = 0$$

Тогава:

$$\begin{aligned}
&g(U_g) \\
&= U_g - \frac{AU_g^7 + BU_g^6 + CU_g^5 + DU_g^4 + EU_g^3 + FU_g^2 + GU_g + H}{7AU_g^6 + 6BU_g^5 + 5CU_g^4 + 4DU_g^3 + 3EU_g^2 + 2FU_g + G} \\
&g(U_g) = \frac{6AU_g^7 + 5BU_g^6 + 4CU_g^5 + 3DU_g^4 + 2EU_g^3 + FU_g^2 + H}{7AU_g^6 + 6BU_g^5 + 5CU_g^4 + 4DU_g^3 + 3EU_g^2 + 2FU_g + G}
\end{aligned}$$

Това уравнение от 7<sup>ма</sup> степен би трябвало да има седем корена, следователно на седем места от координатата трябва да пресече оста x.

С определянето на  $\overline{U_{gm}^*}$  се пресмятат останалите параметри на течението, получени при преработка на системата, както следва:

$$\overline{U_{pm}} = L_{12} + L_{13}\overline{\rho_{gm}}\overline{U_{gm}^*}^2 + L_{14}\overline{\rho_{gm}}\overline{U_{gm}^*} + L_{15}\overline{\rho_{gm}} + L_{16} \quad (4.32)$$

$$\overline{R_u} = L_4 + L_3F_x \left( \frac{\overline{U_{pm}} - \overline{U_{gm}}}{\overline{U_{pm}^2}} \right) \quad (4.33)$$

$$\overline{R_p} = \frac{R_u}{Sc_t}$$

(4.34)

$$\overline{R_T} = \frac{R_u}{Pr_t}$$

(4.35)

$$\overline{\rho_{pm}} = \frac{L_1}{U_{pm}\bar{x}^{j+1}} \quad (4.36)$$

$$\overline{T_{pm}} = e^{\frac{(\bar{x}-x_0)}{L_{107}}} (\overline{T_{p01}} + L_{98}) \quad (4.37)$$

$$\overline{T_{gm}} = L_{95} + L_{96}\overline{T_{pm}} \quad (4.38)$$

$$\overline{\rho_{gm}} = \frac{\overline{P}}{R\overline{T_g}} \quad (4.39)$$

Точността на полученото решение се контролира, като се използва уравнението за количество на движение, в което се замества:

$$\overline{\rho_{gm}} = \frac{\overline{P}}{R\overline{T_g}} \text{ (по уравнението на Клайнейрон)}$$

$$\left| A_{21}\overline{U_{gmi}}^* + mA_{22}\overline{U_{gmi}}^* + \frac{A_{23}RL_1\overline{T_{gmi}}\overline{U_{pmi}}}{\overline{P}\bar{x}^{j+1}} - \frac{Rl_1\overline{T_{gmi}}}{\overline{P}\bar{x}^{j+1}} \right| \leq EPS \quad (4.40)$$

Където EPS е предварителна зададена точност на решението,

При неизпълнение на условието, получената стойност за  $\overline{\rho_{gm}}^*$  се замества в 4.39 и се повтаря итерационният цикъл.

Изпълнението на 4.40 дава стойностите на параметрите в съответното  $\bar{x} = \bar{x}_n$

*Входни данни:*

За решението трябва да се зададат следните входни данни:

$$K_u = 70$$

$$K_r = K_u Sc_t$$

$$K_T = K_u Pr_t$$

$Sc_t$  - турбулентно число на Шмидт;

$Pr_t$  - турбулентно число на Прандтл;

R - газова константа;

P - налягане на газа;

$\rho_2, U_2, T_2$  - плътност, скорост и температура на околната среда;

$y_0$  - радиус на дюзата;

$Re_p$  - Рейнолдсово число  $Re = \frac{U_g y_0}{\nu}$

$\lambda$  - коефициент на топлопроводност;

$\nu$  - кинематичен вискозитет на носещата фаза;

$Nu$  - число на Нуселт;

$D_p$  - диаметър на частиците;

$\chi_0$  - начална концентрация;

$C_{pg}, C_{pp}$  - специфичен топлинен капацитет на газовата среда и на примесите;

$\rho_{g0}, \rho_{p0}$  - начална плътност на газовата среда;

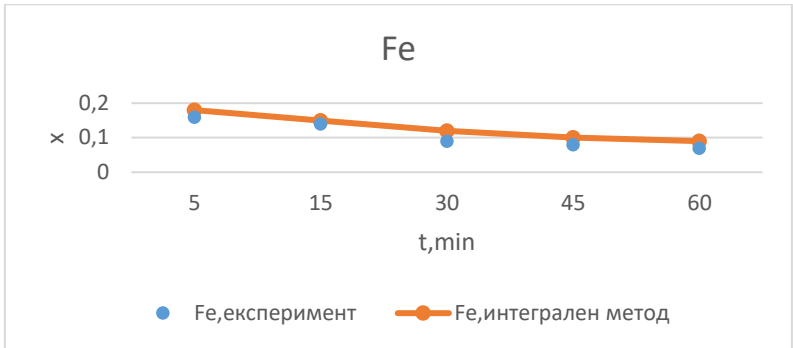
$U_{g0}, U_{p0}$  - начална скорост на газовата среда и на примесите;

$T_{g0}, T_{p0}$  - начална температура на газовата среда и примесите;

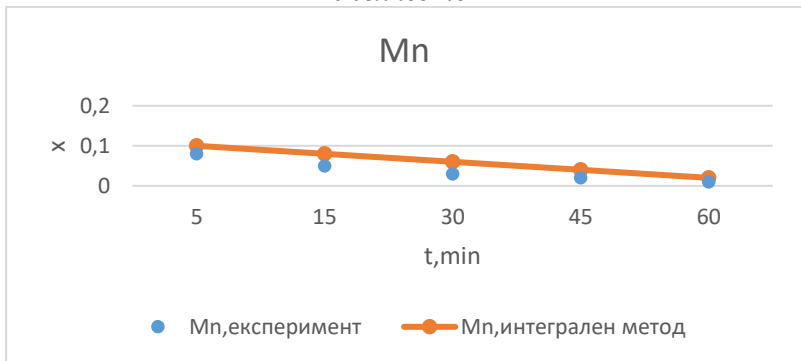
## 4.5 Изчислителен процес

### 4.5.1. Валидация на пресмятанията

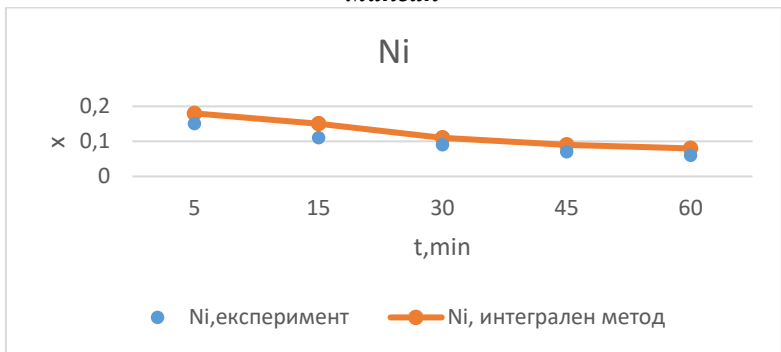
Валидацията на изчисленията се прави за концентрация на примеси на три замърсителя, Fe, Mn, Ni. Изследва се режим на изтичане при следните начални условия  $\chi_0 = 1,0$ ;  $D_p = 45\mu m$ ;  $U_{g0} = U_{p0} = 1 m/s$ ;  $\rho_{g0} = 1,16 kg/m^3$ ;  $\rho_{p0Fe} = 7870 kg/m^3$ ;  $\rho_{p0Mn} = 7210 kg/m^3$ ;  $\rho_{p0Ni} = 8908 kg/m^3$ ;  $T_{g0} = T_{p0} = T_2 = 293K$ . Използват се опитни резултати, получени от лабораторните изследвания, като са представени измененията на концентрацията на гореспоменатите замърсители за период от време от 5 до 60 мин. Съответствието между опитните данни и числените резултатите са в рамките на допустимите 5% на грешка, което дава основание да се приеме, че съставеният модел и численото му решение отговарят на физическата картина на течението.



**Фиг.4.1. Валидиране на модела за концентрацията на желязото**



**Фиг.4.2. Валидиране на модела за концентрацията на манган**



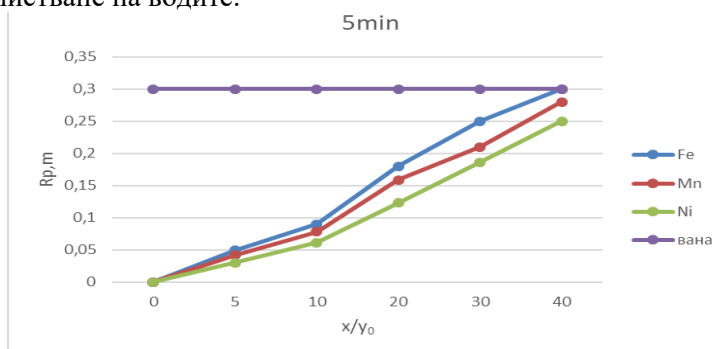
**Фиг.4.3. Валидиране на модела за концентрацията на никел**

#### 4.5.2. Резултати от числения експеримент

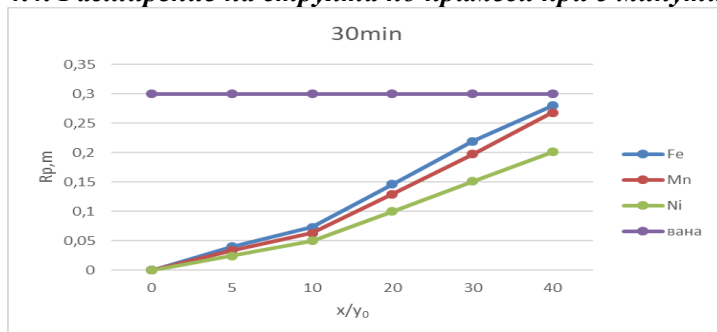
##### Влияние на концентрацията на замърсителите върху разширението на струята по примеси

На фиг. 4.4. - 4.6. са дадени получените резултати за разширението на струята по примеси за три замърсителя -Fe, Mn и Ni. Условиата, при които са проведени, са следните  $\chi_0 = 1,0$ ;  $D_p = 45\mu\text{m}$ ;  $U_{g0} = U_{p0} = 1\text{m/s}$ ;  $\rho_{g0} = 1,16\text{kg/m}^3$ ;  $\rho_{p0\text{Fe}} = 7870\text{kg/m}^3$ ;  $\rho_{p0\text{Mn}} = 7210\text{kg/m}^3$ ;  $\rho_{p0\text{Ni}} = 8908\text{kg/m}^3$ ;  $T_{g0} = T_{p0} = T_2 = 293\text{K}$ .

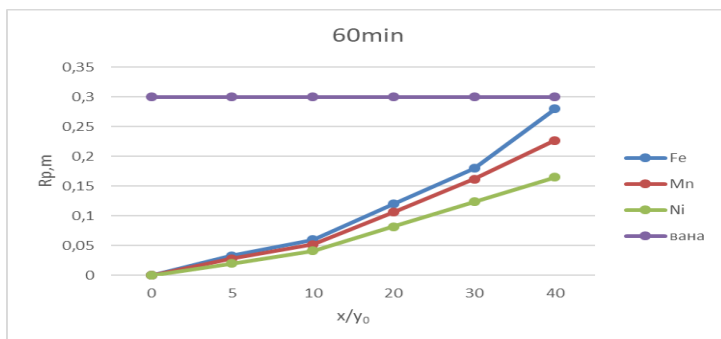
Изследваните случаи са за 5, 30 и 60 мин данни от експерименталните условия. При различните времена имаме различни концентрации, тъй като имаме все по-голямо пречистване на водите.



Фиг. 4.4. Разширение на струята по примеси при 5 минути



Фиг.4.5. Разширение на струята по примеси при 30 минути



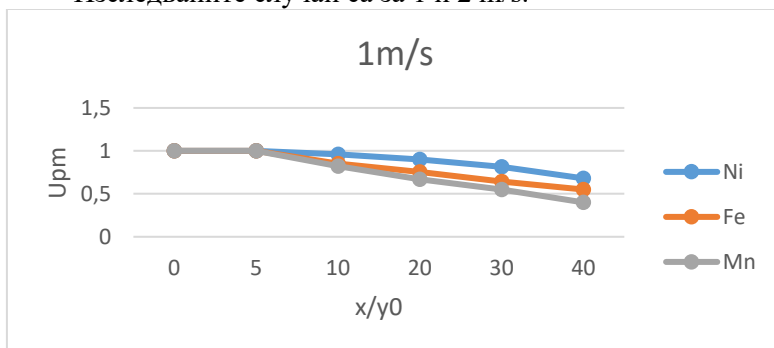
**Фиг. 4.6. Разширение на струята по примеси при 60 минути**

От фигурите се добива представа, че най-голям слой по примеси е реализирало желязото (Fe). Това може да се обясни и със най-голямата концентрация от трите изследвани замърсителя. Следва граничният слой на мангана и най-малко разширение има при никела. Това пак следва зависимостта на концентрациите, измерени при експерименталните изследвания. И при трите основни случая разширението на граничния слой по примеси не надвишава широчината на ваната, представена на фигурите. От фиг. 4.4. при 5 мин, когато концентрацията на частиците е най-голяма, се наблюдава, че граничният слой на желязото е точно толкова, колкото и на диаметъра на експерименталната колба. С увеличаване на времето (минутите) на престой и съответно намаляване на концентрацията на замърсителите в пречистващите руднични води се реализира едно намаляване на граничния слой по примеси.

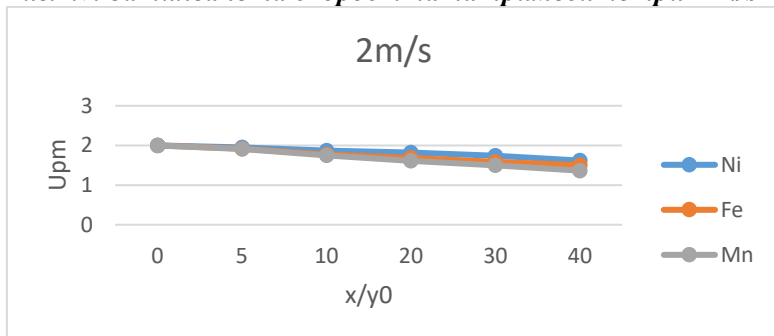
#### ***Влияние на скоростта на изтичане върху затихването на скоростта на примесите***

На фиг. 4.7. - 4.8. са дадени получените резултати за изтичане на скоростта по примеси за три замърсителя - Fe, Mn и Ni. Условието, при които са проведени, са следните  $\chi_0 = 1,0; D_p = 45 \mu m; U_{g0} = U_{p0} = 1$  и  $2 m/s; \rho_{g0} = 1,16 kg/m^3; \rho_{p0Fe} = 7870 kg/m^3; \rho_{p0Mn} = 7210 kg/m^3; \rho_{p0Ni} = 8908 kg/m^3; T_{g0} = T_{p0} = T_2 = 293 K$ .

Изследваните случаи са за 1 и 2 m/s.



**Фиг.4.7. Затихване на скоростта на примесите при 1 m/s**



**Фиг.4.8. Затихване на скоростта на примесите при 2 m/s**

От двете фигури се подразбира, че затихването при по-голямата скорост е по-бързо. Също така се наблюдава и че при по-големи плътности на замърсителя има по-бързо затихване на скоростта по примеси.

В настоящата монография методът за интегрално моделиране на двуфазни течения в киселите руднични води се разглежда като обобщена методологична основа, върху която се надграждат числените и експерименталните резултати. Този подход ни дава възможността за трансфер на знания от фундаменталната механика на флуидите към приложни проблеми, свързани с екологичността, безопасността и управлението на води, генерирани от миннодобивната дейност.

## Глава 5 Експериментален анализ на киселите руднични води

### 5. Експериментален анализ на киселите руднични води

Експерименталният анализ на киселите руднични води представлява комплексно изследване, което насочва и определя физико-химичните параметри на водите, както и на механизмите, които контролират тяхното формиране и трансформация в околната среда. Киселите руднични води обикновено се характеризира с *ниски стойности на рН, висока концентрация на сулфати*, силно минерализирани условия и значително съдържание на разтворени тежки метали, което го прави сериозен екологичен проблем в миннодобивната дейност из целия света.

Полевият анализ се извършва на стратегически избрани точки, включително изходи от галерии, шахти, открити минни изработки, дренажни водни потоци, генерирани от насипища и хвостохранилища, както и от места, където се смесват руднични води и подпочвени или повърхностни такива. Измерванията на *рН, електропроводимост, температура и окислително-редукционен потенциал* обикновено се извършват на място за минимизиране на промяната в състоянието на пробите преди лабораторните анализи. В допълнение пробите за разтворени метали и сулфати се консервират подходящо, за да се гарантира репрезентативност на резултатите.

Резултатите от лабораторните анализи ни предоставят информация, че киселите руднични води имат силно кисел характер, като стойностите на рН често падат под приемливите нормативни граници, което е пряко свързано с продължаващото окисление на сулфидни минерали. Тази ниска киселинност, комбинирана с високото съдържание на сулфатни йони, обуславя значителна минерализация на водите и силно разтваряне на метални йони. В изследванията на кисели руднични води в целия свят се представят високо съдържание на различни метали, ниско рН, както и редица токсични

елементи, което подчертава влошената природа на подобни води и тяхното влияние върху околната среда.

Експерименталният анализ на металите ни представя, че желязото, манганът, алуминият, цинкът и медта често са сред доминиращите разтворени метали в киселите руднични води. При ниско рН тези метали се срещат в разтворима форма, което увеличава тяхната мобилност и токсичност. Степента на мобилност зависи силно от химичните условия – при повишаване на рН много метали започват да утаяват като хидрооксиди или сулфиди. Тези зависимости са от решаващо значение за последващото моделиране и проектиране на технологични схеми за третиране (пречистване) на водите.

Съвременните експериментални проучвания подчертават значението на окислително-редукционните процеси, които влияят на химическото състояние на различните елементи, съдържащи се в киселите руднични води. Изследванията ни дават информация, че рН не само определя разтворимостта на металите, но в същото време и корелира със специфични химични зависимости между рН и концентрациите на желязо, мед, цинк и други елементи, което може да се моделира статистически, за да се обясни поведението на компонентите при различни условия.

Експерименталните анализи, които използват съвременни подходи за намаляване на движението на металите чрез сорбционни процеси с индустриални странични продукти, показват, че такива материали могат да служат като ефективни адсорбенти, като променят зет-а потенциала на частиците в контакт с кисели руднични води и така улесняват задържането на металите и съответното им утаяване.

Изследвания за микробиологичните фактори чрез метагеномни анализи показват, че микробиалните общности, доминирани от желязо и сулфур-оксидазни представители, могат да допринасят за динамиката на компоненти като Fe и  $\text{SO}_4^{2-}$ , което влияе върху кинетиката на окисление и образуването на киселинен разтвор.

На база получените експериментални данни получаваме достоверни припокривания, че ключовите параметри за оценка на киселите руднични води включват не

само рН и сулфати, но и електропроводимост, окислително-редукционен потенциал и разтворен кислород, които в микс дават цялостна представа за състоянието и динамиката на киселите руднични води в конкретни геоложки условия.

### **Кратко описание на методика за физико-химичен анализ на пробите**

Физико-химичният анализ на пробите включва определяне на следните показатели:

1. *рН и електропроводимост на пробите* – Измерванията се извършват с предварително калибрирани уреди;
2. *Концентрации на метални йони ( $Fe^{2+}/Fe^{3+}$ ,  $Mn^{2+}$ ,  $Al^{3+}$  и др.)* – Определят се чрез стандартни аналитични методи (химични);
3. *Сулфатни йони ( $SO_4^{2-}$ )* – Използват се като индикатор за интензивността на окислителните процеси в киселите руднични води;
4. *Суспендирани твърди вещества* - определени чрез филтрация и гравиметричен анализ.

Освен химичните анализи е необходимо да се следят и хидродинамични параметри – дебит, средна скорост на течението, геометрични характеристики на рудничните галерии или открити минни изработки, необходими за последващото числено моделиране.

Всички зависимости, описани дотук, реализират, че преносът на замърсители е тясно свързан с двуфазния характер на потока, което обосновава използването на интегрални модели за описанието му.

Сравнението между експериментално измерените и числено изчислените концентрации показва добро съответствие, което потвърждава адекватността на приетия модел и приложимостта му за анализ на кисели руднични води.

## Глава 6 Инженерни критерии, препоръки за мониторинг, контрол и пречистване на кисели руднични води

Управлението на киселите руднични води е комплексна система от превантивни, контролни и пречиствателни мерки, насочени към минимизиране на екологичните и технологичните рискове, свързани с минната дейност. Основната цел на този подход е ранното проследяване на процесите, водещи до формиране на киселинност и мобилност на металите, което позволява същевременно прилагане на мерки за ограничаване на разпространението на замърсяването в околната среда [98]. Паралелно с това се търси ефективно и дългосрочно неутрализиране и отстраняване на разтворените и суспендираните замърсители, като се гарантира дългосрочна стабилност на пречиствателните и контролни системи при минимални експлоатационни разходи [99].

Инженерният подход за управление на киселите руднични води следва да бъде интегриран, както и комбиниран от няколко взаимодопълващи се компонента. На *първо място*, поставяме мониторинг на хидрохимичните параметри на рудничните води, който осигурява точна информация за динамиката на киселинността, концентрациите на разтворени метали и други компоненти, съдържащи се във водата [100]. На *второ място*, се прилагат активни и превантивни мерки за ограничаване на образуването на кисели води и намаляването на потенциалния риск за водите (подпочвени или повърхностни). Интегрираният подход включва подбор и прилагане на подходящи технологии за пречистване (третиране), които могат да бъдат както активни, така и пасивни методи, описани малко по-нагоре, съобразени с конкретните хидрохимични условия, дебита на водите и икономическата им ефективност [101].

Така изгражданото управление на кисели руднични води осигурява баланс между екологична безопасност, технологична ефективност и устойчивостта във времето, като същевременно минимизира разходите за експлоатация и

поддръжка на пречиствателните съоръжения. Същото се взема като основа за последващо проектиране и изграждане на съоръженията за мониторинг и пречистване на водите.

### **6.1.1. Критерии за мониторинг на киселите руднични води**

Мониторингът на киселите руднични води представлява съществена част от инженерното управление на водите и има за цел да осигури информация за състоянието на системата и динамиката на киселинността, разтворените метали и други елементи в нея. Ефективен мониторинг е, когато имаме правилният подбор на физико-химични и химични параметри, които характеризират както текущото състояние на водата, така и потенциалните промени във времето.

### **6.1.2. Мониторингови параметри**

Основните физико-химични показатели са:

- **pH**, който е основен индикатор за киселинността на водата и определя разтворимостта на металите;
- **Електропроводимостта и общото съдържание на разтворени вещества**, които дават информация за общото йонно натоварване;
- **Температурата**, която влияе върху скоростта на химичните реакции;
- **Разтвореният кислород**, който контролира окислително-редукционните процеси;
- **Окислително-редукционният потенциал**, който определя химическите форми на ключовите елементи като желязо, манган и сяра [98].

Химичните параметри, които е необходимо да се наблюдават, са сулфатите ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) като основен продукт от сулфидното окисление; общото желязо ( $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ ) и манганът (Mn), които участват активно в геохимичните трансформации, тежките метали (Cu, Zn, Pb, Cd, Ni, Co, As), чието съдържание варира в зависимост от типа и минералния състав на даденото находище.

Допълнително е добре да се изготви оценката на алкалността и киселинния потенциал, предоставящи

информация за неутрализиращия капацитет на водата и прогнозира устойчивостта ѝ спрямо изменения в рН [99].

Интегрираният мониторинг, включващ както физико-химичните, така и химичните показатели, което ни позволява ранно откриване на неблагоприятни тенденции, оценка на ефективността на предприетите контролни мерки и оптимизация на инженерните стратегии за пречистване. Систематичният подход към наблюдението на тези параметри е фундаментален за осигуряване на устойчиво управление на киселите руднични води и минимизиране на риска за околната среда и здравето на човека.

### ***6.1.3. Планиране***

Времето и точково планиране на мониторинга на киселите руднични води е от ключово значение за ефективното и устойчиво управление на водите. Правилното разполагане на мониторинговите точки позволява да се обхванат най-съществените източници на замърсяване и да се оцени въздействието им върху околната среда. Мониторинговите точки се разполагат на стратегически места, включително изходите на шахти, галерии, открити минни изработки, дренажните точки от насипища и хвостохранилища, както и в зоните, където се осъществява шихтоване (смесване) на рудничните води с повърхностни или подземни такива. Освен това се следят входовете и изходите на пречиствателните съоръжения, за да се оцени ефективността на технологиите и да се установят потенциални пропуски в контрола на замърсяването [100].

При активно функциониращи източници, като непрекъснати дренажи от минни изработки, мониторингът се препоръчва да се извършва ежемесечно или дори по-често, когато това е необходимо. В райони със стабилизирани системи, където процесите на сулфидно окисление и метална мобилност са значително забавени, мониторингът може да се провежда сезонно, съобразно климатичните условия и хидрологичните цикли. При екстремни метеорологични събития, като обилни валежи или резки промени в температурата, се налага извънреден мониторинг, който да

оцени влиянието на тези фактори върху химичния състав и разпространението на замърсяването [99].

#### **6.1.4. Технологии за пречистване**

Изборът на подходяща технология за пречистване на киселите руднични води се базира на предварително изготвен анализ на хидрохимичните условия, дебита на водите, геоложките, географските особености и икономическите параметри на пречиствателната системата. Основните критерии, които се вземат предвид при инженерното планиране, включват дебитът и сезонното изменение на водния поток, стойностите на рН и концентрациите на разтворените метали, сулфатното натоварване, наличната площ за изграждане на съоръженията, експлоатационните и поддържащи разходи, както и изискванията за дългосрочна устойчивост и поддържане на системата.

##### **6.1.4.1. Препоръки за активни методи на пречистване**

Активните технологии са подходящи за третиране при условия на високи дебита, висока киселинност и когато ни е необходим много бърз ефект върху химичните показатели на водите. Сред най-често използваните методи са варовото неутрализиране с СаО или Са(ОН)<sub>2</sub>, утаяването на метални хидрооксиди и реактори с интензивно смесване. Успешното прилагане на този метод изисква прецизен контрол на рН в реално време (следене непрекъснато на параметрите му), ефективно управление на утайките, както и енергийно и химическо обезпечаване на процесите. Активните методи позволяват бързо стабилизиране на химичните параметри и намаляване на мобилността на токсичните метали, което е от съществено значение за защита на водните ресурси и околната среда [100].

##### **6.1.4.2. Препоръки за пасивни методи на пречистване**

Пасивните технологии се препоръчват да се използват при ниски до средни дебита, както и при отдалечени райони и за дълговременна експлоатация. Този метод се основава на естествени или полуестествени процеси за утаяване и

неутрализация на киселинността и металите, съдържащи във водата. Основните системи включват открити варовикови канали, безкислородни варовикови дренажи, реактори с вертикален поток и изкуствени влажни зони. Ефективното функциониране на пасивните системи изисква достатъчно време на престой на водата за пълно осъществяване на химичните и биогеохимичните процеси, предотвратяване на запушване и др. Този тип методи и подходи осигуряват устойчиво управление на киселите руднични води с минимални експлоатационни разходи, но със значително по-бавен ефект върху водата в сравнение с активните методи [101].

#### ***6.1.5. Интегриран подход***

Най-ефективната стратегия за управление на киселите руднични води се основава на прилагането на комбинирани превантивни, пасивни и активни мерки в рамките на една обща система. Съвременните инженерни концепции подчертават, че изолираното прилагане на единична технология рядко води до устойчиво развитие, особено при сложни хидрохимични условия и дългосрочно въздействие на минните обекти [101].

Интегрираният подход включва на първо място превантивен контрол при източника на замърсяване, насочен към ограничаване на контактите между сулфидни материали, кислород и водата чрез инженерни и геохимични бариери. Следващият етап е пасивното предварително третиране, което цели частична неутрализация на киселинността и редукция на металните концентрации чрез системи като безкислородни варовикови дренажи, реактори с вертикален поток или изкуствени влажни зони. При необходимост, особено при високи дебети или екстремна киселинност, се прилага активна финална обработка, която позволява бързо стабилизиране на химичните показатели на водата и постигане на нормативно допустими концентрации.

Ключов елемент на интегрирания подход е постоянният мониторинг и адаптивното управление на водите, които позволяват своевременно коригиране на технологичните решения при промяна на хидрохимичните условия или външни фактори като климатичните промени.

Тази многостепенна система намалява експлоатационните разходи, осигурява гъвкавост при управление на различни сценарии и гарантира устойчиво намаляване на въздействието върху повърхностните и подземните води в дългосрочен план.

Настоящите научни изследвания ясно подчертават, че няма универсално решение за всички видове на киселите руднични води – вместо това се представят най-ефективните стратегии, които са комбинации от технологични, геохимични и оперативни мерки, адаптирани към всеки конкретен случай.

Съвременните научни изследвания, акцентират върху необходимостта от адаптивно инженерно планиране, което отчита хидрохимичната сложност, вариациите в дебита и сезонността, както и възможността за включване на устойчиви компоненти като възстановяване на ресурси и оценка на жизнения цикъл на технологиите.

Съвременни научни изследвания разглеждат интегрирани стратегии за специфична обработка на киселите руднични води, както и минните отпадъци, които намаляват корозионния потенциал и съответно образуването на киселите руднични води. Освен това се разглеждат и различни технологични варианти, с които да може да се извличат различни химични елементи от водите, така че да имаме една пречистена вода и от нея да извличаме елементи, които сме пропуснали при добива на полезни изкопаеми или не сме имали допир до тях в дадения момент.

#### ***6.1.7. Световни практики за управление и на рудничните води***

Управлението на водите в минната индустрия е ключов елемент за устойчивото развитие на рудодобива (добива на полезни изкопаеми). Водните системи в минните обекти са комплексни и включват в себе си няколко типа, като *повърхностни, подпочвени, технологични и отпадъчни води*, същите си взаимодействат, както едни с други така и с околната среда. Неправилното им управление води до сериозни екологични последици, включително замърсяване на водоносни хоризонти, образуване на кисел рудничен дренаж

(AMD), както и аварии, свързани с хвостохранилища или друг тип съоръжение за съхранение на отпадъка от обогатителните фабрики.

Съвременните добри световни практики се основават на интегриран подход, известен като „*water stewardship*“, при който водата се разглежда, като затворена система с максимално повторно използване и минимално въздействие върху околната среда (в най – добрия случай да няма допир с нея).

Основата на водно управление е разработването на детайлен воден баланс на целия рудник (находище). Той включва всички входящи, изходящи и вътрешно циркулиращи водни потоци, както и водното натоварване което може да поеме нашата система.

Основните принципи прилагани при водното управление са:

1. Минимизиране на използването на свежи водни ресурси;
2. Максимално рециклиране на технологичните води;
3. Разделяне на „чисти“ и „оборотни“ (замърсени) водни потоци;
4. Оптимизация на водните загуби чрез изпарение, инфилтрация и технологични процеси.

Този подход позволява значително намаляване на екологичния отпечатък на минните операции.

Контролът на повърхностните води е насочен към предотвратяване на контакта между чисти атмосферни води и замърсени минни зони или мястото където водата контактува с даден елемент в скалната маса.

Тук най – често се прилагат следните мерки:

1. Изграждане на отклонителни канали около минните площадки;
2. Система за отделяне на чисти и замърсени води;
3. Дренажни мрежи за контрол на дъждовните води;
4. Защитни насипи и диги срещу повърхностен отток;
5. Инженерни бариери за ограничаване на инфилтрацията.

Използването на този тип мерки намалява до около 20 – 40% от водите, за които е необходимо третиране.

В рудниците, често се наблюдава повишено ниво на подпочвените води, което може да затрудни добивните работи в рудника и да доведе до геотехнически нестабилности на цялото съоръжението.

Мерките за предотвратяване на такъв тип нестабилност:

1. Системи за понижаване на водното ниво „*dewatering wells*“;
2. Хоризонтални дренажни системи;
3. Изграждане на изолационни бариери „*cut-off walls*“;
4. Непрекъснат мониторинг на водоносните хоризонти.

Използването на този тип системи ни гарантира стабилна и безопасна експлоатация.

Киселинният рудничен дренаж (AMD) е един от най-сериозните проблеми в минната индустрия, възникващ при окисление на сулфидни минерали. В практиката се вземат следните мерки за недопускането за развитие на кисел рудничен дренаж:

- ***Превантивни мерки***

1. изолиране на сулфидни минерали от кислород и вода;
2. използване на покривни слоеве (глина, геомембрани);
3. сухо депониране на отпадъчни материали;
4. контрол на инфилтрацията.

- ***Активни методи за третиране***

1. неутрализация с вар;
2. химическо утаяване на метали;
3. коагулация и флокулация.

- ***Пасивни системи***

1. изкуствени влажни зони;
2. биологични реактори с сулфат-редуциращи бактерии;
3. естествени филтрационни системи;

Технологичните води, които се използват за обезпечаване на работата на фабриката в минните предприятия се подлагат на комплексно третиране чрез комбинация от физични, химични и мембранни технологии.

- ***Основни методи:***

1. утаяване и избистряне;
2. коагулация и флокулация;
3. дисолвирана въздушна флотация;

4. пясъчна и мембранна филтрация;
5. обратна осмоза и нанофилтрация.

Методите позволяват висока степен на пречистване и съответното повторно използване на водата в технологичните цикли на фабриката.

Хвостохранилищата или друг тип хидротехнически съоръжения за депониране на отпадък от обогатителния процес, представляват основен източник на рискове за водите в минната индустрия.

Доказаните практики при този тип съоръжения са:

1. Сухо депониране „*dry stacking*“;
2. Сгъстени и пастообразни хвостове;
3. Минимизиране на свободната вода в системата и съответното и преместване към обратното водоснабдяване;
4. Затворени водни цикли на използваните води;
5. Двойни геомембранни изолационни системи под съоръженията;
6. Следене и мониторинг на стабилитета на стените на съоръженията;

Този тип методи значително намаляват риска от аварии и последващо замърсяване на водите.

Съвременните тенденции прилагани от минни предприятия са свързани с минимизиране на потреблението на „свежа“ вода чрез:

1. Повторно използване на процесни води;
2. Оптимизация на флотационните и смилателните процеси;
3. Внедряване на въздушно охлаждане вместо водно;
4. Затворени технологични цикли.

В ерата на дигитализацията и цифровизацията, които играят ключова роля в съвременното управление на водите в минните предприятия, най - често биват използвани следните доказали своята надеждност системи и елементи:

1. Онлайн сензори за качество на водата (pH, TDS, метали);
2. SCADA системи за управление;
3. GIS и сателитен мониторинг;

4. Модели с изкуствен интелект за прогнозиране на водния баланс, както и неговото изчисление в реално време.

Навлизване на все повече природо-базирани решения, които включват в себе си следните елементи;

1. Изграждане на изкуствени влажни зони;
2. Биологична рекултивация на нарушени терени;
3. Използване на растителност за стабилизиране на почви;
4. Интегрирана рекултивация по време на експлоатацията.

Тези подходи намаляват драстично дългосрочните екологични въздействия върху околната среда.

#### ***6.1.8. Оползотворяване на утайките генерирани от третирането на рудничните води***

Пречистването на руднични води, особено при наличие на киселинен рудничен дренаж (*Acid Mine Drainage – AMD*), води до генериране на значителни количества утайки, съдържащи метални хидроксида, сулфати и различни токсични елементи. Традиционно тези утайки се депонират в хвостохранилища или специализирани депа, което поражда дългосрочни екологични рискове, свързани тежки метали, вторично замърсяване на почви и води и генериране на киселинен дренаж.

Утайките, образувани при пречистването на руднични води, представляват сложни мултикомпонентни системи, съдържащи основно желязни и алуминиеви хидроксида, сулфати, манганови съединения и различни тежки метали като Cu, Zn, Pb, Cd и Ni.

Традиционно тези утайки се третират като отпадък и се депонират в хвостохранилища, което създава дългосрочен риск от вторично замърсяване на почви. В условията на съвременната кръгова икономика обаче утайките все по-често се разглеждат, като потенциален вторичен ресурс с възможности за технологично и икономическо оползотворяване. Благодарение на високото съдържание на метални хидроксида и значителната специфична повърхност, утайките притежават добри сорбционни свойства и могат да бъдат използвани в различни индустриални направления.

Един от най-перспективните подходи е възстановяването на ценни метали чрез хидрометалургични методи, селективна екстракция и последващо утаяване или електролиза. Този подход позволява извличане на мед, цинк, желязо и други метали със степен на извличане, достигаща над 80–90 %, което значително повишава ресурсната ефективност на процеса. Наред с това утайките могат успешно да се влагат в производството на строителни материали, като цимент, бетон, тухли и геополимери, при което токсичните компоненти се имобилизират в стабилна силикатна матрица. Геополимерните технологии представляват особено перспективно направление поради ниския въглероден отпечатък, високата механична якост и добрата химична устойчивост на получените материали.

Утайките, богати на желязни и алуминиеви съединения, могат да се използват и като ефективни сорбенти за пречистване на отпадъчни води от фосфати, арсен и тежки метали, като механизмите на взаимодействие включват адсорбция, йонообмен и комплексообразуване. След стабилизация утайките намират приложение и при рекултивация на нарушени терени, където се използват за изграждане на покривни слоеве, подобряване на почвената структура и ограничаване на ерозионните процеси.

При наличие на висока токсичност могат да бъдат приложени и термични методи като пиролиза, изгаряне, осигуряващи висока степен на стабилизация на опасните компоненти, макар и при значително по-високи енергийни разходи.

Икономическата ефективност на оползотворяването зависи основно от химичния състав на утайките, концентрацията на ценни метали, наличието на подходяща инфраструктура и възможността за интеграция в съществуващи индустриални процеси. Най-висок икономически потенциал притежават технологиите за възстановяване на метали и използването на утайките в строителни и геополимерни материали, тъй като съчетават екологичен ефект с възможност за генериране на допълнителна икономическа стойност.

В този контекст утайките от руднични води следва да се разглеждат не само като екологичен проблем, но и като перспективен източник на вторични суровини, чието ефективно управление е ключов елемент от устойчивото развитие на минната индустрия.

Критерий	Възстановяване на метали (спирометалургия)	Геополимери и строителни материали	Сорбенти (адорбция)	Рекултивация на терени	Термично третиране
Принцип	Селективна екстракция + улавяване електролиза	Алкана активация и полибизация в матрица	Повърхността адсорбция и йонобизация	Инокорпориране в почва покривни слоеве	Изгаряне, ширпотреба или възприемчива
Цел	Извличане на ценни метали (Cu, Zn, Fe)	Получаване на строителни материали	Вторично прецистиране на води	Екологично възстановяване	Обезвреждане и стабилизация
Ефективност	Висока (>70-90% за някои метали)	Висока мезанвация стабилност	Висока за As, P, метали	Средна (зависа от условията)	Висока
Степен на оползотворяване	Висока (възстановяване на ресурси)	Средна до висока	Средна	Ниска до средна	Ниска
Екологичен риск	Среден (вторични отпадъци)	Нисък (полибизация)	Ниска-среден	Среден	Нисък
Икономическа ефективност	Висока при богати утайки	Висока при нисово приложение	Средна	Ниска (екологична полза)	Ниска
Технологична сложност	Висока	Средна	Ниска-средна	Ниска	Висока
Енергийна консумация	Средна	Ниска	Ниска	Много ниска	Много висока
Преверителна обработка	Сушене, раздробяване, личична подготовка	Шитване	Обогатяване	Демпване	Сушене
Приложимост	Подходящо за метално богати утайки	Подходящо за силноактивни/химически утайки	Подходящо за Fe, Al-богати утайки	Подходящо за стабилизирани утайки	Универсално
Технологията	Добре развита	Развиваща се	Добре развита	Добре развита	Добре развита
Индустрия	Металургия, химическа индустрия	Цемент, бетон, тухли	Прецистиране на води	Минни терени, дала	Опасни отпадъци

**Фиг.5. Видове технологии за оползотворяване на генерираните утайки от третирането на кисели руднични води**

### ***6.1.9. Заключение***

Управлението на киселите руднични води е сложен инженерно-екологичен проблем, който изисква специфичен подход, съставен от превенция, мониторинг, контрол и крайно пречистване на водите. Такъв тип извод е направен от обширни прегледи на наличните технологии, които показват, че интегрирани системи, съчетаващи физико-химични, биологични и пасивни компоненти, демонстрират по-голяма ефективност и устойчивост в дългосрочен план спрямо индивидуално прилагани на даден метод.

Съвременните световни практики за управление на водите в минната индустрия се основават на интегриран, превантивен и технологично подпомаган подход. Основната тенденция е преминаване от линейно потребление на вода към затворени цикли с висока степен на рециклиране и минимално въздействие върху околната среда.

Комбинацията от инженерни решения, химико-биологични методи и цифрови технологии позволява значително намаляване на екологичния риск и повишаване на устойчивостта на минните операции.

Интегрираният инженерен подход свързва мониторинг, превенция, технически решения за третиране и управление на водите и се очертава като най-ефективен за устойчиво намаляване на отрицателните ефекти от киселите руднични води върху водните тела, екосистемите и водните ресурси като цяло. Тази интеграция е не само научно обоснована, но и практически приложима в широк спектър от минни обекти по света, благодарение на нарастващата база от емпирични и прегледни изследвания, които подкрепят мултидисциплинния подход към третирането и пречистването на кисели руднични води.

## Глава 7 Видове технологии за третиране и последващо пречистване на кисели руднични води

Киселите руднични води представляват едно от най-сериозните дългосрочни екологични въздействия на минната индустрия в глобален аспект. Устойчивостта на почвата на антропогенни и природни влияния, възможностите ѝ за самопречистване, необходимо за проява на промените в нейните характеристики, са фактори, които мнозина приемат за даденост. Буферният капацитет на почвата и способността ѝ да филтрира и да абсорбира замърсители правят нейното деградиране забележимо само когато е достатъчно напреднало във времето [102].

Както в индустриализираните, така и в развиващите се страни, загубата и деградацията на почвата се наблюдават с безпрецедентни темпове и имат дълбоки последици за свойствата на почвената екосистема. [103].

В отговор на това през последните десетилетия са разработени и внедрени разнообразни технологии за тяхното третиране, които се различават по свойствата си на действие, степен на инженерна сложност, икономическа ефективност и дълговременна устойчивост.

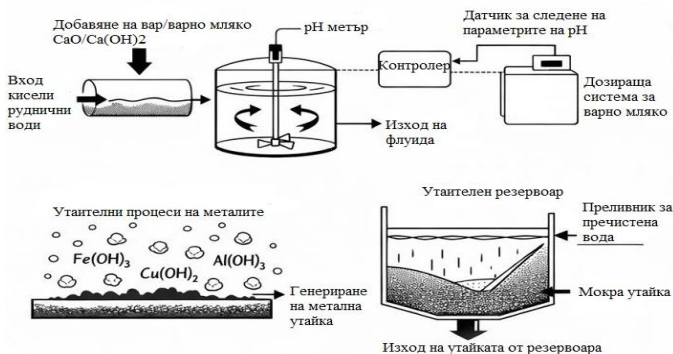
В световната практика технологиите за пречистване на кисели руднични води се групират в следните основни категории:

### ***7.1. Активни химични и физико-химични технологии***

#### ***7.1.1. Химично неутрализиране с алкални реагенти***

Химичното неутрализиране е най-разпространената и надеждна технология за третиране на кисели руднични води в индустриален мащаб. Използват се алкални реагенти и технологията е активна, при която към киселите руднични води се добавят алуминни или калциеви основи или други алкални материали, за да се повиши рН-то на водата до неутрални или

умерено алкални стойности (обикновено рН 6,5–8,0). Повишаването на рН намалява разтворимостта на тежките метали и води до тяхното утаяване като неразтворими хидроксида или карбонати, които могат да бъдат механично отделени от водата. Тази практика е широко прилагана в индустриалното третиране на замърсени води, като тя реализира ефективност, относителна простота и способност да обработва големи обеми.



**Фиг. 7.1.1. Химично неутрализиране**

Процесът се базира на добавяне на алкални реагенти, които повишават рН на водата и предизвикват утаяване на металите под формата на слабо разтворими хидроксида.

Най-често използвани реагенти са:

- CaO (негасена вар) и Ca(OH)<sub>2</sub> (гасена вар) – доминиращи в САЩ, Канада и Австралия;
- CaCO<sub>3</sub> – използван при по-ниска киселинност;
- NaOH (натриеви оксиди) и Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> – при специфични технологични нужди;

При контакт с киселите руднични води реагентите освобождават OH<sup>-</sup> йони, които реагират с H<sup>+</sup> йони от киселия флуид, водейки до повишаване на рН. Същевременно метали като Fe<sup>2+</sup>/Fe<sup>3+</sup>, Mn<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup>, Zn<sup>2+</sup> и др. се утаяват като мехурести метални хидроксида (Me(OH)<sub>3</sub>), които могат да бъдат отделени механично от водния поток.

Технологията е широко използвана в САЩ, Канада, Китай в доста рудници в Чили, където дебитите на киселите руднични води са големи.

Основният ѝ недостатък е образуването на големи количества утайки, които изискват допълнително управление и изземане и последващо депониране, което я прави с по-високи капиталовложения, някои елементи, които се отделят, могат да съдържат нежелани елементи от нас и трябва да бъдат депонирани по специфични начини.

## ***7.2. Пасивни геохимични и биогеохимични системи***

### ***7.2.1. Открити варовикови канали***

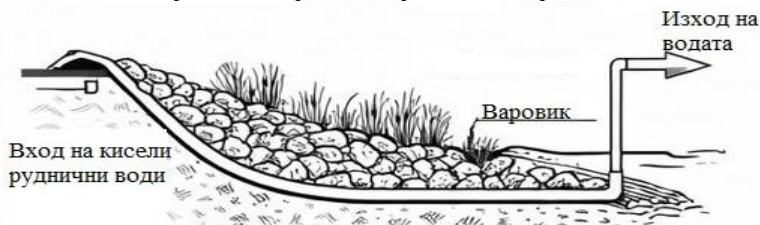
Откритите варовикови системи представляват най-простата форма на пасивно третиране (пречистване) на кисели руднични води. Водата протича по наклонени (изкуствени) канали, запълнени с варовик ( $\text{CaCO}_3$ ), който осигурява алкалност или повишава рН на води, протичащи през него. Те се използват широко в начален етап на третиране на водите, използват се при наличието на отдалечени обекти, така че водата да може да преминава дълго време през канала или е компонент от по-голяма система за третиране (пречистване) до определени норми. Принципно методът ориентируващо повишава рН на водата с от 1 до 2 единици, увеличава нейната алкалност, намалява нейната агресивност за евентуално последващо третиране, ако има изискване за такова. В случая методът не осигурява пълно утаяване на металите. Като конструкция отворените канали се правят със сравнително малък наклон от 1 до към 5%, материалът, полаган в него, е с фракция от около 25 до 150 mm, а дължината може да е ограничена само от заобикалящия ни терен или концесията на дадено находище. Флуидният поток при този метод на третиране на киселите руднични води е добре да бъде ламинарен с число на Рейнолдс  $Re < 2320$ .

Предимствата на отворените варовикови канали е в сравнително простата конструкция, ниските капиталовложения, липса на инженерна поддръжка, липса на енергийни консуматори (като помпи, вдигатели и др.), подходяща за трудно достъпни райони и места. Като недостатъци на канала са пасивация (неутрализация на

варовика) поради утаяване на  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  и  $\text{Al}(\text{OH})_3$ , съответно е необходимо полагането на нов пласт варовикови фракции, намаляване на ефективността при високи концентрации на  $\text{Fe}^{3+}$  и  $\text{Al}$ , третирането на водите зависи от сезонността, дебитите и външните метеорологични параметри.

Отворените варовикови канали намират приложения в САЩ, Испания, Южна Африка, Канада, Чили и други държави, като в почти всички случаи този метод за третиране на водата е част от по-голяма система за пречистване и отделяне на определени елементи от водата.

Откритите варовикови канали представляват икономически ефективна и инженерно проста технология за предварително третиране на кисели руднични води. Въпреки ограниченията, свързани с пасивацията и ограничената неутрализираща способност, те заемат важно място в интегрираните системи за управление на киселите руднични води, особено при дългосрочни и устойчиви решения.



**Фиг.7.2. Система на открити варовикови канали**



**Фиг.7.2.1. Система на открити варовикови канали**

### **7.2.2. Безкислородни варовикови дренажи**

Безкислородните варовикови дренажи са пасивна технология за неутрализиране на кисели руднични води, при която водата протича през запълнена междина от варовик и херметично затворена система, предотвратяваща контакт с атмосферата. Основната цел на тази система е да позволи разтварянето на калциевия карбонат без преждевременно утаяване на желязни и алуминиеви хидрооксиди или друг вид метали.

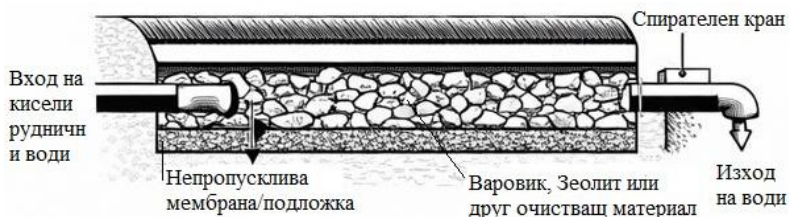
Конструкцията на тази система е изградена от подземен или полуподземен траншеен дренаж, изцяло запълнен с фракции на натрошен варовик, като самата система е отделена от контакта си с атмосферата с геомембрана, глинест слой и почвен слой, входната и изходната тръбна система, като дължината на системата може да варира от 15 до 300 m, фракциите на варовика са в границите от 25 до 100 mm, времевият престой на киселите руднични води е 12 часа или повече в зависимост от рН, отново както при отворените варовикови канали е необходимо потокът да бъде ламинарен.

Предимствата на този тип третиране е по-голямата ефективност спрямо отворените варовикови канали, минимална пасивация на варовика по време на работата му, отново няма енергийни разходи, дълъг експлоатационен срок, повишаване на алкалността на водите. Недостатъците на системата са при високи концентрации на  $Al^{3+}$ ,  $Fe^{3+}$  в киселите руднични води, чувствителност на метода при навлизане на кислород по време на третирането на водата, труден визуален мониторинг, предварително хидрохимично характеризиране на водата.

Този тип система намира приложения в САЩ, Германия, Обединеното кралство, Канада и други държави, като в почти всички случаи този метод за третиране на водата е част от по-голяма система за пречистване и отделяне на определени елементи от водата.

Безкислородните варовикови дренажи представляват една от най-ефективните пасивни технологии за неутрализиране на кисели руднични води при подходящи

условия. Те осигуряват дългосрочно повишаване на алкалността и стабилност на системата.



**Фиг.7.2.2. Безкислородна варовикова дренажна система**

### **7.2.3. Реактори с вертикален поток**

Реакторите с вертикален поток представляват пасивна технология за пречистване на кисели руднични води, която комбинира анаеробни биогеохимични процеси и химично неутрализиране с варовик. Този тип технологии са разработени с цел преодоляване на ограниченията на безкислородните варовикови дренажни системи, особено при води с високи концентрации на  $Fe^{3+}$  и  $Al^{3+}$ . Основната особеност на тази система е вертикалното движение на водата през последователни слоеве с различни функции.

Принципът на работа на реакторите с вертикален поток се състои в това, че киселите руднични води постъпват вертикално в горната част на реактора и преминават през анаеробния слой, който редуцира условията, протича бактериална сулфатна реакция, редуцират (утаяват се) се  $Fe^{3+}$  и  $Al^{3+}$ , след което водата протича към слоя с варовик, съответно там се неутрализира киселинността и се повишава рН.

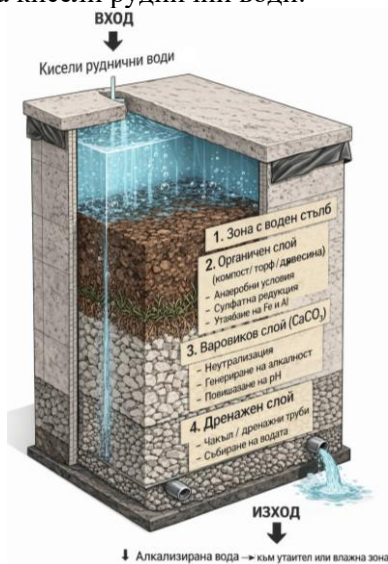
Конструктивните параметри на този тип реактори са следните приблизителна дълбочина (или ако е външно съоръжение височина) над 2 m, като слой с варовик (натрошен на фракции) е от 0,5 до 1,5 m, органичният слой 0,3 до 1 m, престоят в реактора трябва да е над 12 часа.

Предимствата на тази система са, че могат да работят с води, които съдържат високи концентрации на Fe и Al, комбинират биологични и химични системи на третиране на водите, имат много по-дълъг живот спрямо гореописаните технологични системи за третиране, имат ниски

експлоатационни разходи и др. Като минуси или по-скоро ограничения на този метод е по-голяма площ, на която е необходимо да се развие за по-големи дебити на киселите руднични води, възможност от запушване на някой слой или дренажна тръба, съществува възможността да се получи хидравлично претоварване на системата при много високи дебити (когато ваялят проливни дъждове), възможност от честа подмяна на органичния материал в реактора.

Този тип технологична система намира приложения в САЩ, Германия, Обединеното кралство, Канада, Чехия и други държави, като водите се третира както по време на експлоатация на находищата, таки и след тяхната рекултивация системата продължава да третира водата.

Реакторите с вертикален поток представляват една от най-универсалните и ефективни пасивни технологии за пречистване на кисели руднични води, особено при сложен метален състав на третираната вода, постъпваща от находището. Те съчетават различни системи на контрол и заемат челно място в устойчивите инженерни решения за управлението на кисели руднични води.

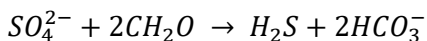


**Фиг. 7.2.3. Безкислородна варовикова дренажна система**

### **7.3. Биологични технологии**

#### **7.3.1. Сулфат-редуциращи биореактори**

Сулфат-редуциращите биореактори представляват пасивни или по-скоро полупасивни системи за пречистване на кисели руднични води, базирани на биохимични процеси, протичащи при анаеробни условия. Основният механизъм включва активността на сулфат-редуциращи бактерии, които използват сулфатите ( $\text{SO}_4^{2-}$ ). В резултат на този процес сулфатите се редуцират до сулфиди ( $\text{S}^{2-}$ ), които реагират с разтворените метални катиони ( $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$  и др.) и образуват слабо разтворими метални сулфиди, утаяващи се в реактора. Обобщеното химично уравнение на метода е представено по-долу:



Образуваният бикарбонат повишава алкалността и рН на водата, което допълнително подпомага нейното третиране и последващо пречистване.

Конструкцията на този тип реактори е разделена на няколко зони, входна зона или равномерно постъпване на водата в биологичния реактор, добавяне на утаител във входната и предварително утаяване на големите твърди частици от водата. Биореакторен слой (анаеробна среда (зона)), в този слой се поставят различни органични материали като торф, дървесен чипс, компост, биомаса или друг източник на въглерод. Следващият слой в биореактора е слой за компенсирание на киселинността на водите и стабилизирането на рН, като се използва варовик, доломит или зеолит за този слой. Дренажният слой на биореактора е предназначен за събиране и отвеждане на третираната вода, както и да предотврати задържането на утаители, за да не се запушва реакторът. Изход на третираните води от съоръжението, като същата се транспортира към утаители след съоръжението или към изградени влажни зони след биореактора.

Принципът на работа на биореактора е, че киселите руднични води е необходимо да постъпват с рН по-голямо от 3,

температурата трябва да бъде в диапазон от 15 – 45 °С, време на престой в реактора за третиране на водата над 12 часа.

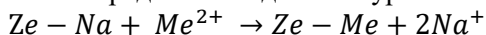
Предимствата на метода за третиране е ефективното отстраняване на сулфати и тежки метали, повишаване на рН на водата без външни химични елементи или реагенти, сравнително ниски експлоатационни разходи, може да се изгражда система в отдалечени райони с минимална техническа поддръжка, методът може да се комбинира с други пасивни технологии за третиране на водите. Като недостатъци при работата на системата е чувствителността към кислорода, периодично подменяне на органичния слой, риск от запушване с утайка при преработката на киселите руднични води.

Използването на такъв тип за третиране на водите в световен аспект е приложено във Великобритания, като там системата е комбинирана с влажна зона, в Швеция, където е изграден подземен биореактор за третиране на киселите руднични води, САЩ е изградил такъв тип съоръжение като част от многостъпална система за третиране на кисели руднични води.

## ***7.4. Адсорбционни технологии***

### ***7.4.1. Пречистване със зеолити***

Пречистването със зеолити представлява физико-химичен метод, основан главно на йонен обмен, адсорбция и повърхностно комплексобразуване, чрез които се отстраняват разтворени метални катиони от кисели руднични води. Зеолитите са микропорести алуминосиликатни минерали с добре развита кристална решетка, която позволява селективно задържане на различни йони. Методът за третиране със зеолит най-често бива използван като допълващ елемент след неутрализация или пасивно третиране преди това. Адсорбцията се извършва върху повърхностните пори на зеолита. Йонният обмен със зеолит е представен в долното уравнение:



Най-често зеолитното третиране на киселите руднични води се извършва с вертикални или хоризонтални зеолитни колони, като е необходимо да се контролира постъпващият

дебит (количеството кисели руднични води), като е необходимо потокът да постъпва отгоре. Друг вариант за използване на зеолита като елемент за третиране на водите е с използването на зеолитно реакторно легло, подобно на отворените варовикови канали. Новоразработени варианти с помощта на зеолит за третиране на кисели руднични води е изграждането на така наречените зеолитни бариери, предимно изградени по подземен способ за защита на подземните води.

Принципът на работа на третиране на киселите руднични води със зеолит е необходимо рН на третираната вода да е над 5, което само по себе си ни подсказва, че е необходимо да се комбинира с друг метод при по-ниско рН на водите, времевият престой на третираните води е необходимо да бъде над 1 час, температурата на третирането е необходимо да бъде в границите от 5 до 35 °С.

Предимствата на метода са високата ефективност при съдържанието на тежки метали в третираните води, проста конструкция, ниски експлоатационни разходи, обработка на ниски и средни дебита на киселите руднични води. Като недостатъци е необходимо да се отбележи, че е необходимо рН на водите да е над 5, тъй като при по-ниски стойности имаме ниска ефективност на третиране, необходима подмяна на зеолита при определено време, зеолитът има ограничено влияние към някои сулфати и има висока чувствителност към  $Fe^{3+}$  и  $Al^{3+}$ .

В световен мащаб зеолитното третиране на кисели руднични води се използва в държави като Гърция (използват го за третиране на води с високо съдържание на Pb и Zn), Мексико (използват се зеолитни колони за третиране на води с високо съдържание на Cd и Cu), Русия (използва в някои свои находища варовико-зеолитни филтри за предварително третиране на водите), Румъния изгражда пилотни реактори за бъдещо третиране, Япония използва синтетични зеолити за третиране на кисели руднични води с високо съдържание на Zn и други.



**Фиг. 7.4. Вертикална зеолитна филтърна колона**

### **7.5. Мембранни и разделителни процеси**

Мембранните и разделителните процеси представляват високоефективни физико-химични технологии за пречистване на кисели руднични води, при които се постига селективно отделяне на разтворени йони, метали и соли чрез използване на полупропускливи мембрани или електрохимични градиенти. Тези технологии се прилагат основно като активни методи, характеризиращи се с висока степен на третиране, но и с повисоки инвестиционни и експлоатационни разходи. Основни видове мембранни процеси са микрофилтрация и ултрафилтрация (обикновено се използват за предварително третиране на водите), нанофилтрация (използва се за двувалентни метални йони ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ), сулфати и др.), обратна осмоза (отстранява около 95% разтвори на соли и метали (използва се и в други системи и водата може да бъде обратно използвана)), електромембранни процеси (използват електрическо поле за миграция на йони през селективни мембрани), мембранна електролиза и електрокоагулация (предимно утаява метали).

Като задължително условие при този тип система за третиране е задължително предварително третиране на водата преди постъпването на водата в мембранните системи.

Предимствата на този тип системи са високата степен на пречистване на подаваните води, възможност за повторна употреба на водите, компактни геометрични размери на съоръженията, прецизен контрол на системата. Недостатъците са високи капиталовложения и високи експлоатационни

разходи, отделяне и генериране на концентрати, необходим е квалифициран персонал.

Използването на такъв тип за третиране на водите в световен аспект е приложено във Австралия, Чили, Канада, Еквадор, Южна Африка. Предимно са използвани като последен етап на третиране на киселите руднични води като част от затворен воден цикъл, използван при високи екологични изисквания към водите.

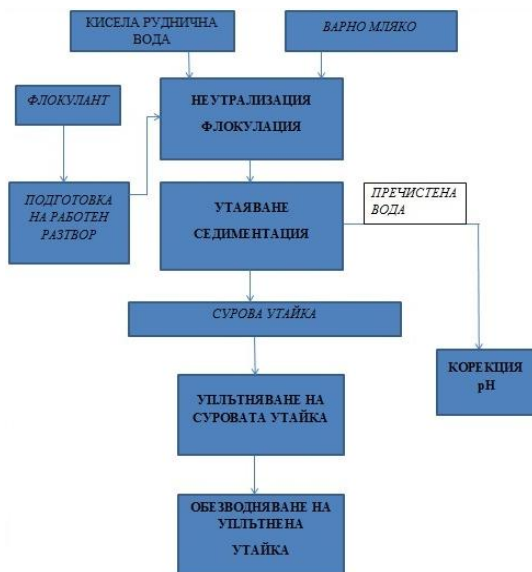
Мембранното третиране на кисели руднични води е последното ниво на технологично развитие. Третирането на водите чрез този тип система е с високи капиталовложения, но те са незаменими в ситуации, изискващи максимална ефективност, повторна употреба на водите и минимално въздействие върху околната среда.

### ***7.6. Хибридни и интегрирани системи***

На фигура 7.6. е представена обобщена блоксхема на хибридна и интегрирана система за третиране на кисели руднични води, която е изградена на база резултати от лабораторни изследвания за ефективното третиране на води, генерирани от миннодобивната дейност. В нея са включени следните основни технологични възли:

- Десулфатизация на киселите руднични води посредством неутрализация с варно мляко до активна реакция рН от около 10,00 с последващо подаване на 0,05% разтвор от флокуланта за последващите процеси на утаяване и седиментация;
- Подготовка и дозиране на работен разтвор от флокулант към неутрализираните руднични води;
- Утаяване и седиментация на флокулираната суспензия от калциев сулфат-пресипитат и неразтворими метални хидрооксиди при отделяне на пречистените води под формата на бистър горен слив и кондиционираната утайка под формата на долен слив;
- Корекция на активната реакция рН на пречистената руднична вода при използването на дозаторна инсталация за концентрирана сярна киселина за

- окончателно заустване;
- Уплътняване на отделената като долен слив от утайките сурова утайка и насочването на бистрия горен слив от тях обратно към началото на процеса на пречистване на киселите руднични води, а самата уплътнена утайка към последващата степен за окончателно обезводняване;
  - Обезводняване на уплътнената утайка и подготовката ѝ за окончателно депониране и връщане на отделения от обезводнителното съоръжение филтрат в началото на процеса за пречистване на киселите руднични води;



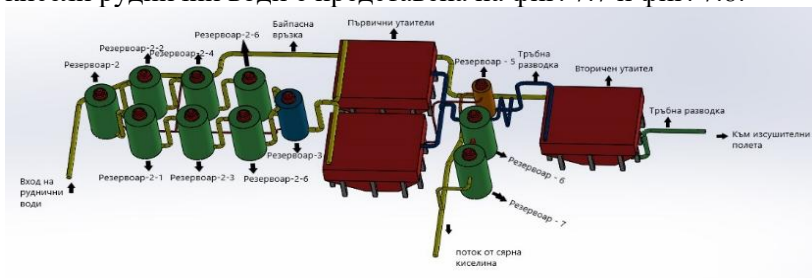
**Фиг. 7.6. Обобщена блок схема на технологията за пречистване**

В обобщената блок схема на предлаганата технологична схема за пречистването на киселите руднични води първият основен технологичен възел е “Неутрализация и флокулация”. В него подлаганата на пречистване руднична вода се подлага на десулфатизация посредством неутрализация със суспензия на хидратна вар с концентрация от около 10 %. С

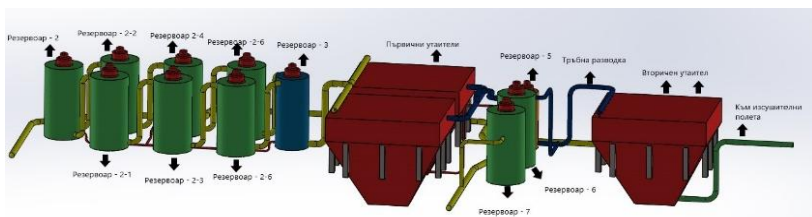
цел увеличаване степента на утилизация на хидратната вар и намаляване времето на протичане на процеса до зададените нива на активна реакция рН, за да се намали концентрацията до стойности над 5 %, но това следва много добре да се оцени от гледна точка подаването на излишни количества течна фаза и увеличаване на цялостното хидравлично натоварване на схемата.

Посочената на фигура 7.6. обобщена блок схема на предлаганата технология за пречистване на киселите руднични води и описаната накратко избрана целево технология, гарантираща постигането високо третиране на киселите руднични води.

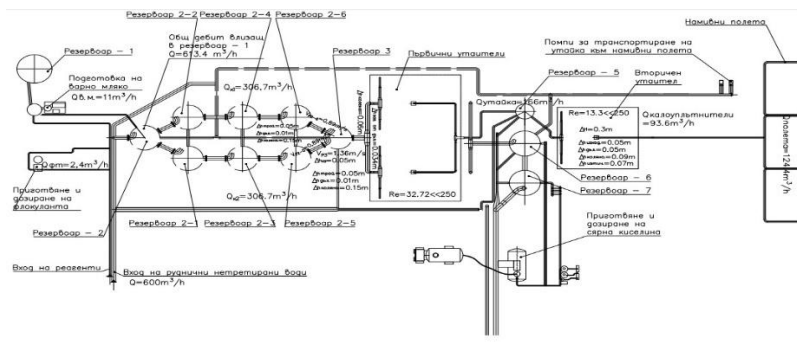
Схема на технологичната система за третиране на кисели руднични води е представена на фиг. 7.7 и фиг. 7.8.



**Фиг. 7.7. Технологична схема за третиране на кисели руднични води – 1**



**Фиг. 7.8. Технологична схема за третиране на кисели руднични води – 2**



**Фиг. 7.9. Технологична схема за третиране на кисели руднични води – 3**

Пречиствателните съоръжения са разположени в два напълно симетрични потока с дебити по  $600 \text{ m}^3/\text{h}$ , които след добавянето на варното мляко се повишават до  $611 \text{ m}^3/\text{h}$ . Всеки поток след първия смесителен съд се разделя на два равни дяла, които се събират в съд РЗ. Третирането на киселите руднични води продължава и в първите утайтели на системата, след което постъпват към вторичния утайтел. По време на процеса на третиране на водите се дозира и разтвор от сярна киселина за пълното пречистване на водите, генерирани от миннодобивната дейност, след което през вторичния утайтел се изпращат водите към изсушителните полета, където се отделя водата от генерираната утайка и вече може да се заусти към определената ни точка за това.

Като предимства на този тип технологична система са това, че може да третира големи дебити на кисели руднични води, централизирано управление на процесите, голяма ефективност на третирането на водите. Недостатъци високи капиталовложения при проектирането и изграждането (но все пак е дълго време за експлоатация), високи експлоатационни разходи при работа на технологичната схема в сравнение с останалите системи, както и необходимост от квалифициран персонал.

### ***7.7. Икономическа на методите за пречистване на руднични води и приблизителна стойност на машините и съоръженията***

Замърсяването, което причиняват киселите руднични води, оказва съществено отрицателно въздействие върху следните неща:

1. Повърхностните водни тела (езера, язовири и др.);
2. Подземните води;
3. Почвите;
4. Екосистемите;
5. Човешкото здраве;

Поради тези негативни въздействия пречистването на кисели руднични води - AMD е ключово инженерно-екологичен проблем с много високо икономическо значение. В последните години се наблюдава значително увеличение на разходите, както за третиране, така и за изграждане на съоръженията за третирането на кисели руднични води, което се поражда от следните фактори:

1. Повишени цени на химическите реагенти;
2. Енергийна инфлация (много по – скъпа електрическа енергия за „Бизнеса“);
3. Увеличение стойността на строителните материали;
4. По-строги екологични регулации;
5. Нарастващи разходи за управление на утайки (преместване, депонирани, извозване и др.);
6. Автоматизация и дигитализация на процесите.

Освен експлоатационните разходи ( $C_{\text{експлоатация}}$ ), важно значение имат и капиталовите разходи ( $C_{\text{капиталовложения}}$ ), като съответно те включват в себе си следните компоненти:

1. Реактори;
2. Утаители;
3. Помпени системи;
4. Филтрация;
5. Защитни мембрани;
6. Автоматизирани системи за управление;
7. Тръбопроводи, фитинги и инфраструктура;
8. Сгради за поместване на съоръженията;

9. И др.;

Към 2026 г. общите разходи за третиране на руднични кисели води варират в широк диапазон – от приблизително 0,015 EUR/m<sup>3</sup> при пасивни системи до над 0,80 EUR/m<sup>3</sup> при високотехнологични мембранни процеси. Тази цена ни насочва мисълта към това, как да вложим най – добрите световни практики за да можем да пречистваме много големи количества вода, като в същото време да намалим разходите за това.

**- Видове третиране на минните води с приблизителни капиталовложения в машини и съоръжения и експлоатационни разходи**

Варовата неутрализация е най-разпространеният метод за третиране на кисели руднични води. Процесът се основава на добавяне на калциев хидроксид Ca(OH)<sub>2</sub> или калциев оксид CaO с цел повишаване на рН и утаяване на металите под формата на метални хидроксида. Предимствата на метода са високата му ефективност, лесния контрол на процеса, приложим е при големи обеми води за третиране, ниска цена за реагенти. Недостатъците му са големия обем утайки, които се получава, съответно трябва да ги депонираме, необходимо е същата да се обезводнява. На таблица 7.9.1 са представени експлоатационните и капиталовите разходи за метода с варова неутрализация.

*Таблица 7.9.1 са представени експлоатационните и капиталовите разходи за метода с варова неутрализация.*

Тип на третирането: Активни химични методи				
Вид: Варова неутрализация				
№	Наименование	Стойност, хил. EUR	Забележка	Разходи
1	Реактор за неутрализация	25 - 60	Системи с малък дебит	Капиталови
		120 - 450	Индустриални системи за голям дебит	
2	Система за дозиране на вар	15 - 120	Цялостна система за дозиране на вар	
3	Утайтел	80 - 600	Образуване на утайката	

4	Филтър - преса	70 - 350	Обезводняване на утайката	
5	Помпи, фитинги, тръбопроводи и др.	20 - 200	Транспорт на водите	
6	Общо капиталови разходи	150 - 500	10 - 50 m <sup>3</sup> /h	
		800 - 3000	100 - 500 m <sup>3</sup> /h	
		5000 - 15000	над 1000 m <sup>3</sup> /h	
7	Експлоатационни разходи	0,07 - 0,18 EUR/m <sup>3</sup>	Реагенти, ел.енергия, поддръжка, управление води и утайки	Експлоатационни

### 1. Експлоатационни разходи спрямо вида на използваната технология за третиране на руднични води

На таблица 7.9.2 са представени данни за експлоатационните разходи към 2026г., по методи за третиране на минните води. Същите могат да са основа при проектирането на третиращи инсталации, както и предшествената таблица 7.9.1 за съответните съоръжения.

**Таблица 7.9.2.**

Метод	Действие	Предимства	Недостатъци	Експлоатационни разходи (EUR/m <sup>3</sup> )
Варовик (дренажи)	Неутрализация чрез варовик	Ниска цена	Ограничена ефективност	0,015 – 0,06
Влажни зони	Биологични и седиментационни процеси	Ниска енергия	Изисква големи площи	0,02 – 0,08
SAPS	Анаеробна алкализация	Стабилност	Ограничен дебит	0,03 – 0,10
Биореактори	Сулфатредуциращи бактерии	Малко утайки	Чувствителност към условия	0,05 – 0,18
Варова неутрализация	Утаяване на метали чрез Ca(OH) <sub>2</sub>	Висока ефективност	Много утайки	0,07 – 0,18

Натриева основа (NaOH)	Алкална неутрализация	Бърза реакция	Висока цена	0,09 – 0,23
Последователни системи (HDS)	Рециркуляция на утайките	По-малко отпадък	По-сложна система	0,11 – 0,28
Йонообмен	Смолни колонии	Висока чистота	Скъп процес	0,37
Обратна осмоза	Мембранна сепарация	Почти пълно пречистване	Много висока цена	0,30 – 0,80

**Таблица 7.9.3.**

Съоръжение	Действие	Капиталовложения (EUR)
Последователни HDS реактор	Рециклиране на утайки	250 000 – 1.5 млн.
Рециркуляционна система	Връщане на утайка	50 000 – 300 000
Сгъстител	Уплътняване на утайка	200 000 – 1 млн.
SCADA управление	Контрол на процеса	40 000 – 250 000
Експлоатационни разходи	m <sup>3</sup>	0,11 – 0,28

Таблица 7.9.3. ни представя приблизителна икономическа оценка на капиталовложенията в системи с последователно използване HDS и съответно съоръжения за третиране на водите.

**Таблица 7.9.4.**

Съоръжение	Функция	Стойност (EUR)
Геомембрана	Хидроизолация	8 – 20 EUR/m <sup>2</sup>
Дренажна система	Контрол на потока	20 000 – 150 000
Разпределителни канали	Разпределение на водата	10 000 – 80 000
Биомаса и растителност	Биологично третиране	5 000 – 50 000
Влажни зони	Третиране (1000 – 5000 m <sup>2</sup> )	50000 - 300000
Експлоатационни разходи	m <sup>3</sup>	0,03 – 0,12

Таблица 7.9.4. ни представя икономическата стойност за изграждане на съоръженията и техните капиталовложения при пасивни системи.

**Таблица 7.9.5.**

Съоръжение	Функция	Стойност (EUR)
Анаеробен биореактор	Биологично третиране	100 000 – 900 000
Система за субстрат	Подаване на органика	20 000 – 150 000
Температурен контрол	Поддържане на процеса	15 000 – 120 000
Газочистка	Отстраняване на H <sub>2</sub> S	30 000 – 250 000
Експлоатационни разходи	m <sup>3</sup>	0,05 – 0,18

Таблица 7.9.5. ни представя икономическата стойност на капиталовложения и експлоатационните разходи при биореактори.

**Таблица 7.9.6.**

Съоръжение	Функция	Стойност (EUR)
Мембранен модул за обратна осмоза	Мембранно пречистване	100 000 – 2 млн.
Високонапорни помпи	Осигуряване на налягане	40 000 – 400 000
Предварителна филтрация	Защита на мембраните	30 000 – 250 000
CIP система	Химично почистване	20 000 – 120 000
Автоматизация	Управление и мониторинг	50 000 – 300 000
Експлоатационни разходи	m <sup>3</sup>	0,30 – 0,80

Таблица 7.9.6. ни представя икономическата стойност на капиталовложения и експлоатационните разходи при обратна осмоза.

**Таблица 7.9.7.**

Съоръжение	Функция	Стойност (EUR)
Йонообменни колонии	Отделяне на метали	50 000 – 500 000
Регенерационна система	Възстановяване на смоли	20 000 – 200 000
Резервоари	Съхранение на реагенти	10 000 – 80 000
Експлоатационни разходи	m <sup>3</sup>	0,29 – 0,37

Таблица 7.9.7. ни представя икономическата стойност на капиталовложения и експлоатационните разходи при йонообмен.

**Таблица 7.9.8.**

Метод	Капиталовложения	Експлоатационни разходи (EUR/m <sup>3</sup> )	Ефективност	Недостатъци
Варовикови дренажи	50 хил.–300 хил.	0.015–0.06	Средна	Ограничено приложение
Влажни зони	50 хил.–1.5 млн.	0.02–0.08	Средна	Големи площи
Биореактори	0.3–3 млн.	0.05–0.18	Висока	Чувствителност
Варова неутрализация	150 хил.–15 млн.	0.07–0.18	Много висока	Утайки
NaOH	200 хил.–10 млн.	0.09–0.23	Висока	Висока цена
HDS	1–8 млн.	0.11–0.28	Много висока	Сложност
Йонообмен	0.2–2 млн.	~0.37	Много висока	Скъпи смоли
Обратна осмоза	0.5–20 млн.	0.30–0.80	Почти 100%	Висок разход

Таблица 7.9.8. ни представя обобщени икономическата стойност на капиталовложения и експлоатационните разходи при всички видове методи за третиране на минни води.

Икономическият анализ към 2026 г. показва, че няма универсална технология за третиране на кисели руднични води. Изборът на технология зависи от:

- Дебита на генерираните води;
- Химичния състав на водите;
- Изискваната степен на пречистване на руднияните води;
- Наличната площ, която ни е необходима и съответно площта която може да оползотворим;
- Инвестиционния бюджет;
- Разходи по експлоатация;

Пасивните системи са най-икономични при ниски дебита и умерено замърсяване. Активните химични технологии остават основен индустриален стандарт поради високата ефективност и надеждност. Мембранните технологии осигуряват най-висока степен на пречистване, но изискват значителни инвестиции и високи енергийни разходи.

Към 2026 г. най-ефективни са комбинираните системи, при които са пасивното предварително третиране намалява натоварването на системата, активната химична обработка стабилизира процеса, мембранните технологии се използват за финално третиране.

Този подход позволява да се намаляване на експлоатационните разходи, по-ниска консумация на енергия, ограничаване на количествата утайки, устойчиво управление на минните води, по-добра икономическа ефективност в дългосрочен план.

## Заклучение

Едни от най-сложните и важни въпроси при добива на полезни изкопаеми са управлението, мониторингът и третирането на генерираните руднични води. Те съпътстват добива и при различни метеорологични условия може да се окаже, че водното натоварване върху третиращите системи може да е твърде голямо, което ни принуждава да преоразмерим системите за третиране, за да могат да поемат водните количества.

Неизменна част от последващата обработка на киселите руднични води е какви са параметрите на генерираните води, техният химичен състав, рН на водата, което се взема за основа на третирането, количеството при неблагоприятни метеорологични условия, както и други елементи като възможност за развитие на избраната технология от нейните габаритни размери.

За подбор и избор на технология или комбинации от описаните по-горе системи за третиране на кисели руднични води е необходимо обстойно проучване на даденото находище, неговите технологични нужди от вода, вертикалната му планировка, обема на генерираните води, химичния анализ на водите, наличието на подпочвени или повърхностни незамърсени води и други основни параметри, влияещи на избора за третиране на води. Инженерният подход за третирането на киселите руднични води е свързан с обобщено виждане и вариантни решения, сравнени както икономически, така и чисто технологично.

## ИЗПОЛЗВАНА ЛИТЕРАТУРА

1. Абрамович, Г. Н., Т. А. Гиршович, С. Ю. Крашенинников, А. Н. Секундов, И. П. Смирнов, Теория турбулентных струй, М., Наука, 1984.
2. Ангелов Т., И. Григорова, И. Нишков, Преглед на техниките за третиране на кисели руднични дренажни води, Сборник на Научна конференция с международно участие “Науката в условия на глобализацията”, Кърджали, 2014, ISSN 1314-3425, стр. 617 – 621.
3. Антонов, И.С, Моделиране на двуфазни турбулентни струи, С., 1995, дисертация за получаване на научната степен д.т.н.
4. Антонов И.С, Приложна механика на флуидите, София 2010
5. Антонов, И. С., Н.Т. Нам, Двухфлуиден интегрален метод за числено изследване на двуфазна турбулентна струя, Изв. На ВМЕИ-София, Т. 45, кн. 3,1990
6. Антонов И. С., А. Терзиев, С. Антонов, Разпространение на двуфазна турбулентна струя в порьозна среда. Част.1. Физически и математически модел на течението, XIV Международна Научно-техническа конференция – 2007г., РУ „Ангел Кънчев” – Русе, 08-10 Ноември 2007г., Научни трудове, т. 46, серия 1, ISSN 1311-33-21, стр. 82 – 86
7. Антонов И. С., А. Терзиев, С. Антонов, Разпространение на двуфазна турбулентна струя в порьозна среда. Част.2. Резултати от числения експеримент, XIV Международна Научно-техническа конференция – 2007г., РУ „Ангел Кънчев” – Русе, 08-10 Ноември 2007г., Научни трудове, т. 46, серия 1, ISSN 1311-33-21, стр. 87 – 90
8. Антонов И. С., М. Ангелов, С. Антонов, Разпространение на двуфазна турбулентна струя в порьозна среда. Интегрален метод на изследване, Сборник доклади на XIII Научна конференция с

- международно участие, ЕМФ' 2008, 17 – 20 Септември, 2008г., Созопол, стр. 40 – 43, ISSN 1310 – 9405
9. Антонов И., М. Ангелов, Л. Еленков, М. Михайлов, А. Терзиев, С. Антонов, Математическо и числено моделиране на двуфазно струйно течение във филтрираща среда, Научна конференция с Международно участие “Хранителна Наука, Техника и Технологии - 2008г., Университет по Хранителни Технологии – Пловдив, Научни трудове, т. LV, св. 2, 24 – 25 Октомври 2008г., стр. 177 – 182
  10. Антонов И., М. Ангелов, Л. Еленков, М. Михайлов, А. Терзиев, С. Антонов, Представяне на уравнения, описващи движението на двуфазно струйно течение във филтрираща среда в крайни разлики, Научна конференция с Международно участие “Хранителна Наука, Техника и Технологии - 2008г., Университет по Хранителни Технологии – Пловдив, Научни трудове, т. LV, св. 2, 24 – 25 Октомври 2008г., стр. 189 – 193
  11. Антонов И., М. Ангелов, Л. Еленков, М. Михайлов, А. Терзиев, С. Антонов, Резултати от числения експеримент при протичане на двуфазно струйно течение във филтрираща среда, Научна конференция с Международно участие “Хранителна Наука, Техника и Технологии - 2008г., Университет по Хранителни Технологии – Пловдив, Научни трудове, т. LV, св. 2, 24 – 25 Октомври 2008г., стр. 183 – 188
  12. Бабанова е., Пречистване на води от тежки метали посредством микробно генериран сероводород, НАУЧНИ ТРУДОВЕ НА РУСЕНСКИЯ УНИВЕРСИТЕТ - 2012, том 51, серия 1.2, стр. 226-230
  13. Бекярова Ж., Каменова Ст., Табакова С, Изследване на тежкометалното замърсяване на почви в урбанизирани територии XIV Научно-техническа конференция с международно участие "ЕкоВарна 2008, 121-128 с.
  14. Богоева Ир., Замърсяване на околната среда с тежки метали – фактор за стрес и токсичност за растенията, Екология и бъдеще, VII, N 1, 2008, стр. 3-10

15. Величкова Р. , Неизотермични турбулентни течения в ограничено пространство, Докторска дисертация, София, 2011
16. Грудев С., И. Спасова, М. Николова Модул II „Генериране, предотвратяване и третиране на руднични води“; Минно-геоложки Университет; гр. София 2005г.
17. Гусак А. М., Феноменологическое описание взаимной диффузии в двухфазной зоне тройной системы, Журн. физ. хим. 1990, Т.64, №2, 510-513с.
18. Гупта, А., Д. Лили, Н. Сайред, Закрученные потоки, М., Мир, 1987
19. Иванова Ан., Тежките метали в околната среда, : Научни трудове - Русенски университет Ангел Кънчев. - ISSN 1311-3321 - 39, 2002, 129-133 с.
20. Керестеджиян Т., Р. Атанасова, И. Бонев, Вл. Христов, Л. Юрукова, В. Арнаудов, Ал. Хаджиев, И. Апостолова, Т. Мешинев, Екологично въздействие на минно-добивната дейност – комплексно изследване в долината на Ерма река, Мадански руден район, ГЕОХИМИЯ, МИНЕРАЛОГИЯ И ПЕТРОЛОГИЯ • 37 • СОФИЯ • 2000,
21. Коцев, Ц., З. Чолакова, Т.Попова, К. Чакалов (2005). Форми на арсена и оловото в замърсените от минно-добивната дейност почви в долината на р.Огоста. – В: Проблеми на географията, кн. 1–2, 55–63.
22. Ландау Л., Е.М. Лифшиц, Гидродинамика, Москва Наука, 1986
23. Лиен Х.Д., Двухфазни неизотермични турбулентни струи, Докторска дисертация, София, 1996
24. Сенгалевич Г., Замърсяване с тежки метали на почви в близост с КЦМ Пловдив. Екология, 4, 1991, 14–19 с.
25. Стоянов Ст., Тежки метали в околната среда и хранителните продукти, токсично увреждане на човека, клинична картина, лечение и профилактика, Изд. “Пенсофт“ София 1999, 287с.

26. Тодоров В., Системи за управление на околната среда, конференция Екология' 21, гр. Бургас 7 - 9 юни 2001, 257-27с.
27. Хайнц А., Райнхард, Г.,Химия и околна среда, университет. изд.Св. Климент Охридски, София, 2000.
28. Щец, Д.А., Турбулентное течение. Процессы вдува и перемешивания, М.,Мир,1984
29. Adgar A., C.S. Cox, C.A. Jones Enhancement of coagulation control using the streaming current detector, *Bioprocess Biosyst. Eng.*, 27 (2004), pp. 349-357
30. Ansys CFD User Manual, 2012
31. Antonov, I. S., A.Kaddah, N. T. Nam, H.D. Lien, Two-phase turbulent jet. Integral method for numerical investigation, Hanoi, Vietnam, 1992
32. Antonov I.S., N.T.Nam, Two-fluid integral method for numerical investigation of two-phase turbulent jet, *VMEI Sofia*, v.45, book 3, 1990
33. Antonov I.S., N.T. Nam, Numerical methods for modeling of two – phase turbulent swirling jets, Intern. Symposium on Hydro-and Aerodynamics in Marine Engineering HADMAR'91 28oct.-1nov. 1991, Proceedings vol. 34-1-34-5
34. Barton L., W. A. Hamilton, Sulphate-reducing bacteria , 2007.
35. Bekyarova Zh., Dinkov D. Study on the Heavy Metal Content in Soils and Aboveground Plant Biomass along "Hemus" Highway, *Journal of Balkan Ecology* 2012.
36. Bello O., Y. Hamam, K. Djouani Coagulation process control in water treatment plants using multiple model predictive control *Alex. Eng. J.*, 53 (2014), pp. 939-948  
ArticleDownload PDFView Record in ScopusGoogle Scholar
37. Benner. S. G., W. D. Gould, D. W. Blowes. 2000. Microbial populations associated with the generation and treatment of acid mine drainage. – In: *Chemical Geology*, 169, 435– 448.
38. Bjurman J, Jirjis R. A possible reason for variation in the determination of dry matter losses in logging residues. In:

- Proceedings of IEA/BA joint workshop in Garpenberg, Sweden, June 1994. SLU—Uppsatser och Resultat. vol. 278. p. 42–45.
39. CEC (2002b), Proposal for a directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 1999/32/EC as regards the sulphur content of marine fuels, COM (2002) 595 final, 2002/0259 (COD), Volume II, 2002. ([www.europa.eu.int/comm/environment/air/transport.htm#3](http://www.europa.eu.int/comm/environment/air/transport.htm#3))
  40. Ceglarek U., A. Leichtle, M. Brügel, L. Kortz, R. Brauer, K. Bresler, J. Thiery, G.M. Fiedler Challenges and developments in tandem mass spectrometry based clinical metabolomics, *Mol. Cell. Endocrinol.*, 301 (2009), pp. 266-271
  41. CEN/TC 335 Solid Biofuels—Methods for determination of moisture content—Oven dry method—Part 1: Total moisture—Reference method, 2004.
  42. CEN/TC 335 Solid Biofuels—Methods for determination of moisture content—Oven dry method—Part 3: Moisture in general analysis sample.
  43. Chigier, N.A., J.M. Beer, Velocity and static pressure distributions in swirling air jet, *Trans. ASME, ser. D, J. of Basic engin.*, v.86, 1964
  44. Chigier, N.A., A.Chervinsky, Experimental and theoretical study of turbulent swirling jet, *Isr. J.T.*, v.4, 1, 1966
  45. Cravotta. C. A., M. K. Trahan. 1999. Limestone drains to increase pH and remove dissolved metals from acidic mine drainage. – In: *Applied Geochemistry*, 14, 581–606.
  46. Dettmer K., P.A. Aronov, B.D. Hammock Mass spectrometry-based metabolomics, *Mass Spectrom. Rev.*, 26 (2006), pp. 51-78
  47. Dimitrova D., N. Velitchkova, Ts. Kotsev, D. Antonov, Z. Cholakova, Heavy metals and metalloids content assessment in mine waters from Martinovo and Chiprovtsi mines, Northwestern Bulgaria, *GEOSCIENCES 2006*, pp276-279

48. Dinev N., E. Filcheva, (2011), Soil monitoring: indicators of heavy metal contamination and application of GPS techniques in risk assessment. *Soil Science, Agrochemistry and Ecology*, Year XLV, Appendix 1-4, pp86-92.
49. Dunn W., D.I. Ellis *Metabolomics: current analytical platforms and methodologies*, *TrAC Trends Anal. Chem.*, 24 (2005), pp. 285-294
50. Ek A., C.-Å. Boström, P. Ljungqvist, N.-O. Nilvebrant *Reining och kemisk karakterisering av kondensat och torkgaser från torkning av biobränsle (Refining and characterisation of condensation water and exhaust gases from drying of biofuels)*, *Värmeforskrapport*, 683 (2000), pp. 1-32
51. Gao Y., C.P. Feng, C. Liu, *Municipal waste water treatment using sequencing batch biofilm reactor (SBBR)*, 2008.
52. Gergov L., V. Ivanov. Z. Gergova, I. Ganev, *Rectifier 13kA for electrolysis with two reactors*, IV Scientific Conference EF2012, Sozopol, 28 September-1 October 2012, Collection of Reports - vol.2, p.54-60
53. Goodacre R., S. Vaidyanathan, W.B. Dunn, G.G. Harrigan, D.B. Kell *Metabolomics by numbers: acquiring and understanding global metabolite data*, *Trends Biotechnol.*, 22 (2004), pp. 245-252.
54. Gray N. F., *Environmental Impact and Remediation of Acid Mine Drainage: A Management Problem*, 1997
55. Groudev, S.N., Georgiev, P.S., Spasova, I.I., Nicolova, M.V. *Bioremediation of acid mine drainage in a uranium deposit*. *Hydrometallurgy* 94 , 2008.
56. Jonsson J. A., Lovfvcvist F. *Determination of adsorption isotherms from chromatographic measurements using the peak maximal method*. *J. Chroma-togr.* 1987, V.40&. p.1-7.
57. Joo D., D.J. Choi, H. Park *The effects of data preprocessing in the determination of coagulant dosing rate*, *Water Res.*, 34 (2000), pp. 3295-3302
58. Kennedy M., A.H. Gandomi, C.M. Miller *Coagulation modeling using artificial neural networks to predict both*

- turbidity and DOM-PARAFAC component removal, *J. Environ. Chem. Eng.*, 3 (2015), pp. 2829-2838
59. Kolev S., V. Hristov , K. Ivanova , B. Kunovska, Mine water discharge in the region of former uranium mines in Southern Bulgaria, *REVIEW OF THE BULGARIAN GEOLOGICAL SOCIETY*, vol. 79, part 3, 2018, p. 143–144 National Conference with international participation “GEOSCIENCES 2018
  60. Kvitvang H., T. Andreassen, T. Adam, S.G. Villas-Bôas, P. Bruheim Highly sensitive GC/MS/MS method for quantitation of amino and nonamino organic acids, *Anal. Chem.*, 83 (2011), pp. 2705-2711
  61. Lantzy R.J., and F.T. Mackenzie, Atmospheric trace metals: Global cycles and assessment of man's impact. *Geochim. Cosmochim. Acta* 43, 1979, p.511–525
  62. Lovley. D. R., E. J. P. Phillips. 1992. Bioremediation of uranium contamination with enzymatic uranium reduction. – In: *Environ. Sci. Technol.*, 26, 2228-2234.
  63. Macy. J. M., J. M. Santini, B. V. Pauling, A. H. O’Neill, L. I. Sly. 2000. Two new arsenate/sulfate-reducing bacteria: mechanisms of arsenate reduction. – In: *Arch. Microbiol.*, 173, 49-57.
  64. Maier H., N. Morgan, C.W.K. Chow Use of artificial neural networks for predicting optimal alum doses and treated water quality parameters, *Environ. Modell. Softw.*, 19 (2004), pp. 485-494
  65. Mashego M., K. Rumbold, M. De Mey, E. Vandamme, W. Soetaert, J. Heijnen Microbial metabolomics: past, present and future methodologies, *Biotechnol. Lett.*, 29 (2006), pp. 1-16
  66. Münter M., U. Hagman, H. Harnevie, H. Johansen, I. Kristensson, M. Westermark Vibe Teknisk och miljömässig analys av biobränsletorkar (Technical and environmental analysis of driers for biofuels), *Värmeforskrapporter*, 662 (1999), pp. 1-75

67. Nyrén C., Miljöeffekter vid bibränsletorkning. (Environmental effects from drying of biofuels), Rapport från Vattenfall Utveckling AB, 33 (1992), pp. 1-45
68. Robenson A., S.R.A. Shukor, N. Aziz Development of process inverse neural network model to determine the required alum dosage at segama water treatment Plant Sabah, Malaysia, *Comput.-Aided Chem. En.*, 27 (2009), pp. 525-530
69. Rodriguez P., K. Annamalai, J. Sweeten, The effect of drying on the heating value of biomass fuels, *Transactions of the ASAE*, 41 (4) (1998), pp. 1083-1087
70. Ross S.M., *Toxic metals in soil-plant systems*. John Wiley & Sons, Chichester, UK 1994.
71. Rupar K., M. Sanati The release of organic compounds during biomass drying depends upon the feedstock and/or altering drying heating medium, *Biomass and Bioenergy*, 25 (6) (2003), pp. 615-622
72. Samuelsson R, Nilsson C, Burvall J. Sampling and GC-MS as a method for analysis of volatile organic compounds (VOC) emitted during oven drying of biomass materials. *Biomass and Bioenergy*, in press, doi:10.1016/j.biombioe.2006.06.003
73. Shmulsky R., L.L. Ingram Empirical prediction of VOC emissions from drying southern yellow pine lumber, *Forest Products Journal*, 50 (6) (2000), pp. 61-63
74. Skousen, J., Ziemkiewicz. P., *Acid Mine Drainage Control and Treatment*. 2nd Ed. National Research Center for Coal and Energy, National Mine Land Reclamation Center, West Virginia University, Morgantown, 1996.
75. Smart F., R.B.M. Aggio, J.R. Van Houtte, S.G. Villas-Boas Analytical platform for metabolome analysis of microbial cells using methyl chloroformate derivatization followed by gas chromatography-mass spectrometry, *Nat. Protoc.*, 5 (2010), pp. 1709-1729
76. Spellman F., *Hydraulic Fracturing Wastewater: Treatment, Reuse, and Disposal* 1st Edition, ISBN-13:978-1138197923
77. Straub. K. L., M. Benz, B. Schink. 2001. Iron metabolism in anoxic environments at near neutral pH. – In: *FEMS*

- Microbiology            Ecolog.,            34,            181-186.  
Tendeur D., Theory of ion exchange columns. Chem. Eng. J. -1970. V.I. №4. -p.337-346.
78. Vangronsfeld J., H. Clijsters, Toxic effects of metals. Plants and the Chemical Elements: Biochemistry, Uptake, Tolerance and Toxicity (ed. M.E. Farago). VCH Verlagsgesellschaft, Vienneim, 1994, p.150-177.
  79. Vasilev A, N. Dinev (2011) Ecotoxicological assessment of soils contaminated with heavy metals in the area of Kremikovtzi and KCM - Plovdiv. Soil Science, Agrochemistry and Ecology, Year XLV, Appendix 1-4, 72-76.
  80. Villas-Boas S., P. Bruheim, The potential of metabolomics tools in Bioremediation studies, Omics-a J. Integr. Biol., 11 (2007), pp. 305-313
  81. Vuckovic D., Current trends and challenges in sample preparation for global metabolomics using liquid chromatography–mass spectrometry, Anal. Bioanal. Chem., 403 (2012), pp. 1523-1548
  82. Wierenda P. J., Bills R. G. A field test for validation of flow and transport models. Transact. 14th Int. Congr. Soil Sci, Kyoto, Aug. 12-18, V.I. Kyoto, 1990. p.4-9.
  83. Winkelmann G., Structures and functions of fungal siderophores containing hydroxamate and complexone type iron binding ligands. Mycological Research. Vol. 96, 1992, p.529-534.
  84. Zhang Q., S.J. Stanley Real-time water treatment process control with artificial neural network, J. Environ. Eng.-Asce, 125 (1999), pp. 153-160
  85. <http://www.meteo.bg/>
  86. <http://www.nsi.bg/>
  87. <http://www.fao.org/nr/land/soils/soil/en/>
  88. <http://www.pollutionissues.com/Li-Na/Mining.html#ixzz5hn6sK5Kr>
  89. <https://www.moew.government.bg/bg/vodi/>
  90. [https://www.moew.government.bg/static/media/ups/tiny/Vodi/zakonodatelstvo/Zakon\\_za\\_vodite-2018.pdf](https://www.moew.government.bg/static/media/ups/tiny/Vodi/zakonodatelstvo/Zakon_za_vodite-2018.pdf)

91. <http://eea.government.bg/eea/bg/publicat/2003/quality/soil/soil1.htm>
92. <https://water.me.vccs.edu/courses/env110/coagulation.htm>
93. Kirill Karimov, Maksim Tretiak\*, Denis Rogozhnikov, Oleg Dizer, The Dissolution Behavior of Pyrite and Chalcopyrite During Low-Temperature Pressure Oxidation: Chalcopyrite Influence on Pyrite Oxidation, 2024, 17(20), 5132; <https://doi.org/10.3390/ma17205132>
94. Bing Wang, Yue Luo, Xun Li, Ya-zhou Liu, Chang-ru Xu, Yu-xiu Zheng, Yan-hong Zhang, Yi-ru Zhou - Water-Rock reactions in the acid leaching of Uranium: Hydrochemical characteristics and reaction mechanisms - Journal of Hydrology Volume 641, September 2024, 131798
95. Tagirov, Boris R. ;Akinfiev, Nikolay N. ;Tarnopolskaia, Mariia E. ;Nikolaeva, Irina Yu. ;Zlivko, Irina Yu. ;Volchenkova, Valentina A. ;Koroleva, Luydmila A. ;Zotov, Alexander V. - Gold in sulfide fluids revisited Geochimica et Cosmochimica Acta, Volume 406, pp. 285-304 Pub Date: October 2025;
96. Ting Li, Fange Cheng, Xin Du, Jianru Liang, Lixiang Zhou, Efficient removal of metals and resource recovery from acid mine drainage by modified chemical mineralization coupling sodium sulfide precipitation - Journal of Environmental Sciences Volume 156, October 2025, Pages 399-407
97. Guri Du, Hsing-Jung Ho, Atsushi Iizuka, A critical review of current treatment methods of acid mine drainage with an assessment of associated CO2 emissions toward carbon neutrality, Journal of Water Process Engineering Volume 77, September 2025, 108347
98. Wang, H., Liu, J., & Chen, Y. (2022). Advances in monitoring and management strategies for acid mine drainage. Journal of Environmental Management, 318, 115589. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115589>
99. Li, X., Zhang, L., & Sun, P. (2023). Integrated treatment technologies for acid mine drainage: A review of recent advances. Environmental Science and Pollution Research,

- 30(15), 43215–43233. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-24567-4>
100. Zhou, Q., Wang, X., & Huang, Z. (2022). Real-time monitoring of heavy metals and sulfate in acid mine drainage: Technological and engineering perspectives. *Science of The Total Environment*, 826, 154146. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154146>
101. Gao, Y., Li, W., & Zhou, J. (2023). Passive and active treatment approaches for acid mine drainage: An integrated engineering review. *Water Research*, 234, 119640. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119640>
102. Величкова, Р., Пушкаров, М., Ангелова, Р., Сандов, О., Марков, Д., Симова, И., Станков, П. - Exploring the Potential of Straw Biochar for Environmentally Friendly Fertilizers - *Sustainability* 2022, 14, 6323. <https://doi.org/10.3390/su14106323>;
103. Величкова, Р., Джън, В., Марков, Д., Симова, И., Иванов, И., Денев, И., Пушкаров, М. - Possibility for Using Biochar for Sustainable Agriculture: a Case Study in Bulgaria - *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science* 1006 (2022) 012004 IOP Publishing doi:10.1088/1755-1315/1006/1/012004

Мартин Иванов Пушкаров

**Числено моделиране и експериментален  
анализ на замърсяването в руднични води  
при миннодобивната дейност**

Българска, първо издание

**Рецензенти:**

проф. д-р инж. Ивайло Георгиев Копрев

проф. дн Константин Тодоров Балашев

**ISBN** 978-954-353-506-4 (мека подвързия)

**ISBN** 978-954-353-507-1 (pdf)

Издателска къща „Св. Иван Рилски“ на

МГУ „Св. Иван Рилски“, София, 2026



**МИННО-ГЕОЛОЖКИ  
УНИВЕРСИТЕТ  
„СВ. ИВАН РИЛСКИ“**

Отпечатано в Издателска къща „Св. Иван Рилски“  
на МГУ „Св. Иван Рилски“, София

[mgu.bg](http://mgu.bg)