



УНИВЕРЗИТЕТ „ГОЦЕ ДЕЛЧЕВ” – ШТИП
ФАКУЛТЕТ ЗА ПРИРОДНИ И ТЕХНИЧКИ НАУКИ
Институт за рударство
Инженерство на животна средина
Штип

Марија Стојановска

КОНТРОЛА И ТРЕТМАН НА РУДНИЧКИТЕ ДРЕНАЖИ
ВО РУДНИК САСА ДОО М. КАМЕНИЦА
- МАГИСТЕРСКИ ТРУД -

Штип, октомври 2013

Комисија за оценка и одбрана :

Ментор : Проф. д-р Мирјана Голомеова
Факултет за природни и технички науки,
Универзитет „Гоце Делчев” – Штип

Член : Проф. д-р Благој Голомеов
Факултет за природни и технички науки,
Универзитет „Гоце Делчев” – Штип

Член : Проф. д-р Борис Крстев
Факултет за природни и технички науки,
Универзитет „Гоце Делчев” – Штип

Членови на комисија за оценка и одбрана :

Претседател : Проф. д-р Благој Голомеов
Факултет за природни и технички науки,
Универзитет „Гоце Делчев” – Штип

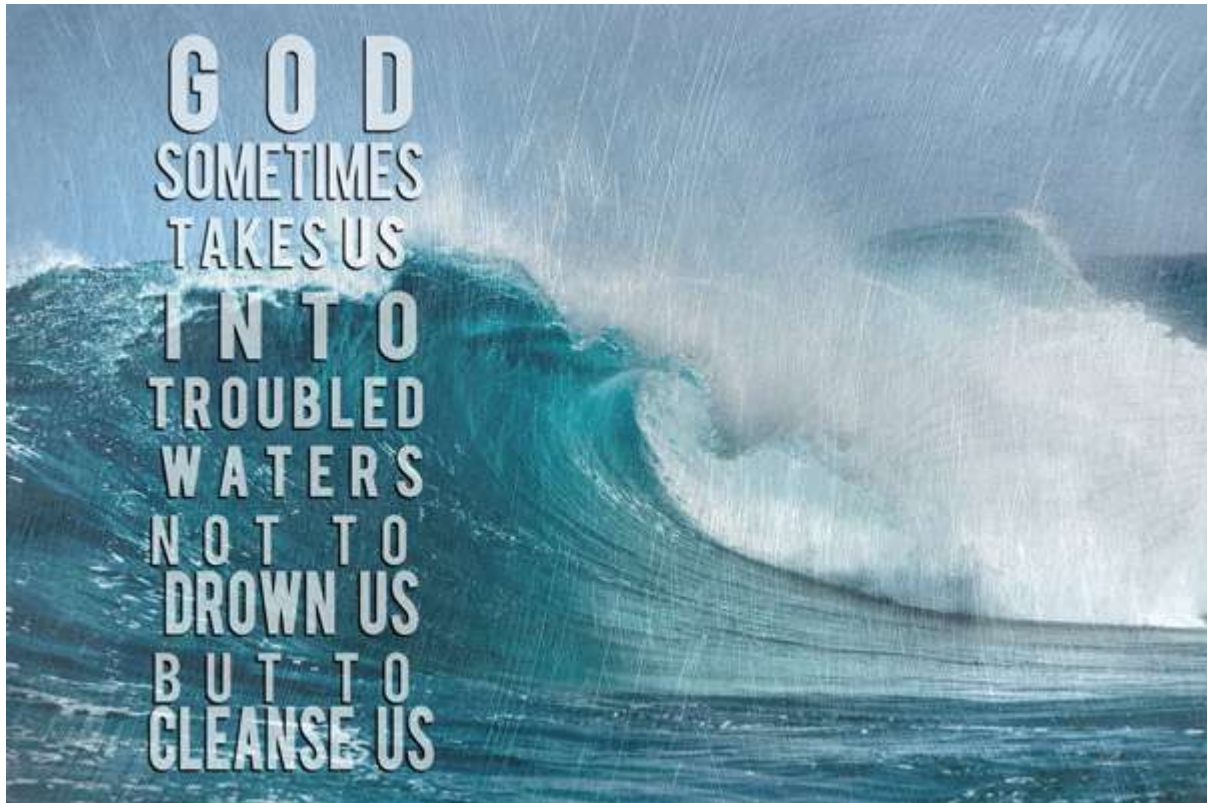
Член : Проф. д-р Мирјана Голомеова
Факултет за природни и технички науки,
Универзитет „Гоце Делчев” – Штип

Член : Проф. д-р Борис Крстев
Факултет за природни и технички науки,
Универзитет „Гоце Делчев” – Штип

Научно поле: Животна средина

Научна област: Вода, воздух и почва

Датум на одбрана : 08.11.2013
Датум на промоција : _____



- *Dedicated to my father Boris Stojanovski* -

Рецензирани и објавени трудови произлезени од истражувањето

- Стојановска, М. (2011). Технологии за ремедијација на кисели руднички дренажи. Зборник на трудови од V^{то} стручно советување на тема: Технологија на подземна експлоатација на минерални суровини, ПОДЕКС '11. Сојуз на рударски и геолошки инженери на Р. Македонија, 141-147.
- Стојановска, М., Голомеова, М., Голомеов, Б., Зенделска, А., Крстев, А. (2012). Третман на рудничките дренажи од хоризонт 830 во рудник „САСА“ со симулација на анаеробно мочуриште. Природни ресурси и технологии, Факултет за природни и технички науки, Универзитет „Гоце Делчев“ – Штип, 61-68.
- Golomeova, M., Stojanovska, M., Krstev, B., Golomeov, B., Zendelska, A., Krstev, A. (2013). The treatment possibility of mining drainage from horizon 830 in the Sasa mine, Macedonia. Proceedings of XV Balkan mineral processing congress, Sozopol, Bulgaria, 1012-1015.

КОНТРОЛА И ТРЕТМАН НА РУДНИЧКИТЕ ДРЕНАЖИ ВО РУДНИК САСА ДОО, М. КАМЕНИЦА

Краток извадок: Рудникот САСА како еден од најголемите производствени капацитети на Балканскиот Полуостров за експлоатација, преработка на олово-цинкова руда и добивање на Pb и Zn концентрат, претставува потенцијален аспект на влијание на животната средина. Еден од негативните импакти, кој е директна последица од рударските активности е генерирањето на рудничките дренажи, кои што претставуваат транспортен медиум на високи концентрации на растворени метали. Во правец на минимизирање на аспектите на влијание од рудничките дренажи и исполнување на законските барања, вршени се експериментални истражувања за избор на оптимална метода за третман на рудничките дренажи од хор.830 во рудник САСА, што е и предмет на оваа магистерска тема. Изборот е направен врз основа на појдовните параметри (хемизам на вода, количина на проток, локална топографија, карактеристики на местото), достапност на потребните материјали за третман и секако, резултатите од реализираните истражувања и експерименти. Констатирано е дека оптимална метода за третман на рудничките дренажи од хор.830 е примената на комбиниран третман од извор со пренасочување и третман со флокуланти.

Клучни зборови: животна средина, тешки метали, технологии за третман, извор со пренасочување, флокуланти.

MINE DRAINAGE CONTROL AND TREATMENT IN THE SASA MINE DOO, M.KAMENICA

Abstract: The Sasa mine, as one of the largest production facilities on the Balcan Peninsula for lead & zinc ore extraction, flotation separation and recovering of Pb and Zn concentrate is a potential environmental aspect. One of the environmental impacts with negative effect, which is a direct consequence of mining activities, is production of mine drainages. The mine drainages actually represent a transport medium to high concentrations of dissolved heavy metals. In order to minimize the mine drainage environmental impact and meeting the legal requirements, experimental studies were performed, for selecting the optimal method for treatment of the mine drainage from hor.830 in the SASA mine, which is the subject of this master thesis.

The selection of an appropriate system is based on outgoing parameters (water chemistry, flow rate, local topography, and site characteristics), availability of the necessary treatment materials, and of course the results of the preformed researches and experiments.

It was found that application of combined treatment of the diversion well and flocculants is the optimal method for mine drainage from hor.830.

Key words: environment, heavy metals, treatment technologies, diversion well, flocculants.

СОДРЖИНА

| | | |
|---------|--|-----|
| 1. | КОНТРОЛА И ТРЕТМАН НА РУДНИЧКИТЕ ДРЕНАЖИ | 11 |
| 1.1 | Формирање на руднички дренажи..... | 11 |
| 1.2 | Законски регулативи за ограничување на емисиите..... | 16 |
| 1.3 | Третман на руднички дренажи..... | 26 |
| 2. | ТЕХНОЛОГИИ ЗА ТРЕТМАН НА РУДНИЧКИ ДРЕНАЖИ | 28 |
| 2.1 | Технологии за активен третман..... | 28 |
| 1.4.1 | Аерација/ Оксидација..... | 30 |
| 1.4.2 | Неутрализатори..... | 32 |
| 1.4.3 | Калциум карбонат | 38 |
| 1.4.4 | Калциум оксид | 39 |
| 1.4.5 | Прашина од фабрички печки..... | 39 |
| 1.4.6 | Трапзен | 41 |
| 1.4.7 | Калциум хидроксид | 41 |
| 1.4.8 | Магнезиска вар..... | 42 |
| 1.4.9 | Каустична сода | 42 |
| 1.4.10 | Натриумова сол- брикети | 44 |
| 1.4.11 | Амонијак..... | 44 |
| 1.4.12 | Флокуланти/ коагуланти..... | 45 |
| 1.4.13 | Реверзна осмоза | 46 |
| 1.4.14 | Јоноизменувачки смоли..... | 46 |
| 1.4.15 | Електродијализа..... | 47 |
| 1.4.16 | Природни зеолити..... | 47 |
| 1.4.17 | Издвојување на метал од талогот на киселите руднички дренажи | 48 |
| 2.2 | Технологии на пасивни системи..... | 48 |
| 2.2.1 | Природни мочуришта..... | 54 |
| 2.2.2 | Конструирани мочуришта | 55 |
| 2.2.3 | Аеробни мочуришта | 55 |
| 2.2.4 | Анаеробни мочуришта | 62 |
| 2.2.5 | Безкислородни варовнички дренажи (ALD- Anoxic Limestone Drains) .. | 71 |
| 2.2.6 | Отворени варовнички канали | 85 |
| 2.2.7 | Системи со вертикален проток..... | 89 |
| 2.2.8 | Други видови на системи за пасивен третман | 98 |
| 2.2.8.1 | Варовнички таложници | 98 |
| 2.2.8.2 | Биоремедијација | 99 |
| 2.2.8.3 | Извори со пренасочување | 101 |
| 2.2.8.4 | Третман со варовнички песок..... | 105 |
| 3. | ЦЕЛ НА ИСТРАЖУВАЊЕТО И ТЕРЕНСКИ АКТИВНОСТИ..... | 107 |
| 3.1 | Мониторинг на влијанието на рудничките дренажи во Рудник САСА ДОО М.Каменица врз реципиентот | 112 |
| 3.2 | Земање примероци од рудничките дренажи од хор.830 во Рудник САСА ДОО М.Каменица..... | 159 |

| | | |
|-------|--|-----|
| 3.3 | Експериментални истражувања за примена на методи за третман на рудничките дренажи од хор.830 | 161 |
| 3.3.1 | Симулација на анаеробно мочуриште..... | 161 |
| 3.3.2 | Симулација на извор со пренасочување и таложник за механичко пречистување..... | 168 |
| 3.3.3 | Симулација на извор со пренасочување и дополнителен третман со анаеробно мочуриште | 174 |
| 3.3.4 | Симулација на извор со пренасочување со дополнителен третман со флокуланти | 179 |
| 4. | ОПТИМАЛНА МЕТОДА ЗА ТРЕТМАН НА РУДНИЧКИТЕ ДРЕНАЖИ ОД ХОР.830 | 186 |
| 4.1 | Проектирање на комбиниран систем за третман и анализа на трошоци . | 186 |
| 4.1.1 | Прелиминарна пресметка за таложник за примарно гравитациско исталожување на јамските води од хор.830 | 186 |
| | За пресметување на волуменот на таложникот за примарно гравитациско исталожување на јамските води ќе го користиме равенството 15:..... | 186 |
| 4.1.2 | Прелиминарна пресметка за извор со пренасочување..... | 187 |
| 4.1.3 | Проектирање во AutoCAD..... | 187 |
| 4.1.4 | Финална пресметка за Таложник бр.1 | 190 |
| | Финалната пресметка за волумен на таложник за примарно гравитациско исталожување на јамските води ќе ја извршиме врз основа на равенството 16: 190 | |
| 4.1.5 | Финална пресметка за извор со пренасочување | 191 |
| 4.1.6 | Финална пресметка за флокуланти, опрема и бетонска плоча | 192 |
| 4.1.7 | Финална пресметка за Таложник бр.2 | 194 |
| 4.1.8 | Финална пресметка за варовнички камен | 194 |
| 4.1.9 | Преглед на трошоци за изградба на комплетен систем за третман на јамските води од хор.830 | 195 |
| 5. | ЗАКЛУЧОК..... | 197 |
| 6. | ДОДАТОК | 202 |
| 7. | КОРИСТЕНА ЛИТЕРАТУРА (REFERENCES) | 203 |

ВОВЕД

Експлоатацијата на минералните ресурси е од извонредно значење за стратегијата за економскиот развој на секоја земја, но истовремено задава еколошки удар врз природниот пејзаж, ја нарушува био-геохемиската рамнотежа и доведува до деградација на човековата околина. Еден од аспектите на влијание на животната средина кој е во директна корелација со експлоатацијата на минералните сировини е генерирањето на рудничките дренажи, кои што претставуваат транспортен медиум на високи концентрации на растворени метали. Полутантите кои ги има во рудничките дренажи не се распаѓаат, туку се концентрираат или диспергираат и доколку нема примена на соодветен третман се депонираат во локалните медиуми на животната средина. На нас, хуманата популација ни останува да ја сфатиме димензијата на проблемот и неопходноста од идентификација и имплементација на најдобрите науки и техники, со цел контрола и минимизирање на влијанието од рудничките дренажи.

Во текот на последните неколку децении се развиени низа од техники со цел намалување или контрола на загадувањето од руднички дренажи кај рудниците за метали и јаглен. Иако во одредени ситуации голем дел од овие техники се успешни при елиминирањето или намалувањето на штетните ефекти од рудничките дренажи, во други ситуации истите се неуспешни. Поради значителните разлики помеѓу рудниците и состојбите на животната средина ниту една техника за намалување или третман не е ефикасна на сите места, па изборот за најдобар метод за одредено место е тежок со оглед на низата од методи кои што се на располагање. Техниките се разликуваат според видот и големината на проблемот со кој што се справуваат. Исто така важни фактори се нивните индивидуални трошоци, ефикасноста и одржувањето. Затоа се потребни точни информации за да се разбере ограничувањето на различните методи и нивната реакција на различните промени во местата. Продолжувањето на истражувањата е императив за теренските тестирања на постоечките технологии, но и за континуираниот развој на новите технологии. Моментално не постои упатство кое би помогнало при оценувањето на најдобрите техники за дадена ситуација. Потребно е да се обезбедат информации за избор на соодветни техники за конкретните проблеми, што во крајна линија ќе доведе до поуспешно избегнување на генерирањето на кисели руднички дренажи и ремедијација на постоечките извори, заштеди во трошоците и времето, како и поголема гаранција дека планираната техника ќе ги реализира поставените цели.

Концентрираноста на тешките и токсичните метали во рудничките дренажи, нивната дистрибуција и миграција во површинските води и концентрацијата во почвите и седиментите наложува кај хуманата популација потреба од повисоко ниво на загриженост и третирање на овој проблем. За да продолжат рударските работи во рудникот САСА ДОО М.Каменица без да се нанесува штета на животната средина, мора да се идентификуваат и имплементираат најновите сознанија во науката и техниките со цел минимизирање на аспектите на влијание од рудничките дренажи врз животната средина и исполнување на законските барања. Токму во тој правец е и оваа магистерска тема: „Контрола и третман на рудничките дренажи во рудник САСА ДОО М.Каменица“. Сознанијата од ова истражување и нивната имплементација *in situ* ќе рефлектира во подобрување на квалитетот на рудничките дренажи во рудното поле САСА, а посредно и на квалитетот на површинските води кои што го дренираат рудното подрачје.

1. КОНТРОЛА И ТРЕТМАН НА РУДНИЧКИТЕ ДРЕНАЖИ

1.1 *Формирање на руднички дренажи*

Водите чие што протекување е предизвикано од рудниците со подземна експлоатација, површинските копови или големи количини на остатоци од јаглени и се карактеризираат со високи концентрации на растворени метали се наречени руднички дренажи. Рудничките дренажи може да се класифицираат во неколку основни типови (Skousen and Ziemkiewicz 1996):

- Тип 1- руднички дренажи со мала или никаква алкалност ($\text{pH} < 4,5$) содржат високи концентрации на Fe, Al, Mn и други метали, киселост и кислород. Овој тип на води се наречени „кисели руднички дренажи“ (AMD). Кисели руднички дренажи се и водите со $\text{pH} < 6,0$ и содржина на нето киселост (киселоста е поголема од алкалноста);
- Тип 2- рудничките дренажи имаат високи концентрации на вкупно растворени цврсти честички со високи содржини на феро железо (Fe^{2+}) и Mn, без или со ниска содржина на кислород и $\text{pH} > 6,0$. После оксидацијата, вредноста на pH потенцијалот на овие води значително опаѓа и тие стануваат кисели руднички дренажи од Тип 1;
- Тип 3- рудничките дренажи имаат средни до високи концентрации на вкупно растворени цврсти честички, ниски до средни содржини на феро железо (Fe^{2+}) и Mn, без или со ниски содржини на кислород, $\text{pH} > 6,0$ и алкалност повисока отколку киселост (заеднички се наречени алкални руднички дренажи). После оксидацијата, киселината генерирана од хидролизата на металите и од реакциите на преципитација се неутрализира од веќе присутната алкалност во водата;
- Тип 4- рудничките дренажи претставуваат неутрализирани AMD со $\text{pH} > 6,0$ и високи концентрации на вкупно суспендирани цврсти честички. Таложењето (седиментацијата) на металните хидроксида во водата сè уште не е отпочнато. После одредено време на престој во таложникот, честичките ќе се исталожат и ќе формираат води од Тип 5;
- Тип 5- водите се неутрализирани AMD, со $\text{pH} > 6,0$ и високи концентрации на вкупно растворени цврсти честички. Откако повеќето метални хидроксида ќе преципитираат во таложникот, главни катјони кои што остануваат во високи концентрации во водата вообичаено се растворени Ca и Mg. Растворените окси-анјони како што се бикарбонатите и сулфатите

исто така остануваат во растворот. Доколку алкалноста или кислородот недостасуваат во процесот на неутрализација, водата нема да го достигне Типот 5;

Друг тип на руднички дренажи се појавуваат кај рудниците со минорни содржини на сулфиди и ниски до средни количини на карбонати. Водата вообичаено има близу неутрална вредност на рН потенцијалот, ниска специфична електричка спроводливост ($<100 \mu\text{S}/\text{mm}$), а киселоста и алкалноста се речиси во рамнотежа. Ваквите води се класифицирани како инертни или неутрални води.

Мешањето помеѓу наведените различни типови на води образува преодни типови на води, па адекватното земање на примероци и анализите на рН, состојбата со кислородот и концентрацијата на металите се важни за да се одреди типот на рудничката дренажа и интензитетот на нејзината киселост.

Алкални руднички дренажи се води чија што вредност на рН потенцијалот е 6,0 или повеќе, содржат алкалии, меѓутоа може да содржат и растворени метали кои што може да образуваат киселина согласно рав.2 и рав.3.

Киселите руднички дренажи како што веќе напоменавме се води со ниска вредност на рН потенцијалот ($\text{pH} < 5$), со содржини на железо и сулфати кои што се формираат под природни услови кога геолошките формации содржат пирит и се изложени на атмосферски или оксидациони услови. Киселите руднички дренажи може да се формираат кај рудниците со подземна и површинска експлоатација, како и кај рудниците за јаглен.

Квалитетот на дренажите (кисели или алкални) кои што истекуваат од рудниците за подземна експлоатација или заполната на површинските копови зависат од киселоста (сулфидите) и алкалноста (карбонатите) на минералите кои што се наоѓаат во раздробениот геолошки материјал. Генерално киселите дренажи се јавуваат онаму каде што имаме карпест материјал богат со сулфидни, а сиромашен со карбонатни минерали, додека карпестите материјали богати со алкалии дури и со значајни концентрации на сулфиди, често пати образуваат алкални услови на водите. Киселоста во киселите руднички дренажи ја вклучува киселоста на минералите (Fe, Al, Mn и други метали зависно од карактеристичниот метален сулфид) и киселоста на водородниот јон.

Киселоста и алкалноста може да се измерат во различни единици пр. mg/l како CaCO_3 и mg/l како HCO_3^- (Eaton et al. 1995). Киселоста е мерка за количината на базата потребна за да го неутрализира волуменот на водата. Кај киселите руднички дренажи киселоста треба да се мери со постапката “hot acidity” (постапка

на висока киселост), која што ги оксидира Fe^{2+} и Mn^{2+} така што нивниот кисел карактер е точно измерен. Во киселите руднички дренажи се присутни и други метали, но киселите руднички дренажи се карактеризираат со ниска вредност на рН потенцијалот, високи концентрации на сулфати и Fe. При влевањето на контаминирани текови во неконтаминирани потоци или езера, се случува разредување. Исто така, природните хемиски и биолошки реакции предизвикуваат одредена неутрализација на киселоста и преципитација на металите. Во студиите за неконтаминирани природни води, терминот „кисели води“ се однесува на водите со ниска вредност на рН потенцијалот. На пример, водите контаминирани со „киселите дождови“ вообичаено имаат ниска рН (од 3,5 до 4,5), но имаат многу мала минерална киселост.

Дренажите од рудниците за метали (дренажи од киселите карпи) може да содржат значајни количини на Pb, Zn, Cu, Ni, и др. При справувањето со киселите руднички дренажи од рудниците за јаглен во јужните делови на САД, вредноста на рН потенцијалот, Fe, Al и Mn вообичаено се причина за поголемиот дел од киселоста (Hedin et al. 1991). Киселоста на дренажите од киселите карпи кај рудниците за метал може да се процени и со инкорпорирање на дополнителни метали во равенството и знаејќи ги нивните концентрации, молекуларната тежина и валентноста.

На пример, киселоста на дренажите од рудниците за јаглен може да се пресмета преку концентрацијата на металите на следниот начин:

$$\text{Проценета киселост} = 50[2 \text{ Fe}^{2+}/56 + 3 \text{ Fe}^{3+}/56 + 3 \text{ Al}^{3+}/27 + 2 \text{ Mn}^{2+}/55 + 1000(10^{-\text{pH}})]$$

каде што проценетата киселост е изразена како mg/l CaCO_3 еквиваленти. Концентрацијата на сите метали е во mg/l, а 50 ги трансформира милиеквивалентите на киселоста во mg/l CaCO_3 еквиваленти. За киселите руднички дренажи со рН < 4,5 ова равенство може да се искористи за пресметка на титрираната, лабораториски измерена киселост на водата.

На пример, на примерок од вода му е измерена вредност за киселоста од 410 mg/l како CaCO_3 , рН = 3,1, содржина на феро железо (Fe^{2+}) 14 mg/l, фери железо Fe^{3+} 33 mg/l, Al 47 mg/l и Mn 9 mg/l. Заменувајќи ги концентрациите на јоните во погорното равенство милиеквивалентите на секој од јоните се: водороден јон 0,8, феро јон 0,5, фери јон 1,77, Al 5,22 и Mn 0,33. Збирот на овие јони е 8,62 милиеквиваленти. Множејќи со 50 добиваме 431 mg/l киселост како

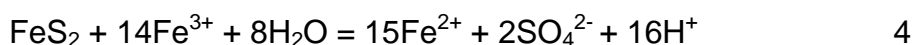
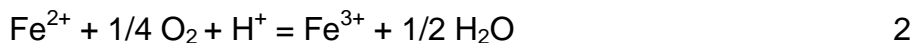
CaCO₃. Оваа пресметана вредност е блиска до лабораториски измерената вредност од 410 mg/l како CaCO₃.

Дополнителните метали како што се Pb, Cu, Zn и Ni може да допринесат за киселоста, но вредноста зависи од нивните концентрации, одредените цврсти честички кои што се преципитирани и составот на анјоните во растворот. На пример, преципитацијата на PbSO₄ од киселите руднички дренажи богати со сулфати генерира не-киселост; преципитацијата на PbCO₃ дава 1H⁺ на Pb²⁺, а преципитацијата на PbO ќе генерира 2H⁺. Преципитацијата на ZnO во принцип дава 2H⁺, но не е потполна при pH 8,3 каде што вообичаено се мери титрираната киселост. Доколку овие метали се присутни во високи концентрации (десетина mg/l), веројатно не се значајни при проценка на киселоста.

Формирањето на киселите руднички дренажи зависи пред сè од геолошката, хидрогеолошката и рудничката технологија која што се применува во рудниците. Киселите руднички дренажи се формираат при низа комплексни геохемиски и микробски реакции кога сулфидните минерали се изложени на оксидациони услови во рудниците за метали и јаглен, при изградбата на патишта или други ископувања од големи размери. Сулфидните минерали се бројни. Пиритот и марказитот (FeS₂) се железни сулфиди карактеристични за јагленосните области, но и други метали може да комплексираат со сулфидите формирајќи халкопирит (CuFeS₂), ковелин (CuS), халкозин (Cu₂S), галенит (PbS), сфалерит (ZnS), милерит (NiS), молибденит MoS₂, пиротин (Fe_xS_x), арсенопирит (FeAsS) и др. Пиритот се појавува заедно со наведените метални сулфиди, предизвикувајќи појавување на кисели руднички дренажи во рударските области. Водата која што се образува вообичаено е високо кисела и со растворени метали. Металите остануваат растворени сè додека вредноста на pH потенцијалот не го достигне нивото на кое што почнува преципитацијата. Растворливоста на различните метали претставува pH при која што започнува преципитацијата и pH при која е максимумот на нерастворливоста.

Под влијанието на водата и кислородот сулфидните минерали оксидираат и формираат кисели, богати со сулфати дренажи. Составот и концентрацијата на металите во киселите руднички дренажи зависи од видот и количината на присутните сулфидни минерали. Квалитетот на дренажите кои што доаѓаат од рудниците за подземна или од заполната кај рудниците за површинска експлоатација зависи од сулфидните и карбонатните минерали во карпите каде што се врши експлоатацијата. Карпестите материјали богати со алкалии дури и со

значајни концентрации на сулфиди, често пати образуваат алкални услови на водите. Оксидацијата на железните дисулфиди и преминување во кисела состојба се случува преку неколку реакции (Stumm and Morgan, 1970).



Во рав. 1, Fe сулфид оксидира при што ослободува феро железо (Fe^{2+} , редуцирана форма на железото), сулфат (SO_4^{2-}) и киселина. Феро железото (Fe^{2+}) во рав. 2 може да оксидира формирајќи фери железо (Fe^{3+}). Фери железото потоа може да хидролизира и да формира железен хидроксид $\text{Fe}(\text{OH})_3$ и H^+ киселост (рав. 3), или пак директно да реагира со пиритот и да делува како катализатор при образувањето на многу поголеми количини на феро железо, сулфат и киселост (рав. 4). Доколку било кој од процесите претставени во равенствата се забави или целосно запре, генерирањето на киселите руднички дренажи исто така ќе забави или ќе прекине. Отстранувањето на воздухот и/или водата од системот, два од трите главни реактанти, ќе ја запре оксидацијата на пиритот. Во природата се јавува речиси целосно отсуство на кислород кога пиритот се наоѓа под водена маса, каде што оксидационите услови се ограничени. Под овие услови пиритот станува речиси целосно нереактивен. Кога пиритот се наоѓа во рамките на масивни карпи само минимални количини на пирит оксидираат под влијание на природните атмосферски услови, со што се генерираат мали количини на киселина и оваа киселина понекогаш природно се разредува или се неутрализира под влијание на околните алкални карпи. Кога голем волумен од пиритен материјал е раздробен и изложен на оксидациони услови, како што е случајот во рударството или други поголеми нарушувања на земјиштето, пиритот реагира и водата ги раствора и транспортира продуктите на реакција (Fe и други метали, сулфати и киселина) во подземните и површинските водени ресурси.

Равенството 2 претставува стапка на ограничување на оксидацијата на пиритот, бидејќи преобразувањето на феро во фери железо е бавно при $\text{pH} < 5$ под абиотски или стриктно хемиски услови. Сепак бактериите кои што го оксидираат железото (главно *Thiobacillus*) во голема мера ја забрзуваат оваа реакција, така што активностите на бактериите се од суштинско значење за

генерирање на најголемиот дел од киселите руднички дренажи. Спротивно на ова, достапноста на кислородот може да биде стапка на ограничување во зоната со ниска порозност и пермеабилност (пр. меки шкрилци), така што оксидацијата е ограничена во горните неколку метри од зоната. Во порозните и пермеабилни зони изградени од крупнозрнести песочници, струењето на воздухот управувано од страна на топлината генерирана од оксидацијата на пиритот може да обезбеди високи количини на кислород длабоко во зоната. Степенот на оксидација на пиритот зависи од многу променливи како што се реактивната површина на пиритот, обликот на пиритскиот сулфур, концентрацијата на кислород, рН на растворот, каталитичките агенси, фреквенцијата на испирање, присуството на *Thiobacillus* бактеријата.

Составот на природната основа на материјалот на раскривката (алкални и земноалкални катјони, заеднички присутни како карбонати и разменливи катјони на глините) се значајни при проценката на идниот потенцијал на неутрализација (NP) на материите. Количината на алкалните материји во не еродираната раскривка може да биде доволна за изедначување или совладување на потенцијалот на материјата за производство на киселина. Од многуте видови на алкални соединенија присутни во карпите, карбонатите (конкретно калцитот и доломитот) се примарни алкални соединенија кои што се јавуваат во количини доволни за да се сметаат како ефективни во спречувањето на генерирањето на кисели руднички дренажи. Во раскривката која што содржи и алкални и пиритски материји, алкалните материји може да бидат доволни за намалување на оксидацијата од појавите на орто неутрализација на киселината образувана од пиритот. Повисокиот алкалинитет помага при контрола на бактериите и ограничување на растворливоста на фери железото (Fe^{3+}), кои што се познати како забрзувачи на генерирањето на киселината. Иако бројни фактори може да се земат во предвид, рамнотежата на потенцијалот за производство на киселина и капацитетот за неутрализација на примерок од раскривката ќе покажат дали се очекува киселост или алкалност на материјата под целосни атмосферски услови (Caruccio and Geidel 1980).

1.2 Законски регулативи за ограничување на емисиите

Во САД на приближно 20.000 km од потоците и реките им е влошена состојбата поради влијанието на киселите руднички дренажи. Околу 90% од

киселите руднички дренажи кои што достигнуваат во потоците истекуваат од напуштените површински и подземни рудници. Главен државен закон во САД кој што го регулира влијанието врз животната средина од вадењето на јаглен е SMCRA- Surface Mining Control and Reclamation Act. Овој закон вклучува две програми, една за регулирање на активните рудници за јаглен и друга за враќање во првобитната состојба на напуштените руднички површини. SMCRA бара од операторите со јаглен и од регулаторите да предвидат дали киселите руднички дренажи би можеле да се појават на потенцијалните руднички копови пред отпочнувањето на активностите (откопувањето). Прецизните проценки на киселите руднички дренажи пред отпочнувањето на површинските копови бараат потполно разбирање на многу компоненти на рудничкиот коп. Трите најзначајни фактори се: а) геохемија на раскривката; б) метод и прецизност (сигурност) при управување и сместување на раскривката во заполната при рекултивацијата и в) пост-рудничката хидрогеологија на копот.

а) Анализи на раскривката

Анализи на почвите, раскривката и горниот слој на јаглените пред отпочнувањето со рударските активности се задолжителни со закон, поради утврдување на физичките и хемиските карактеристики на слоевите над и веднаш под јагленосното залегнување. Карактеризацијата на раскривката обезбедува важни информации за слоевите на раскривката дали се киселинско токсични, потенцијални произведувачи на киселина, неутрални или алкални. Анализите на раскривката кај рудниците со површинска експлоатација почнуваат со пресметка за киселост - базичност (Acid-Base Accounting ABA). Оваа аналитичка техника обезбедува едноставна, релативно ефтина и конзистентна постапка за оценка на раскривката. Таа ја урамнотежува потенцијалната киселост (врз основа на вкупната содржина или содржината на пиритскиот сулфур) наспроти вкупните неутрализатори (првенствено карбонатите) во примерокот од раскривката. Примероците кои што содржат повеќе киселински потенцијал отколку алкални материји се покажаа како дефицитарни при неутрализирањето на материите, додека обратната ситуација е прикажана како „вишок“ при неутрализирањето на материите.

Карпестите слоеви кои што се сиромашни (имаат речиси еднакви пропорции на сите видови материјал) може да подлежат на испирање или ерозиони анализи (Skousen et al.,1987). Постапките на испирање/ерозија се

воспоставени поради предвидување на хемиските реакции на карпите под атмосферски услови. Симулациските тестови се изведуваат во текот на претходно дефинираното време за да се процени степенот на реакција на минералите во карпите. Методата на испирање се состои од поставување на примерок од карпа во сад кој ја пропушта водата, полнење на садот со вода и собирање и анализирање на параметрите на ефлуентот - рН, киселост, алкалност, железо, сулфати и др. Опремата за испирање може да биде различна и растворувачите може да се рециклираат или да се загреваат за време на постапката на испирање. Достапни се неколку компјутерски софтвери за моделирање на хидро-геохемиските системи, за превидување на генерирањето на кисели руднички дренажи. Моделите користат геохемиски податоци од раскривката, степен на хемиска и биолошка оксидација, очекуван степен на инфилтрација на водата и состојби на животната средина. Овие дополнителни анализи понекогаш ги дополнуваат информациите добиени од пресметките за киселост-базичност (Acid-Base Accounting ABA) и често пати може да помогнат при оценката за тоа како одреден вид на карпа може да реагира во заполната. Идентификацијата на потенцијалот на хемиските продукти на слоевите на раскривката помага при развојот на плановите за управување и сместување на раскривката.

б) Управување и сместување на раскривката

Преовладувачки пристап при контрола на киселите руднички дренажи во источниот дел на САД е водата да се заштити од контактот со пиритскиот материјал. Откако материјалот на раскривката е идентификуван и класифициран врз основа на анализите на раскривката, мора внимателно да се следи планот за управување и сместување на раскривката на определеното место. Препораките се фокусирани на издвојување и сместување на материјалите кои што произведуваат киселина над водената маса т.е. во горниот дел на 1- 2 метарскиот слој од нетоксични материјали, после се третираат, компактираат и се покриваат со глинен слој или со друг вид на изолационен материјал за да се намали инфилтрацијата на површинските води во овој материјал (Skousen et al., 1987). Во областите каде што во раскривката се појавува варовник или други алкални слоеви, материјалот од раскривката може да се измеша за да ги неутрализира киселите материјали. Варовникот треба да се додаде во горните слоеви за да изврши неутрализација на резидуалната киселост, како и да ја зголеми рН вредноста поради биолошка рекултивација (озеленување на површината).

в) Пост-рудничка хидрогеологија

Хидрологијата на заполната и нејзиниот ефект врз киселите руднички дренажи е многу комплексна, но истражувањата на движењето на водите низ рудничките заполни овозможува одредени информации за заштита и контролирање на киселите руднички дренажи. Општо земено, порозноста и хидрауличната спроводливост на материјалите од заполната се поголеми отколку оние во раскривката на консолидираните карпи пред да започнат рударските работи, па промените во моделот и степенот на протокот треба да се очекуваат после рударските работи (Caruccio and Geidel, 1989). Често пати, фино гранулираните горни слоеви сместени над заполната ја спроведуваат водата побавно отколку грубите материјали кои што се наоѓаат во основата и на тој начин горните слоеви може да ја одредат количината и степенот на движење на водата во заполната (Guebert and Gardner, 1992). Водата движејќи се низ грубите материјали во заполната, го следи патот на најмал отпор. На пример, водата ќе тече низ повеќе порозните кисели песочници и околу калкшистите. Водата продолжува надолу се додека не најде на бариера, јагленов слој или друг компактен или слабо порозен слој. Водата не се движи еднакво низ заполната. Хемизмот на водата која што доаѓа од заполната ќе го одразува видот на карпите низ кои што таа поминува, но не и на геохемијата на целокупната раскривка (Ziemkiewicz and Skousen, 1992).

Препорачливо е пренасочување на површинските води поради намалување на количините на водите кои што навлегуваат во рударската област. Алтернативно, пиритските материјали може да се сместат онаму каде што ќе бидат брзо и трајно поплавени, со што ќе се спречи оксидацијата на материјалите кои што создаваат киселина. Поплавувањето се предлага само онаму каде што водената маса може повторно да се воспостави за да ги покрие материјалите кои што создаваат киселина и не се препорачува кај површинските копови. Во горните делови од рударските области, водата со ниска киселост на минералите може да се третира со варовник во водените текови, за да се подобри квалитетот на водата.

Во САД операторите исто така мора да ги исполнат и стандардите за квалитет на водите воспоставени во Clean Water Act од 1972 (CWA), кој што ги регулира емисиите во водите во САД. Контролата на киселите руднички дренажи е барање кое што им е наметнато на операторите и со SMCRA и со CWA. Во

прилог на дозволата за површинска експлоатација, за секој рударски процес мора да биде издадена дозволата “National Pollutant Discharge Elimination System-NPDES“ (Национален систем за елиминација на емисијата на полутантите) согласно CWA. Дозволеното ниво на емисија на полутантите вообичаено се одредува од страна на стандардите на U.S. Environmental Protection Agency's (EPA) кои што се засновани на технологијата, или пак емисиите може да се базираат на поригорозни стандарди за квалитет на водите каде што емисиите одат во реципиентот под определена корист. NPDES дозволата за рудниците за површинска експлоатација обично бара мониторинг на pH, вкупните суспендирани цврсти честички (TSS), концентрации на Mn и Fe. Од страна на регулаторните органи може да се бараат и други параметри согласно специфичните проблеми во определена ситуација во рударството.

Во Р.Македонија во Законот за минерални сировини (Службен весник на Р.М. бр.136/2012г.) со Дел VII е дефинирана **ЗАШТИТА НА ЖИВОТНАТА СРЕДИНА И НАДОМЕСТОК НА ШТЕТА**. Со Член 81 е дефинирана **Заштита на животната средина**:

- Концесионерот кој врши детални геолошки истражувања или експлоатација, како и преработка на минерални сировини, е должен да се придржува кон одредбите на овој закон и Законот за животната средина и другите прописи од областа на животната средина и мора да ги спроведува мерките за заштита на животната средина од потенцијалните опасности и штетните влијанија.

Со Член 82 е дефиниран **Надоместок на штета**:

- Штетата сторена при вршење на геолошките истражувања и изведувањето на рударските работи, односно експлоатацијата и преработката на минералните сировини се надоместува во согласност со прописите за надоместок за штета.

Со Член 83 е дефинирана **Санација на околината и отстранување на последиците**. Имено во став 1 од овој Член се наведува:

- Концесионерот кој врши детални геолошки истражувања или експлоатација, како и преработка на минерални сировини, за време на деталните геолошки истражувања, експлоатација и/ или преработка на минерални сировини, изведувањето на рударските работи и работи од преработка на минерални

суровини, како и по нивното завршување мора да изведе санација на просторот, во согласност со проектот за вршење на детални геолошки истражувања, проектот за санација, кој е составен дел од главниот или дополнителниот рударски проект, како и во согласност со планот за управување со отпад.

Со Член 84 се дефинирани **Интервенции во концесискиот простор**:

- Водите кои ќе се појават при изведувањето на рударските работи, концесионерот може да ги употребува за свои технолошки потреби согласно со Законот за водите и прописите донесени врз основа на тој закон. Пред испуштање на отпадните води концесионерот задолжително треба да ги прочисти од штетните состојки во согласност со прописите од областа на животната средина.

Во договорите за концесија склучени помеѓу Владата на Р.Македонија и правните или физичките лица е дефинирано дека „земјштето на кое се врши или се вршела експлоатација на минерални суровини, концесионерот е должен да ги врати во корисна состојба или да изврши рекултивација на истото, согласно важечките закони од областа на минералните суровини и заштитата на животната средина“. Доколку пак напуштените руднички површини не се дадени под концесија на правно или физичко лице, државата е должна да ја изврши рекултивацијата и враќање во првобитната состојба.

Во Закон за водите (Службен весник на Р.М. бр.87/2008г.) со Член 79 е дефинирана **Дозвола за испуштање**. Во став 3 од овој Член се наведува:

- За објектите и за инсталациите за кои што е потребна дозвола за испуштање, а за кои со законот за животната средина е определено дека се прибавува А-интегрирана еколошка дозвола, односно Б-интегрирана еколошка дозвола за инсталации во заштитеното подрачје, доволата се прибавува во постапка определена со тој закон.

Во Закон за животната средина (Службен весник на Р.М. бр.53/2005г. и измените и дополнувањата) со Член 107 е дефинирана **Содржина на А-интегрираната еколошка дозвола**. Во став 6 од овој Член е наведено:

- Граничните вредности на емисиите од инсталацијата што се утврдуваат во А-интегрираната еколошка дозвола не смеат да бидат повисоки од пропишаните гранични вредности на емисиите.

Во став 7 од овој Член е наведено:

- Доколку со примената на најдобрите достапни техники не можат да се постигнат пропишаните гранични вредности на стандардите за квалитет на животната средина, операторот е должен да преземе дополнителни мерки со кои се овозможува тоа.

Во став 8 од овој Член е наведено:

- Врз основа на граничните вредности на емисиите утврдени во А-интегрираната еколошка дозвола, преку примената на најдобрите достапни техники и согласно со локалните географски и хидрометеоролошки услови, операторот е должен да ги задоволи стандардите за квалитет на животната средина и да го спречи или да го намали, до најмала можна мера, влијанието на инсталацијата врз животната средина, вклучувајќи го и прекуграничното влијание.

Во став 11 од овој Член е наведено:

- Министерот кој раководи со органот на државната управа надлежен за работите од областа на животната средина ги пропишува супстанциите за кои задолжително се пропишуваат гранични вредности на емисија во А-интегрираната еколошка дозвола согласно ставот (5) на овој член.

Со Член 120 е дефинирана **Обврска за враќање на животната средина во задоволителна состојба, по престанок на работата на инсталацијата**. Во став 1 од овој член се наведува:

- Операторот на инсталација со А-интегрирана еколошка дозвола е должен да го извести органот на државната управа надлежен за работите од областа на животната средина за намерата за престанок на работа на инсталацијата и е должен да му предложи план со мерки за ремедијација на локацијата на која се наоѓа инсталацијата.

Со Член 121 е дефиниран **Надоместок**. Во Уредба за висината на надоместокот кој го плаќаат операторите на инсталациите кои вршат активности за кои се издава дозвола за усогласување со оперативен план (Службен весник на Р.М. бр.117/2007г.) со Член 4 е дефиниран **Годишен надоместок за поседување на дозвола за усогласување со оперативен план**. Став 1 од овој член наведува:

- Надоместокот за поседување на дозвола за усогласување се пресметува на следниот начин:

$$N = P(ha) \cdot A + \sum_{i=1}^n (ET)_i \cdot B + \sum_{i=1}^{21} C_i + D$$

N- надоместок (во денари)

P (ha)- површина на инсталацијата во хектари

A- надоместок по хектар површина

ET- главни емисиони точки во сите медиуми на животна средина

B- надоместок по емисиона точка

C_i- надоместок за секој поделен вид емисија

D- надоместок за големина при гранични вредности на емисии.

Став 2

- Висината на надоместокот од став (1) од овој член за поседување на А-дозвола за усогласување се определува согласно Прилог 3 кој е составен дел на оваа уредба.

Став 4

- Надоместокот (**D**) за големина при гранични вредности на емисии се пресметува во зависност од процентот на надминување или намалување на било кој вид на емисија над или под пропишаните гранични вредности на емисии дадени во дозволата за усогласување.

Став 5

- Начинот за пресметување на надоместокот од став (4) од овој член е даден во Прилог 3 табела 2 за поседување на А дозвола за усогласување.

Прилог 3 - НАДОМЕСТОК ЗА ПОСЕДУВАЊЕ НА А-ДОЗВОЛА ЗА УСОГЛАСУВАЊЕ

$$N(\text{Nadomestok}) = P(ha) \cdot A + \sum_{i=1}^n (ET)_i \cdot B + \sum_{i=1}^{21} C_i + D$$

| Сектори | Надоместок во денари по | | | |
|---------------------------|---------------------------|----------------|-----------------------------------|-----------------------------------|
| | A | B | C | D |
| | Површина на инсталацијата | Емисиони точки | Вид на емисија | Големина на емисијата |
| 1. Енергетика | 250 | 800 | Дадено во Табела 1 од овој Прилог | Дадено во Табела 2 од овој Прилог |
| 2. Железо и челик | 250 | 600 | | |
| 3. Феро и обоени метали | 250 | 550 | | |
| 4. Хемиска индустрија | 250 | 500 | | |
| 5. Индустрија на минерали | 250 | 500 | | |
| 6. Цврст отпад | 250 | 450 | | |
| 7. Друго | 250 | 400 | | |

Табела 1

| Вид на емисија - колона C | |
|---|---------------------|
| Загадувачи | Надоместок / денари |
| 1. Сулфурдиоксид и други сулфурни соединенија | 5000,00 |
| 2. Оксиди на азот и други азотни соединенија | 5000,00 |
| 3. Јаглеродмоноксид | 5000,00 |
| 4. Испарливи органски соединенија | 7000,00 |
| 5. Метали и нивни соединенија (вода, воздух) | 6000,00 |
| 6. Прав | 4000,00 |
| 7. Азбест (суспендирани честички и влакна) | 7000,00 |
| 8. Хлор и негови соединенија | 6500,00 |
| 9. Флуор и негови соединенија | 6500,00 |
| 10. Тешки метали и нивни соединенија | 7000,00 |
| 11. Цијаниди (вода, воздух) | 7000,00 |
| 12. Супстанции и препарати кои поседуваат канцерогени и мутагени својства (вода, воздух) | 7000,00 |
| 13. Полихлорирани дибензодиксини и полихлорирани дибензофурани | 7000,00 |
| 14. Органохалогени соединенија и соединенија кои образуваат такви соединенија во водена средина | 7000,00 |
| 15. Органофосфорни соединенија | 7000,00 |
| 16. Органотински соединенија | 7000,00 |
| 17. Биоциди и производи за заштита на растенијата | 7000,00 |
| 18. Перзистентни јаглевородороди и перзистентни и биоаккумулативни токсични органски супстанции | 7000,00 |
| 19. Материјали во суспензија | 3000,00 |
| 20. Супстанции кои поттикнуваат еутрофикација (нитрати, фосфати и др.) | 6500,00 |
| 21. Супстанции кои неповолно влијаат на билансот на кислородот во вода (а можат да се измерат со помош на параметрите како што се ХПК, БПК и др.) | 6500,00 |

Табела 2

| | |
|---|---|
| <p>За секој процент на надминување на било кој вид на емисија над граничната вредност пропишана во А - Дозволата за усогласување големината на емисијата (D) се пресметува на следниот начин:</p> | <p>Големината на емисијата (D) = надоместок на секој вид на емисија (C) * процентот на надминување + процентот на надминувањето</p> |
| <p>За секој процент на намалување на било кој вид на емисија под граничната вредност пропишана во А - Дозволата за усогласување големината на емисијата (D) се пресметува на следниот начин:</p> | <p>Големината на емисијата (D) = надоместок на секој вид на емисија (C) * процентот на намалување + процентот на намалување</p> |

1.3 Третман на руднички дренажи

Рудничките дренажи се поопасни отколку инцидентите поврзани со нитратите и нафтата, бидејќи полутантите кои ги има во рудничките дренажи не се распаѓаат во медиумите на животната средина. Додека нитратите може да бидат користени од страна на водните организми, а нафтата може да се разложи на CO₂ и вода, металните полутанти остануваат во животната средина во еден или друг облик. Под одредени услови металите може да се концентрираат во медиумите на животната средина, а под други може да се диспергираат. Без третман нема да има контрола на кое место металите се концентрирани или диспергирани и тие ќе се депонираат. Во меѓувреме локалните медиуми на животна средина ќе имаат последици од ефектите на загадувањето за подолг временски период.

Киселите руднички дренажи не се нов проблем. Имало неколку инциденти во минатото предизвикани од рудничките дренажи и тие биле третирани со разни технологии. Во Канада има долгорочна програма (MEND- Mine Environment Neutral Drainage) која ги вклучува Владата, академските и индустриските партнери кои вршат истражувања на голем број третмани на рудничките води. Сè уште не постои вистински консензус по однос на идеално решение, па најверојатно секоја од киселите руднички дренажи ќе има свое уникатно решение за третман.

Велика Британија има одредени искуства со киселите руднички дренажи. Еден од најголемите инциденти било загадувањето со кисели руднички дренажи од рудникот за калај Wheal Jane. Дренажите од овој рудник содржат високи концентрации на цинк, кадмиум и железо. Поради високите концентрации на железо, овие руднички дренажи се со жолто - портокалова боја. Металите влијаат на локалниот Fal Estuary во кој се испуштале води со сличен состав од локалната рударска индустрија во последните два века. Визуелниот ефект од влијанието на киселите руднички дренажи на Fal Estuary предизвикал реакции кај јавноста, поради што Владата на Велика Британија брзо интервенирала. Теренот кај Wheal Jane станал терен за испитување на третман на киселите руднички дренажи во Велика Британија. На овој терен се тестирале неколку технологии за активен третман, а биле изградени и најголемите пилот постројки во Европа за пасивен третман поради тестирање на потенцијалот на оваа технологија.

Во 1968 г. Пенсилванија (САД) го институционализира на конкретен начин ограничувањето на испуштање на ефлуентите од работењето на рудниците.

Многу руднички компании употребуваат хемиски методи за третман, за да ги постигнат овие граници. Кај овие системи на хемиски третман киселоста се разблажува со додавање на алкални хемикалии како што се калциум карбонат, хидроксидна сода, сода бикарбона или анхидриден амонијак. Овие хемикалии ја зголемуваат рН вредноста до прифатливи граници и ја намалуваат растворливоста на растворените метали. Ја преципитираат содржината која што е таложена од растворот. Меѓутоа овие хемикалии се скапи, па овој систем на третман бара дополнителни издатоци за оперирање, одржување и складирање на талогот кој што содржи метали.

2. ТЕХНОЛОГИИ ЗА ТРЕТМАН НА РУДНИЧКИ ДРЕНАЖИ

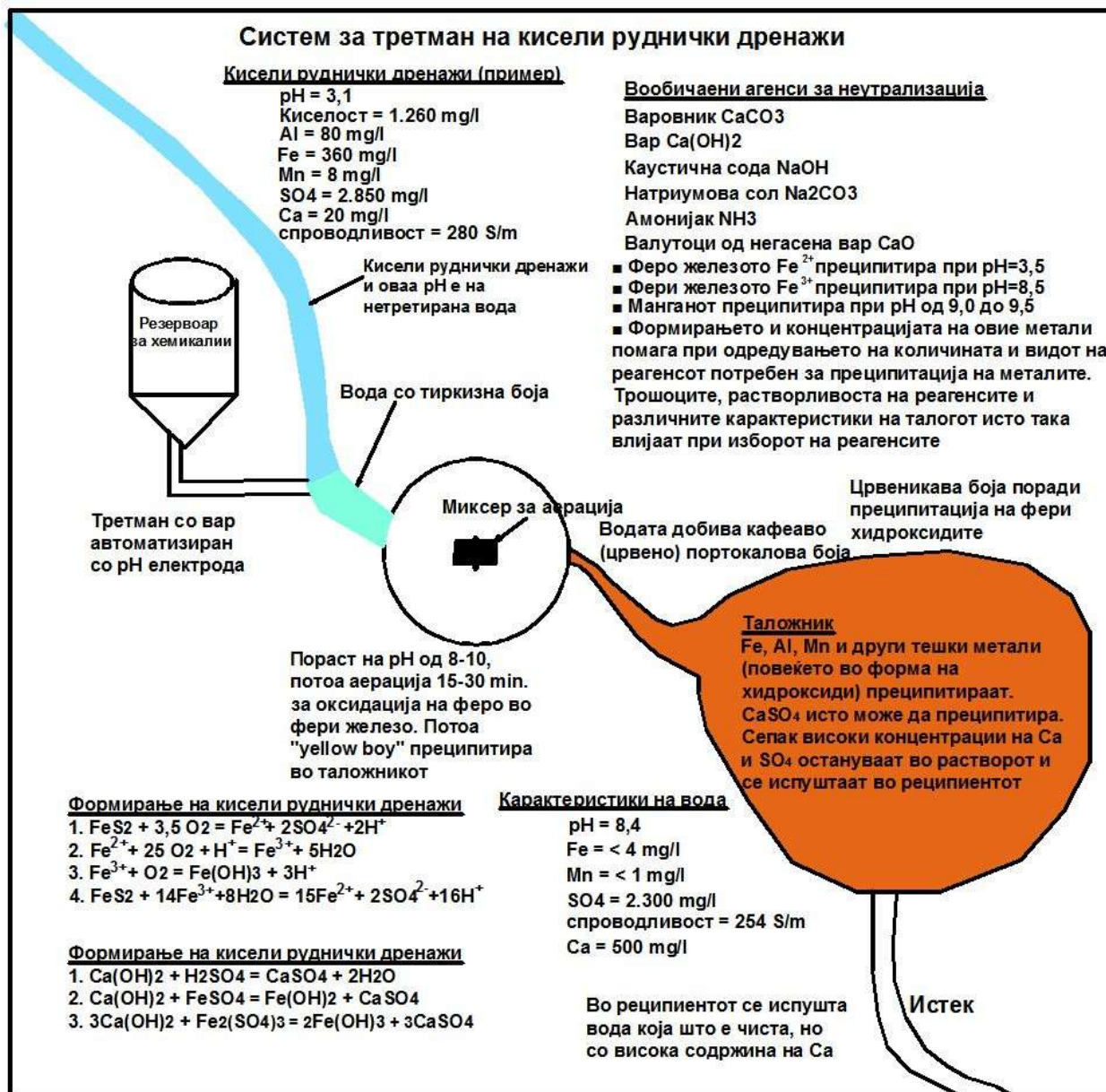
Третманот на рудничките дренажи може биде базиран на две основни технологии т.е. технологии за активен третман и технологии за пасивен третман. Основната разлика помеѓу овие технологии е тоа што системите за активен третман (како што кажува и самото име) бараат константно одржување на системот, додека системите за пасивен третман бараат понизок степен на одржување (или воопшто не се одржуваат).

2.1 Технологии за активен третман

Системите за активен третман вклучуваат третирање на рудничките дренажи со алкални хемикалии поради зголемување на рН вредноста на водата, неутрализација на киселоста и преципитација на металите. Иако ефикасен, активниот третман е скап кога ќе се земат во предвид трошоците за опремата, хемикалиите и работната сила (Skousen et al. 1990). Хемискиот третман е долгорочен, а веројатно ќе претставува и трајна обврска. Доколку проблемите со рудничките дренажи се јавуваат за време на експлоатацијата на минерални суровини или пак после рекултивацијата, мора да се направи план за третман на емисиите од рудничките дренажи. Третманот на рудничките дренажи вклучува неутрализација на киселоста и преципитација на металните јони во рамките на МДК пропишани со законските регулативи (Уредба за класификација на водите, Сл.в. на Р.М. бр.18/99). Може да се применат различни алтернативни методи за третман со цел усогласување со законските регулативи.

За да изврши селекција на систем за активен третман, операторот мора да го одреди протокот на отпадните води, рН, вкупно суспендираните цврсти честички (TSS), киселост/ алкалност во mg/l како CaCO₃, концентрациите на Fe и Mn, протокот на реципиентот, достапноста на електрична енергија, растојанието од местото на додавање на хемикалиите до местото каде што водата влегува во таложникот, како и волуменот и димензиите на таложникот. После евалуацијата на овие променливи за дадено време, операторот може да ги земе во предвид економските параметри на различните хемикалии и алтернативните системи за активен третман. Повеќето од системите за активен третман се изградени од: приемна цевка или канал (понекогаш таложник за прием на нетретираната отпадна вода и аератор за големи протоци), резервоар за хемикалии, опрема за

контрола на додавањето на хемикалии, таложник за прифаќање на преципитираните метални оксихидроксици и емисиона точка (сл. 1). Емисионата точка е всушност точка на мониторинг каде се контролира усогласеноста со законските барања. Количината на CaCO_3 (t/year) потребна за неутрализација може да се пресмета преку множење на протокот (gpm - gallon per minute), киселоста на рудничките дренажи (mg/l како CaCO_3) и факторот 0,0022 (конверзија на единици за да се добие влезна киселост во t/year). Добиениот производ претставува количина на CaCO_3 (во тони) потребна за неутрализација на влезната киселост годишно. Оваа вредност (CaCO_3 t/year) може да се помножи со факторот на конверзија за секоја од хемикалиите, за да се определи потребната количина на хемикалии (таб. 1).



Слика 1. Систем за третман на кисели руднички дренажи
 Figure 1. Acid mine drainage treatment system

Табела 1. Хемикалии коишто се користат при третман на кисели руднички дренажи

Table 1. Chemical compounds used in AMD treatment

| Општ назив | Хемиски назив | Хемиска формула | ¹ Фактор на конверзија | ² Ефикасност на неутрализација (%) | 1996 ³ трошоци \$ по тон или галон | |
|--------------------------|---------------------|---------------------------------|-----------------------------------|---|---|---------------------|
| | | | | | Големопрод. Цена (\$) | Малопрод. Цена (\$) |
| Варовник | Калциум карбонат | CaCO ₃ | 1,00 | 50 | 10 | 15 |
| Вар | Калциум хидроксид | Ca(OH) ₂ | 0,74 | 95 | 60 | 100 |
| Валуточи од негасена вар | Калциум оксид | CaO | 0,56 | 90 | 80 | 240 |
| Натриумов а сол | Натриум карбонат | Na ₂ CO ₃ | 1,06 | 60 | 200 | 320 |
| Каустична сода (цврсто) | Натриум хидроксид | NaOH | 0,80 | 100 | 680 | 880 |
| 20% течно каустично | Натриум хидроксид | NaOH | 784 | 100 | 0,46 | 0,60 |
| 50% течно каустично | Натриум хидроксид | NaOH | 256 | 100 | 1,10 | 1,25 |
| Амонијак | Анхидриран амонијак | NH ₃ | 0,34 | 100 | 300 | 680 |

¹ Факторот на конверзија може да се помножи со пресметаните тони киселина годишно за да се добијат тони на хемикалија потребни за годишна неутрализација. За течното каустично, конверзиониот фактор ги дава галоните потребни за неутрализација.

² Ефикасноста на неутрализација ја пресметува релативната ефективност на хемикалиите при неутрализацијата на киселоста кај киселите руднички дренажи. На пример, ако 100 тони киселина годишно е количината на киселина која треба да се неутрализира, тогаш може да се пресмета дека 78 тони вар ќе бидат потребни за да се неутрализира киселоста на водата ($100 (0,74) / 0,95$).

³ Цената на хемикалиите зависи од доставените количини. Доколу се испорачаат големи количини на хемикалии цената ќе биде големопродажна (т.е. пониска цена) и обратно. Цените на течно каустично се во галони, а останатите се во тони.

1.4.1 Аерација/ Оксидација

Аерацијата е процес на воведување на воздух во водата. Оксидацијата се јавува кога кислородот од воздухот реагира со металите во водата. Доколку водата е оксидирана, металите главно ќе преципитираат при пониски рН вредности. Сепак, само околу 10 mg/l O₂ може да се растворот во водата, така што се ограничени оксидационите ефекти на водата којашто не е директно изложена на воздух. Поради оваа причина, аерацијата на водата може да ја помага оксидацијата во многу системи за третман на водите. Доколку аерацијата и

оксидацијата се вклучат или усовршат во системите за третман на водите, ефикасноста на хемискиот третман би се зголемила, а трошоците би се намалиле.

При механичка аерација на површината, во водата се воведува атмосферски кислород со помош на ротирачки перки поставени под водата во базенот за аерација (U.S. Environmental Protection Agency 1983). Турбуленцијата создадена од аераторот ги диспергира воздушните меурчиња и ги задржува железните флокули во суспензијата. Кислородот се апсорбира од водата и тогаш може да реагира со феро железото и другите редуцирани соединенија во водата. Може да се користат различни видови на аератори. Аераторите за механичка аерација на површината се најчести и честопати се наоѓаат во големите постројки за третман со хидратна вар $\text{Ca}(\text{OH})_2$, каде што се третираат големи количини на високо кисела и редуцирана вода. Линиските аератори користат млазни распрскувачи со голема брзина за да го подобрат контактот вода - воздух. Поедноставните системи за аерација ја користат гравитацијата за каскадно паѓање на водата (преку карпи или преку каскади) или пак може да се постават распрскани блокови во отворените канали или доводи.

Ефикасноста на аерацијата при оксидацијата на Fe^{2+} може да зависи од рН, бидејќи реакциите на неорганска оксидација се бавни при рН пониска од 5. Затоа оксидацијата обично се комбинира со додавање на база за неутрализација на рН. Некои води може да имаат нето алкалност и доволно висока рН, така што за преципитација на Fe и образување на близу неутрален раствор потребна е само аерација.

Оксидантите (таб. 2) понекогаш се користат за да се помогне во завршувањето на процесот на оксидација поради подобрувањето на преципитацијата на металните хидроксици и намалување на волуменот на металните флокули. Хипохлоритските производи, водородниот пероксид и калиум перманганатот се користени во ситуации на кисели руднички дренажи и покажале голема ефикасност во оксидацијата. Калциум пероксидот (Trapzene) се покажал како оксигенат на киселите руднички дренажи, како и неутрализатор на киселоста (Lilly and Ziemkiewicz 1992).

Табела 2. Хемикалии за неутрализација на киселината, коагулација/флокулација и оксидација

Table 2. Chemicals for acid neutralization, coagulation/flocculation, and oxidation

| Назив | Хемиска формула | Забелешка |
|------------------------------------|---|--|
| Неутрализатори на киселоста | | |
| Варовнички канали | CaCO ₃ | Се користат кај безкислородните варовнички дренажи и кај отворените варовнички канали |
| Вар | Ca(OH) ₂ | Рентабилен реагенс, но потребно е мешање |
| Валуточи од негасена вар | CaO | Многу реактивен, потребна мерна опрема |
| Натриумова сол- брикети | Na ₂ CO ₃ | Систем за оддалечени локации, но е скап |
| Каустична сода | NaOH | Многу растоврлива, цврстата фаза е во облик на цилиндри, перли, луспи, или како 20% или 50% течност. Поефтина е во течен облик |
| Амонијак | NH ₃ или NH ₄ OH | Многу реактивен и растворлив; може да се набави и како течен амонијак |
| Калиум хидроксид | KOH | Сличен на каустичниот |
| Магнезиум хидроксид | Mg(OH) ₂ | Сличен на вар |
| Магнезиска вар | MgO | Сличен на валутоците од негасена вар |
| Калциум пероксид | CaO ₂ | Се користи како неутрализатор или оксиданс, или во прав или како брикети |
| Прашина од фабрички печки | CaO, Ca(OH) ₂ | Отпаден продукт во индустријата за варовник. Активна состојка е CaO со различни количини на другите конституенти |
| Летечка пепел | CaCO ₃ , Ca(OH) ₂ | Вредноста на неутрализацијата варира со секој производ |
| Коауланти/Флокуланти | | |
| Алуминиум сулфат | Al ₂ (SO ₄) ₃ | Кисела материја, формира Al ₂ (OH) ₃ |
| Феро сулфат | FeSO ₄ | Кисела материја, обично побавно реактивна во однос на алуминиум сулфат |
| Фери сулфат | Fe ₂ (SO ₄) ₃ | Фери продуктите реагираат побрзо отколку феро продуктите |
| Натриум алуминат | NaAlO ₂ | Алкален коагулант |
| Анјонски флокуланти | | Негативно наелектризирана површина |
| Катјонски флокуланти | | Позитивно наелектризирана површина |
| Полиамфолити | | И позитивно и негативно наелектризирана површина базирана на pH |
| Оксиданти | | |
| Калциум хипохлорит | Ca(ClO) ₂ | Јак оксидант |
| Натриум хипохлорит | NaClO | Исто е јак оксидант |
| Калциум пероксид | CaO ₂ | Трапзен, неутрализатор на киселоста |
| Водороден пероксид | HO | Јак оксидант |
| Калиум перманганат | KMnO ₄ | Многу ефикасен, општо употребуван |

1.4.2 Неутрализатори

За третман на киселите руднички дренажи се користат шест основни хемикалии (таб. 1). Секоја хемикалија има одредени карактеристики кои ја прават повеќе или помалку соодветна за одредена ситуација. Најдобриот избор помеѓу дадените опции зависи и од техничкиот и од економскиот фактор. Техничкиот фактор го вклучува степенот на киселост, количината на проток, специфичните видови и концентрацијата на метали во водата, стапката и степенот на

потребниот хемиски третман и посакуваниот финален квалитет на водата. Економскиот фактор ги вклучува цената на реагенсите, работната рака, механизацијата и опремата, потребниот период (години) за кој ќе биде неопходен третманот, отстранување и одложување на отпадниот талог, каматната стапка и факторите на ризик. Трошоците за пет основни хемикалии во услови на одреден проток и вредности на киселоста се дадени во таб. 3. Анализите се базирани на петгодишен оперативен период и ги вклучуваат трошоците за реагенси, инсталација и одржување на опремата и годишните оперативни трошоци. Ефикасноста на неутрализацијата не е вклучена во пресметката за трошоците на реагенсите.

Табела 3. Трошоци за пет хемикалии за третман на киселите руднички дренажи во West Virginia

Table 3. Costs of five chemicals to treat acid mine drainage in West Virginia

| Состојба на проток и киселост | | | | |
|---|---------------|---------------|---------------|------------------|
| Проток, l/min (gpm) | 189 l (50) | 3780 l (1000) | 945 l (250) | 3780 l (1000) |
| Киселост, mg/l како CaCO₃ | 100 | 100 | 500 | 2500 |
| Хемикалија | | | | |
| Натруимова сол | \$ | \$ | \$ | \$ |
| Трошоци за реагенсот | 3,731 | 44,000 | 58,300 | 1,166,000 |
| Трошоци за поправки | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Работна рака годишно | 14,040 | 14,040 | 14,040 | 14,040 |
| Трошоци за поставување | 229 | 229 | 229 | 229 |
| Ликвидациона вредност | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Нето сегашна вредност | 75,052 | 244,679 | 245,774 | 4,911,804 |
| Годишни трошоци | 17,817 | 58,086 | 58,346 | 1,166,046 |
| Амонијак | \$ | \$ | \$ | \$ |
| Трошоци за реагенсот | 2,543 | 22,440 | 28,050 | 561,000 |
| Трошоци за поправки | 495 | 495 | 495 | 495 |
| Изнајмување на резервоар | 480 | 1,200 | 1,200 | 1,200 |
| Работна рака годишно | 7,020 | 7,020 | 7,020 | 7,020 |
| Електрична енергија | 600 | 600 | 600 | 600 |
| Трошоци за поставување | 1,936 | 6,357 | 6,357 | 6,357 |

| | | | | |
|-------------------------------------|---------------|---------------|----------------|------------------|
| Ликвидациона вредност | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Нето сегашна вредност | 48,547 | 139,117 | 162,749 | 2,407,725 |
| Годишни трошоци | 11,525 | 33,026 | 38,636 | 571,586 |
| Каустична сода (20% течност) | \$ | \$ | \$ | \$ |
| Трошоци за реагенсот | 5,174 | 79,341 | 99,176 | 1,983,520 |
| Трошоци за поправки | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Работна рака годишно | 7,020 | 7,020 | 7,020 | 7,020 |
| Трошоци за поставување | 283 | 5,478 | 5,478 | 5,478 |
| Ликвидациона вредност | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Нето сегашна вредност | 51,601 | 368,398 | 451,950 | 8,389,433 |
| Годишни трошоци | 12,250 | 87,457 | 107,292 | 1,991,636 |
| Валутоци од негасена вар | \$ | \$ | \$ | \$ |
| Трошоци за реагенсот | 1,478 | 9,856 | 12,320 | 246,400 |
| Трошоци за поправки | 500 | 2,500 | 2,500 | 10,000 |
| Работна рака годишно | 6,500 | 11,200 | 11,200 | 11,200 |
| Електрична енергија | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Трошоци за поставување | 16,000 | 80,000 | 80,000 | 120,000 |
| Ликвидациона вредност | 0 | 5,000 | 5,000 | 20,000 |
| Нето сегашна вредност | 49,192 | 162,412 | 172,790 | 1,127,220 |
| Годишни трошоци | 11,678 | 38,556 | 41,020 | 267,600 |
| Вар | \$ | \$ | \$ | \$ |
| Трошоци за реагенсот | 814 | 9,768 | 12,210 | 244,200 |
| Трошоци за поправки | 1,000 | 3,100 | 3,500 | 10,500 |
| Работна рака годишно | 6,500 | 11,232 | 11,232 | 11,232 |
| Електрична енергија | 3,500 | 11,000 | 11,000 | 11,000 |
| Трошоци за поставување | 58,400 | 102,000 | 106,000 | 200,000 |

| | | | | |
|-----------------------|---------------|---------------|---------------|----------------|
| Ликвидациона вредност | 5,750 | 6,500 | 7,500 | 25,000 |
| Нето сегашна вредност | 94,120 | 228,310 | 242,809 | 1,313,970 |
| Годишни трошоци | 22,344 | 54,200 | 57,642 | 311,932 |

За да се постигне неутрализација на киселоста и зголемување на рН на водата, до ниво каде што растворените метали во водата ќе образуваат нерастворливи метални хидроксида и ќе преципитираат од водата, е потребно додавање на доволно алкалност. За преципитација на поголем број метали од водата потребна е рН од 6 до 9. Сепак $\text{Fe}(\text{OH})_3$ преципитира при рН околу 3,5, а $\text{Al}(\text{OH})_3$ при рН околу 4,5. Видот и концентрацијата на металите во водата во голема мерка влијаат врз изборот на систем за третман на рудничките дренажи. Феро железото (Fe^{2+}) преципитира како плаво - зеленикав феро хидроксид во цврста состојба при рН > 8,5. Во присуство на кислород, феро железото оксидира до фери железо (Fe^{3+}) и фери хидроксидот образува жолто - портокалова цврста материја (наречена "yellow boy"), која што преципитира при рН > 3,5. Поефикасен начин за третман на киселите руднички дренажи со високи концентрации на феро железо е најпрвин да се изврши аерација на водата (или да се отстрани CO_2), предизвикувајќи конверзија на железото од феро во фери облик, а потоа да се додаде хемикалија за неутрализација за да се зголеми рН до 8 и да се формира фери хидроксид. Аерацијата после додавање на хемикалија е исто така корисна бидејќи конверзијата на феро во фери железо зависи од рН вредноста и е многу побрза при рН=8. Аерацијата пред и после третманот обично ги намалува количините на реагенсот за неутрализација потребни да го преципитираат Fe од киселите руднички дренажи. Алуминиум хидроксидот главно преципитира при рН $\geq 5,0$ но повторно преминува во раствор при рН=9. Преципитацијата на манган хидроксидот е варијабилна поради неговите оксидациони состојби, но главно преципитира при рН од 9,0 до 9,5. Во одредени случаи е неопходен раствор со рН од 10,5 за комплетно отстранување на Mn, но сепак многу е тешко да се постигне комплетно отстранување на Mn. Високата рН за отстранување на Mn може да предизвика повторно поминување на Al во раствор. Кај водите со високи концентрации на Mn и Al може да биде потребен двофазен систем за третман. Како што видовме од наведеното, соодветниот хемиски третман може да зависи и од оксидационата состојба и од концентрацијата на метали во киселите руднички дренажи.

Соодносот помеѓу металите исто така има влијание на стапката и степенот на кој што металите преципитираат. На пример, преципитацијата на фери хидроксидот во голема мера ќе го отстрани Mn од водата при pH 8 поради ко-преципитацијата, но само доколку концентрацијата на Fe во водата е многу повисока од концентрацијата на Mn (околу 4 пати или повеќе). Доколку концентрацијата на Fe во киселите руднички дренажи е помала од четири пати од концентрацијата на Mn, Mn може да не се отстрани со ко-преципитација и за отстранување на манганот е неопходен раствор со $\text{pH} \geq 9$. Бидејќи киселите руднички дренажи содржат повеќе комбинации од киселост и метали, секоја рудничка дренажа е уникатна и нејзиниот третман со овие хемикалии варира од место до место. На пример, киселите руднички дренажи на едно место може да бидат комплетно неутрализирани и да не содржат растворени метали при pH 8, додека на друго место сè уште може да имаат концентрации на метал кои не се во рамките на законски дозволените дури и кога pH е до 10.

Во таб. 3 прикажани се резултати од анализата на трошоците за третман на киселите руднички дренажи за пет хемикалии, за четири состојби на проток (gpm) и концентрација на киселост (mg/l како CaCO_3). Четирите состојби се: (1) 50 gpm и 100 mg/l; (2) 1000 gpm и 100 mg/l; (3) 250 gpm и 500 mg/l; (4) 1000 gpm и 2500 mg/l. Овие состојби претставуваат доволно широк опсег за валидна споредба на системите за третман.

Трошоците за секоја од дадените технологии се поделени на две поголеми категории: трошоци за поставување и променливи трошоци. Секоја од овие категории може да се подели на повеќе под-категории. На пример трошоците за инсталација ги вклучуваат материјалите, опремата и работната рака. Материјалите ги вклучуваат цевководите, екстра материјалот за поставување на системот и дополнителната подготовка на теренот. Опремата ја вклучува конвенционалната механизација и/или сегашниот системски хардвер. Трошоците за работна рака се врз основа на работен час по човек од 27 \$ на час.

Променливите трошоци ги вклучуваат трошоците за реагенси, работна рака годишно и одржување. Количината на реагенсите е пресметана со помош на формула за неутрализација на киселоста дадена од Skousen и Ziemkiewicz (1996), но ефикасноста на неутрализацијата не е вклучена во пресметката за реагенсите. Работната рака годишно е добиена со множење на 27 \$ на час на годишно ниво. Други променливи трошоци ги вклучуваат трошоците за поправка и електрична енергија (Phipps et al. 1991).

Цените на реагенсите, опремата и работната рака се врз основа на тековните трошоци на рударската оператива во West Virginia. Нето сегашна вредност е вредноста на вкупниот систем за третман плус годишните оперативни и хемиски трошоци за одредено времетраење на третманот. Стапката од 6% годишно се користи поради девалвација на вредноста на доларот во текот на идните години на времетраењето на третманот. Годишните трошоци се добиени преку конверзија на вкупните трошоци за системот во еквивалент годишни трошоци, така што секој систем може да се спореди еднакво на годишна основа. Параметрите користени во анализите беа внесени во една табела и може да бидат различни за да се усогласат со локалните услови.

Употребата на натриумова сол има највисока побарувачка по однос на работната рака (10 часа/неделно), бидејќи дозерите мора да се полнат рачно и да се проверуваат често (таб. 3). Каустичната сода има највисоки трошоци за реагенсот по однос на капацитетот за неутрализација на киселоста, а натриумовата сол по однос на овие трошоци е веднаш после каустичната сода. Меѓутоа натриумовата сол е многу помалку ефикасна во третманот на водите отколку каустичната сода. Системите за третман со вар имаат највисоки трошоци за инсталација од останатите пет технологии поради потребата од изградба на пречистителна варна станица и инсталација на аератори во таложниците. Сепак, трошоците за вар се ниски. Комбинацијата од високи трошоци за инсталација и ниските трошоци за реагенси ги прават системите за третман со вар особено погодни за долгорочен третман на високи количини на проток (>100 gpm) и висока киселост.

За третман со период од пет години, амонијакот има пониски годишни трошоци за состојби на низок проток/ниска киселост (таб. 3). Валутите од негасена вар се слични со амонијакот по однос на трошоците, а каустичната сода е трета. Натриумовата сол е четврта поради високите трошоци за работната рака и реагенсите, а варта е последна поради високите трошоци за инсталација. Во случаите каде имаме средни количини на проток и киселост, амонијакот е најефикасен по однос на трошоците, а после него се валутите од негасена вар. После нив се варта и натриумовата сол. Каустичната сода е најскапа алтернатива за наведениот случај (среден проток и киселост). Во категоријата со висок проток/киселост, валутите од негасена вар и варта се системи за третман со најниски трошоци, со 260.000 \$ годишно помалку од амонијакот, следната

најдобра алтернатива. Употребата на натриумова сол и каустична сода е премногу скапа кај системи со висок проток/киселост.

1.4.3 Калциум карбонат

Варовникот CaCO_3 се користи со децении за зголемување на рН вредноста и преципитација на металите во киселите руднички дренажи. Тој има најниски материјални трошоци, најбезбеден е, најлесен за ракување од сите хемикалии за третман на киселите руднички дренажи и продуцира најкомпактен и за ракување најлесен отпаден материјал (талог). За жал, неговата успешна примена е ограничена поради неговата ниска растворливост посебно во услови на ладно време, неговата тенденција да развие надворешно обложување или „армирање“ со железен хидроксид кога се додава во киселите руднички дренажи и неговата неспособност да ја подигне рН вредноста до нивоа потребни за отстранување на манганот. Во случаите каде што рН е ниска и минералната киселост е исто така релативно ниска (ниски концентрации на метали), фино гранулиран варовник може да се истури директно во потоците или пак варовникот може да се стави во ротирачки барабани придвижувани од водата поставени во потокот. Варовникот исто така се користи за третман на кисели руднички дренажи во анаеробни (безкислородни варовнички дренажи) и аеробни услови (отворени варовнички канали). Последните две техники посебно се корисни онаму каде што усогласеноста со NPDES границите за емисии не е потребна во текот на сите периоди од годината (како отстранување на Fe и Mn до $<2 \text{ mg/l}$). И двете техники се користат од страна на специјалистите за проекти за рекламација на напуштените рудници или од страна на операторите кои сакаат да ги намалат трошоците за хемиски третман и да ја подобрат усогласеноста со законските регулативи (Faulkner 1996).

Ротирачките барабани се користат за мелење на варовникот во прав пред да се воведат во потоците и се конструирани во West Virginia за третман на киселите руднички дренажи (Zurbuch 1984). Во 1994г. конструирани се шест ротирачки барабани на реката Blackwater, за што се потрошени 900.000 \$, кои што воведуваат околу 90 g/s варовник во потокот или околу 9,5 t/day, дозирани на 28 g/m³ проток на водата (28 mg/l). Ротирачките барабани користат околу 2.000 t варовник за просечен годишен проток на реката по цена од 14 \$/t од

варовникот. Со воведувањето на варовник во реката со ротирачките барабани се обновуваат 22 km од реката Blackwater и се одржува pH над 6,0.

1.4.4 Калциум оксид

Валутоците од негасена вар CaO од неодамна се користат во комбинација со системот тркало на вода (Jenkins and Skousen 1993). Количината на потребната хемикалија е диктирана од движењето на тркалото на вода, коешто по пат на вртење ја дистрибуира хемикалијата. Инката и хранилката може да се инсталираат за помалку од еден час. Овој систем првично се користел кај мали и/или периодични протоци со висока киселост, бидејќи калциум оксидот е многу реактивен. Во последно време пак, тркалата на вода се прикачуваат на големи силоси за континуиран третман во ситуации на висок проток/ висока киселост. За да се проценат потенцијалните трошоци за третман со употреба на валутоци од негасена вар, треба да напоменеме дека околу еден килограм валутоци негасена вар неутрализира исти количини на киселост како четири литри од 20% каустична сода или половина килограм амонијак.

Во северниот дел на Западна Вирџинија (САД) оператор ја пресметал единечната цена за 105 дена работење на тркало на вода во својата организација. Пресметката ги вклучува трошоците за машини, работна рака, инсталација, набавка и транспорт на материјалот. Каустичната сода претходно била користена за третман на средни количини на проток од 100 l/min и 1.100 mg/l киселост како CaCO₃ по цена од 245 \$ дневно, или околу 80.000 \$ годишно. Со тркалото на вода, истата вода е третирана по цена од околу 75 \$ дневно или околу 28.000 \$ годишно т.е. заштедата на трошоците изнесува 70%. На три други места е постигната заштеда на трошоци од 62-82% со примената на валутоци од негасена вар наспроти примената на каустична сода (Jenkins and Skousen 1993).

1.4.5 Прашина од фабрички печки

Прашината од фабричките печки добиена од печките за вар и цемент содржи 15-30 % CaO, а преостанатите 70-85 % од материјалот е хидратна вар и варовник. Прашината од фабричките печки апсорбира влага и се стврдува после

навлажнувањето. Таа има широка примена како стабилизатор и материјал за бариери.

Челичната згура локално е достапна во големи количини по ниска цена и кога е свежа има потенцијал на неутрализација од 45 до 90%. Истражувањата покажуваат дека столбовите од челична згура одржуваат константна хидраулична спроводливост со текот на времето и продуцираат високо ($> 1.000 \text{ mg/l}$ како CaCO_3) алкален исцедок (Ziemkiewicz and Skousen 1998). Челичната згура може да се користи како надополнување на алкалноста, односно како медиум за надополнување на алкалноста во каналите. Згурата се создава во бројни процеси, па внимателно треба да се осигураме дека згурата нема да ги филтрира јоните на металите како што се: Cr, Mn, Ni или Pb.

Други алкални материјали може да имаат повисок потенцијал на неутрализација од варовникот, но изворот на материјалот треба да се провери и да се направат комплетни анализи за да се оцени потенцијалот на неутрализација и содржината на метали пред употребата на материјалот. Негасената вар, пращината од фабричките печки и хидратната вар реагираат побрзо отколку варовникот и покрај тоа што не е доволно јасно дали тоа е предност во заштитата на киселите руднички дренажи. Овие супстанции имаат потенцијал да ја подигнат вредноста на рН потенцијалот над 11, иако таквите вредности ретко се постигнуваат на терен.

Rich и Hutchison (1990 и 1994) дале извештај за успешна реализација каде што 2% варна прашина од фабричките печки е додадена во пречистителна станица во West Virginia. Варната прашина не само што го спречила формирањето на киселост, туку ја подобрила цврстината на отпадниот талог преку апсорпцијата на влагата од филтер погачата, овозможувајќи лесен пристап на големите транспортни камиони. Моментално најмалку осум пречистителни станици во источниот дел на САД ја користат оваа техника.

Варна прашина од фабричките печки е додадена и во раскривката на рудник за јаглен којшто има дефицит на алкалност од $1.090 \text{ t CaCO}_3/\text{ар}$. Нанесено е околу 100 t/ар прашина во горниот дел на откопот, исто така околу специјално направените ќелии и во разрушената раскривка после минирањето. Прашина е нанесена и во заполната, при што е измешана со помош на булдожери, а потоа е нанесена и на најгорниот слој. Бидејќи варната прашина од фабричките печки може да се врати назад со камионите за јаглен, е проценето дека на вообичаените трошоци за рударството треба да бидат

додадени околу 0,90 \$/t јаглен. Споредено со киселинскиот исцедок од соседните рудници во истиот јагленосен слој, водата од овој дел на теренот е алкална со ниски концентрации на метал (Rose et al. 1995).

1.4.6 Трапзен

Трапзен (CaO_2) е заштитно име за специјално формулирано соединение на калциум пероксид. Се користи како оксиданс и како киселински неутрализатор. Посебно е корисен за оксидација и отстранување на манганот (Lovett and Ziemkiewicz 1991). Исто така примената на трапзен, во споредба со NaOH , дава помал волумен на отпаден талог.

Lilly и Ziemkiewicz (1992) дале извештај за успешен третман на Mn на неколку места. Со употребата на трапзен pH на водата била зголемена од 3,5 до 7,5 и металите (Fe, Mn, Al) биле отстранети на пониско pH отколку што се постигнува со течен NaOH.

1.4.7 Калциум хидроксид

Хидратната вар $\text{Ca}(\text{OH})_2$ е најчесто користена хемикалија за третман на киселите руднички дренажи. Се продава во прашкаст облик, хидрофобна е и е потребно интензивно механичко мешање за да се диспергира во водата. Хидратната вар е особено корисна и ефикасна по однос на трошоците во ситуации со големи количини на проток и висока киселост, каде што пречистителната станица е конструирана со миксер/аератор за да ја помогне аерацијата на водата и да ја измеша хемикалијата со водата (Skousen and Ziemkiewicz 1996).

Хидратната вар може да се набави или во вреќи или во големи количини. Во рударството се преферира набавка на големи количини на вар поради пониските трошоци и предноста при ракувањето. Правилното складирање на хидратната вар е особено важно со цел да ги задржи својствата и на тој начин да се обезбеди ефикасна употреба. Периодот во кој што системот ќе биде во функција е критичен фактор при одредувањето на годишните трошоци на пречистителната варна станица поради големите почетни капитални трошоци, кои може да се амортизираат со тек на времето. Топографијата на теренот е исто така

важен фактор за цената т.е. со зголемување на падот на теренот, растат трошоците за дизајн.

Компанија за јаглен во Ohio (USA) преминала од 20% раствор каустична сода на високо калциски $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Сировата вода (3.800 l/min, pH 2.6, Fe 750 mg/l, Mn 10 mg/l, киселост 2.500 mg/l како CaCO_3 , сулфат 4.400 mg/l) се третира со $\text{Ca}(\text{OH})_2$, потоа се аерира и цврстите честички се исталожуваат во таложник. Отпадниот варовнички талог се таложува релативно брзо и крајниот волумен на талогот е помал отколку волуменот на талогот од каустичната сода. Крајниот квалитет на водата е во рамките на законските барања за отпадни води и истите може да се испуштаат. Со употребата на $\text{Ca}(\text{OH})_2$ наместо каустичната сода заштедени се околу 220.000 \$ годишно и оваа заштеда ја вклучува цената на хемикалијата, трошоците за одржување, како и одложувањето на отпадниот талог (Colson 1997).

1.4.8 Магнезиска вар

Оваа хемикалија, мешавина од калциум и магнезиум оксид се дистрибуира во водата на сличен начин како и валутоците од негасена вар. Кинетиката на растворање на калциум-магнезиум оксидот е малку побавна отколку чистиот CaO . Во зависност од изворот на материјалот, набавката на магнезиската вар може да е економична и да овозможи слична или подобра ефикасност на третманот кај некои кисели руднички дренажи. Магнезиската вар може да се користи и како дополнување на алкалноста кај материјалите кои што продуцираат киселост.

1.4.9 Каустична сода

Каустичната сода (NaOH) најчесто се користи на далечни локации (пр. каде што нема електрична енергија) и во ситуации на слаб проток ($< 100 \text{ gpm}$ или $< 6,3 \text{ l/s}$) и висока киселост. Доколку концентрациите на Mn во киселите руднички дренажи се многу високи, каустичната сода е најчест избор на хемикалија, бидејќи може да ја зголеми pH на водата до 13. Каустичната сода е многу растворлива во водата, брзо се диспергира и брзо ја зголемува pH на водата. Каустичната сода треба да се додава на површината на водата, бидејќи хемикалијата има поголема густина од водата. Мешањето на хемикалијата со киселите руднички дренажи полека ја подобрува неутрализацијата. Главните недостатоци при употребата на

течната каустична сода кај третманот на киселите руднички дренажи се високите трошоци, опасноста при ракување со хемикалијата и големиот волумен на отпаден талог.

Волуменот на резервоарите за каустична сода може да се движи од 1.900 до 30.000 l. Големите резервоари обично се сместени на цементирана платформа, за да ја ограничат можноста резервоарот да се лизне или преврти на тлото. Испустот за каустична сода е фиксиран на дното на резервоарот. Количината на проток се контролира со вентил поставен на крајот на испустот.

Течната каустична сода може да замрзне за време на зимскиот период, но постојат неколку можности за справување со овој проблем (закопување на резервоарот, инсталирање на грејач на резервоарот, замена од 50 % на 20% раствор на каустична сода, употреба на раствор против замрзнување кој содржи КОН, употреба на каустична сода во цврст облик). Закопувањето на резервоарот е скапо, бидејќи операторот ќе мора да се придржува кон строгите прописи на ЕРА за подземни резервоари. Грејачите би морале да се менуваат често поради корозивните ефекти на каустичната сода. Од овие опции, три најекономични солуции се замена со 20% раствор на каустична сода, додавање на КОН или замена со цврста каустична сода. Замената од 50 % во 20% раствор на каустична сода ја намалува точката на мрзнење од 12°C до околу -37°C. Додавањето на КОН исто ја намалува точката на мрзнење. Цврстата каустична сода се користи многу успешно. Можно е да се регулира брзината со која што цврстата каустична сода се раствора преку мерење на протокот на водата во резервоарот. Цврстата каустична сода може да се користи за правење на течна сода. За 20% раствор потребно е 0,22 kg цврста каустична сода да се раствори во 1 l вода. Правењето на течен раствор од цврста каустична сода не е рентабилно бидејќи може да се набави течен растор од каустична сода, но употребата на цврста каустична сода за третман на киселите руднички дренажи е рентабилна во споредба со брикети на натриумова сол.

Компанија за јаглен во Ohio (USA) користи 50% раствор на каустична сода за третман на кисели руднички дренажи, кој на крајот се рециклира во постројката за негова подготовка, откако цврстите честички ќе се исталожат (Colson 1997). Употребата на вар и преципитацијата на гипс во повратната вода го прави третманот со каустична сода подобар избор во однос на третманот со вар. Сива вода (11.300 l/min, pH 3,5, Fe 289 mg/l, киселост 688 mg/l како CaCO₃) е третирана со 50% течен NaOH, потоа се

аерира во флотирачки аератори и се додаваат флокуланти за да го помогнат исталожувањето на цврстите честички. После додавањето на флокулантите, водата и цврстите честички се внесуваат во голем згуснувач дизајниран да може да прима голем проток на вода. Околу 10% од третираната вода е отстранета како талог. Талогот се собира во средината на згуснувачот и се испумпува. Крајниот квалитет на водата одговара на дозволените граници за отпадни води (< 1 mg/l Fe при проток < 3.500 l/min и помеѓу 1 и 3 mg/l Fe при проток помеѓу 3.500 до 11.500 l/min).

1.4.10 Натриумова сол- брикети

Натриумовата сол Na_2CO_3 главно се користи за третман на киселите руднички дренажи во оддалечените области со низок проток и ниски вредности на киселоста и металите, меѓутоа се поретко се применува. Изборот за третман на киселите руднички дренажи со натриумова сол обично е поради прикладноста отколку поради трошоците за хемикалиите. Бројот на дневната потрошувачка на брикети зависи од протокот и квалитетот на водата која што треба да се третира.

1.4.11 Амонијак

Амонијакот е материјал со кој што мора да се ракува внимателно (Hilton 1990). На собна температура е во гасовита состојба, но се компримира и се чува како течност. Лесно се раствора во вода. Се однесува како силна база и лесно може да ја зголеми рН на приемната вода до 9,2. При рН - 9,2 го баферира растворот за понатамошно зголемување на рН. Амонијакот треба да се инјектира во водените текови на влезот во таложникот за да се обезбеди добро мешање, бидејќи амонијакот е полесен од водата. Најветувачки аспект за употреба на амонијакот за третман на киселите руднички дренажи е неговата цена на чинење, посебно во однос на каустичната сода. Кога амонијакот ќе се замени со сода може да се постигне намалување на трошоците од 50-70%, доколку целната рН за преципитација на металот е < 9.2 (Skousen et al. 1990).

Главни недостатоци кај употребата на амонијак се: 1) опасностите поврзани со ракување со хемикалијата, 2) зголемување на потенцијалот на нитратите и киселоста во низводните текови поради биолошките реакции и 3) последици од прекумерната употреба (Faulkner 1990). За безбедна употреба на амонијакот

важни се специјализирана обука и искуството. Од операторите кои што употребуваат амонијак се бара да спроведат дополнителни анализи на водата којашто се испушта во реципиентот и мониторинг на биолошките услови во долните текови. Дополнителните анализи вклучуваат температура Т, вкупен амонијак - N и вкупна киселост.

Операторите мора да бидат внимателни при инјектирањето соодветна количина на амонијак, поради потенцијалните последици од прекумерната употреба на амонијак. Амонијакот во поголем број случаи може да биде ефикасен при отстранување на Mn, но се бара внимателно следење и грижа. Затоа, во ситуации кога Mn јон е од примарна важност (води со ниски концентрации на Fe, а високи концентрации на Mn), примената на други хемикалии би можела да биде посоодветна. Нискиот проток во реципиентот може да бара замена за друга неутрализациона хемикалија за време на сушните периоди, поради високите нивоа на амонијак во реципиентот (Faulkner 1990).

Skousen et al. (1990) добиле намалување на трошоците од 73% при премин од 20% NaOH во амонијак. Оваа бројка се базира на 950 l проток со концентрација на киселост од 500 mg/l како CaCO₃. Годишните трошоци за третман на оваа дренажа со амонијак изнесуваат 32.000 \$ во споредба со 121.000 \$ со 20% NaOH.

1.4.12 Флокуланти/ коагуланти

Други хемикалии кои умерено се користат за третман на киселите руднички дренажи се и флокулантите или коагуланти, кои што ја зголемуваат ефикасноста при исталожување на цврстите честички. Овие материјали обично се ограничени во случаите каде што соединенијата на металот бараат специјализиран систем за третман, или пак онаму каде што аерацијата и времето на престој во таложниците се недоволни за комплетна преципитација на металот. Коагулантите ги намалуваат нето електричните одбивни сили на површината на честичките, промовирајќи ја на тој начин консолидацијата на малите честички во поголеми честички. Флокулацијата ги агрегира или комбинира честичките со премостување на просторот помеѓу честичките со хемикалии. Премостувањето се јавува кога сегменти од ланецот на полимерот ги апсорбираат суспендираните честички, формирајќи поголеми честички (Skousen et al. 1993).

Најчести коагуланти/флокуланти кои што се користат во третманот на водите се алуминиум сулфат и фери сулфат. Овие материјали се нарекуваат и

полиелектролити и продуцираат јони со висок набој кога се растворени во вода. Анјонските полимери се раствораат за да образуваат јони со негативен набој и се користат за отстранување на цврстите честички со позитивен набој. Со катјонските флокуланти се случува обратното. Полиамфолитите се неутрални, но кога ќе се растворат во вода ги ослободуваат и позитивно и негативно наелектризираните јони. Флокулантите може да се додаваат во водата како течност или почесто се ставаат во водата во желатиозна цврста форма.

1.4.13 Реверзна осмоза

Осмозата се јавува ако два раствори со различни концентрации во заеднички растворувач се одвоени еден од друг со мембрана. Доколку мембраната е семи-пермеабилна (полупропуслива), тогаш растворувачот ќе тече од разблажениот раствор кон поконцентрираниот раствор, сè додека не се постигне рамнотежа на концентрациите. Кај реверзната осмоза, насоката на течење на растворувачот е обратна поради примена на притисок кај поконцентрираниот раствор. (U.S. Environmental Protection Agency 1983). Растворувачот поминува преку мембраната.

Додека полупропусливите мембрани се користат за одделување на растворувачот од растворот, концентрираниот раствор содржи високи концентрации на метали или други полутанти. Отстранувањето на ваквиот талог е проблематично, бидејќи нема неутрализација на киселоста и не се образувани метални хидроксида (Mason and Gupta 1972, Wilmoth 1973).

Овој процес дава високо квалитетни ефлуентни води, погодни за пиење и индустриска примена. Концентрираниот отпаден талог е со висока киселост и високи концентрации на Fe и сулфати.

1.4.14 Јоноизменувачки смоли

Јонската размена кај третманот на води е дефинирана како реверзибилна размена на јони помеѓу цврста средина и воден раствор. Најчест пример за јонска размена е омекнувањето на „тврдата вода“ за домашна употреба. Тврдата вода (последика од Ca^{2+} и Mg^{2+} јоните во растворот) поминува преку слој од јоноизменувачки материјал од моновалентни катјони, обично натриум. Бивалентните катјони на калциум и магнезиум се разменуваат со јони на натриум

(U.S. Environmental Protection Agency 1983). Јоноизменувачките смоли или материјали се состојат од матрикс од хемиско инертни полимери со функционални групи додадени за размена. Функционалните групи може да бидат анјонски или катјонски. Во актуелната технологија за јонска размена, смолите кои се на располагање може да се класифицираат како силно - киселински катјони, слабо - киселински катјони, силно - базни анјони и слабо - базни анјонски типови. Во системите за третман на различни води за специфични потреби се користат комбинации од расположливите смоли.

1.4.15 Електродијализа

Единицата за електродијализа се состои од голем број на тесни прегради одвоени со тесно распоредени мембрани. Секоја преграда е поделена и со катјонска и со анјонска мембрана. Позитивните и негативните електроди се наоѓаат на спротивните краеве од единицата. Растворот ги исполнува каналите помеѓу мембраните и кога електродите се полни со енергија, јоните во растворот мигрираат кон позитивниот или негативниот пол и се собираат на мембраните (Skelly and Loy 1973).

Хилтон (1989) открил дека електродијализата работи добро кај таложниците на киселите руднички дренажи, но открил и дека мембраните се блокираат многу брзо со метални јони. Железото брзо ги онечистува мембраните и предизвикува проблеми при отстранувањето (Powell and Vickland 1968).

1.4.16 Природни зеолити

Природните зеолити се хидро алумосиликати кои може да се користат за јонска размена за третман на кисели руднички дренажи. Натриумовиот јон кој природно се јавува во зеолитите првенствено се заменува со металните катјони. Откако зеолитите се оптоварени и исполнети со изменетите метални катјони, материјалот задолжително мора да се регенерира со помош на раствор од натриум хлорид, за да се отстранат металните катјони од алумосиликатниот матрикс.

Американското биро за рудници има спроведено неколку лабораториски студии кои покажале дека природните зеолити се успешни во намалувањето на

концентрацијата на метали во киселите руднички дренажи до стандардите за вода за пиење (Schultze et al. 1994), но не се извршени теренски тестови.

1.4.17 Издвојување на метал од талогот на киселите руднички дренажи

Третманот на киселите руднички дренажи со хемикалии предизвикува образување и преципитација на метални хидроксида во таложниците. Пасивниот третман на киселите руднички дренажи исто така акумулира талог со метални хидроксида во поедини зони. Овој талог содржи различни концентрации на метали кои кореспондираат со количините на вода. Бидејќи повеќето руднички дренажи содржат одредени концентрации на Fe, можно е вадење и искористување на Fe хидроксида, окси-хидроксида или оксиди како извори на Fe за пигменти, лакови, катализатори и леене на песоци. Другите метали, доколку ги има во доволни количини во изворот на киселите руднички дренажи, исто така може да бидат извадени за индустриска и комерцијална употреба.

Fish et al. (1996) откриле дека Fe оксиди од алкалите талози од мочуриштата се слични или малку поинфериорни во однос на природните и синтетичките Fe - оксид производи. Rao et al. (1994) покажале дека Fe и Zn може да се издвојат од киселите руднички дренажи, но дека е потребен процес во три етапи за сепарација на металите.

2.2 Технологии на пасивни системи

Активниот хемиски третман на киселите руднички дренажи за отстранување на металите и киселоста честопати е скапа и долгорочна обврска. Пред 1978 г., се проучувани бројни варијанти на пасивни системи за третман од страна на многу организации во лабораториите за тестирање. Во изминатите 30-тина години се воведени пасивни системи за третман низ погоните во САД, со резултати коишто ветуваат. Системите за пасивен третман не бараат постојани влезови на хемикалии, тие всушност ги користат предностите на природно настанатите хемиски и биолошки процеси за прочистување на контаминираните руднички води. Концептот на пасивниот третман е да овозможи природните хемиски и биолошки реакции кои помагаат третирањето на киселите руднички дренажи да се извршуваат на контролирано место во системот за третирање, а не кај приемот на

водата. Од концептуален аспект пасивниот третман има многу предности во однос на активните конвенционални системи. Процесите на третман за коишто се неопходни дополнителни хемикалии и потрошувачка на енергија речиси се елиминирани и се заменети со методата за пасивен третман на киселите руднички дренажи. Исто така потребата од оперирање и одржување кај пасивниот третман е значително помала отколку кај системите за активен третман.

Првата пасивна технологија ја опфаќа примената на Sphagnum мочуриштата, кои може да го подобрат квалитетот на водите на киселите руднички дренажи и немаат штетно влијание врз животната средина. Иако овој концепт има свои ограничувања, ги поттикнува истражувањата и развојот на други технологии за пасивен третман кои не се придржуваат кон моделите на природни мочуришта.

Конструирањето на системи за пасивен третман на кисели руднички дренажи бара солидно познавање на хемијата на рудничките води, техниките на можно третирање и искуство. Аналитичкото земање на примероци на AMD е многу важно при изборот на соодветни технологии за третман.

Во последно време развиени се пасивни технологии кои вклучуваат конструирани мочуришта, системи со вертикален проток како што се системи за производство на сукцесивна алкалност (SAPS - successive alkalinity producing systems), бескислородни варовнички дренажи (ALD- anoxic limestone drains), варовнички базени и отворените варовнички канали (OLC - open limestone channels) (сл. 2).



Слика 2. Шематски дијаграми на системите за пасивен третман
Figure 2. Schematic diagrams of passive treatment system

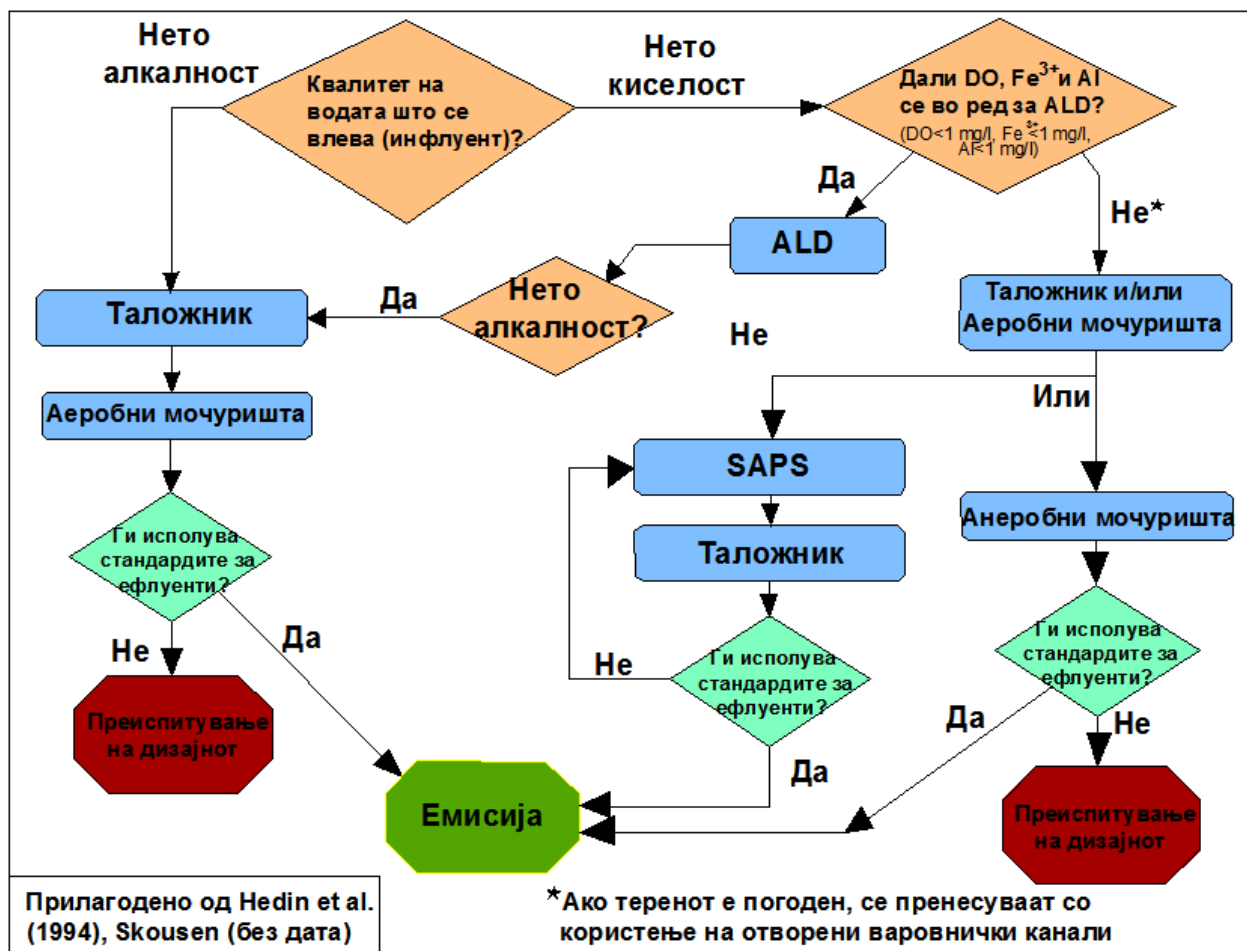
Природните мочуришта се карактеризираат со почви или седименти кои што се заситени со вода, како и вегетација која што е адаптирана на редукционите услови во нивната ризосфера (ризосфера - потесниот дел од почвата којшто е под директно влијание на излучувањата од корените и придружните микроорганизми во почвата). Конструираниите мочуришта претставуваат еко-системи направени од страна на човекот, коишто се соодветни на природните мочуришта. Честопати се изградени од плитки ископувања исполнети со преплавен чакал, почва и органски материји за прехранување на мочуришните растенија, како што се *Typha* (барски трски), *Juncus* и *Scirpus* sp. Третманот зависи од динамичките био-геохемиски интеракции на контаминираната вода при нејзиното поминување низ конструираниите мочуришта. Аеробните мочуришта ја промовираат оксидацијата и хидролизата во површинските води на мочуриштата. Во анаеробните мочуришта, метаболичките производи од сулфато-редуцирачките бактерии обично придружени со варовник се главните реактанти при зголемувањето на рН и преципитација на металите од типот на сулфиди, хидроксиди и/или карбонати. Бактериите ги користат органските супстрати и сулфатите како нутриенти (хранливи материји), додека растенијата не се неопходни, но може да ги има. Безкислородните варовнички дренажи (ALD) се абиотски системи изградени од

затрупан варовник, кој што пасивно генерира бикарбонатна алкалност со течењето на безкислородната вода низ него. Системите со вертикален проток како што се SAPS (системи за производство на сукцесивна алкалност) ги комбинираат концептите за третман од мочуриштата и од безкислородните варовнички дренажи (ALD). На оксигенираната вода се врши пред-третман со органски материи за отстранување на O_2 и редукција на Fe^{3+} до Fe^{2+} , после што безкислородната вода тече низ варовникот којшто се наоѓа во основата на системот. Варовничките базени се базени коишто се изградени над влезните струи на протекувањата и се исполнети со варовник кој се користи за третман. Отворените варовнички канали (OLC) се површински канали или ровови исполнети со варовник. „Армирањето“ на варовникот со Fe-хидроксида го намалува растворањето на варовникот, па затоа за третман на водата ќе бидат потребни подолги канали и повеќе варовник.

Во сегашниот стадиум на развој, пасивните системи може да се имплементираат како поединечни постојани решенија за многу типови на кисели руднички дренажи, со многу пониски трошоци отколку активниот третман. Алтернативно, пасивните системи може да обезбедат парцијален третман којшто во голема мера ги подобрува реципиентите или рапидно ги намалува трошоците на активниот третман. Во однос на активниот хемиски третман, пасивните системи генерално бараат подолго време на задржување и повеќе простор, но значително е намалувањето на долгорочните трошоци. Многу пасивни системи успешно ја реализирале краткорочната имплементација на терен и значително ги намалиле или елиминирале трошоците за третман на водите во многу рударски места (Faulkner and Skousen 1994). Актуелните истражувања настојуваат да се разбере динамичкиот комплекс на хемиски и биолошки механизми коишто се јавуваат во рамките на пасивните системи и коишто се одговорни за успешен третман на киселите руднички дренажи (Watzlaf and Hyman 1995).

Изборот и проектирањето на соодветните пасивни системи се базираат на хемизмот на водата, количината на проток, локалната топографија и карактеристиките на местото (Hyman and Watzlaf 1995), а подобрувањето на дизајнот е во тек. Сликата 3 (прилагодена од Hedin et al. 1994, Skousen) ги сумира актуелните размислувања на соодветниот тип на пасивен систем под различни услови, а таб. 4 ги сумира карактеристиките, размислувањата за дизајнот и факторите за димензионирање. Генерално, аеробните мочуришта може да третираат нето алкални води, безкислородните варовнички дренажи (ALD) може

да третираат вода со ниски содржини на Al, Fe³⁺ и растворен O₂ (DO), а системи за производство на sukcesivna алкалност (SAPS), анаеробните мочуришта и отворените варовнички канали (OLC) може да третираат нето кисела вода со повисоки содржини на Al, Fe³⁺ и растворен O₂, како и нето алкална вода. Како што научниците и практикантите ја подобруваат предвидливоста на третманот и долговечноста на пасивните системи, така ќе се подобри можноста за третман на водите со висока киселост и високи содржини на Al.



Слика 3. Дијаграм за дизајн на пасивни системи за различни услови. Може да биде потребен дополнителен третман за Mn и тешки метали. (Прилагодено од Hedin et al.1994, Skousen)

Figure 3. Passive system design flow chart for various conditions. Additional treatment may be required for Mn and heavy metals (Adapted from Hedin et al.1994, Skousen)

Табела 4. Дизајнирање на системи за пасивен третман
Table 4. Design of Passive Treatment Systems

| Вид на систем/ System Type | Барања/ Requirements | Конструкција/ Construction | Фактори за дизајн/ Design Factors | Референци/ References |
|--|---|--|--|--|
| Аеробни мочуришта | Нето алкална вода | Надземен проток; често пати е засадена Турфа (барски трски) | <ul style="list-style-type: none"> ▪ 10-20 g Fe/m²/day ▪ 0,5-1 g Mn/m²/day | Hedin et al (1994) |
| Анеробни мочуришта | Нето кисела вода, низок проток | Протокот е над или во рамките на супстратот | <ul style="list-style-type: none"> ▪ 3,5 g киселост/m²/day ▪ Хидраулична спроводливост на супстратот 10³-10⁴ cm/s ▪ Степен на редуција на сулфатот (~300 mmol/m³/day) ▪ Хидраулично оптоварување | Wildeman et al. 1993; Eger 1994; Hedin et al 1994; Watzlaf et al. 2000 |
| Безкислородни варовнички дренажи (ALD) | Нето кисела вода, ниски конц. на DO, Fe ³⁺ , Al (< 1 mg/l) | Хоризонтален проток низ затрупан варовник | <ul style="list-style-type: none"> ▪ 15 h време на контакт ▪ 6-15 cm дијаметар на варовник ▪ Век на потрошувачка на варовникот | Hedin and Watzlaf |
| Отворени варовнички канали (OLC) Системи за производство на сукцесивна алкалност (SAPS) | Пад > 10% Нето кисела вода | Канал од подредени карпести фрагменти Вертикален проток низ органски слој кој што лежи над варовничката подлога | <ul style="list-style-type: none"> ▪ Киселинско оптоварување и време на престој ▪ 15-30 cm органска материја со соодветна порозност ▪ 15 h време на престој во варовникот ▪ Век на потрошувачка на варовникот ▪ 6-15 cm дијаметар на варовник | Ziemkiewicz et al. 1997 Skousen 1998 |

Овие технологии имаат потенцијална примена при третманот на киселите руднички дренажи во рудниците за јаглен и во рудниците со подземна експлоатација. Дренажите кај рудниците со подземна експлоатација содржат зголемена концентрација на различни тешки метали (Pb, Zn, Cd, Cu и др.) кои што допринесуваат за вкупната киселост и може значително да ја зголемат токсичноста на водата, меѓутоа општата природа на киселите руднички дренажи од јагленосните и од областите со зголемени концентрации на тешки метали е слична (пр. киселост, високи содржини на Fe и SO₄). Процесите кои се одвиваат за намалување на киселоста и отстранување на металите кај дренажите од рудниците за јаглен, суштински се исти како оние кај дренажите од рудниците за метали. Иако концентрациите на тешки метали во дренажите од рудниците за јаглен генерално се ниски, Нуман и Watzlaf (1996) утврдиле дека кај околу 10% од повеќе од 100 места со дренажи од рудници за јаглен, концентрациите на металите биле: Zn > 5mg/l, Ni > 2 mg/l, Co > 1 mg/l и Cu > 0,5 mg/l. Покрај тоа, рудничките дренажи од неколку места содржеле Be и Cr (> 0,1 mg/l), Cd и Pb (> 0,05 mg/l), а детектирани биле и антимон, арсен и бариум.

Главниот проблем при третманот на киселите руднички дренажи е отстранувањето на железото, а во многу места и манганот и алуминиумот. Поради поедноставување на понатамошниот текст, терминот „метали“ ќе се користи за овие три конституенти, иако станува збор за елементи кои во киселите руднички дренажи се јавуваат како растворени катјони и не се во облик на метал.

2.2.1 Природни мочуришта

Huntsman et al. (1978) и Wieder и Lang (1982) први го забележале подобрувањето на киселите руднички дренажи, следејќи го нивното поминување низ природните појави на Sphagnum барите во Охајо и Западна Вирџинија. Истражувањата на Brooks et al. (1985), Samuel et al. (1988), и Sencindiver и Bhumbra документираат слични феномени во Турџа мочуриштата. Иако фактите укажуваат на тоа дека одредени мочуришни растенија покажуваат долгорочна адаптација на ниска рН и висока концентрација на метали, киселите руднички дренажи сепак го влошуваат квалитетот на природните мочуришта, што е спротивно на законите на САД за заштита на мочуриштата и нивно подобрување. Ваквите регулативи не ја регулираат употребата на вештачки конструирани мочуришта за третман на водите, што води до препорака дека овие инженерски

системи може да обезбедат третман на киселите руднички дренажи со ниски трошоци и низок степен на одржување (Kleinmann 1991). Оттогаш се конструирани преку илјада мочуришта за прием на киселите руднички дренажи од активните рудници и напуштените рударски места.

2.2.2 Конструирани мочуришта

Механизмите за задржување на Fe, Mn и Al во мочуриштата наведени согласно нивната важност вклучуваат: 1) формирање и преципитација на металните хидроксида, 2) сулфатни бактерии кои го намалуваат формирањето на метални сулфиди, 3) реакции на органско комплексирање, 4) размена со други катјони кај негативно наелектризираните делови, 5) директно навлегување во живите растенија. Други механизми вклучуваат неутрализација со карбонати, прицврстување за супстратот, адсорпција и размена на метали на „тепих од алги“, како и намалување со помош на бактерии на раствореното Fe³⁺ и Fe хидроксида, за да се обезбеди енергија за нивниот метаболизам.

Начинот на којшто се конструирани мочуриштата влијае на начинот на третман на водата. Доминираат два вида на конструкции: 1) „аеробни“ мочуришта коишто содржат Турфа (барски трски) и друга мочуришна вегетација засадена во плитките (< 30 cm), релативно непропустливи седименти коишто опфаќаат почви, глини или рудничка јаловина, и 2) „анаеробни“ мочуришта коишто содржат Турфа (барски трски) и друга мочуришна вегетација засадена во длабоките (> 30 cm), порозни седименти коишто опфаќаат почви, тресет, компост во којшто имало печурки, дрвени струготини, слама, ѓубриво, сено или други органски смеси, кои честопати се подвлечени или измешани со варовникот. Кај аеробните мочуришта, третманот е доминантен преку процесите во плиткиот површински слој. Кај анаеробните мочуришта третманот ги вклучува главните интеракции во рамките на супстратот. Третиот тип т.е. мочуриштата со вертикален проток ќе биде прикажан кај Системите со вертикален проток.

2.2.3 Аеробни мочуришта

Аеробните мочуришта се наједноставниот тип на пасивни системи, меѓутоа истите се ограничени по однос на типовите на води коишто може ефикасно да ги

третираат. Аеробните мочуришта се користат за третман на средно кисели или нето алкални води кои што содржат зголемени концентрации на Fe. Тие имаат ограничен капацитет за неутрализација на киселоста. Примарната функција на овие системи е да овозможат аерација на рудничките води коишто течат низ вегетацијата, оксидација на раствореното железо и да обезбедат време за престој (задржување), при што водата се успорува за да преципитираат железните оксиди. Бидејќи преципитацијата на Fe генерира H^+ , водата којашто излегува од аеробните мочуришта може да има пониска рН отколку водата што влегува во мочуриштата, дури и ако концентрациите на Fe се помали.

Онаму каде што инфлуентните води се нето алкални и концентрациите на Fe во растворот се незначителни, аеробните мочуришта може да го отстранат и манганот (Mn). Сепак ефикасноста за отстранување на манганот е ограничена од неколку фактори. Отстранувањето на Mn се случува преку механизми слични на оние за отстранување на Fe, меѓутоа многу побавни. Растворениот Mn може да оксидира во облик на цврста фаза (како MnO_2), меѓутоа процесот е многу бавен при $pH < 8$, и како и при оксидацијата на Fe се генерира киселост. Оксидацијата на Mn како и кај железото се врши по хемиски пат и под влијание на различни микроорганизми. Сепак оксидацијата на железото е повластен процес, па така оксидацијата на Mn не се јавува како значаен процес сè додека оксидацијата на Fe речиси не заврши. Поради тоа, за успешно отстранување на Mn во аеробните мочуришта неопходни се големи области или дополнителни комори во мочуриштата.

Типичните аеробни мочуришта се плитки мочуришта со површински проток, засадени со барски трски (*Typha sp.*) (сл. 4). Депресијата на мочуриштето може, но и не мора да биде ограничена со синтетичка или глинена бариера. Зависно од условите на теренот, бариера може да се примени за задржување на водите кои што треба да се третираат од истекување низ основата на депресијата, или пак за да се спречи навлегување на околните води во системот и нивно мешање со водите коишто треба да бидат третирани.



Слика 4. Поедноставен напречен пресек на аеробно мочуриште.

Figure 4. Simplified cross-section of an aerobic wetland

Супстратите варираат од природни почви до компостирани органски материји. Плитките водени нивоа (10-30 cm) генерално се одржуваат поради аеробни услови и за да се овозможи растење на водени растенија коишто го помагаат функционирањето на мочуриштата. Конструирањето на систем со променлива длабочина на водата во интервал од 10-30 cm ја поттикнува разновидноста на растителниот свет. Растенијата служат како физички бариери кои што помагаат да се спречи „канализираниот проток“, состојба којашто се појавува кога водените текови се концентрирани во рамките на најкратко растојание помеѓу влезот и излезот, така што растенијата може да помогнат да се диспергираат водените текови низ мочуриштата, за третманот да биде поефикасен. Диспергираниот проток предизвикува водите да се движат многу побавно, овозможувајќи повеќе време за оксидација и помагајќи ја физичката филтрација и седиментацијата на малите честички. Растенијата, како што се барските трски вршат транслокација на O_2 од атмосферата преку нивните корени, коишто ја помагаат и оксидацијата. Иако повеќето од водните растенија ќе отстранат некои метали од водата, нивниот капацитет е прилично ограничен во однос на целокупното оптоварување со метали којшто овој систем вообичаено го прима. Затоа, металите инхибирани од страна на растенијата играат само мала улога во третманот на водите кој се врши во овие системи.

Аеробните мочуришта често пати се дизајнираат во серија со мал седиментационен базен, во којшто нема растенија. Водите кои треба да се третираат може да течат низ седиментациониот базен пред да влезат во аеробните мочуришта, кои им овозможуваат на суспендираните седименти и Fe^{3+} кое лесно хидролизира да се исталожат. Базенот за пред-третман е дизајниран за

да го прошири корисниот век на аеробните мочуришта, преку акумулирање на честичките кои инаку би се таложеле во мочуриштето.

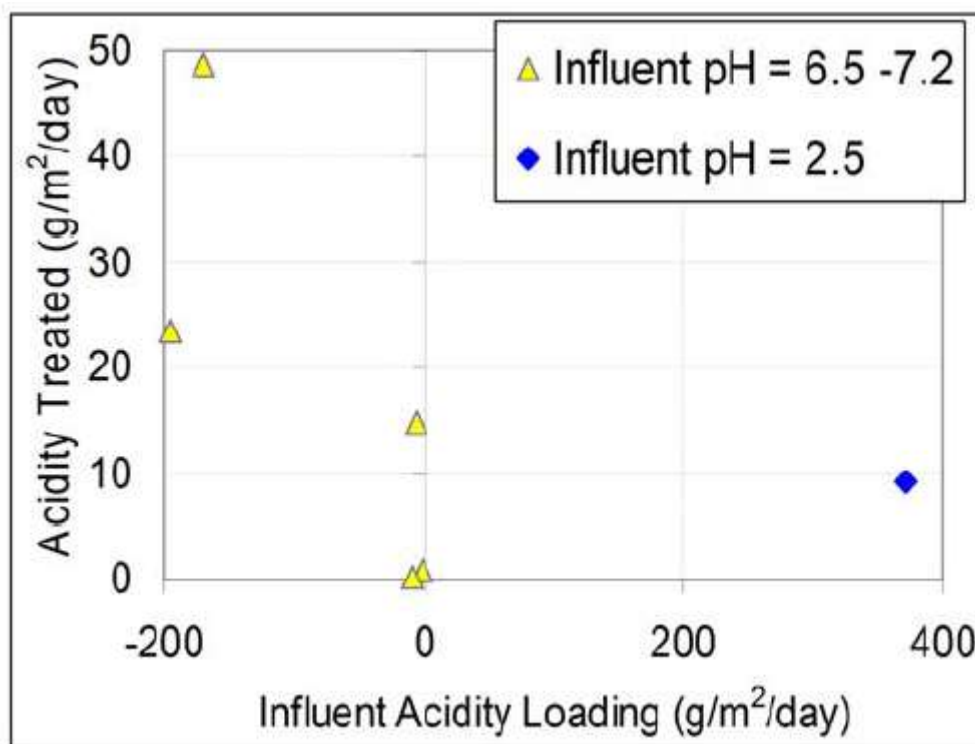
Најчесто цитирани се критериумите за дизајн коишто се базираат на вкупната површина потребна за третман на предвидените оптоварувања со Fe и Mn (таб. 5). Бидејќи перформансите се варијабилни за фактори како што се времето и протокот, се препорачуваат поконзервативни критериуми за дизајн кога системите се наменети за постигнување на усогласеност со законските регулативи, бидејќи казните дури и за повремени неусогласености со регулативите се значителни.

Табела 5. Предложени критериуми за дизајн на аеробните мочуришта ($\text{g/m}^2/\text{ден}$ за површина). (Hedin and others, 1994, 2002)

Table 5. Suggested design criteria for aerobic wetlands ($\text{g/m}^2/\text{day}$ of surface area). (Hedin and others, 1994a, 2002)

| Предложени критериуми за дизајн | Fe ($\text{g/m}^2/\text{day}$) | Mn ($\text{g/m}^2/\text{day}$) |
|---------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|
| За усогласеност со регулативите | 10 | 1 |
| За други намени | 20 | 2 |

Податоците од Skousen и Ziemkiewicz (2005) покажуваат дека аеробните мочуришта секогаш не ги исполнуваат во иста мерка критериумите за дизајн (сл. 5). Врз основа на вкупната киселост, критериумите за дизајн кои се за други намени ($20 \text{ g/m}^2/\text{day}$ за Fe) се еквивалентни на приближно $36 \text{ g/m}^2/\text{day}$ од вкупната киселост под претпоставка дека поголемиот дел од растворливото железо е Fe^{2+} , што би се очекувало при $\text{pH} \sim 7$. Критериумите за дизајн за други намени базирани на Fe ќе бидат отприлика на половина од тоа ниво (што значи дека мочуриштето како што е дизајнирано, треба да биде двапати поголемо). Системот на аеробни мочуришта покажува варијабилни перформанси, со само 2 од 6 исполнувања во рамките на интервалот на критериумите за дизајн за усогласеност со регулативите и 2 дополнителни доближувања кон критериумите за други намени.



Слика 5. Податоци собрани од Skousen и Ziemkiewicz (2005), кои ги документираат перформансите на 6 системи на аеробни мочуришта. Сите утврдени вредности се средни вредности од повеќе примероци собрани во текот на продолжен временски период

Figure 5. Data compiled by Skousen and Ziemkiewicz (2005), which document performance of 6 aerobic wetland systems. All values charted are averages of multiple samples collected over extended time



Слика 6. Аеробно мочуриште
Figure 6. Aerobic wetland



Слика 7. Аеробно мочуриште
Figure 7. Aerobic wetland

Поради нивната голема водена површина и бавниот проток (Слики 6 и 7), аеробните мочуришта ја подржуваат оксидацијата на металите и хидролизата, со што предизвикуваат преципитација и физичко задржување на Fe, Al и Mn хидроксида. Степенот на отстранување на метал зависи од концентрацијата на растворениот метал, експозицијата на воздух и содржината на растворен

кислород, рН и нето алкалноста на рудничките води, присуството на активна микробиолошка биомаса и времето на задржување (престој) на водата во мочуриштето. Вредноста на рН и нето киселоста/алкалноста на водата се особено важни, бидејќи рН влијае и на растворливоста на преципитатите од метални хидроксида и на кинетиката на оксидација на металите и хидролизата. Хидролизата на металите произведува H^+ , но алкалноста на водите ја баферира рН и овозможува преципитацијата на металот да продолжи. Степенот на неорганска оксидација се намалува за сто пати со падот на секоја единица на рН, но микробиолошката оксидација може да го зголеми овој степен. После оксидацијата на железото, реакциите на абиотска хидролиза ги преципитираат Fe хидроксида. Затоа, кај аеробните мочуришта е најдобро да се користи вода која што содржи нето алкалност, за да ја неутрализира киселоста на металите. Абиотската оксидација на Mn се случува многу брзо при рН > 8, додека за микроорганизмите се смета дека ја катализираат оваа реакција при рН > 6 (Wildeman et al. 1993). Оксидацијата на Mn се случува многу побавно отколку на Fe и е чувствителна на присуството на Fe^{2+} , кое ја спречува или влошува оксидацијата на Mn. Според тоа кај аеробните нето алкални води Fe и Mn преципитираат последователно, а не истовремено, со конкретен резултат дека преципитацијата на Mn се случува главно во подоцнежните фази на мочуришните системи, откако целото железо ќе преципитира.

Brodie и соработниците во Tennessee Valley Authority (TVA) дале детален извештај за примената на аеробни мочуришта за третман на кисели руднички дренажи (AMD). Типичниот фазен дизајн може да вклучува: безкислородни варовнички дренажи (ALD) за пасивно додавање на алкалност во изворот на киселите руднички дренажи, таложник за прифаќање на исталожените Fe флокули, после кој следуваат две или три комори на аеробното мочуриште за последователно отстранување на дополнителните Fe и Mn.

Во Tennessee Valley Authority девет мочуришта примаат кисели руднички дренажи со умерен квалитет (рН во интервал од 4,1 до 6,3, вкупно Fe < 70 mg/l; вкупно Mn < 17 mg/l; вкупно Al < 30 mg/l; нето алкалност 35-300 mg/l како $CaCO_3$), кои не бараат понатамошен пост-системски третман на водите коишто излегуваат од мочуриштето. Четири мочуришта во Tennessee Valley Authority третираат води во високи концентрации на Fe (>170 mg/l) и без нето алкалност. За два од овие системи е потребен третман со NaOH во склад со NPDES ограничувањата за ефлуенти, додека другите два системи користат

безкислородни варовнички дренажи (ALD) за понатамошен третман на ефлуентите. Крајниот TVA мочуришен систем прима ниски концентрации на Fe ($< 0,7 \text{ mg/l}$) и Mn ($5,3 \text{ mg/l}$) и е неефикасен во отстранувањето на Mn. Врз основа на нивните искуства со овие системи уште од 1985г, Brodie (1993) сугерира дека фазните аеробни мочуришни системи може да се адаптираат на оптоварувања со Fe од $21 \text{ g/m}^2/\text{day}$ дури и во отсуство на вишок алкалност. Докулку е присутна алкалност, може да се адаптираат оптоварувања со Mn од $2 \text{ g/m}^2/\text{day}$.

Hedin et al. (1994) имаат одредено фактори за определување на големината на мочуриштата, коишто се базирани на изучувањата на голем број мочуришта. Поточно, за нето алкални води, мочуриштата може да бидат димензионирани применувајќи $20 \text{ g/m}^2/\text{day}$ за Fe и $0,5$ до $1 \text{ g/m}^2/\text{day}$ за Mn.

Duggan et al. (1992) со лабораториските тестирања утврдиле дека Mn може да се отстрани до степен од околу $0,2 \text{ g/m}^2/\text{day}$ со користење на алгите *Cladophora* во варовнички базен, дури и во услови на делумно замрзнување на водите.

Анализите на 73 места во Пенсилванија (САД) укажуваат дека конструираните мочуришта претставуваат најдобри достапни технологии (НДТ) за многу пост-руднички појави на подземни води, особено оние со умерена рН (Hellier et al. 1994). Меѓутоа, местата со нето кисели емисии имаат многу помала успешност во ефикасноста на третманот. На пример, местото Rougeux има проток од $0,4 \text{ l/s}$ и хемизам на инфлуентот рН= 2,9 ; 445 mg/l киселост како CaCO_3 , Fe - 45 mg/l , Mn - 70 mg/l и Al - 24 mg/l . После течењето низ дво-коморните аеробни мочуришта, рН се зголемила до 3,2; киселоста се намалила за 43%, Fe за 50%, Mn за 17% и Al за 83% (Hellier 1997). Иако има одредено подобрување на водите, ефлуентот од мочуриштата не ги исполнува дозволените граници за отпадни води. Две други конструирани мочуришта покажале слични резултати.

Трошоците за изградба на мочуришта во 1992г. изнесувале околу $15 \text{ \$/m}^2$ и биле далеку под вообичаената големина.

2.2.4 Анаеробни мочуришта

Анаеробните мочуришта ја поттикнуваат интеракцијата помеѓу водата и супстратот богат со органска материја, што е многу значајно за ефикасноста на третманот (сл. 8 и 9).

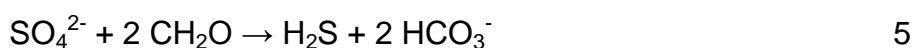


Слика 8. Анаеробно мочуришта
Figure 8. Anaerobic wetland



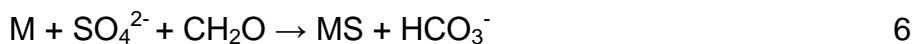
Слика 9. Анаеробно мочуришта
Figure 9. Anaerobic wetland

Модификацијата на дизајнот на аеробните мочуришта им овозможува на анаеробните мочуришта дополнителна алкалност, со цел ефикасен третман на нето киселите води и значителна преципитација на растворените метали (сл. 10). Ова вклучува додавање на подлога од варовник и органска материја која го поттикнува генерирањето на алкалноста како бикарбонат (HCO_3^-). Редукцијата на сулфатите е микробиолошки процес кој се јавува во безкислородни услови, кога се присутни сулфати и биоразградливи организми. Сулфато-редуцирачките бактерии го користат кислородот кој навлегол во безкислородната околина како компонента на сулфатот (SO_4^{2-}) за метаболичките процеси на биоразградливите организми, го трансформираат сулфурот S или до гасна фаза (H_2S) или до сулфид во цврста фаза. Најчестиот облик на редукција на сулфидите генерира H_2S и бикарбонатна алкалност.



Редукцијата на сулфатите е заедничка и кај природните мочуришта и кај мочуриштата конструирани за третман. Редукцијата на сулфатите честопати се манифестира како видливи меурчиња кои излегуваат од супстратот, придружени со непријатната миризба на H_2S . Кога во растворот има метали коишто се растворливи во киселина, редукцијата на сулфатите може да формира метални сулфиди во цврста фаза како алтернативни крајни продукти, со што се

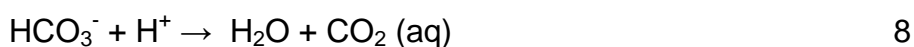
отстрануваат металите од растворот и се депонираат во супстратот. Во рав.6 “M” претставува сулфо-образувачки метал, а “MS” претставува метален сулфид.



Друг процес за генерирање на алкалност е растворање на варовникот во рамките или под органскиот супстрат:



Бикарбонатот претставува извор на алкалност и може да го неутрализира H^+ и/или да ја покачи рН вредноста и да ја подобри преципитацијата на металите коишто се растворливи во киселина:



Слика 10. Поедноставен напречен пресек на анаеробно мочуриште.
Figure 10. Simplified cross-sectional view of an anaerobic wetland

Овие системи се нарекуваат и „компостирани мочуришта“ поради супстратниот слој кој што генерира алкалност. Супстратот може да се состои од биоразградливи органски материи кои се наоѓаат над варовникот (сл. 10) или како мешавина од варовник-органска материја. Кржните стрелки на сл.10 ја претставуваат дифузијата на водите кои се третираат низ супстратот кој генерира алкалност.

Употребата на високо калциските варовници со повеќе од 90% $CaCO_3$ има предност кај пасивниот третман, бидејќи тие се повеќе растворливи отколку нечистите варовници или пак од варовниците коишто содржат поголем процент на вкупен карбонат како $MgCO_3$ (доломитските варовници). Варовникот е поставен така што водите мора да се движат низ органската материја пред да дојдат во контакт со него, што овозможува остранување на O_2 од перколирачките води од

страна на бактериите од органскиот супстрат, што помага да се спречи „армирањето“ на варовникот. Изразот „армирање“ се однесува на облогата од Fe на површината на варовникот, процес којшто ги прави тие површини помалку реактивни.

Анаеробните мочуришта се во состојба да ги отстранат металите коишто се растворливи во киселина (посебно Fe и Al), како и да генерираат алкалност. Сепак, нивната ефикасност е ограничена од бавното мешање на водите од алкалниот супстрат со киселите води близу површината. Така, за овие системи често пати е потребна голема површина и долго време на задржување (престој). Како и кај другите системи за пасивен третман нивната ефикасност во отстранувањето на Mn е ограничена, освен во случај кога се користат големи површини.

Истражувањата објавени од Skousen покажуваат дека супстратните процеси (генерирањето на алкалност за поттикнување на оксидацијата и хидролизата и формирањето на метални сулфиди) се примарни придвижувачи за обновување на квалитетот на водата во текот на подолг период.

Во општите упатства за конструкција на анаеробни мочуришта се наведува употреба на 30-60 cm слој од органска материја поставен над 15-30 cm варовничка подлога, или пак сместување на мешавина од органска материја и варовник на длабочина од 50-100 cm. Органската материја мора да биде водопрпусна и биоразградлива. Во мочуриштето може да се засадат барски трски (*Typha sp.*) или друга водена вегетација за да се обезбеди дополнителна органска материја за бактериите кои што го трошат O₂, како и за поттикнување на оксидацијата на металите со ослободување на кислород од нивните корени. Доколку во водите коишто треба да се третираат се присутни седименти или Fe кое што лесно хидролизира, во дизајнот на системот треба да се вклучи и таложник за пред-третман.

Проектирањето на длабочината на водата над мешавината од органска материја/варовник варира. Некои проектирани анаеробни мочуришта ја одржуваат длабочината на водата од 10-30 cm поради поттикнување на водената вегетација, со цел да се спречи канализирањето на протокот и додавање на свежа органска материја во супстратот. Други проектант пак користат подлабоки води и не ја подржуваат вегетацијата, резонирајќи дека транслокацијата на кислородот во супстратот преку корените на растенијата како што се барските трски го попречуваат функционирањето на супстратот, кој пак е од клучно значење за

ефикасноста и бара безкислородни услови. Кога во мочуриштето нема растенија, може да се постават физички бариери за спречување на канализирањето на протокот, како и рачно додавање на дополнителна органска материја (сл. 11). Поради лошиот квалитет на водата и ниската достапност на нутриентите која го ограничува растот на вегетацијата во ова мочуриште, поставени се бали од сено за спречување на канализирањето на протокот и додавање на биоразградлива органска материја која што го стимулира генерирањето на алкалноста преку редукцијата на сулфатот. На сл. 11 е прикажана акумулацијата на Fe флокули во биоразградливата органска материја. Дренажната вода од напуштениот рудник за подземна експлоатација влегува од десната страна во системот, тече низ него и излегува во понискиот дел.

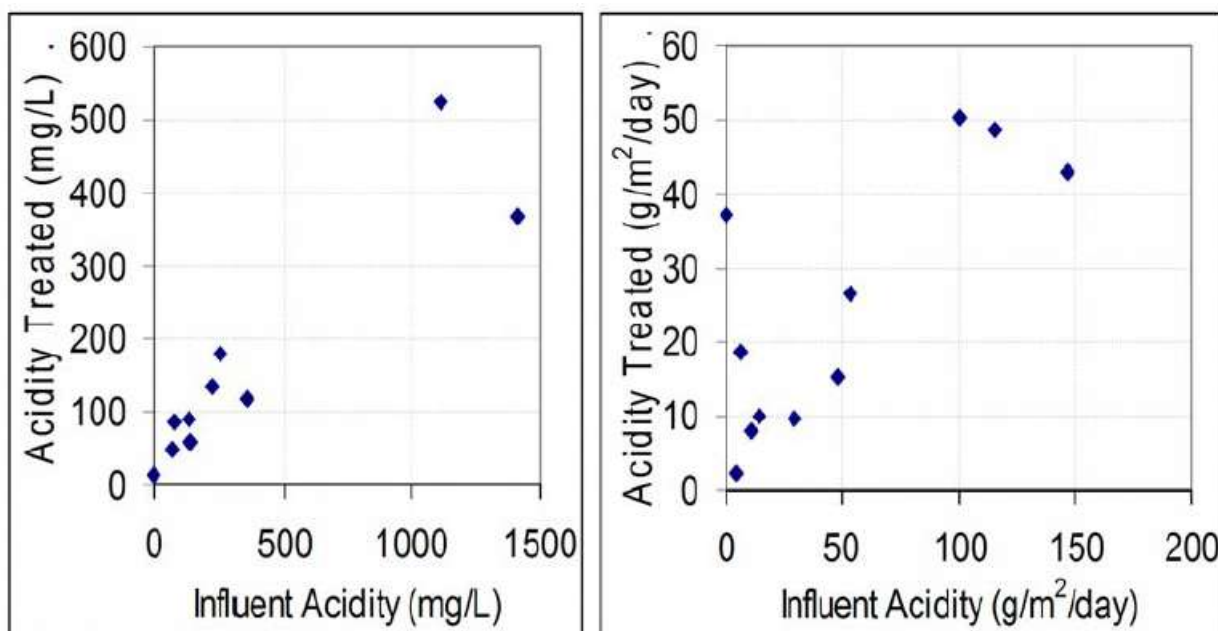


Слика 11. Физички бариери поставени за спречување на канализирањето на протокот

Figure 11. Physical barriers installed to prevent flow channelization

Достапните упатства за димензионирање на системот препорачуваат планирање на степенот на отстранување на киселост од $3,5 \text{ g/m}^2/\text{day}$ кога системот е наменет за усогласеност со регулативите и $7 \text{ g/m}^2/\text{day}$ за други намени. Меѓутоа, податоците за перформансите (Skousen and Ziemkiewicz 2005; сл. 12) покажуваат дека перформансите на анаеробните мочуришта се многу променливи и дека овие системи се со тенденција за поефикасно неутрализирање кога инфлуентот е со повисока киселост. Од 16 системи чии што перформанси се

документирани, кај 8 од нив остранувањето на степенот на киселоста е околу 10 g/m²/day или повеќе.



Слика 12. Перформанси на 11 анаеробни мочуришта
Figure 12. Performance of 11 anaerobic wetland systems

Друг критериум за димензионирање е степенот на редукција на сулфатите (Eger 1994). Со цел одржување на здрава популација од сулфато-редуцирачки бактерии, рН на бактериското опкружување мора да се одржува во интервал од 5 до 9. За да се одржи такво опкружување, интервалот во којшто киселоста се применува на системот мора да е помал од способноста на мочуриштето да ја неутрализира таа киселост. Степенот на редукција на сулфатите, изразен како мол на единица волумен од супстратот на ден, главно е забележан во интервал од 100 до 300 mol/m³/day (таб. 4). Вкупното оптоварување со киселост кое може да биде неутрализирано од страна на анаеробните мочуришта, може да се пресмета како што е прикажано подолу.

Претстојно киселинско оптоварување (mmol/day) = F (M₂+1,5 M₃+0,5 x 10^{-3pH});

каде:

M₂- концентрација на двовалентните метали (Fe²⁺, Mn²⁺) во влезот во mmol/day;

M₃- концентрација на тривалентните метали (Fe²⁺, Mn²⁺) во влезот во mmol/day;

F- количина на проток во l/day.

За системот да биде ефикасен, влезната киселост мора да биде помала отколку степенот на сулфатната реакција:

Влезна киселост (mmol/day) $R \times V$

Каде што се:

R- степен на редукција на сулфатите (100-300 mmol/m³/day);

V- волумен на супстратот (m³).

Оваа едноставна рамнотежа делува кога рН на влезната дренажа е во рамките на оптималниот степен на сулфато-редуцирачки бактерии. Доколку рН е ниска, влезната вода мора да се распространи над поголема површина за да се избегне отстранувањето на целиот капацитет за неутрализација во горниот дел од супстратот. Бидејќи во суштина нема мешање во супстратот и доколку киселинското оптоварување на единица површина е премногу високо, рН во горниот дел на мочуриштето ќе се намали до ниво на влез и редукцијата на сулфатите ќе престане.

James Gusek (1998) искусствено дошол до заклучок дека површинските оптоварувања може да варираат од <math>< 70</math> до $> 360 \text{ l/min/m}^2$, во зависност од рН вредноста. Овие вредности се во општа согласност со вредностите предложени од Hedin et al (1994) од 3,5 g киселост/m²/day.

Сорпцијата на органската материја (како што се тресетот и почвите) во почетокот го намалува Fe од 32 mg/l до 5 mg/l (84%), Mn од 15 mg/l до 14 mg/l (7%), а вкупно растворените цврсти честички од 32 mg/l до 12 mg/l (63%), но на крајот сите сорпциони делови од супстратниот материјал биле исцрпени од континуираното воведување на металите во киселите води (Brodie et al. 1988). Kleinmann (1991) сугерира дека адсорпцијата на металите со органски супстрат може да ги надокнади ограничените почетни биолошки активности за време на првите неколку месеци од работењето на новиот мочуришен систем. Теренските истражувања при кои се испитувале пет видови мочуришни супстрати за време на период од 25 месеци, покажале дека органскиот супстрат се заситува после само еден до седум месеци од влезот на киселите руднички дренажи за 9 до 17mg Fe на 1g супстрат (Wieder 1993). Иако некои природни влезови на органска материја се појавуваат годишно со стареењето на растението, адсорпциониот капацитет на мочуриштето е ограничен преку заситувањето на сите делови во коишто се извршува размената (Wieder 1988). Значителни влезови на органска материја или вештачко ѓубриво се користеле како успешна стратегија за привремено обновување на адсорпциониот капацитет, после забележаниот пад на

перформансите на мочуриштето (Eger and Melchert 1992, Haffner 1992, Stark et al. 1995).

Нерастворливите преципитати како што се хидроксидите, карбонатите и сулфидите претставуваат главен одвод за задржување (престој) на металите во мочуриштата. Околу 50 до 70% од вкупното железо отстрането од киселите руднички дренажи со помош на мочуришта, се наоѓа во облик на фери хидроксиди (Henrot and Wieder 1990, Calabrese et al. 1991, Wieder 1992). Формирањето на фери хидроксиди зависи и од достапноста на растворениот кислород и од почетната оксидациона состојба на Fe во киселите руднички дренажи. Wieder (1993) објавил значајно задржување на фери хидроксидите во површинските седименти на анаеробните мочуришта. До 30% од Fe коешто е задржано во мочуриштата може да се најде како феро железо и може да се комбинира со сулфидите (Calabrese et al. 1991, Mcintyre and Edenborn 1990, Wieder 1992). Моно и дисулфидното железо се формираат како резултат на образувањето на H_2S по пат на микробиолошката редукција на сулфатите, во присуство на извор на јаглерод којшто е подложен на оксидација. Покрај потенцијалот за отстранување на метали, редукцијата на сулфатите троши киселина и ја зголемува рН вредноста на водата (Hedin and Naim 1992, Rabenhorst et al. 1992).

Долгорочното задржување на Fe сулфиди и Fe хидроксиди во мочуриштата не е доволно разбирливо. Под континуирани безкислородни услови и во отсуство на растворливо Fe^{3+} , пиритот треба да остане стабилен. Calabrese et al. (1994) го смениле инфлуентот кај нивните анаеробни мочуришта т.е. киселите руднички дренажи ги замениле со свежа вода која не содржи Fe^{2+} . Вредноста на рН на ефлуентот била > 6 , поради континуираното растворање на варовникот.

Поедини истражувачи посочиле дека мочуришните системи може да се проектираат со специјално дизајнирани и селектирани микроорганизми (Davison 1993, Phillips et al. 1994), со цел воведување или повторно воспоставување на микробната активност. Меѓутоа, со извршените експерименти при кои е користена соодветна контрола не е востановена ефикасност на овој пристап (Calabrese et al. 1994). Искуството со биоремедијацијата на друг отпад покажува дека селекцијата и збогатувањето со микробната популација којашто се јавува природно, е супериорен и повеќе исплатлив пристап (Alexander 1993).

Во конструираните мочуришта, повисоките растенија имаат повеќе намени, вклучувајќи: консолидација на супстратот, акумулација на металите, адсорпција на металните преципитати, стимулација на микробните процеси, флората и фауната, како и естетика. Видовите на мочуришни растенија варираат по однос на нивната способност да ги акумулираат металите (Fernandes and Henriques 1990). Во некои извештаи се документирани покачени концентрации во ткивото (Spratt and Wieder 1988), додека други пак покажуваат мала акумулација на метал (Folsom et al. 1981). На годишно ниво, инхибирањето од страна на Турфа изнесува помалку од 1% на Fe отстрането преку мочуриштата кои ги третираат киселите руднички дренажи (Sencindiver and Bhumbra 1988). Иако мочуришната вегетација може да ги акумулира тешките метали, сепак тоа не е основниот механизам за отстранување. Сепак, акумулацијата на токсичните метали како Cd и Se може да претставува потенцијална опасност.

Во неколку студии се прикажани ефектите на различните видови растенија во мочуриштата. Во почетокот на развојот на третманот на киселите руднички дренажи со конструираните мочуришта, Sphagnum претставувале доминантни видови на мочуришта. Sphagnum имаат добро документиран капацитет за акумулирање на Fe (Gerber et al. 1985, Wenerick et al. 1989). Сепак Spratt и Wieder (1988) откриле дека заситувањето на Sphagnum мововите со Fe може да се појави во рамките на еден вегетационен период. Некои истражувачи посочиле дека задржувањето на металите во текот на подолг временски период во некои мочуришта е ограничено, бидејќи влезовите на органска материја преку мочуришните растенија се ограничени (Kleinmann 1990). Голем број од конструираните мочуришта биле со Sphagnum вегетација, но малку од нив останале ефикасни. Констатирано е дека барските трски (Турфа) имаат поголема толеранција за животната средина отколку Sphagnum мововите (Samuel et al. 1988). Една од причините е дека при инхибирањето, барските трски не ги акумулираат металите во своето ткиво. Алгите и неколку други мочуришни видови исто така добиле внимание во текот на набљудувањето, при кое подобреното отстранување на металите било поврзано со цветањето на алгите (Hedin 1989, Kepler 1988, Pesavento and Stark 1986, Phillips et al. 1994). Во Колорадо била пронајдена мешавина од алги за аеробно отстранување на Mn од рудничките дренажи (Duggan et al. 1992), веројатно поради покачената pH што е резултат на растот на алгите и

дополнителниот кислород генериран во процесот на фотосинтеза од страна на алгите. Веројатно најважната улога којашто мочуриштата ја играат при третманот на киселите руднички дренажи би можела да биде нивната способност за стимулирање на микробниот процес. Kleinmann (1991) објаснува дека растенијата обезбедуваат места за микробно прицврстување, ослободуваат кислород од нивните корени и снабдуваат органска материја за хетеротрофните бактерии.

Долгорочен успешен третман со фазни анаеробни мочуришта се применува за слабо нето кисела вода (Fe 89 mg/l; нето киселост 40 mg/l како CaCO₃) во Simco конструираното мочуриште, близу Coshocton (Stark et al. 1994). Мочуриштето изградено во 1985г. е подобро по однос на ефикасноста на третманот со текот на времето, па од 1990г. не е потребен никаков хемиски третман. Густината на изданоците на барските трски е зголемена до 17 изданоци/m². Успехот на Simco мочуриштето се припишува на присуството на руднички води со среден квалитет (близу неутрална pH и Fe <100 mg/l), правилен дизајн на мочуриштето, периодично одржување на местото и висока покриеност со вегетација.

Пет анаеробни мочуришни системи во Западна Вирџинија (West Virginia) добиваат 4 до 98 l/min нето кисела вода (110 до 2400 mg/l киселост како CaCO₃ и Fe од 10 до 376 mg/l), ја намалуваат киселоста од 3 до 76% и концентрациите на Fe од 62 до 80% (Faulkner and Skousen 1994). Овие мочуришта генерално се со многу помала површина од онаа препорачана во поранешните методи објавени од страна на Американското биро за рудници (Hedin 1989), базирани на оптоварувањата со железо.

Мочуришен систем изграден од шест мочуришни прегради (со вкупна површина од 2.500 m²) и таложник, во секоја од нив прима мали количини на проток (5 l/min) од киселите руднички дренажи со pH= 3, киселост од 217 mg/l како CaCO₃, Fe 27 mg/l, Al 12 mg/l и Mn 2 mg/l (Hellier 1996). Во овој дел на Пенсилванија, ефлуентот после поминувањето низ мочуриштето е со зголемена pH=5,1 и водата содржи нето киселост од 16 mg/l како CaCO₃, со околу 46% отстранување на Fe и 56 % отстранување на Al.

Во Кентаки (САД) е конструирано мочуриште со површина од 1.022 m² за третман на 37 l/min кисели руднички дренажи со pH од 3,1, киселост од 2.280 mg/l како CaCO₃, Fe 962 mg/l, Mn 11 mg/l и Al 14 mg/l (Karathanasis and Barton 1997). После конструирањето во 1989г., концентрациите на метал во

ефлуентот се намалиле за време на првите шест месеци од третманот, но сепак системот после тој период не успеал поради недостаток на мочуришна површина и преоптоварување со метали. Во 1995г. отпочнал дво-фазен проект за реновирање кој ја вклучува употребата на безкислородни варовнички дренажи (ALD), како и серија на анаеробни дренажи коишто го поттикнуваат вертикалниот проток преку варовничките подлоги прекриени со органски компост (слично на SAPS). Досегашните резултати покажуваат pH од 6,4, слабо нето алкална вода (15 mg/l како CaCO₃), редуција на Fe од 96%, отстранување на Mn од 50% и Al од 100%.

Големи анаеробни мочуришта лоцирани во Douglas, West Virginia ефикасно третираат 1.000 l/min проток во текот на годината (Cliff et al. 1996, Skousen 1995). Инфлуентот е со pH=3, киселост околу 500 mg/l како CaCO₃, Fe 30 mg/l и Al 40 mg/l. Во ефлуентот се достигнала просечна нето алкалност од 127 mg/l како CaCO₃. Четири години после инсталирањето, почетната киселост од 500 mg/l како CaCO₃ е редуцирана до 250-300 mg/l како CaCO₃. Таа останала на ова ниво на третман во периодот 1994-1995г.

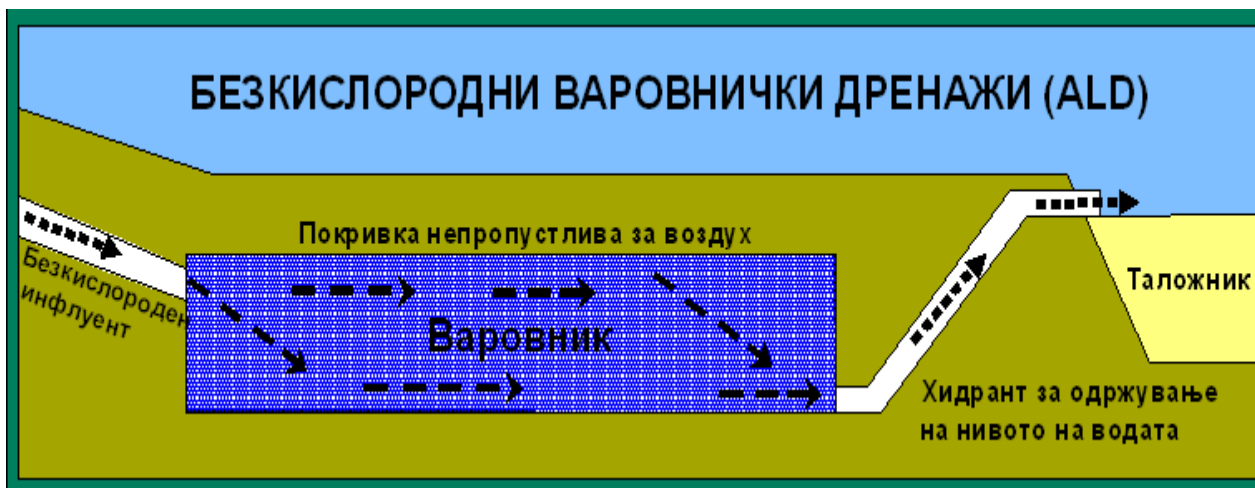
2.2.5 Безкислородни варовнички дренажи (ALD- Anoxic Limestone Drains)

Безкислородните варовнички дренажи (ALD) претставуваат потрупани ровови исполнети со варовник, конструирани така што да се овозможи воведување на киселите руднички води во нив и да се спречи контакт со атмосферскиот кислород (сл. 13). Оневозможувајќи го контактот кислород - вода, се спречува оксидацијата на металите и образувањето на варовнички наслаги. Варовникот се раствора под влијание на рудничките води, со што генерира бикарбонатна алкалност (рав.7).



Слика 13. Безкислородни варовнички дренажи (ALD)
Figure 13. Anoxic Limestone Drains (ALD)

Безкислородните варовнички дренажи се покриени со глина или збиени почви и PVC за да се заштитат од контакт со кислородот (сл. 14). PVC мембраната најчесто се поставува над варовникот за да го ограничи пристапот на кислородот и аерираната вода. Истекот од безкислородните варовнички дренажи треба да биде малку над горниот дел од варовникот, така што варовникот секогаш ќе биде заситен со вода, со што се избегнува пристап на воздух во системот. Ефлуентот се задржува во таложник, за да се овозможи прилагодување на pH и преципитација на металите, пред да биде испуштен во природните водени текови. Цел на долниот дел на ALD е да обезбеди алкалитет и на тој начин киселата вода да ја трансформира во алкална. Задржувајќи го јаглеродниот диоксид во дренажите се подобрува растворливоста на варовникот и образувањето на алкалитет. Онаму каде што квалитетот на водите е погоден за ALD, безкислородните варовнички дренажи може да се користат како пред-третман на киселите руднички дренажи, пред да бидат водите насочени кон подоцнежните единици на пасивен третман. Имено, ALD може да се сметаат како подготвителна фаза за третман поради зголемување на алкалноста и pH вредноста, пред влезот во конструирните аеробни мочуришта, во коишто металите оксидираат и преципитираат.



Слика 14. Поедноставен напречен пресек на безкислородни варовнички дренажи
Figure 14. Simplified cross-sectional view of an anoxic limestone drain

Овие системи се користат за додавање на алкалност на безкислородните (со ниско ниво на O_2) води, коишто имаат малку конституенти коишто лесно може да преципитираат во услови на ниско ниво на O_2 (пр. Al , Fe^{3+}). Излезот на хидрантот е покачен, а се преземени и други мерки за исклучување на O_2 од дренажата, за да се спречи преципитација на металите во порите на чакалот.

Кога работат како што е предвидено, бескислородните варовнички дренажи може да ги обноват водите многу поефикасно отколку мочуришните системи. Сепак бескислородните варовнички дренажи немаат капацитет да ги третираат сите типови на кисели руднички дренажи, а и отстранувањето на металите не е целосно кај ALD. Всушност отстранувањето на металите е потенцијална опасност за значително намалување на пропусливоста на дренажите, што рефлектира во предвремен неуспех на ALD. Бескислородните руднички дренажи се ограничени по однос на количината на алкалност која што може да ја генерираат, базирајќи се на реакциите на рамнотежа на растворањето. Исто така ефикасноста и трајноста на ALD може да се намали супституцијално доколку киселите руднички води имаат висока концентрација на Fe^{3+} , растворен кислород и Al . Имено, значителни концентрации на O_2 , Al или Fe^{3+} во водите може да предизвикаат попречување на киселите руднички дренажи со метални хидроксида кога pH е 4,5 или повеќе. Кога во киселите руднички дренажи е присутно вишок на Fe^{3+} , или пак кога од Fe^{3+} во присуство на O_2 е овозможено формирање на Fe^{2+} , во рамките на бескислородните варовнички дренажи може да преципитира Fe во цврста фаза (рав.3), додека преципитацијата на Al може да се појави со зголемување на pH , дури и кога O_2 е исклучен. Доколку се појави значителна преципитација на металите во рамките на бескислородните варовнички дренажи, флокулите кои

што преципитираат (гел составен од хидролизирани метални преципитанти во цврста фаза) ќе ги попречат порите на ALD (сл. 15) и водата избива во предниот дел на ALD (сл. 16). Со ова се попречува движењето на водите низ системот и се нарушува функционирањето на ALD. Кога бескислородните варовнички дренажи ќе бидат блокирани од преципитантите стануваат нефункционални и мора да се заменат, поправат или пак да се напуштат.



Слика 15. Блокирање на ALD
Figure 15. Clogging of ALD

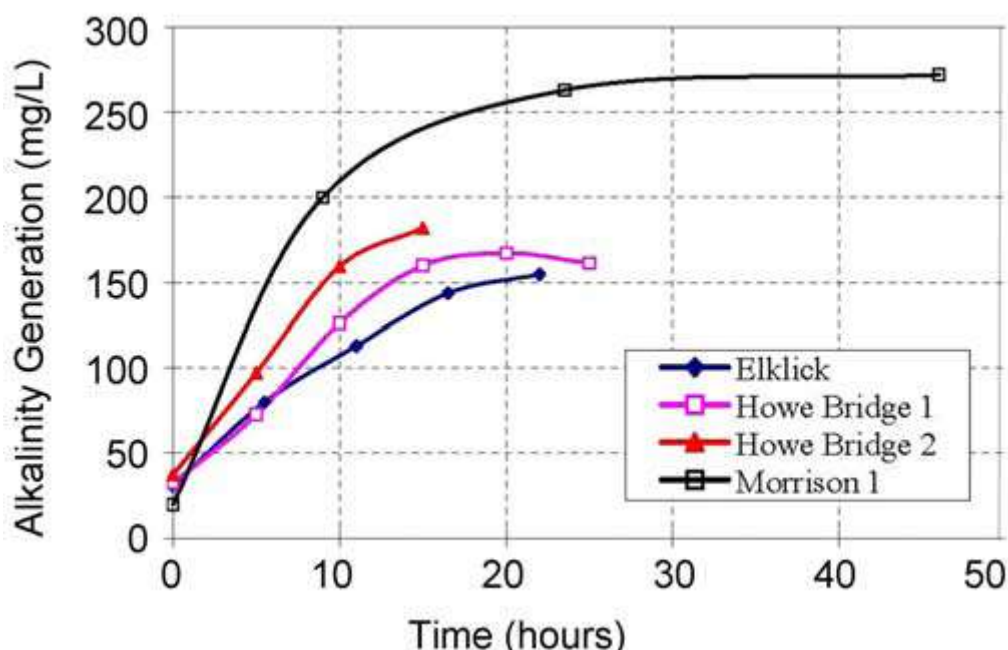


Слика 16. Вода избива во предниот дел на ALD
Figure 16. Water breaks out at the front of the ALD

Со цел да се зголеми веројатноста дека бескислородните варовнички дренажи нема да бидат блокирани, концентрациите на Fe^{3+} , Al и растворениот O_2 во инфлуентните води треба да бидат пониски од 1 mg/l. Сепак, Skousen and others (2000г.) препорачуваат дека ALD може успешно да се користат за кисели руднички дренажи со концентрации на растворен O_2 до 2 mg/l и концентрации на Al до 25 mg/l, кога помалку од 10% од вкупното Fe е во Fe^{3+} облик. Иако може да се очекува ваквите ALD да бидат блокирани, сепак тие овозможуваат поефикасен третман на водата по однос на трошоците во споредба со другите пасивни системи за времетраењето на нивното функционирање. Бескислородните варовнички дренажи се многу поефтини за конструкција отколку анаеробните или мочуришните системи со вертикален проток и може да го направат многу поефтин третманот по однос на животниот циклус дури и ако е потребна периодична, но ретка поправка или замена.

Терминот „време на задржување (престој)“ го означува времето коешто просечните количини на вода коишто течат низ дренажата, го поминуваат во рамките на дренажната структура. Времето на задржување се пресметува како [вкупен волумен на порите] / [просечна стапка на проток низ дренажата]. Често препорачуван критериум за дизајн е дека бескислородните варовнички дренажи треба да постигнат најмалку 15 h време на задржување. Овој критериум се базира

на истражувањата спроведени од Watzlaf and others (2000г.), кои што поставиле серија од точки за земање на примероци во неколку ALD. Тие земале примероци на води од неколку мерни места, за да може да проучуваат како квалитетот на водите се менува со нивното движење низ бескислородните варовнички дренажи. Констатирале дека генерирањето на алкалноста ги достигнало максималните нивоа кои биле во интервал од 150-300 mg/l како CaCO₃, после 14- 23 h време на задржување. Како што растворениот Ca²⁺ и концентрациите на HCO₃ се приближуваат кон заситување, континуираното растворање на варовникот и генерирањето на алкалноста се попречува (сл. 17).



Слика 17. Карактеристики на бескислородни варовнички дренажи (Watzlaf and others 2000)

Figure 17. Characteristics of anoxic limestone drains (Watzlaf and others 2000)

Податоците од Watzlaf and others (2000г.) собрани од точките за мониторинг на вода во четири бескислородни варовнички дренажи покажуваат дека концентрациите на алкалност се приближуваат кон максимумот после 14 до 23 h во дренажите. Како резултат на тоа, насоките за дизајн на ALD главно препорачуваат дека дренажите треба да се конструираат за да се постигне 15 h време на задржување во текот на нивниот проектиран животен век. Просечната киселост на инфлуентот (mg/L како CaCO₃) била 52 кај Elklick, 382 кај Morrison и 472 и 411 кај Howe Bridge 1 и 2 соодветно.

Како резултат на ова, стандардните насоки за дизајн на ALD главно препорачуваат дека дренажите треба да се конструираат за да се постигне 15 h

време на задржување во текот на нивниот проектиран животен век. Бидејќи може да се очекува растворање на варовникот во текот на животниот век, првичните конструкции постигнувале подолго време на задржување. Равенката којашто најчесто се користи за дизајн на бескислородните варовнички дренажи (ALD) е следната:

$$M = [Q_1 * \rho * t / V] + [Q_2 * C * T / x] \quad 9$$

M - маса на варовникот потребна за конструкција на дренажата (kg);

Q_1 - стапка на проток на водата (m^3/min);

ρ - густина на варовникот (kg/m^3);

t - проектирано време на задржување (min);

V - волумен на празниот простор на варовничкиот чакал, (изразен како % од вкупниот волумен);

Q_2 - стапка на проток на инфлуентот (m^3/min);

C= очекувана стапка на генерирање на алкалност ($mg CaCO_3/l$ на единица време);

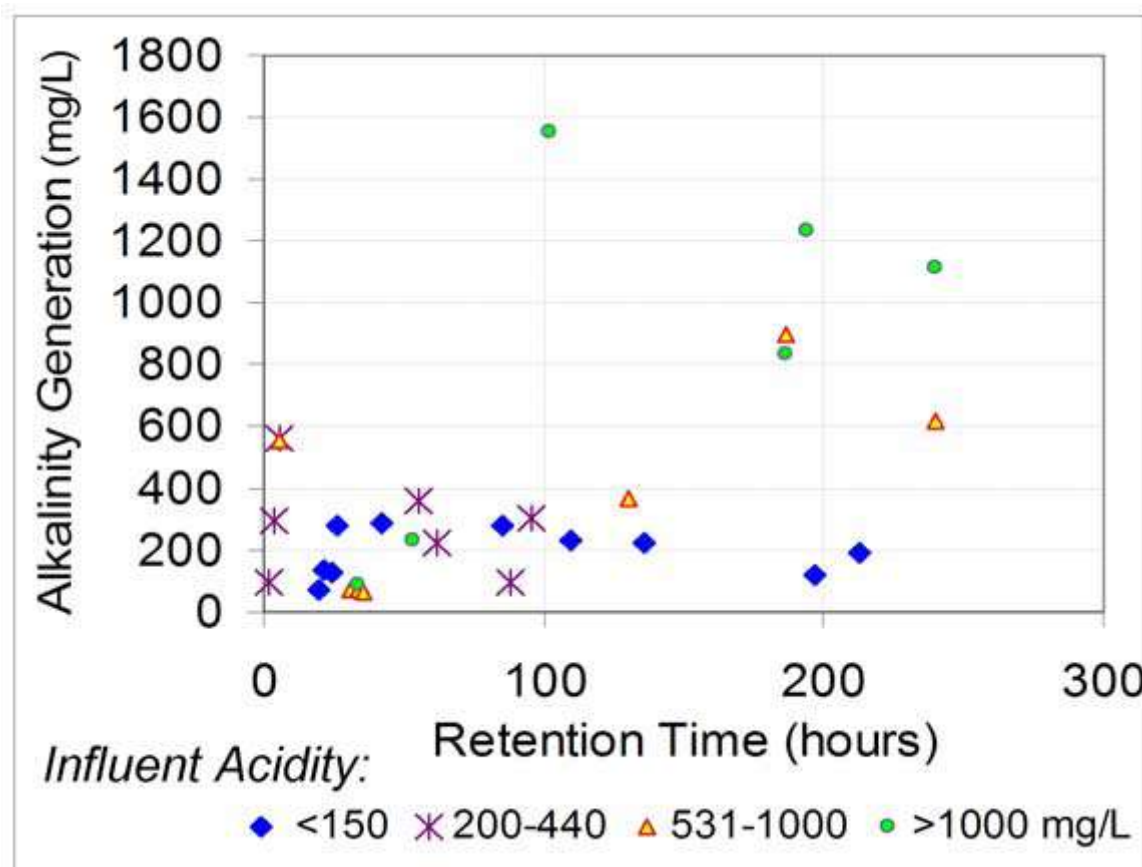
T= проектиран животен век (min);

x= содржина на $CaCO_3$ во варовникот (се препорачува 90% или повеќе)

Изразот во првата заграда го претставува волуменот на варовникот потребен за да се постигне проектираното време на задржување, додека изразот во втората заграда го претставува волуменот на варовникот кој се очекува да се раствори во текот на проектираниот животен век. Додавањето на двете количини е со намера да се осигура дека масата на варовникот која преостанува во дренажата во текот на нејзиниот проектиран животен век, е доволна за да се постигне проектираното време на задржување.

Податоците за карактеристиките на бескислородните варовнички дренажи дадени од Skousen и Ziemkiewicz (2005) покажуваат дека, како и кај другите системи за пасивен третман, карактеристиките на ALD се многу варијабилни (сл. 18). Кај 20 од 36 бескислородни варовнички дренажи е проценета просечна киселост на инфлуентот од 440 mg/l или помалку. Сите генерирале алкалност од 440 mg/l или помалку, а повеќето биле близу или во рамките на посакуваниот интервал за алкалност од 150 до 300 mg/l. Сепак 14 од документираниите ALD третирале води со киселост на инфлуентот од 440 mg/l и повеќе, и повеќето од овие системи генерирале алкалност значително над посакуваниот интервал од 150 до 300 mg/l. Од наведените 14 ALD, тенденција за генерирање на најголема

алкалност имаат оние бескислородни варовнички дренажи со подолго време на задржување.



Слика 18. Карактеристики на бескислородни варовнички дренажи (Skousen и Ziemkiewicz 2005)

Figure 18. Characteristics of anoxic limestone drains (Skousen and Ziemkiewicz 2005)

Податоците дадени од Skousen и Ziemkiewicz (2005г.) ги документираат карактеристиките на 36 бескислородни варовнички дренажи. Сите утврдени вредности се средни вредности од повеќе примероци собрани во текот на продолжен временски период. Сите, освен 1 од системите со киселост на инфлуентот ≤ 440 mg/l генерираат алкалност < 400 mg/l, без оглед на времето на задржување. Шест од системите со повисока киселост на инфлуентот, првенствено оние со подолго време за задржување покажале поголеми перформанси за генерирање на алкалност. Три од документираните системи не успеале да генерираат алкалност и не се претставени на сл. 18.

Faulkner и Skousen во 1994 г. ги објавиле и успешните и неуспешните третмани на рудничките води кај 11 безкислородни дренажи во Западна Вирџинија (САД). Во сите случаи pH вредноста на водата била зголемена после ALD третманот, но на три места таа изнесувала < 5 , што укажува дека ALD не биле целосно функционални, или пак концентрациите на киселост и

брзината на протокот биле премногу високи за да би бил ефикасен третманот. Киселоста на водата во овие дренажи којашто варираше помеѓу 170 и 2.200 mg/l како CaCO₃ била намалена за 50-80%, но и концентрациите на Fe и Al во истекот се намалиле. Fe³⁺ и Al³⁺ преципитирале како хидроксида во дренажите. Со намалувањето на Fe и Al во истечните води, во бескислородните варовнички дренажи се појавиле попречувања (блокади).

Кај бескислородните варовнички дренажи Howe Bridge и Morrison, алкалноста во ефлуентот се зголемила за 128 и 248 mg/l (соодветно) повеќе отколку во инфлуентот. Притисокот на CO₂ бил околу 0,1 atm, а калцитот бил на околу 10% од заситување (Hedin et al. 1994г.). Врз основа на повеќегодишниот мониторинг, констатирано е дека за период од осум години ефлуентот од ALD - мочуришниот систем Morrison секогаш ги исполнувал барањата за отпадни води (pH 6-9, и Fe < 3 mg/l). Кај Howe Bridge, ALD - мочуришниот систем за период од седум години, отстранил просечно 70% од Fe.

Во Jennings Environmental Center во Slippery Rock, Пенсилванија (САД), биле конструирани бескислородни варовнички дренажи, за да се согледа намалувањето на пропусливоста поради преципитацијата на Al - хидроксидите во рамките на дренажата. Системот кој примал 21 mg/l Al на 92 l/min проток, започнал да има проблеми со пропусливоста во рок од три месеци и се блокирал со Al - хидроксида после период од околу 6 месеци (Watzlaf et al. 1994г.).

Бескислородните варовнички дренажи на Elklick I системот за пасивен третман во Garrett County, Maryland (САД) ефикасно третирале 37 l/min контаминирани руднички дренажи (Watzlaf 1998). ALD давале просечно 137 mg/l алкалност на рудничките води. Во текот на 3,5 годишен период ALD, таложникот за оксидација и мочуришните системи ја намалиле концентрацијата на железото од 56 mg/l до < 1 mg/l, манганот од 4,8 mg/l до < 2 mg/l и ја трансформирале нето киселата вода (54 mg/l нето киселост) до нето алкална вода (72 mg/l нето алкалност).

Во местото Brandy Camp, Пенсилванија (САД), со бескислородни варовнички дренажи се третирале кисели руднички дренажи со pH 4,3, киселост 162 mg/l како CaCO₃, Fe 60 mg/l, Mn 10 mg/l и Al 5 mg/l (Hellier 1996). После поминувањето низ ALD, ефлуентот бил со pH 6, нето алкалност 10 mg/l како CaCO₃, Fe 50 mg/l, Mn 10 mg/l и Al < 1 mg/l. Поголема концентрација на Fe и Mn поминувала низ овој систем и преципитирала во мочуриштата, додека Al

преципитирал внатре во дренажата. Бескислородните варовнички дренажи (како и мочуриштата) може да бидат решение за третман на специфични типови на бескислородни варовнички дренажи.

На стрмните падини и на тешко пристапните места, наместо низ ровови, киселите руднички дренажи може да се спроведат низ цевки исполнети со варовник и поставени под земја, или пак во септички јами кои исто така се исполнети со варовник (Faulkner and Skousen 1995).

Фактори за квалитет на водата

Пред да се земе предвид примената на бескислородните варовнички дренажи за третман на киселите руднички води, мора да се детерминираат неколку фактори. Значајни параметри се:

1. Количини на проток (l/s или gpm);
2. Содржина на растворен кислород (DO) mg/l;
3. Киселост и алкалност mg/l;
4. Концентрации на феро (Fe^{2+}) и фери (Fe^{3+}) железо mg/l;
5. Концентрации на Al mg/l.

Количините на проток од околу 7,58 l/s (100 gpm) генерално се над горната граница за системи за пасивен третман, поради димензионирањето или ограниченоста на површината. Некои системи се изградени за многу високи количини на проток (пр. 37,9 l/s или 500 gpm), меѓутоа киселите руднички дренажи биле со релативно добри хемиско-механички параметри и за изградба на системот бил достапен голем простор. Сепак, со исклучок на водите коишто имаат ниски нивоа на минерална киселост (ниски концентрации на Fe, Mn, Al), киселите руднички дренажи со проток поголем од 7,58 l/s (100 gpm) нема да бидат третирани доследно и задоволително со пасивните системи. Поголемиот број пасивни системи функционираат најдобро при количини на проток помали од 7,58 l/s (100 gpm).

Содржината на растворениот кислород (DO) е поврзана со оксидационо-редукциониот статус на водата. Водата заситена со кислород на температура од 15 до 20°C вообичаено содржи околу 10 mg/l DO. При концентрација на кислород од 2 mg/l или помалку и при ниска концентрација на фери железо (Fe^{3+}), бескислородните варовнички дренажи се ефикасни, бидејќи „армирањето“ на варовникот се смета за занемарливо. Доколку концентрацијата на DO е поголема

од 2 mg/l и концентрацијата на Fe^{3+} е висока, „армирањето“ на варовникот нагло се зголемува и се намалува ефикасноста на системот.

Brodie et al. (1991) укажуваат на примена на мерењата на редокс потенцијалот Eh, како индикатор на кислородниот статус на водата. Тие препорачуваат примена на бескислородните варовнички дренажи само кога Eh на водата е ≤ 0 .

Киселоста се мери преку количината на базата (OH^- или HCO_3^-) потребна за неутрализација. Киселоста на водата е поврзана со концентрацијата на водородниот јон (pH), како и со киселите катјони (минералната киселост) присутни во водата. За неутрализација на целата киселост мора да се додаде доволно алкалност за трансформација на H^+ во H_2O , како и Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} , Mn^{3+} и др. во метални хидроксида (пр. $\text{Al}(\text{OH})_3$).

Алкалноста на водата е важна бидејќи ја неутрализира минералната киселост (пред се од Fe и Al јоните), ја зголемува pH и помага при отстранувањето на Mn. Алкалноста генерирана во ALD најчесто е во облик на бикарбонат (HCO_3^-). По пат на оксидација после излегувањето од дренажите, реакциите на преципитација се јавуваат многу полесно во алкалната вода.

Констатирано е дека при правилно функционирање, бескислородните варовнички дренажи генерираат 300 mg/l алкалност во водата. Доколку киселоста на водата е поголема од 300 mg/l, бескислородните варовнички дренажи не можат самостојно да вршат комплетен третман на киселите руднички дренажи, поради што мора да се инсталираат други системи за активен или пасивен третман за понатамошно подобрување на квалитетот на ефлуентот.

Феро железото (Fe^{2+}) се јавува во водата во услови на редуцирани или ниски концентрации на кислород. Кога во редуцираната вода се воведат кислород, Fe^{2+} оксидира до Fe^{3+} . Со зголемувањето на концентрациите на DO, сè помалку железо ќе се јавува во феро облик, а сè повеќе како фери железо. Мерењето на количините на феро и фери железото е од критична важност за утврдување на потенцијалот за користење на ALD. За функционирање на ALD, поголем дел од железото треба да биде во феро или во редуциран облик. Феро железото нема да преципитира при нивоата на pH постигнати во ALD. Меѓутоа, доколку фери железото е присутно во киселата вода и со генерирањето алкалност, во дренажата ќе преципитира фери хидроксид. Со изградбата на бескислородните варовнички дренажи за третман на води со ниски концентрации на DO и Fe^{3+} , се мислело дека варовникот нема да се блокира (попречи) или ќе дојде до мали

пречки после повеќе години. Тековните истражувања на ALD би требало да го објаснат степенот на „армирање“ на варовникот со мали количини на фери железо, во водите кои што содржат ниски концентрации на кислород.

Алуминиумот се наоѓа во сите кисели руднички дренажи во различни концентрации. Алуминиумот преципитира во водата при $pH \geq 5$ по пат на хидролиза и не му е потребна оксидација. Според тоа, употребата на бескислородните варовнички дренажи ќе предизвика преципитација на алуминиумот во дренажите. Доколку во водата се присутни високи концентрации на Al ($> 25 \text{ mg/l}$), постои потенцијална можност алуминиумот да ги блокира (попречи) варовничките дренажи. Досегашните набљудувања укажуваат дека алуминиумските соединенија образувани во ALD имаат слаб афинитет кон варовникот и излегуваат од системот како светли, желатински флокули. Поради тоа, алуминиумот може и да не ги блокира дренажите. После излегувањето од бескислородните варовнички дренажи, преципитацијата на Mn не е постојана за време на третманот со ALD. Понатамошните истражувања ќе дадат информации за преципитацијата на Al и Mn.

Критериуми за дизајн на бескислородните варовнички дренажи (ALD)

Засега нема група на параметри за дизајнирање или димензионирање на бескислородните варовнички дренажи. Сепак постојат одредени податоци кои треба да се земат во предвид, базирани на прелиминарни набљудувања и експерименти.

Првиот значаен критериум е квалитетот на варовникот. Со цел да се добијат високи нивоа на алкалност во водата (близу 300 mg/l), треба да се користи високо квалитетен варовник. Се препорачува варовник со содржина на $\text{CaCO}_3 > 90\%$ бидејќи бргу се раствора, а има и помалку примеси коишто може да ја отежнат употребата на дренажата.

Големината на варовничките парчиња кои се користат при конструкција на бескислородните варовнички дренажи треба да е од 3,81-10,16 cm. Може да се користи мешавина од варовнички парчиња со различна големина. Помалите парчиња овозможуваат поголема површина за растворање и генерирање на алкалност, додека големите парчиња се раствораат побавно, а веројатно и го помагаат и одржувањето на преносот на вода низ дренажите. Помалите парчиња ($< 2,54 \text{ cm}$) не овозможуваат доволен простор за движење на водата низ порите, додека големите парчиња не можат да реагираат доволно брзо.

Ширината и длабочината на дренажата треба да биде доволна за да ги прифати потребните количини варовник, за генерирање алкалност во следните 20 години и повеќе. Водата треба да го препокрива ако не целиот, тогаш поголемиот дел од варовникот во текот на целата година. Во идеален случај дренажата треба да е базен и да е потполно полна, така што како се додава водата, таа претекува низ излезот за воздух (цевка со дупло колено). Повеќето дренажи се длабоки 0,61- 1,52 m, широки 0,61- 2,74 m, долги 30,48- 609,60 m.

PVC материјалот се поставува во горниот дел од варовникот, за да го спречи движењето на кислородот во варовникот. Успешно е користен PVC со дебелина од 0,025- 0,051 cm. Кај некои дизајни на ALD, варовникот е комплетно обвиткан со PVC, поради заштита од оксидација на водата или навлегување на воздух во дренажата. Во секој случај, исклучувањето на движењето на кислородот низ дренажите е од клучно значење за успехот на ALD. Варовникот во некои бескислородни варовнички дренажи во Западна Вирџинија (САД) е препокриен со бали од сено. Варовникот и сеното треба да бидат раздвоени со филтер платно и оградени со пластика. Блокирање (попречување) не би требало да се појави.

PVC материјалот треба да се препокрие со минимум 0,61 m слој од почва. Почвата мора да е финозрнеста и збиена, за да се ограничи дифузијата на кислородот низ дренажата. Доколку почвата е со грубозрнеста или пак има фрагменти, целиот ров се обвиткува со PVC материјал. Со текот на времето како што се раствора варовникот, може да дојде до слегнување на теренот каде што е лоцирана дренажата. За да не дојде до тоа, потребно е да се изврши покривање на дренажата со дополнителен почвен слој од 0,61- 0,91 m над земјината површина. Нерамномерното таложеење или растворање може да предизвика отворање на дупки или фрактури на земјината површина. После порамнувањето, треба да се изврши ревегетација со растенија со плитки корени, по можност трева.

Изградба на дренажата

Чекорите за изградба на бескислородните варовнички дренажи се следните:

1. Ископување сè до слободниот тек на протекувањето и одредување на водената маса;
2. Пренасочување на киселите води од областа каде што ќе се гради дренажата;

3. Ископување на ров речиси до протекувањето или до влезот на поткопите кај рудниците за подземна експлоатација, при што падот на ровот треба да биде приближно 0%, или пак изградба на варовнички прегради за одбрана од поплави;
4. Поставување на PVC и варовник во основата на дренажата;
5. Завршување на дренажата преку конструкција на предниот дел на дренажата, зафаќање на водата и поврзување со долниот дел на дренажата.

Потребно е да бидеме сигурни дека протекувањето т.е. изворот е зафатен кога водата е сè уште безкислородна, после што треба брзо да се изгради и да се покрие дренажата (за време на еден или два дена). Доколку водата е оксидирана, тогаш ALD нема да функционираат. Треба да се внимава да не дојде до испирање на седиментите во дренажата за време на ископувањето на протекувањето или при други придвижувања на земјиштето.

Долговечност и количини на варовникот

Со цел да се процени долговечноста на третманот на водите, како и количината на варовникот кој треба да се постави во ALD, треба да се земат во предвид:

1. Киселинското оптоварување на дренажата (t годишно);
2. Проценетиот животен век на дренажата (годишно);
3. Содржината на CaCO₃ во варовникот (%) и
4. Растворањето на варовникот (%).

Пресметките се следните:

1. Проток (gpm) x киселост (mg/l) x 0,0022= **A** t годишно киселина;
2. **A** t годишно x години животен век = **B** t варовник;
3. **B** t / содржина на CaCO₃ (%/100) = **C** t и
4. **C** t / растворање (%/100) = **D** вкупно t.

Пример за количини на варовник

1. Проток = 10 gpm x киселост = 400 mg/l x 0,0022 = 8,8 t годишно киселина;
2. 8,8 t годишно x 20 години животен век = 176 t киселина за 20 години;
3. 176 t / 90% содржина на CaCO₃ (0,9) = 195 t и
4. 195 t / 75% очекувано растворање (0,75) = 260 t.

Во овој пример, за третман на води за период од 20 години со 75% растворање теоретски е потребно 260 t варовник со 90% содржина на CaCO₃. Проценетата должина на дренажата (за 260 t со 0,91 m ширина за 0,91 m длабока дренажа) ќе биде 117,35 m базирана на 2,43 t варовник на 1m³.

Трошоци

Изградбата на бескислородните варовнички дренажи за третман на киселите руднички дренажи може да биде многу ефикасна по однос на трошоците. Brodie et al. (1991) дале пресметка за материјалните трошоци за изградба на ALD во Тенеси (САД) од 18.950 \$. Хемискиот третман со NaOH на истите води би чинел 30.000 \$ годишно. За ALD во Западна Вирџинија (САД) трошоците се 11.855 \$, додека изградбата на мала дренажа во Пенсилванија (САД) чинела 1.660 \$ (таб. 6).

Табела 6. Трошоци за изградба на ALD
Table 6. Costs for constructing ALDs

| Карактеристики/ Characteristic | Тенеси/ Tennessee | Западна Вирџинија/ West Virginia | Пенсилванија/ Pennsylvania |
|-----------------------------------|----------------------|-------------------------------------|-------------------------------|
| Проектирање и изградба | 3.500,00 | 1.250,00 | 0,00 |
| Работна рака и надзор | 3.000,00 | 6.255,00 | 480,00 |
| Опрема (булдожер, утоварувач) | 8.000,00 | 1.300,00 | 350,00 |
| Материјали: | | | |
| Варовник | (400 т.) 2.000,00 | (165 т.) 1.125,00 | (70 т.) 700,00 |
| PVC | 600,00 | 70,00 | 0,00 |
| Филтер платно | 800,00 | 278,00 | 0,00 |
| Цевки и вентили | 0,00 | 328,00 | 0,00 |
| Семе, сламена покривка, ѓубриво | 250,00 | 1.250,00 | 100,00 |
| Вкупно (\$) | 18.150,00 | 11.856,00 | 1.660,00 |

Пасивниот третман преку примената на ALD и мочуришта нуди еколошки ефикасен и ефтин метод за третман на киселите руднички дренажи. Во соодветни услови и со правилно поставување ALD може да ја зголемат алкалноста кај киселите руднички дренажи, поради што доаѓа до зголемување на рН вредноста што предизвикува поефикасна преципитација на металите откако водата ќе излезе од дренажата. Параметрите за квалитетот на водата треба внимателно да се испитаат пред проектирањето и изградбата на ALD. Најкритичните параметри

се однесуваат на содржината на растворен кислород во водата (DO) и концентрацијата на фери (Fe^{2+}) и фери (Fe^{3+}) железо во водата. Оваа методологија покажува голем потенцијал за третман на бројни точкасти извори на кисели руднички дренажи.

2.2.6 Отворени варовнички канали

Отворените варовнички канали - OLC (open limestone channel) се поедноставни методи на пасивен третман. Каналот за дренирање се прави од варовнички камен и контаминираната вода од киселите руднички дренажи се собира во каналот (сл. 19). Растворот од варовнички камен ја зголемува алкалноста на водата и ја зголемува pH. Наслагите од варовнички камен со FeCO_3 и $\text{Fe}(\text{OH})_3$ образувани од неутрализацијата го намалуваат образувањето на алкалност, поради што е потребна поголема количина на варовнички камен за обезбедување на континуиран успех. Големата брзина на проток и образувањето на вртлози го зголемуваат ефектот, чувајќи ги преципитатите во висечка состојба и на тој начин намалувајќи ги наслагите од варовнички камен. Големината на отворените варовнички канали се изработува согласно практичните технички стандарди применувајќи го равенството на Manning (рав.10) и обезбедувајќи дополнителна висина за водата. Понекогаш под варовничкиот камен се образува непропуслива облога, поради спречување на инфилтрација на киселите руднички дренажи во подземните води.

$$V = \frac{k}{n} R_h^{2/3} S^{1/2}$$

10

каде:

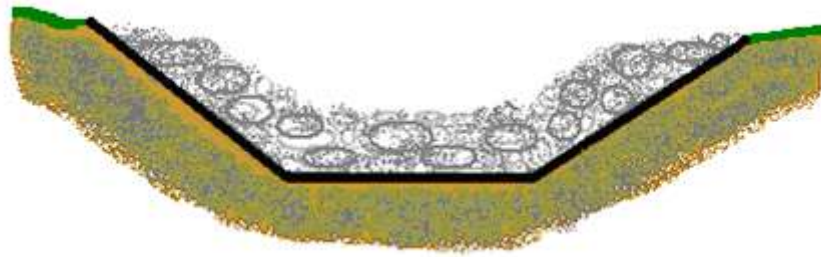
V = просечна брзина на напречниот пресек (m/s, ft/s);

k = константа на конверзија (1,486 за U.S. единици, а 1 за SI единици);

n = Gauckler–Manning коефициент (независен од единиците);

R_h = хидрауличен радиус (m, ft);

S = наклон на водената површина или линеарна загуба на хидрауличниот притисок (m/m, ft/ft).



Слика 19. Напречен пресек на отворен варовнички канал
Figure 19. Cross section of an open limestone channel

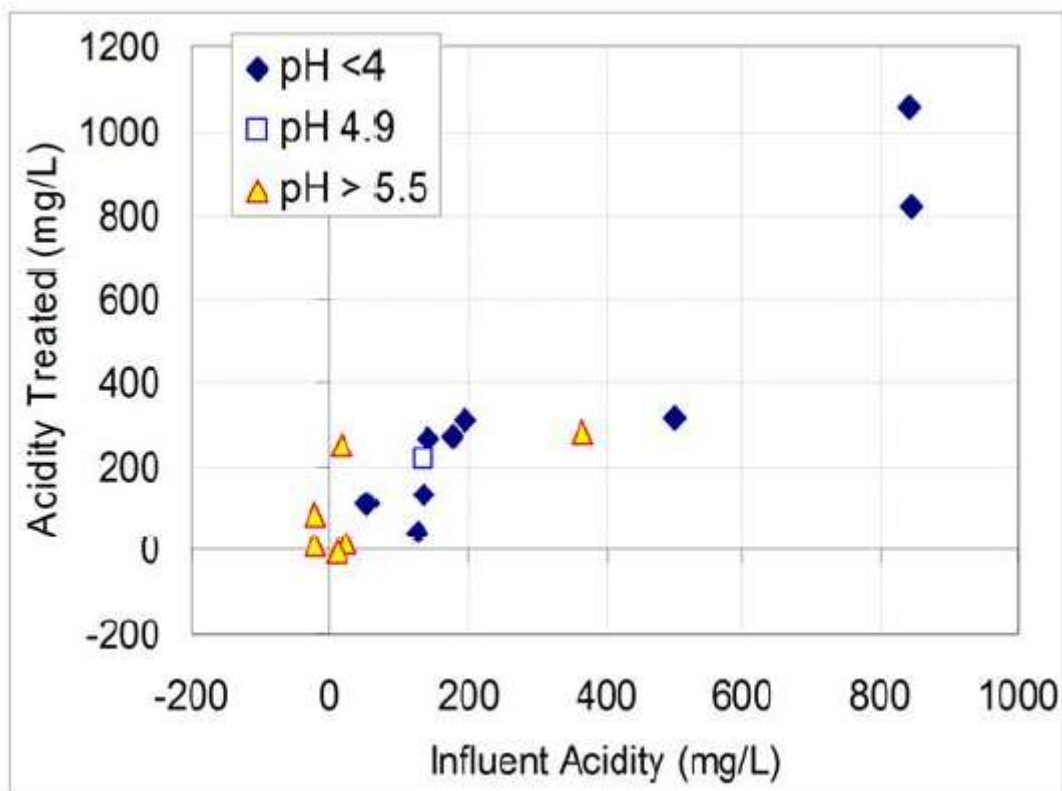
Отворените варовнички канали овозможуваат зголемување на алкалноста во киселите руднички дренажи, коишто минуваат низ отворените канали или ровови обложени со варовник (Ziemkiewicz at al. 1994). Киселите руднички дренажи се воведуваат во каналот и третманот се извршува по пат на растворање на варовникот. Овие системи се применуваат онаму каде што киселите руднички дренажи мора да се пренесат на одредена далечина, пред или за време на третманот. Отворените варовнички канали се едноставни за изградба и функционирање, доколку теренот е поволен. Отворените варовнички канали кои ги пренесуваат киселите руднички дренажи се обложени со високо калциски варовник. Иако варовникот вообичаено се армира со Fe, армираните варовници задржуваат одредена ефикасност на третманот. Порано се сметало дека армираниот варовник (варовникот прекриен со Fe или Al хидроксида) престанува да се раствора, но експериментите покажуваат дека прекриениот варовник продолжува да се раствора и при 20% неармиран варовник (Pearson and McDonnell 1975). Поновите истражувања покажаа дека степенот на армиран варовник може да биде дури и повисок (Ziemkiewicz at al. 1997). Должината и градиентот на каналот, коишто влијаат на турбуленциите и прекривањето со Fe или Al хидроксида се фактори за дизајн кои може да бидат различни за оптимални перформанси. Оптимални перформанси се постигнуваат на стрмнини со пад поголем од 20% (сл. 20), или пак кога добиваат периодично високи протоци каде што брзината на протокот ги задржува преципитатите во суспензијата, а абразивното дејство на водата ги отстранува преципитатите од површината на варовникот, освежувајќи ја истата за ефикасен третман.



Слика 20. Отворен варовнички канал сместен на стрмнина со пад поголем од 20%
Figure 20. OLC placed on slopes of greater than 20%

Отворените варовнички канали може да бидат ефикасни како дел од системот за пасивен третман (сл. 21), но вообичаено не се практикуваат за самостоен третман на киселите руднички дренажи (Ziemkiewicz and others 1997; Skousen and others 2000). Во соодветни ситуации, отворените варовнички канали се применуваат за долгорочен третман. Примената на отворените варовнички канали заедно со друг систем за пасивен третман може да го подобри третманот и отстранувањето на металите.

На сл.21 се дадени карактеристиките на 16 отворени варовнички канали, претставени со pH на инфлуентот (Skousen и Ziemkiewicz 2005). Сите утврдени вредности се средни вредности од повеќе примероци собрани во текот на продолжен временски период.



Слика 21. Карактеристики на 16 отворени варовнички канали (Skousen и Ziemkiewicz 2005)

Figure 21. Performance of 16 open limestone channels (Skousen and Ziemkiewicz 2005)

Прашања кои сè уште се отворени и треба да се истражуваат се однесувањето на отворените варовнички канали кај водите со различна pH и високи оптоварувања со тешки метали (како што се рудничките дренажи), можните интеракции коишто се последица на падот на каналот и хемизмот на водата и можната значајност на чистотата на варовникот.

Ziemkiewicz et al. (1997) преку серија од лабораториски експерименти откриле дека армираниот варовник е 50- 90% ефикасен (како и неармираниот варовник) при неутрализирање на киселоста. Седум отворени варовнички канали ја намалиле киселоста на киселите руднички дренажи од 4 до 205 mg/l како CaCO₃, при степен на отстранување од 0,03 до 19 mg/l по метар должина на каналот. Највисок степен на отстранување имале каналите со пад од 45- 60% и за кисели руднички дренажи со киселост 500 до 2.600 mg/l како CaCO₃. На пример, отворениот варовнички канал Eickleberger со должина 49 m, пад од 20% и истиот примал околу 378 l/min со киселост 510 mg/l како CaCO₃. После течењето по каналот киселоста била намалена на 325 mg/l како CaCO₃ (намалување од 36%). Отворениот варовнички канал PA Game Commission со

должина од околу 11 m, пад од 45% и примал 484 l/min со киселост 330 mg/l како CaCO₃. Киселоста на водата на крајот од каналот била 125 mg/l како CaCO₃ (намалување од 62%).

За Проектот за санација на реката Casselman (Casselman River Restoration project- Ziemkiewicz and Brant 1996) биле поставени три отворени варовнички канали. Еден од овие канали со должина 400 m и пад од 8% примал 60 l/min вода со pH 2,7, киселост 1.290 mg/l како CaCO₃, 622 mg/l Fe, 49 mg/l Mn и 158 mg/l Al. Во текот на период од две години pH на ефлуентот била 2,9, киселоста 884 mg/l како CaCO₃ (намалување од 31%), Fe 210 mg/l (отстранување 66%), Mn 42 mg/l (намалување од 14%) и Al 103 mg/l (намалување од 35%).

Во местото Brandy Camp (Пенсилванија, САД), бил поставен отворен варовнички канал со должина од 15 m и пад 10% за третман на кисели руднички дренажи со pH 4,3, киселост 162 mg/l како CaCO₃, 60 mg/l Fe, 10 mg/l Mn и 5 mg/l Al (Hellier, case study 1997). После поминувањето низ отворениот варовнички канал, ефлуентот имал pH 4,8, нето киселост 50 mg/l како CaCO₃, 17 mg/l Fe, 8 mg/l Mn и 3 mg/l Al. Отворениот варовнички канал отстранил 72% Fe и околу 20% Mn и Al од водата.

2.2.7 Системи со вертикален проток

Системите за пасивен третман со вертикален проток ги комбинираат механизмите за третман на анаеробните мочуришта и бескислородните варовнички дренажи, во обид да се надокнадат ограничувањата на двата система (Hendricks 1991; Duddleston and others 1992; Kepler and McCleary, 1994). Системите со вертикален проток се нарекуваат SAPS- системи за производство на сукцесивна алкалност (Successive Alkalinity Producing Systems- Kepler and McCleary, 1994) и RAPS- системи за редуцирање и производство на алкалност (Reducing and Alkalinity Producing Systems Watzlaf and others, 2000).



Слика 22. Горна површина на систем за вертикален проток (Duddleston and others 1992)

Figure 22. The upper surface of a vertical flow system (Duddleston and others 1992)

Системот со вертикален проток (сл.22) е изграден во 1990 год. за прием на ефлуентот од отпадниот материјал од филијалата на компанијата за јаглен Westmoreland (Duddleston and others 1992). Вертикалниот пластичен цевковод видлив во позадината е инсталиран за да овозможи „чистење“ на дренажниот систем, што треба да се покаже како неопходно, пред да биде прикажан концептот за развој на вентилот за преплавување на сл. 24.

Основните елементи на овие системи се слични со анаеробните мочуришта, само што овде е додаден дренажен систем за да се обезбеди директен контакт на киселите руднички дренажи со супстратот кој произведува алкалност. Трите главни елементи на системот се: дренажниот систем, варовничкиот слој и органскиот слој (сл. 23). Системот е конструиран во рамките на водопрпусен басен, а во дренажниот систем е поставен хидрант за контрола на нивото на водата, како и поради осигурување дека органскиот и варовничкиот слој се поплавени со вода. Со течењето на киселите руднички дренажи надолу низ органскиот слој, се извршуваат следените основни функции: растворениот кислород се отстранува од страна на аеробните бактерии коишто ги користат биоразградливите органски соединенија како извори на енергија, а сулфато-

редуцирачките бактерии генерираат алкалност и ги издвојуваат металите во облик на сулфиди (рав. 5-7). Органскиот слој кој е способен да ги намали концентрациите на DO до $< 1 \text{ mg/l}$ е од суштинско значење за заштита на варовникот од „армирање“, како и за редуција на сулфатите. Во варовничкиот слој, киселината го раствора CaCO_3 и бескислородните води, движејќи се надолу низ дренажниот систем произведуваат дополнителна алкалност. Крајниот ефлуент се испушта во таложник каде што се врши неутрализација на киселината и преципитација на металите, пред конечното испуштање во реципиентот.

За инфлуентите коишто содржат значителни концентрации на Fe^{3+} и/или седименти, пред системите со вертикален проток треба да има други таложници или аеробни мочуришта, така што ќе се ограничи акумулацијата на цврстите честички на површината на органскиот слој. За третман на ефлуентите со висока киселост, може да се постават неколку последователни прегради со вертикален проток, раздвоени со таложници.

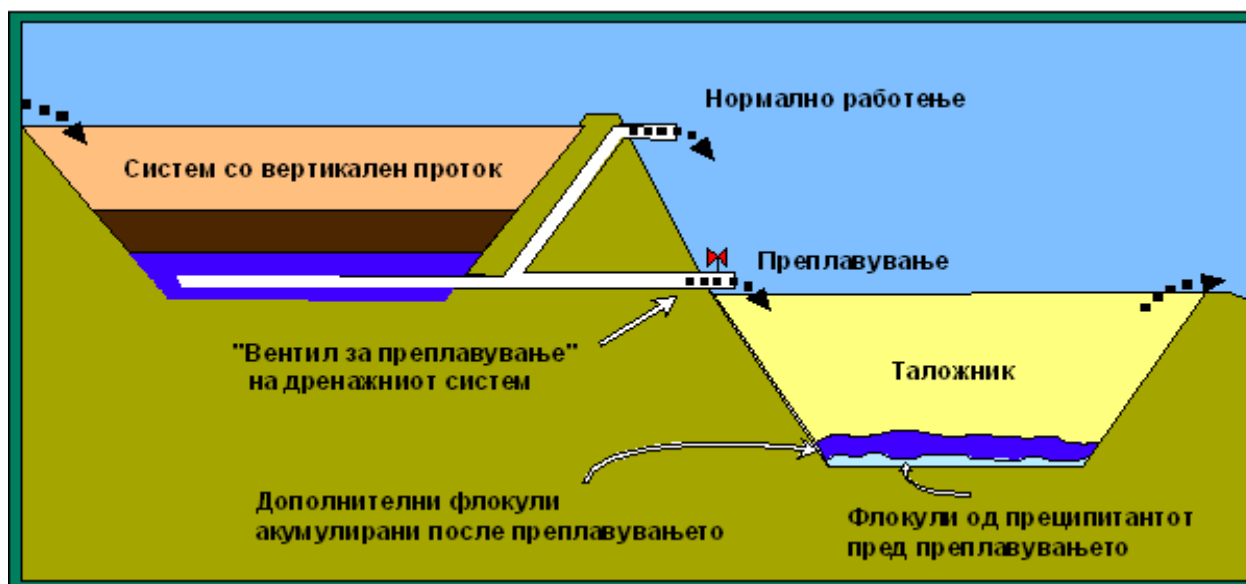


Слика 23. Поедноставен напречен пресек на систем со вертикален проток
Figure 23. Simplified cross-sectional view of a simple vertical flow treatment system

Водата влегува во системот од лево (сл.23) и мора да помине вертикално низ органската материја и варовничкиот чакал за да влезе во перфорираните цевки поставени во варовничкиот слој, за да излезе од системот. Со хидрантот се одржува нивото на водата. Алкалноста се генерира преку редуција на сулфатите и растворање на варовникот. Некои метали се депонираат во рамките на системот, меѓутоа поголемо отстранување на металите се одвива по пат на преципитација во таложникот којшто ги прима емисионите води.

Двете главни ограничувања при долгорочното работење на системите со вертикален проток се акумулација на метални флокули, превенствено Fe и Al во варовничкиот слој, како и деградација на варовничкиот слој. Со цел да се одложи

акумулацијата на флокули и евентуалното блокирање, во системот обично се поставува цевка за преплавување со вентил (Kerler and McCleary, 1997; сл. 24). Кога ќе се отвори вентилот, испуштањето од оваа дренажа е на пониско ниво од хидрантот. Натпритисокот ја движи водата низ системот многу брзо, испирајќи (преплавувајќи) ги геловидните флокули од Fe и Al кои што имаат тенденција да се акумулираат во дренажните цевки и варовничките пори. Со периодичното отворање на вентилот се отстрануваат слободните флокули од варовничкиот слој и се испуштаат во таложникот. Со цел да се обезбеди адекватен натпритисок за испирање, генерално се препорачува длабочината на водата над органскиот слој да биде 1 до 2 m или повеќе. Сепак, како што е демонстрирано од страна на Watzlaf and others (2002), само мал дел од вкупните акумулирани флокули се отстрануваат по пат на испирање. Бидејќи може да се очекува флокулите да се акумулираат во рамките на варовничкиот слој, многу од системите со вертикален проток се дизајнирани со сложени дренажни конфигурации со цел да се овозможи отстранување на флокулите по пат на испирање.



Слика 24. Поедноставен напречен пресек на систем со вертикален проток со цевка за преплавување со вентил

Figure 24. Simplified cross-sectional view of a vertical flow treatment system with a valved flushing pipe

Поддренажните системи за испирање (сл.24) може да го продолжат животниот век на системите со вертикален проток со спречување на акумулацијата на флокулите на металните хидроксида во варовничкиот слој. Во текот на нормално работење, системот се празни преку хидрантот. Периодично, флокулите се отстрануваат од поддренажата со отворање на вентилот за преплавување (испирање) така што водата може брзо да излезе, носејќи ги

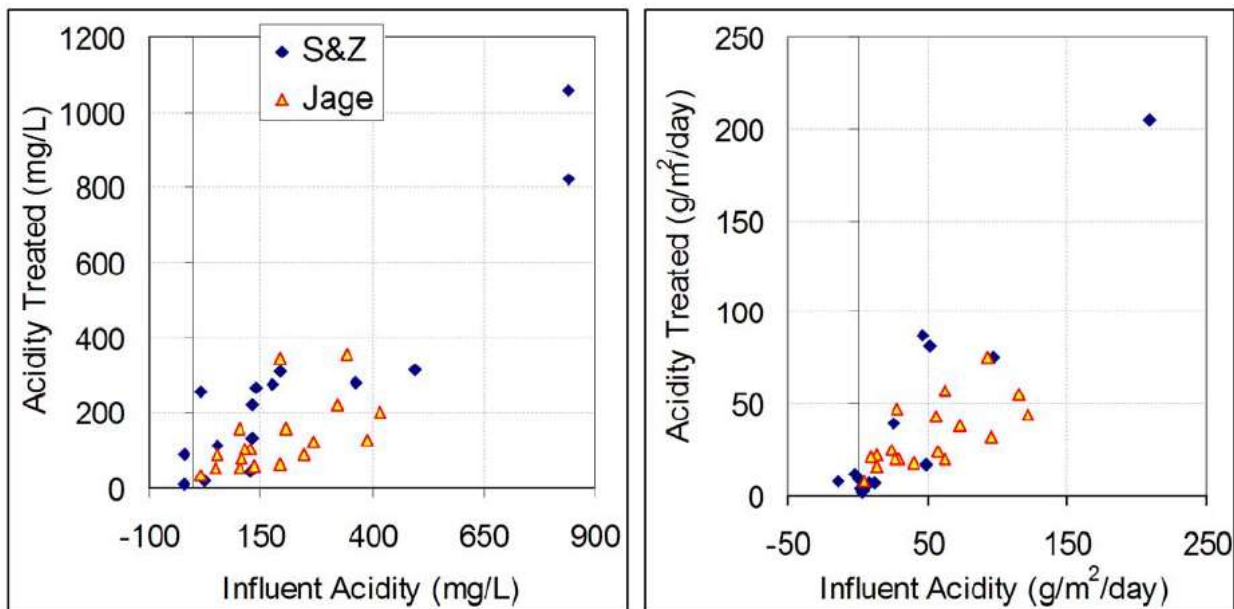
слободните флокули во таложникот. Кога протокот ќе престане, вентилот за преплавување се затвора и системот продолжува со нормално работење.

Општо земено, системите се изградени од висококалциски (> 90%) варовници со големина на варовничките парчиња од 10,16 – 15,24 cm и со дебелина на варовничкиот слој од 60 до 100 cm. За да бидеме сигурни дека волуменот на варовникот е соодветен за да обезбеди долгорочно работење, може да се применат критериумите за димензионирање на бескислородните варовнички дренажи (рав. 9) за да се пресмета волуменот на варовникот.

Органскиот слој е другиот главен елемент на системот кој е критичен за долгорочното работење на системот. За правилно функционирање на системот, органскиот слој мора да биде доволно биоразградлив за да ги овозможи основните функции, но исто така мора да биде и порозен за да може водата преку него да дојде до варовникот. Може да се очекува деградирање на функционалноста на органската материја со текот на времето, поради биоразградување на микробите и акумулација на флокулите во порите. Материјали кои успешно се користат се: компост во којшто имало печурки, компостирано ѓубриво, како и мешавина од компостирани материјали со поефтини извори на органска материја како што е сено во фаза на гниење. Публикуваните насоки за дизајн препорачуваат длабочина на органскиот слој од 15 до 60 cm. При поставувањето на органскиот слој треба да се користи заштита за да се осигураме дека материјалот е добро измешан и поставен на еднаква длабочина по површината на варовничкиот слој. Откако ќе се постави органскиот слој, треба да се избегнува било каква активност која предизвикува тампонирање или физичко нарушување, за да се спречи создавањето на зони со повластен вертикален проток коишто би предизвикале „краток спој“ на системот и би ја намалиле ефикасноста на третманот.

Системите со вертикален проток може да ја неутрализираат киселоста и да предизвикат преципитација на металите во ситуации на отежнат третман. Поради принудниот контакт на киселите руднички дренажи со варовникот, неутрализацијата на киселината е многу побрза кај системите со вертикален проток отколку кај анаеробните мочуришта, па системите со вертикален проток главно бараат пократко време на задржување (престој) и помали површини. Skousen and Ziemkiewicz (2005) даваат насоки за дизајн на систем со вертикален проток, димензиониран за третман на $20 \text{ g/m}^2/\text{day}$ со време на задржување (престој) од 15 h, претпоставувајќи дека дека системот може да постигне 20 год.

корисен животен век. Како општо упатство, Watzlaf and others (2004) препорачуваат дека кај системите со вертикален проток со последователни прегради, почетната преграда може да се димензионира претпоставувајќи дека ќе генерира 40 до 60 g/m²/day алкалност и дека за последователните прегради може да се очекува да генерираат 15 до 20 g/m²/day. Анализата на податоци за ефикасноста собрани од Skousen и Ziemkiewicz (2005) и од Jage and others (2001) покажуваат дека приливните концентрации на киселост и оптоварувањата влијаат врз ефикасноста (сл. 25). Од 33 системи со вертикален проток чишто карактеристики биле документирани со две студии, 19 генерираат алкалност > 20 g/m²/day, а 13 генерираат алкалност > 40 g/m²/day. Општо земено, системите кои што примаат поголеми оптоварувања со киселина генерираат повеќе алкалност и по однос на концентрацијата и по однос на единица површина, отколку оние кои што примаат помали оптоварувања.



Слика 25. Карактеристики на 18 системи со вертикален проток (Jage and others 2001) и за 15 системи со вертикален проток (Skousen и Ziemkiewicz , 2005)
Figure 25. Performance of 18 vertical flow systems (Jage and others 2001), and 15 vertical flow systems (Skousen Ziemkiewicz, 2005)

На сл.25 една од S&Z точките е надвор од скалата т.е. во десниот дел: (x,y) = (668, 843). И двете групи на податоци покажуваат влијание од приливот на киселоста врз карактеристиките на системот.

Jage and others (2001) опишуваат подетални системи за димензионирање на системите со вертикален проток. Нивните упатства се базирани на констатациите од истражувањата дека примарен фактор за регулирање на генерирањето на алкалноста е степенот на којшто доаѓа до растворање на

варовникот, кој пак е под влијание на хемизмот на растворот. Времето на престој (задржување) во варовничкиот слој е еден од факторите којшто го регулира степенот на растворање на варовникот, така што може да се очекува брзо растворање на варовникот за време на првите неколку часови од контактот со киселите руднички дренажи. Како што водите при контактот со варовникот стануваат заситени со растворен Ca^{2+} и HCO_3^- , степенот на растворање на варовникот значително се забавува. Друг фактор кој го регулира растворањето на варовникот е рН. На пониска рН, CaCO_3 се раствора побрзо. Врз основа на наведените 18 истражувања, тие дефинирале метод за димензионирање на варовничкиот слој во системите со вертикален проток. Првиот чекор е да се пресмета количината на како што ја нарекле „не-манганската киселост“ (NMA non-manganese acidity) на приливните (инфлуентни) води:

$$\text{NMA} = A - 100 * \text{Mn} / 55$$

11

каде:

A- киселост (mg/l како CaCO_3);

Mn- концентрација на Mn (mg/l) во приливните (инфлуентни) води;

NMA- не-манганска киселост (mg/l како CaCO_3).

Не-манганската киселост е компонента на киселоста која потекнува од H^+ и од Al и Fe изразена како mg/l како CaCO_3 . Со други зборови, не-манганската киселост е вкупна киселост, како што е проценето преку примена на равенството за процена на киселоста, минус сопствената Mn - изведена компонента. Образложение за користење на не-манганската киселост како основа за димензионирање е дека Mn не се отстранува ефикасно во повеќето системи со вертикален проток бидејќи неговата брза оксидација бара рН да биде поголема од практичниот максимум (рН 7,0-7,5), којшто повеќето од системите за пасивен третман се способни да го постигнат. Овој практичен максимум се јавува бидејќи степенот на растворање на CaCO_3 опаѓа со повеќекратното зголемувањето на алкалноста на растворот.

Откако ќе се одреди степенот на генерирање на алкалноста, времето на престој (задржување) во варовникот може да се процени со користење на рав. 12:

$$\text{Alk} = 99.3 * \log_{10}(\text{tr}) + 0.76 * \text{Fe} + 0.23 * \text{NMA} - 58.02$$

12

каде:

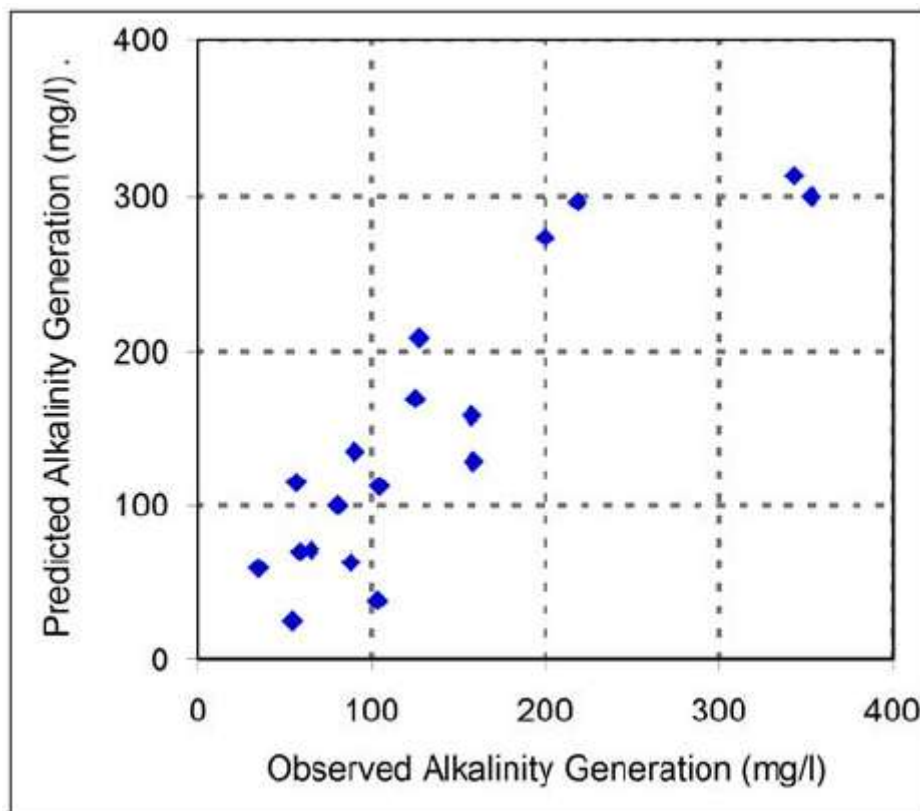
Alk- алкалност која ќе се генерира (mg/l како CaCO_3);

Fe- вкупна концентрација на железото (mg/l) на проектираниот квалитет на приливните води;

NMA- не-манганска киселост (mg/l како CaCO₃).

tr- просечно време на престој во варовничкиот слој (h).

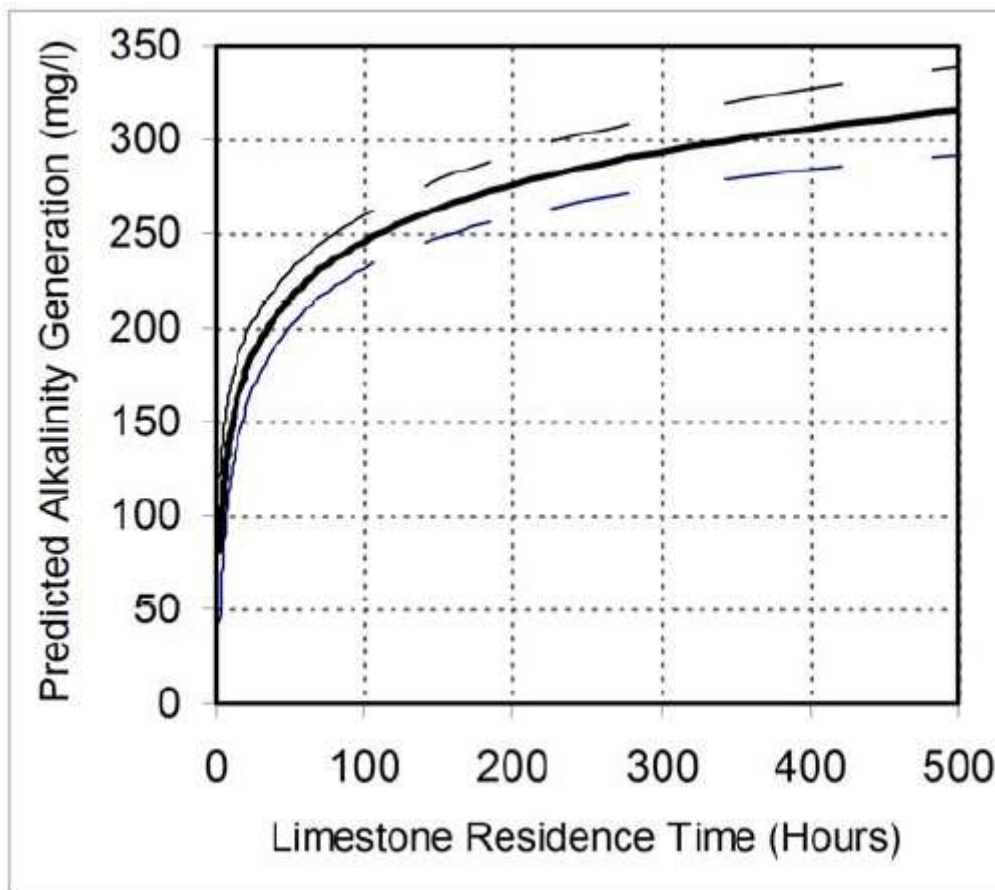
Равенството 12 е добиено преку анализа на податоците од 18 системи со вертикален проток кои примаат приливни води со Fe < 300 mg/l, Al < 60 mg/l и NMA < 500 mg/l (Jage and others, 2001). Рав. 12 не се очекува да даде прецизни резултати, но може да се користи за да обезбеди насоки за дизајн. Сл. 26 го покажува односот на набљудуваното генерирање на алкалност, во просек за период подолг од една година, за 12 предвидувања со равенката за 18 прегради на систем со вертикален проток на 5 локации. Сите прикажани вредности претставуваат просечни вредности на системот за период подолг од една година. Генерирањето на алкалноста, како што е прикажано на сл.26 е еквивалентно со „третираната киселост“.



Слика 26. Набљудувано генерирање на алкалност
Figure 26. Observed alkalinity generation

Рав. 12 може да се примени за да се илустрира логиката за изградба на неколку системи со вертикален проток во серии раздвоени со таложници, како алтернатива за изградба на еден голем систем. На пр. да се разгледаат приливни

води со концентрација на Fe = 60 mg/l, Mn = 20 mg/l и вкупна киселост = 300 mg/l како CaCO₃ (сл. 27). Рав. 12 предвидува дека ќе биде потребно 350 h време на престој во варовникот, за поединечната ќелија да генерира 300 mg/l киселост, која што е потребна за неутрализација на 260 mg/l инфлуентна не-манганска киселост. Како алтернатива, со рав. 12 се предвидува изградба на две прегради во серија раздвоени со таложник со 15 h време на престој на секоја од нив, како способни за генерирање на сличен износ на алкалност (150 mg/l поединечно, 300 mg/l вкупно).



Слика 27. Генерирање на алкалност наспроти време на престој во варовникот предвидени со рав. 12 (Jage and others 2001)

Figure 27. Alkalinity generation vs. limestone residence time predicted by equation 12 (Jage and others 2001)

На сл.27 полната линија ги претставува предвидените карактеристики, додека испрекинатите линии ја прикажуваат 95% доверба добиена од регресијата генерирана од рав. 12 (Jage and others 2001).

Концептуален дизајн

Концептуалниот дизајн се употребува за проценка на приближната големина и трошоците за системите за пасивен третман. Системите за пасивен третман често се дизајнирани врз основа на оптоварувањата со метали или

киселост во грами по метар квадратен дневно ($\text{g/m}^2/\text{day}$). g/day се пресметува со множење на концентрацијата во mg/l со протокот во галони во минута помножено со 5,47 (1 mg/l е еднакво на 5,47 g/day).

$$\text{mg/l} * 3.8 \text{ l/gal} * \text{flow gal/min} * \text{g/1000 mg} * 60 \text{ min/hr} * 24 \text{ hr/day} = 5.47 \text{ g/day}$$

Аеробните мочуришта се димензионирани за 10 g од $\text{Fe/m}^2/\text{day}$ и 0,5 g од $\text{Mn/m}^2/\text{day}$ за да се постигне 3 mg/l Fe и 2 mg/l Mn. На пример доколку оптоварувањето со Fe е 260 g/day , поделено со 10 $\text{g/m}^2/\text{day}$ дава резултат дека мочуриштето треба да е со големина од 26 m^2 . Пониските концентрации на ефлуентот може да се димензионираат пропорционално. На пример, со удвојувањето на големината на мочуриштето од 52 m^2 треба да се постигне намалување на концентрациите на Fe и Mn на половина. Манганот е ограничувачки контаминант, бидејќи бара 20 пати повеќе површина по mg/l .

Анаеробните мочуришта се дизајнирани со помош на фактор за оптоварување со киселост од 3,5-7 $\text{g/m}^2/\text{day}$ (Hedin et al. 1994; Pennsylvania Department of Environmental Protection 1999). Бескислородните варовнички дренажи се покомплицирани. Отворените варовнички канали се димензионираат со користење на 0.03-0.19 mg/l киселост по метар должина на каналот (Skousen 2001) со пад поголем од 20% за оптимални перформанси.

Gusek (1995) дава извештај дека капиталните трошоци за пасивните мочуришта се во интервал од 0,32 –0,46 $\$/\text{kg}$ отстранување на метал. Меѓутоа оперативните и трошоците за одржување се 5-10 пати поголеми кај активните системи.

2.2.8 Други видови на системи за пасивен третман

Досега наведените системи за пасивен третман имаат најширока примена за третман на киселите руднички дренажи. Постојат и други видови на системи за пасивен третман, главно за примена во посебни услови. Ваквите методи ги вклучуваат варовничките таложници, биоремедијација, изворите со пренасочување, варовнички песокливи подлоги и други методи.

2.2.8.1 Варовнички таложници

Варовничките таложници се нова идеја за пасивен третман, каде што таложникот е конструиран во влезниот тек на киселите руднички дренажи или на местото каде што излегуваат подземните води (сл. 28).



Слика 28. Варовнички таложник конструиран на местото на излегување на подземните води

Figure 28. Limestone pond constructed on the underground water discharge point

Варовникот е сместен на дното на таложникот и водата поминува низ варовникот (Faulkner and Skousen 1995). Во зависност од топографијата на местото и геометријата на зоната во којашто излегуваат водите, водата може да е со длабочина од 1-3 m, а варовникот со висина 0,3-1 m да е веднаш над местото каде што излегуваат водите. Таложникот е димензиониран и проектиран за да ја задржи водата 1- 2 дена поради растворање на варовникот и да го задржи под вода местото каде што избива водата и варовникот. Како и бескислородните варовнички дренажи и овој систем се препорачува за води со ниски содржини на растворен O_2 во кои нема концентрација на Fe^{3+} и Al^{3+} . Сепак, предноста на овој систем е тоа што операторот може да види доколку се појават наслаги на варовникот, бидејќи системот не е потрупан. Доколку се образуваат наслаги, варовникот во таложникот периодично може да се чисти со ровокопач (да се отстранат преципитатите од варовникот или пак да се избијат или истругаат). Доколку варовникот се исцрпи поради растворањето или неутрализација на киселоста, тогаш треба да се додаде повеќе варовник преку местото на излегување на водите. Досега се инсталирани неколку варовнички таложници, меѓутоа нема достапни информации за нивниот третман.

2.2.8.2 Биоремедијација

Биоремедијацијата на почвите и водите ја вклучува примената на микроорганизми за трансформирање на контаминантите во помалку штетни видови, со цел да се изврши ремедијација на контаминирани места (Alexander 1993). Микроорганизмите може да помогнат или да ги забрзаат оксидационите

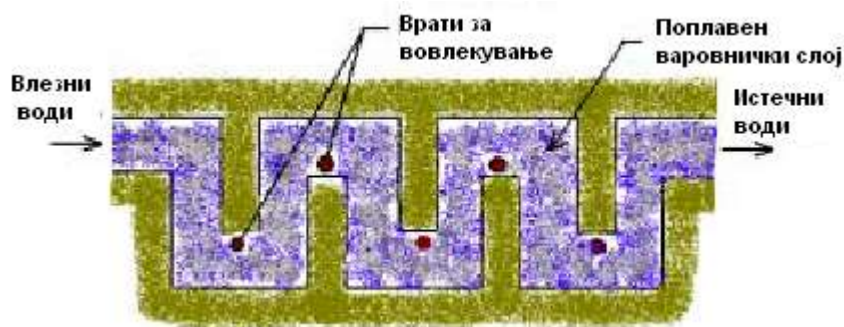
реакции на металите и да предизвикаат преципитација на металните хидроксиди. Други организми може да предизвикаат редукција на металите и да помогнат во формирањето и преципитацијата на металните сулфиди. Редукционите процеси може да ја зголемат рН, да генерираат алкалност и да ги отстранат металите од киселите руднички дренажи. Во повеќето случаи биоремедијација на киселите руднички дренажи се применува кај проектираните системи како што се анаеробните мочуришта, каде што оксидационите и редукционите процеси се зголемени со посебни органски супстрати и варовник. Во неколку случаи супстратот е инкорпориран во јаловинскиот материјал, за да го помогне *in situ* третманот на водата преку употреба на автохтоните микроорганизми.

Мешавина од органски материји (струготини и канализационен талог) била сместена во јаловинскиот материјал на рудничката заполна, за да го стимулира растот на микроорганизмите и да генерира бескислородно опкружување преку редукцијата на сулфатот. Резултатите од процесот на инјектирање на органската материја не предизвикале промена на рН на водата, но предизвикале 20% намалување на киселоста (од 1.500 на 1.160 mg/l како CaCO₃ и слични намалувања на Fe, Mn и Al). Резултатите укажуваат на тоа дека процесот функционира, меѓутоа за максимален развој е потребно подобрување при инјектирањето на органската материја и создавање на сигурни заситени зони во заполната (Rose et al. 1996).

Lambda Bio-Carb процесот е систем за биоремедијација кој ги користи автохтоните култури со микроорганизми, кои што се селектирани за постигнување на максимална ефикасност (Davison 1993). Во Пенсилванија (САД) со користењето на овој процес на биоремедијација во теренски услови Fe во киселите руднички дренажи се намалило од 18 mg/l до < 1 mg/l, Mn од 7 mg/l до 2 mg/l, а рН се зголемила од околу 6.0 до 8.0.

Pyrolusite® процесот им овозможува на специфичните микроорганизми култивирани во лабораториите да го отстрануваат железото, манганот и алуминиумот од киселите руднички дренажи. Процесот на третирање се состои од едно плитко лежиште од варовнички фрагменти, коишто се преплавени со кисели руднички дренажи (сл. 29). После лабораториските тестови каде што се одредуваат соодветните комбинации, микроорганизмите се ставаат во лежиштето со варовник преку врати за вовлекување коишто се поставени по лежиштето. Микроорганизмите се одгледуваат на површината на варовникот и ги оксидираат загадувачите на металите со помош на гребење на варовникот, што за возврат ја

зголемува алкалноста и рН на водата. Овој процес е применет на неколку објекти во јужна Пенсилванија (САД) со ветувачки резултати. Постигнато е намалување на Fe од 25 mg/l до < 1 mg/l, Mn од 25 mg/l до < 1 mg/l, додека рН и алкалноста на ефлуентот се зголемиле.

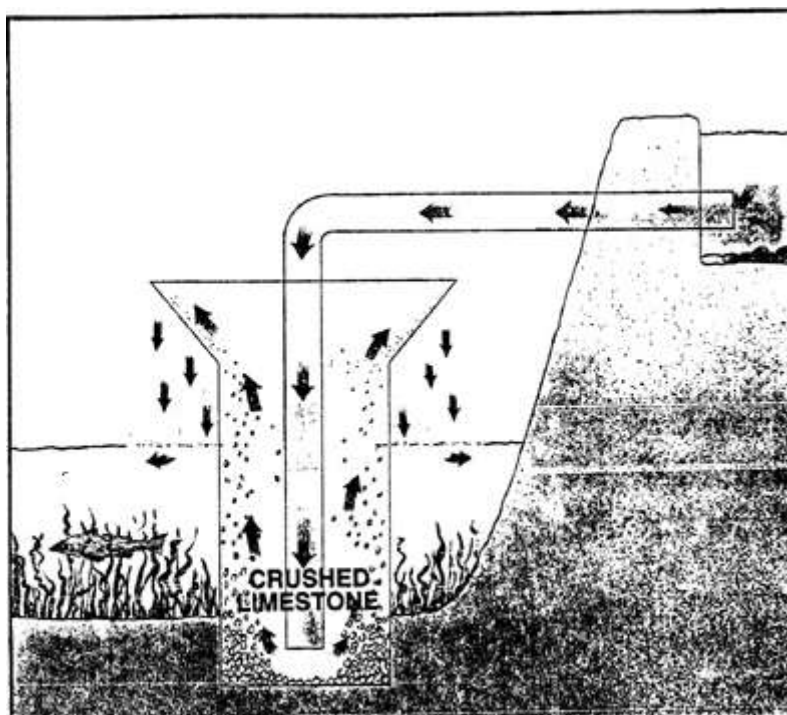


Слика 29. Поглед од план на Pyrolusite® слој
Figure 29. Plan view of a pyrolusite bed

2.2.8.3 Извори со пренасочување

Изворите со пренасочување се едноставни уреди примарно развиени за третман на киселоста на потоците предизвикана со киселите дождови во Норвешка и Шведска (Arnold 1991). Изворите со пренасочување се друг едноставен начин за зголемување на алкалноста на киселите руднички дренажи.

Типичните извори со пренасочување се составени од цилиндричен резервоар од метал или бетон со дијаметар од 1,5- 1,8 m и длабочина од 2-2,5 m, наполнет со иситнет варовник. Овие извори може да се конструираат во или покрај потокот или пак да се вкопаат во земјата покрај потокот. Голема цевка со дијаметар 20-30 cm влегува вертикално надолу во центарот на изворот и завршува кратко над дното (сл. 30), коешто вообичаено е метално или од армиран бетон. Водата во цевката влегува од низводните текови или од порталите на рудниците со подземна експлоатација во количини доволни за цевката да биде полна и да се постигне хидрауличен натпритисок од најмалку 2,4 m. Водата тече низ изворот со пренасочување, го флуидизира варовничкиот слој и излегува надвор низ засекот во горниот раб на изворот со пренасочување, од каде што се враќа во потокот. Количините на проток мора да бидат доволно големи за да го агитираат слојот од варовнички честички.



Слика 30. Шематски приказ на типичен извор со пренасочување
Figure 30. Schematic arrangement of a typical diversion well

Изворот со пренасочување до половина од неговата висина е исполнет со варовнички камен со гранулација одредена од локалните услови, но најчесто со дијаметар од 2 см. Водата го флуидизира варовничкиот слој, киселоста на водата реагира со варовникот и се неутрализира, брзото мешање го меле варовникот до фин прав од кој еден дел и понатаму реагира со киселоста, а еден дел оди во потокот за да се постигне понатамошна неутрализација. Вишокот од варовничкиот прав и образуваниите преципитати може да се таложат во низводен таложник, меѓутоа не е неопходно. Брзото мешање на флуидизираниот варовник исто така помага при растворањето на варовникот и отстранувањето на наслагите од Fe оксиди, што овозможува секогаш да има свежа варовничка површина. Металните флокули коишто се суспендирани во водата се преципитираат во низводниот таложник. Изворите со пренасочување често бараат замена на варовничкиот камен поради обезбедување на континуиран третман. Во одредени случаи горниот дел на изворот со пренасочување е проширен за да се предизвика намалување на брзината на водата и да овозможи нерастворените честички да потонат назад во флуидизираниот слој. Изворите со пренасочување се покажале успешни при третман на кисели води со умерени количини на проток. Изворите со пренасочување немаат негативни ефекти на водните организми.

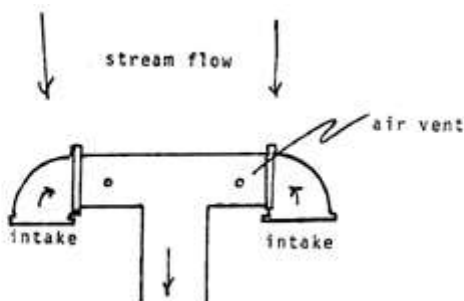
Во Пенсилванија се конструирани три извори со пренасочување во кои што се врши третман на рудничките дренажи. Едниот Rausch Creek е конструиран во Dauphin County во 1986 г., додека другите два Lick Creek функционираат во пар за третман на рудничките дренажи во Tioga County од 1990 г. Во текот на оперативниот период на овие извори со пренасочување се вршени тестирања на различни гранулации на варовнички камен при што се добиени непостојани резултати, но со сигурност може да се каже дека изворите со пренасочување со горенаведените величини можат да ја зголемат рН на потокот за една или повеќе единици, доколку протокот е во рамките на прифатлив интервал.

Карактеристики на изградбата

Сите три извори со пренасочување се вкопани во земја, со тоа што ~20 см од бетонскиот дел на изворот со пренасочување е над нивото на земјата, а усек со димензии 30 x 20 см го овозможува истекот од изворот со пренасочување, кој е канализиран сè до потокот. Во Rausch Creek каналот е изграден од обичен ѕидарски камен, а во Lick Creek е користена пластична ребраста цевка Ø 30 см пресечена по должината. Изворите со пренасочување се изградени од два дела лиен бетон поставени еден врз друг, така што формираат цилиндар со длабочина од 1,8 m и исто толкав внатрешен дијаметар. Слој од армиран бетон е ставен на дното на изворот со пренасочување после неговото поставување. Во Rausch Creek било неопходно прекривање на дното со лим, поради спречување на ерозијата. Направен е отвор со дијаметар 20 см на страничниот ѕид, околу 15 см пониско од влезот на цевката за вода. Водата во изворите со пренасочување влегува низ PVC цевки со дијаметар од 20 см со гумени спојници. Потребно е да се постигне околу 2,4 m хидрауличен надпритисок над површината за правилно работење. Напојувањето на цевките оди возводно сè додека не се постигне потребната висина, потоа завршува во реверсното “Т” завртување (сл.31) кое го спречува влегувањето на лисја и отпадоци (најчесто лисјата и отпадоците кои влегуваат во цевката поминуваат низ неа без никаков проблем, меѓутоа понекогаш може да се наталожат во кривината на цевката).

Приемните делови на цевката се фиксирани во потокот и направена е ниска брана од природен материјал за одржување на нивото на водата во текот на нејзиниот прием во цевката. Висината на браната со регулативите на Пенсилванија (САД) е ограничена до 0,9 m. За повисока брана потребни се

посебни дозволи и мониторинг. Постоеле одредени проблеми со влез на воздухот поради образување на вртлози (а повремено и низок проток). Воздухот на крајот се акумулира во цевката и го намалува протокот и ефикасноста. Ова може да се реши со поставување на мали вентили во горниот дел на главната цевка за да се овозможи рачно испуштање на акумулираниот воздух (сл. 31).



Слика 31. Распоред на влезните цевки за извори со пренасочување
Figure 31. Arrangement of intake piping for diversion wells

После влегувањето во изворот со пренасочување, цевката се свртува под агол од 90° и се протега вертикално 5-8 cm од дното. Иако изворот со пренасочување ќе работи со ваква изведба, ефикасноста ќе се подобри со поставување на метален дел на деловите кои имаат странични отвори, така што водата ќе се насочи странично наместо кон дното. За да се зголеми безбедноста потребно е да се постави метална решетка на врвот на изворот со пренасочување.

Избор на варовнички камен

Иако примената на варовнички камен зависи до одреден степен од економскиот аспект на далечината на транспортот, треба да се направи избор од најдобрите достапни материјали. Направен е обид со варовнички камен со ситна гранулација од околу 1,2 cm во дијаметар, па до парчиња со дијаметар $\geq 2,5$ cm. Помалите парчиња се со тенденција да бидат исфрлени со водата од изворот со пренасочување многу полесно, додека за да се исфрлат поголемите парчиња се потребни значително поголеми количини на вода. Моментално доста успешно се користат парчиња од варовнички камен со дијаметар 1-2 cm.

Примарен впечаток е дека од клучно значење е варовничкиот камен да има максимална можна содржина на CaCO_3 (мин. 90%). После значително искуство и многу дискусии со геолози и експерти за каменоломи е дојдено до заклучок дека цврстината на варовничкиот камен е исто толку важна, како и содржината на CaCO_3 . Доломитскиот варовник, кој е со голема цврстина ќе реагира многу

побавно и ќе биде поотпорен на мелење отколку мекиот калциски варовник. Степенот на потрошувачка на варовничкиот камен зависи од многу фактори, вклучувајќи ја цврстината и хемиските карактеристики на карпата, хемизмот на водата, оригиналната големина и количините на проток. Општо земено, дозерите кои што се направени користат $0,7 \text{ m}^3$ варовнички камен неделно. Варовникот се додава рачно во изворот со пренасочување и се одржува изворот со пренасочување да е до половина од својата длабочина исполнет со варовник. Некои истражувачи оделе дотаму да го пресметаат точниот степен на потрошувачка и зависноста од гранулацијата под различни услови (Sverdrup, 1983; Fraser et al. 1985), но локалните варијации во повеќето случаи ја негираат точноста на пресметките и дека методата на „проба и грешка“ е неопходна за постигнување на оптимални резултати.

Во текот на поголемиот дел од оперативниот период на изворите со пренасочување се вршени експерименти со различни типови на карпи, но поинтензивниот мониторинг бил ограничен од финансиски причини. Во принцип се чини дека при проток од 140 l/s изворите со пренасочување можат да ја зголемат рН вредноста за една до две единици, зависно од протокот и иницијалната рН. Може да се очекува соодветен пораст на алкалинитетот, иако вкупните нивоа на алкалност може да останат доста ниски.

2.2.8.4 Третман со варовнички песок

Варовнички песок може директно да се стави во тековите на киселите руднички дренажи на различни локации во сливните подрачја (сл. 32). Од страна на тековите песокот се редистрибуира низводно, обезбедувајќи неутрализација на киселината со движењето на варовничкиот песок по коритото на потокот. Варовникот реагира со киселината во потокот, предизвикувајќи неутрализација. Може да се појави блокирање на варовничките честички со Fe оксиди, но агитацијата и испирањето на варовникот од страна на водените текови ги одржува површините свежи и достапни за реакција.

Одделението за заштита на животната средина во Западна Вирџинија (WV Division of Environmental Protection) вршело третман на 41 место во реката Middle Fork, вклучувајќи ги главните речни текови на 27 притоки (Zurbuch, 1996). Комплетниот третман во првата година бил базиран на четирипати годишно оптоварување со киселина на потоците кај коишто нема влијание од киселите

руднички дренажи и двапати годишно оптоварување со киселина на притоците на кои имало влијание од кисели руднички дренажи. Во текот на следните години, количината на варовничкиот песок која се употребувала била еднаква на годишното оптоварување со киселина, или околу 2.000 t/year. Околу 8.000 t варовник биле поставени на 41 место во 1995 г. Вредноста на рН потенцијалот на водата се одржувала над 6,0 на неколку милји низводно од местата каде се вршел третманот. На варовникот не биле забележани очекуваните наслаги од преципитати. За одржување на квалитетот на водата во реката, бил потребен третман со варовнички песок трипати годишно.



Слика 32. Варовнички песок директно ставен во тековите на киселите руднички дренажи

Figure 32. Sand-sized limestone directly dumped into AMD streams

3. ЦЕЛ НА ИСТРАЖУВАЊЕТО И ТЕРЕНСКИ АКТИВНОСТИ

Предисторијата на раѓањето на денешениот рудник САСА ДОО М.Каменица е многу богата. Во атарот на селото Саса и покрај бреговите на реката Каменичка се откриени неколку стари рударски јами, како и остатоци од топена оловна руда. Во непосредна близина на рудниците се откриени и неколку наоѓалишта од римско време, каде што се пронајдени римски монети и питоси. Има индикации дека и пред Римјаните овде егзистирало рударењето, но тие го унапредиле. Од значењето на името САСА може да се заклучи дека овде рударството егзистирало и во средниот век, кога биле доведени опитните рудари - Сасите. Токму во тој Осоговски масив, во чија утроба е скриено огромно минерално богатство, под највисокиот врв Руен (2.252 метри) и во времето на Отоманската Империја повремено се рударело и тоа на примитивен начин.

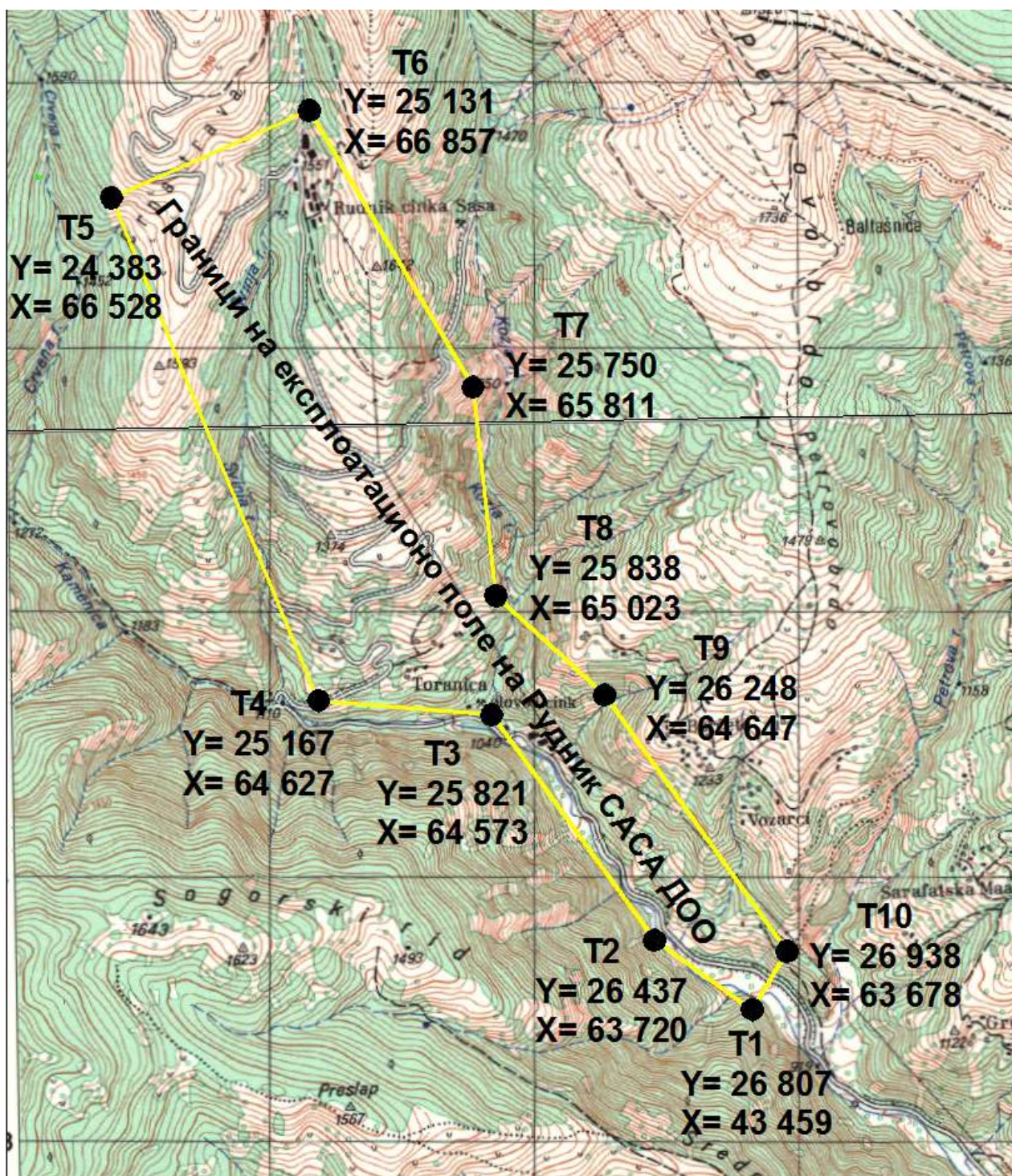
Развојниот пат на рудникот започнува околу далечната 1954 год. кога е изработен првиот елаборат за геолошко - рудни резерви во регионот на Осоговските Планини. Првата етапа на работа на рудникот САСА е од неговото отворање до 2003 год. и по пауза од 2 години т.е. од 2005 год. па до денес се одвива втората етапа на развојот на рудникот. Од октомври 2005 год. до јуни 2006 год. е вршена санација на јамските и површинските објекти, така што на 12 јуни 2006 год. започна новата историја на рудникот САСА кој е најголема организација за добивање и преработка на олово и цинк на Балканскиот Полуостров. Денес целосното име на компанијата е „Рудник САСА ДОО Македонска Каменица“ со основна дејност „Вадење на други руди на обоени метали“ согласно „Одлука за национална класификација на дејностите“, објавена во Службен весник на Р.Македонија од 26.11.2008 год. Со производство се започна во јуни 2006 год., а веќе од јули 2006 год. рудникот САСА има стабилно производство во рамките на годишниот план од 700.000 t сува руда. Реализацијата на новата инвестициона програма во обем повеќе од 8 милиони евра овозможи да се зголеми обемот на производство за речиси 20 % односно од 700.000 t на 850.000 t годишно производство на руда. Преработката на руда во најсовремената флотација во Југоисточна Европа овозможува производство на висококвалитетен селективен концентрат на олово и концентрат на цинк. Продукцијата на рудникот се извезува за преработка во топилницата КЦМ во градот Пловдив, Бугарија. На тој начин рудникот САСА сега веќе е интегриран во меѓудржавна соработка со државите – членки на Европската унија.

Рудникот САСА се наоѓа во североисточниот дел на Република Македонија, во централниот дел на Осоговскиот масив, блиску до границата со Р. Бугарија. (сл. 33). Најблиску до рудникот е гратчето Македонска Каменица кое се наоѓа на 12 km оддалеченост. Рудникот САСА е оддалечен 150 km источно од главниот град на Македонија - Скопје, на патниот правец Скопје-Велес-Штип-Кочани-Делчево. Рудникот е добро поврзан со асфалтиран пат за патнички сообраќај преку кој е поврзан меѓународно со соседните држави: со Бугарија на исток, со Србија на север, со Грција на југ и со Албанија на запад. Рудникот САСА не е директно поврзан со железнички сообраќај, но преку најблиската железничка линија која се наоѓа во Кочани (околу 30 km) е поврзан со главниот град Скопје, па и со меѓународниот железнички сообраќај. Рудникот САСА се наоѓа на 130 km оддалеченост од меѓународниот аеродром „Александар Велики“ кој се наоѓа во близина на главниот град на Р.М. - Скопје. Со прекуморски транспорт е поврзан преку патен или железнички сообраќај до најблиското морско пристаниште Солун во Грција кое се наоѓа на околу 250 km оддалеченост.



Слика 33. Локација на рудник САСА во Република Македонија
Figure 33. Location of the Sasa mine in Republic of Macedonia

Рудникот САСА ДОО Македонска Каменица е лоциран на земјиште со површина од околу 2,4 km² (сл. 34).



Слика 34. Граници на експлоатационо поле на рудник САСА
 Figure 34. Exploitation field boundaries of SASA mine

Релјефот на подрачјето на рудникот е изразито планински, поради што од секогаш месноста била слабо населена. Рудното наоѓалиште се наоѓа на преку 1.700 метри надморска висина. Теренот геолошки е изграден од прекамбриски и старопалеозојски структурно - тектонски комплекси. Во минералната асоцијација

на рудното наоѓалиште Саса влегуваат поголем број на минерали: рудни минерали - галенит PbS и сфалерит ZnS ; придружни рудни минерали - пирит FeS_2 , пиротин FeS , халкопирит $CuFeS_2$, тетраедрит, тенантит $(Cu_2ZnFe)_3(AsSb)_2S_6$, фрајбергит $(Ag,Cu,Fe)_{12}(Sb,As)_4S_{13}$ и марказит FeS_2 , а делумно и борнит Cu_3FeS_3 - Cu_9FeS_6 , крупкаит $PbCuBi_3S_6$, бизмутинит Bi_2S_3 , самороден Bi , арсенопирит $FeAsS$ и др. Од нерудните минерали значајно место заземаат гранатите, калцитите, хлорит, епидот, кварц SiO_2 , родохрозит $MnCO_3$, олигонит $(Mn, Fe) CO_3$ и др.

Дренажниот систем на рудното поле Саса го сочинуваат површинските води на Црвена Река, Свиња Река, Козја Река коишто извираат од локалитетот на рудното наоѓалиште и со други мали планински притоки продолжуваат во р. Каменичка (сл. 34). Овие водотеци гравитираат во хидроакумулацијата Калиманци. Рудното поле САСА има природно зголемени концентрации на Pb , Zn и придружни елементи Ag , Bi , Cd , In , Cu , Fe , Mn и др. Поради овој факт секогаш треба да се земе во предвид дека водите кои го дренираат ова рудно подрачје се експонирани на влијанијата на:

- Природното загадување (природно зголемени концентрации на метал) и
- Антропогеното загадување (влијанието од човековата активност).

Влијанието на природното загадувањето рефлектира пред сè во водите, почвите и седиментите. Имено со физичко - механичките и хемиските промени на карпестиот материјал тешките метали се ослободуваат, дистрибуираат и концентрираат во почвите *in situ*, а водата како транспортен медиум врши растворање, мобилизација и дистрибуција на металите и после одредени промени на хемиските параметри на водата металите преципитираат и се концентрираат во седиментите и почвата. Поради овие карактеристики водените текови се користат и во геохемиската проспекција за откривање на рудни наоѓалишта.

Антропогеното загадување т.е. загадувањето предизвикано од човековата активност може да биде историско (од минатите рударски активности) и рецентно (од активностите на денешен рудник САСА ДОО М.Каменица).

Во северниот дел на рудното поле САСА (северно од активните јами на рудник САСА ДОО) постојат неколку напуштени стари јами, каде има појава на т.н. "yellow boy" (сл. 35). Ова укажува на постоење на кисели руднички дренажи во овој локалитет, последица на историското антропогено влијание. Овие јамски води гравитираат во дренажниот систем на рудник САСА т.е. во Свиња Река и Козја Река и влијаат врз хемиско - механичките параметри на р.Каменичка.



Слика 35. Појава на т.н. “yellow boy” во јамските води од стара неактивна јама “II”
Figure 35. Outbreak of so- called “yellow boy” in the mine water from abandoned pit “II”

Што се однесува до рецентното антропогено загадување, јамските води од хоризонт 830 се канализирани во таложник, од каде што после гравитациското исталожување се испуштаат во Каменичка Река. Јамските води од останатите активни хоризонти се зафатени и транспортирани во таложното езеро на активното Јаловиште бр.3-2 фаза, од каде после одреден период на престој се враќаат со повратна линија во процесот на флотација.

Наведените констатации ја наложуваат неопходноста од воспоставување мониторинг на влијанието на рудничките дренажи врз реципиентот, како и контрола и третман на јамските води од хор.830 и рудничките дренажи од напуштените стари јами во рудното поле САСА, бидејќи концентрираноста на тешките и токсичните метали во рудничките дренажи, нивната дистрибуција и миграција во површинските води и концентрацијата во почвите и седиментите наложува кај хуманата популација потреба од повисоко ниво на загриженост и третирање на овој проблем.

Имплементацијата на соодветен систем на третман на јамските води од хор.830 и рудничките дренажи од напуштените стари јами во рудното поле САСА би значело минимизирање на нивното влијание врз дренажниот систем, исполнување на законските барања од сферата на животната средина и заштита на екосистемите како витален и егзистенцијален фактор за биогенезата.

3.1 Мониторинг на влијанието на рудничките дренажи во Рудник САСА ДОО М.Каменица врз реципиентот

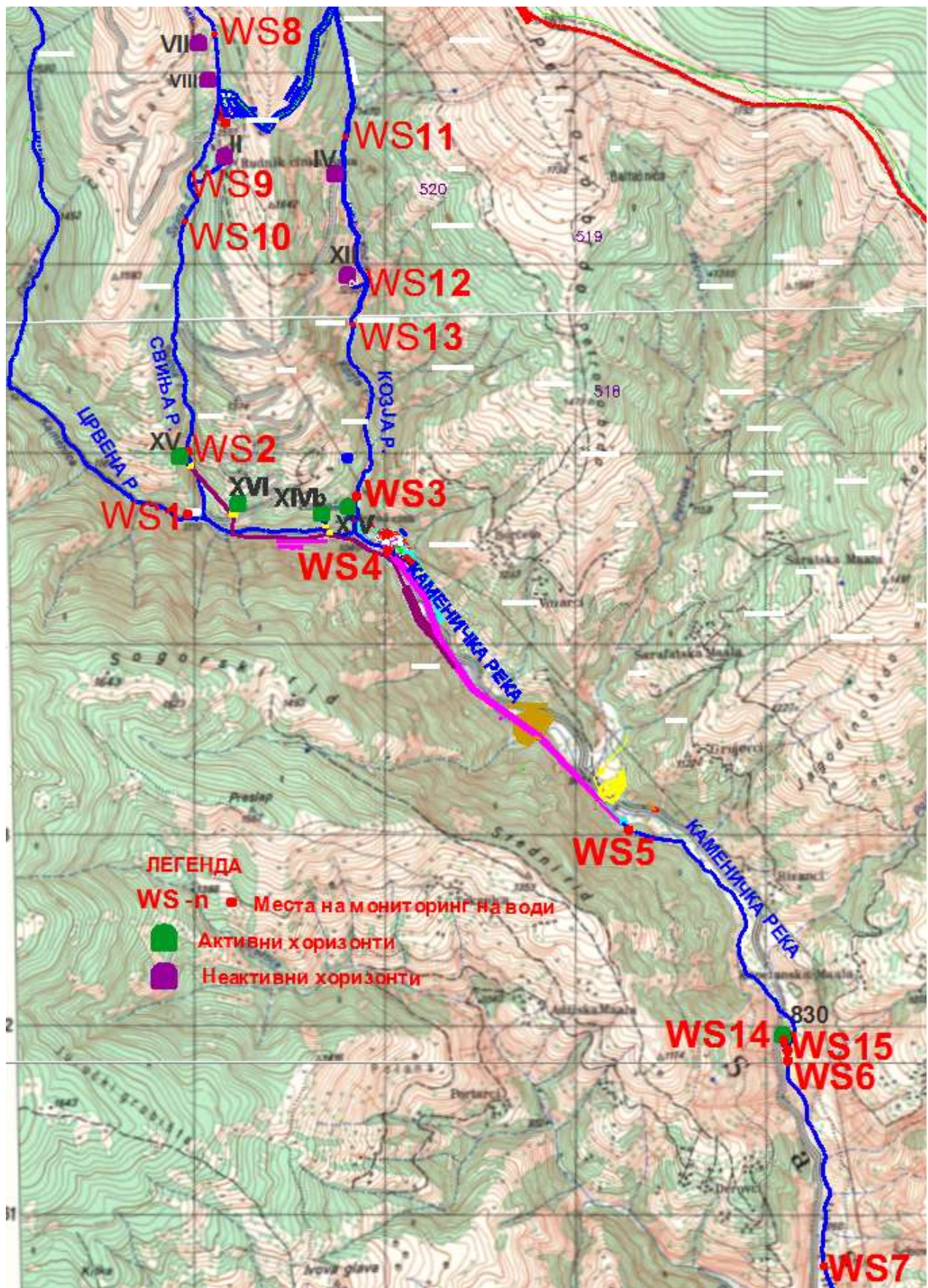
За одредување на квалитетот на површинските води кои го дренираат рудното подрачје САСА во периодот ноември 2009год. - октомври 2010год. е воспоставен мониторинг на повеќе локации. Проби од води се земани еднаш месечно од следните мерни места (таб. 7):

Табела 7. Локации на мерни места на површински води

Table 7. Sampling locations of surface waters

| Ознака | Мерно место | Y | X | Z |
|--------|---|-----------|-----------|--------|
| WS 1 | Црвена Река | 7 624 945 | 4 664 641 | 1140 m |
| WS 2 | Свиња Река (над активен хор.XV) | 7 624 946 | 4 664 968 | 1201 m |
| WS 3 | Козја река | 7 625 832 | 4 664 735 | 1080 m |
| WS 4 | Каменичка Река (опточен тунел влез) | 7 625 997 | 4 664 449 | 1028 m |
| WS 5 | Каменичка Река (после јаловиште) | 7 627 260 | 4 662 982 | 902 m |
| WS 6 | Каменичка Река (после хор.830) | 7 628 099 | 4 661 801 | 812 m |
| WS 7 | Каменичка Река (во населено место Д.Саса) | 7 628 284 | 4 660 695 | 750 m |

Локациите на мониторингот на води се нанесени на картата прикажана на сл.36.



Слика 36. Локации на мониторинг на води
 Figure 36. Locations of water monitoring

Горенаведените мерни места се најрепрезентативни за следење на влијанието на природниот фактор и антропогеното влијание (историско и рецентно) врз дренажниот систем на рудното поле САСА.

Имено по течението на Црвена Река Рудник САСА нема никакви активности ниту сега, ниту пак во минатото. Значи во мерно место **WS 1** е исклучено антропогеното влијание, а присутно е влијанието на природниот фактор.

Свиња Река минува низ терен со зголемена концентрација на метал каде што се врши тековна експлоатација на руда, а се вршела и во минатото. Мерното место **WS2** се наоѓа возводно од зоната на тековна експлоатација т.е. денешните активности на рудникот САСА немаат влијание во ова мерно место, но овде е присутно историското антропогено влијание (руднички дренажи од стари неактивни јами) и влијанието на природниот фактор.

Козја Река минува низ терен каде нема тековна експлоатација на руда, но имало интензивна експлоатација на руда во минатото, па во мерното место **WS 3** е присутно историското антропогено влијание (руднички дренажи од стари неактивни јами) и влијанието на природниот фактор.

Водите на Каменичка Река во мерно место **WS 4** (опточен тунел влез) се збирни води од Црвена, Свиња и Козја Река и помали планински притоки и во ова мерно место нема влијание од тековните активности на рудникот САСА ДОО, бидејќи јамските води од активните хоризонти XV, XVI, XIVb (чија локација е возводно од ова мерно место) се зафатени со цевковод и транспотрирани во таложното езеро на активното јаловиште бр.3-2 фаза, а јамските води од хор. XIV каде нема експлоатација но се одвива јамскиот транспорт се одведуваат во флотација за потребите на технолошкиот процес. Во мерното место **WS 5** покрај природно и историско антропогено е присутно и рецентното антропогено влијание од активностите на одлагање флотациска јаловина (влијание од дренажите од јаловиште и преливните води од активното јаловиште).

WS 6 е мерно место на Каменичка река (низводно од претходните) каде е присутно и влијанието од рудничките дренажи од активниот хоризонт 830.

WS 7 е мерно место на Каменичка Река (низводно од претходните) и се наоѓа во населено место с. Долна Саса.

Хемиската анализа на водите е вршена во лабораторијата на рудникот Саса ДОО М.Каменица. Резултатите од хемиската анализи се дадени во таб. 8.

Табела 8. Резултати од хемиска анализа на површински води

Table 8. The surface water analysis report

| Мерно место | Дата | pH | Сув остаток (mg/l) | | | mg/l | | | | | |
|---|------------|-------------|---------------------------|-----------------|-------------------|--------------|---------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | | | Не фил. | Фил. | Сусп. Мат | Pb | Zn | Cd | Fe | Mn | Cu |
| | | | Раст. и нераст. мат. (TS) | Рас. мат. (TDS) | Нерас. мат. (TSS) | | | | | | |
| Површински води | | | | | | | | | | | |
| WS 1 Црвена Река | 30.11.2009 | 6,19 | 100 | 100 | 0 | 0,010 | 0,120 | 0,010 | 0,010 | 0,040 | 0,010 |
| | 10.12.2009 | 7,58 | 100 | 0 | 100 | 0,010 | 0,050 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| | 20.01.2010 | 6,20 | 300 | 200 | 100 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,010 | 0,030 | 0,000 |
| | 10.02.2010 | 6,93 | 800 | 400 | 400 | 0,010 | 0,000 | 0,000 | 0,020 | 0,040 | 0,010 |
| | 15.03.2010 | 7,84 | 300 | 200 | 100 | 0,080 | 0,060 | 0,000 | 0,040 | 0,010 | 0,000 |
| | 09.04.2010 | 7,17 | 300 | 200 | 100 | 0,070 | 0,010 | 0,010 | 0,100 | 0,040 | 0,010 |
| | 10.05.2010 | 7,56 | 100 | 100 | 0 | 0,000 | 0,020 | 0,010 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| | 10.06.2010 | 6,29 | 100 | 100 | 0 | 0,000 | 0,120 | 0,010 | 0,000 | 0,030 | 0,010 |
| | 10.07.2010 | 7,04 | 200 | 200 | 0 | 0,030 | 0,050 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| | 10.08.2010 | 6,58 | 0 | 0 | 0 | 0,000 | 0,130 | 0,000 | 0,030 | 0,000 | 0,000 |
| | 13.09.2010 | 7,13 | 100 | 100 | 0 | 0,000 | 0,010 | 0,000 | 0,040 | 0,030 | 0,000 |
| | 12.10.2010 | 6,61 | 500 | 500 | 0 | 0,070 | 0,110 | 0,000 | 0,000 | 0,040 | 0,000 |
| WS 2 Свиња Река (над хор.XV) | 30.11.2009 | 3,89 | 600 | 500 | 100 | 0,730 | 15,200 | 0,060 | 0,360 | 5,190 | 0,880 |
| | 10.12.2009 | 4,40 | 500 | 200 | 300 | 0,850 | 13,410 | 0,040 | 0,230 | 4,700 | 0,800 |
| | 20.01.2010 | 3,50 | 400 | 300 | 100 | 0,870 | 10,060 | 0,070 | 0,270 | 3,500 | 0,780 |
| | 10.02.2010 | 4,46 | 800 | 700 | 100 | 0,770 | 8,170 | 0,040 | 0,070 | 2,790 | 0,010 |
| | 15.03.2010 | 4,34 | 600 | 500 | 100 | 0,350 | 8,500 | 0,080 | 3,020 | 0,590 | 0,040 |
| | 09.04.2010 | 3,57 | 300 | 100 | 200 | 0,680 | 7,380 | 0,040 | 0,400 | 2,410 | 0,500 |
| | 10.05.2010 | 4,19 | 200 | 100 | 100 | 0,240 | 4,930 | 0,020 | 0,210 | 1,590 | 0,400 |
| | 10.06.2010 | 4,41 | 300 | 300 | 0 | 0,280 | 4,720 | 0,030 | 0,340 | 1,580 | 0,260 |
| | 10.07.2010 | 4,41 | 300 | 300 | 0 | 0,740 | 6,980 | 0,100 | 0,130 | 2,420 | 0,350 |
| | 10.08.2010 | 4,12 | 300 | 300 | 0 | 0,500 | 5,890 | 0,000 | 0,000 | 2,110 | 0,360 |
| | 13.09.2010 | 4,05 | 400 | 200 | 200 | 0,570 | 7,800 | 0,050 | 0,020 | 3,200 | 0,580 |
| | 12.10.2010 | 3,91 | 700 | 600 | 100 | 0,650 | 8,200 | 0,060 | 0,010 | 3,010 | 0,570 |
| WS 3 Козја Река | 30.11.2009 | 7,23 | 400 | 400 | 0 | 0,190 | 5,070 | 0,030 | 0,260 | 0,890 | 0,010 |
| | 10.12.2009 | 7,23 | 500 | 300 | 200 | 0,020 | 5,790 | 0,010 | 0,040 | 0,680 | 0,000 |
| | 20.01.2010 | 7,11 | 300 | 200 | 100 | 0,030 | 8,220 | 0,060 | 0,000 | 2,150 | 0,000 |
| | 10.02.2010 | 6,60 | 900 | 700 | 200 | 0,060 | 9,540 | 0,040 | 0,050 | 2,210 | 0,010 |
| | 15.03.2010 | 7,27 | 600 | 500 | 100 | 0,030 | 8,340 | 0,000 | 2,580 | 0,020 | 0,050 |
| | 09.04.2010 | 7,07 | 300 | 200 | 100 | 0,180 | 4,050 | 0,000 | 0,140 | 1,390 | 0,010 |
| | 10.05.2010 | 6,72 | 400 | 300 | 100 | 0,000 | 6,620 | 0,000 | 0,040 | 2,170 | 0,000 |
| | 10.06.2010 | 7,21 | 400 | 300 | 100 | 0,000 | 4,130 | 0,000 | 0,000 | 1,310 | 0,000 |
| | 10.07.2010 | 7,18 | 3100 | 1700 | 1400 | 0,130 | 9,090 | 0,090 | 0,100 | 2,300 | 0,000 |
| | 10.08.2010 | 6,98 | 400 | 400 | 0 | 0,010 | 8,250 | 0,030 | 0,030 | 3,390 | 0,010 |

| | | | | | | | | | | | |
|---|------------|--------------|------|------------|------------|--------------|---------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | 13.09.2010 | 6,53 | 800 | 700 | 100 | 0,030 | 12,000 | 0,080 | 0,010 | 3,580 | 0,010 |
| | 12.10.2010 | 6,66 | 1200 | 1200 | 0 | 0,120 | 12,100 | 0,040 | 0,000 | 3,120 | 0,000 |
| WS 4 Каменичка Река (опточен тунел влез) | 30.11.2009 | 6,96 | 300 | 200 | 100 | 0,050 | 1,260 | 0,010 | 0,200 | 0,370 | 0,000 |
| | 10.12.2009 | 7,05 | 400 | 300 | 100 | 0,000 | 1,780 | 0,020 | 0,030 | 0,360 | 0,000 |
| | 20.01.2010 | 6,43 | 400 | 300 | 100 | 0,050 | 3,880 | 0,020 | 0,060 | 0,690 | 0,010 |
| | 10.02.2010 | 7,89 | 300 | 300 | 0 | 0,050 | 3,470 | 0,020 | 0,010 | 0,810 | 0,010 |
| | 15.03.2010 | 7,14 | 600 | 500 | 100 | 0,130 | 2,300 | 0,000 | 0,970 | 0,000 | 0,020 |
| | 09.04.2010 | 6,49 | 500 | 400 | 100 | 0,050 | 1,350 | 0,010 | 0,000 | 0,610 | 0,000 |
| | 10.05.2010 | 6,79 | 200 | 100 | 100 | 0,090 | 1,990 | 0,000 | 0,000 | 0,760 | 0,010 |
| | 10.06.2010 | 6,95 | 200 | 100 | 100 | 0,000 | 1,310 | 0,000 | 0,160 | 0,590 | 0,000 |
| | 10.07.2010 | 7,21 | 800 | 800 | 0 | 0,080 | 2,890 | 0,080 | 0,050 | 0,840 | 0,000 |
| | 10.08.2010 | 7,38 | 400 | 400 | 0 | 0,000 | 4,870 | 0,000 | 0,000 | 1,800 | 0,000 |
| | 13.09.2010 | 6,75 | 600 | 600 | 0 | 0,020 | 5,910 | 0,040 | 0,000 | 2,200 | 0,000 |
| | 12.10.2010 | 7,15 | 700 | 500 | 200 | 0,090 | 2,230 | 0,010 | 0,060 | 0,490 | 0,000 |
| WS 5 Каменичка Река (после јаловиште) | 30.11.2009 | 7,90 | 300 | 200 | 100 | 0,120 | 0,810 | 0,000 | 0,000 | 1,530 | 0,040 |
| | 10.12.2009 | 7,85 | 400 | 200 | 200 | 0,040 | 1,000 | 0,000 | 0,050 | 1,020 | 0,000 |
| | 20.01.2010 | 9,61 | 300 | 200 | 100 | 0,000 | 0,010 | 0,000 | 0,030 | 0,180 | 0,070 |
| | 10.02.2010 | 10,51 | 700 | 700 | 0 | 0,030 | 0,000 | 0,000 | 0,050 | 0,020 | 0,030 |
| | 15.03.2010 | 9,85 | 600 | 500 | 100 | 0,110 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,480 | 0,020 |
| | 09.04.2010 | 9,49 | 400 | 100 | 300 | 0,020 | 0,010 | 0,060 | 1,000 | 0,400 | 0,100 |
| | 10.05.2010 | 8,72 | 400 | 200 | 200 | 0,060 | 0,040 | 0,000 | 0,050 | 0,700 | 0,010 |
| | 10.06.2010 | 7,73 | 400 | 400 | 0 | 0,000 | 0,940 | 0,000 | 0,010 | 0,820 | 0,010 |
| | 10.07.2010 | 7,33 | 400 | 400 | 0 | 0,110 | 1,510 | 0,030 | 0,010 | 1,490 | 0,010 |
| | 10.08.2010 | 7,80 | 600 | 400 | 200 | 0,010 | 1,780 | 0,000 | 0,060 | 2,200 | 0,000 |
| | 13.09.2010 | 7,84 | 900 | 700 | 200 | 0,010 | 0,500 | 0,000 | 0,010 | 2,280 | 0,000 |
| 12.10.2010 | 7,34 | 700 | 600 | 100 | 0,000 | 1,250 | 0,010 | 0,060 | 1,740 | 0,010 | |
| WS 6 Р.Каменичка (после хор.830) | 30.11.2009 | 7,57 | 300 | 300 | 0 | 0,160 | 1,110 | 0,010 | 0,290 | 4,800 | 0,000 |
| | 10.12.2009 | 7,85 | 800 | 400 | 400 | 0,010 | 0,920 | 0,010 | 0,010 | 1,630 | 0,000 |
| | 20.01.2010 | 7,82 | 100 | 100 | 0 | 0,092 | 0,840 | 0,000 | 0,060 | 2,310 | 0,000 |
| | 10.02.2010 | 9,36 | 800 | 600 | 400 | 0,050 | 0,030 | 0,000 | 0,000 | 0,450 | 0,020 |
| | 15.03.2010 | 9,15 | 600 | 500 | 100 | 0,000 | 0,080 | 0,030 | 0,850 | 0,050 | 0,000 |
| | 09.04.2010 | 7,69 | 400 | 200 | 200 | 0,100 | 0,710 | 0,020 | 0,100 | 0,930 | 0,020 |
| | 10.05.2010 | 7,95 | 600 | 400 | 200 | 0,030 | 1,250 | 0,010 | 0,070 | 1,140 | 0,000 |
| | 10.06.2010 | 7,55 | 400 | 400 | 0 | 0,000 | 2,080 | 0,010 | 0,000 | 1,530 | 0,000 |
| | 10.07.2010 | 7,50 | 600 | 500 | 100 | 0,140 | 1,950 | 0,080 | 0,000 | 1,890 | 0,000 |
| | 10.08.2010 | 8,00 | 500 | 400 | 100 | 0,000 | 1,640 | 0,000 | 0,050 | 2,880 | 0,010 |
| | 13.09.2010 | 7,48 | 800 | 300 | 500 | 0,070 | 1,780 | 0,010 | 0,110 | 3,190 | 0,000 |
| 12.10.2010 | 7,16 | 900 | 700 | 200 | 0,000 | 1,120 | 0,010 | 0,010 | 2,680 | 0,010 | |
| WS 7 Р.Каменичка (во населено место) | 30.11.2009 | 7,52 | 300 | 200 | 100 | 0,100 | 2,020 | 0,000 | 0,040 | 2,300 | 0,000 |
| | 10.12.2009 | 7,68 | 600 | 500 | 100 | 0,000 | 0,960 | 0,000 | 0,000 | 1,420 | 0,000 |
| | 20.01.2010 | 8,29 | 400 | 200 | 200 | 0,020 | 2,810 | 0,020 | 0,410 | 4,200 | 0,000 |

| | | | | | | | | | | | |
|------------|------------|----------------|-----|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Д.Саца) | 10.02.2010 | 9,19 | 600 | 600 | 0 | 0,010 | 0,030 | 0,000 | 0,030 | 0,480 | 0,010 |
| | 15.03.2010 | 8,72 | 400 | 300 | 100 | 0,020 | 0,080 | 0,010 | 0,830 | 0,050 | 0,000 |
| | 09.04.2010 | 8,20 | 300 | 300 | 0 | 0,000 | 0,820 | 0,020 | 0,190 | 0,690 | 0,000 |
| | 10.05.2010 | 8,06 | 700 | 200 | 500 | 0,080 | 0,930 | 0,000 | 0,020 | 1,060 | 0,000 |
| | 10.06.2010 | 7,75 | 500 | 400 | 100 | 0,010 | 1,040 | 0,030 | 0,000 | 1,190 | 0,010 |
| | 10.07.2010 | 7,70 | 300 | 200 | 100 | 0,050 | 1,520 | 0,020 | 0,000 | 1,750 | 0,000 |
| | 10.08.2010 | 7,69 | 600 | 500 | 100 | 0,000 | 1,300 | 0,000 | 0,100 | 2,590 | 0,020 |
| | 13.09.2010 | 7,85 | 600 | 500 | 100 | 0,000 | 1,140 | 0,000 | 0,010 | 3,210 | 0,000 |
| | 12.10.2010 | 7,86 | 700 | 600 | 100 | 0,040 | 0,740 | 0,000 | 0,000 | 2,750 | 0,000 |
| МДК | | 6,5-9,0 | / | 1.000 | 30-60 | 0,030 | 0,200 | 0,010 | 1,000 | 1,000 | 0,050 |

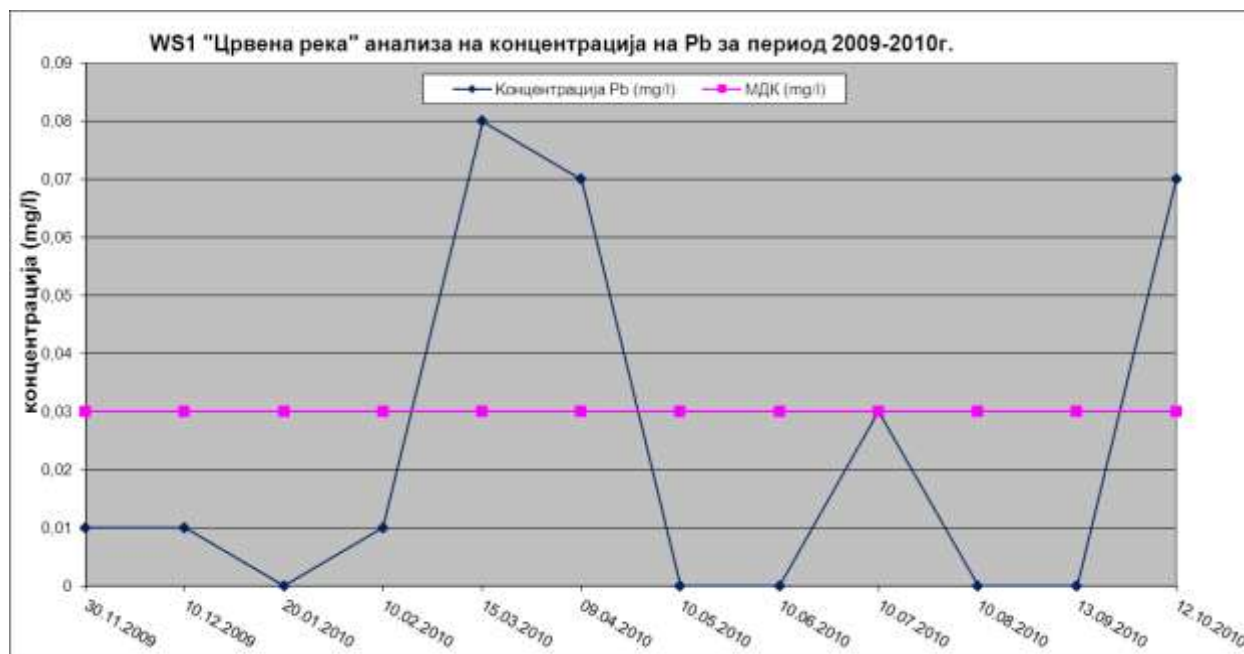
*МДК се за III категорија регулирани со „Уредба за класификација на води“- Сл.в на Р.М. бр.18/99.

*Затемнетите вредности означуваат дека параметрите се над МДК

Презентираните резултати се од пробите од води земени во текот на сите годишни времиња во текот на годината, со цел да бидат опфатени различните количини на вода во реките.

Во продолжение се дадени дијаграмите на концентрација на тешките метали во површинските води во однос на МДК, конструирани врз основа на резултатите од таб. 8 со соодветни коментари.

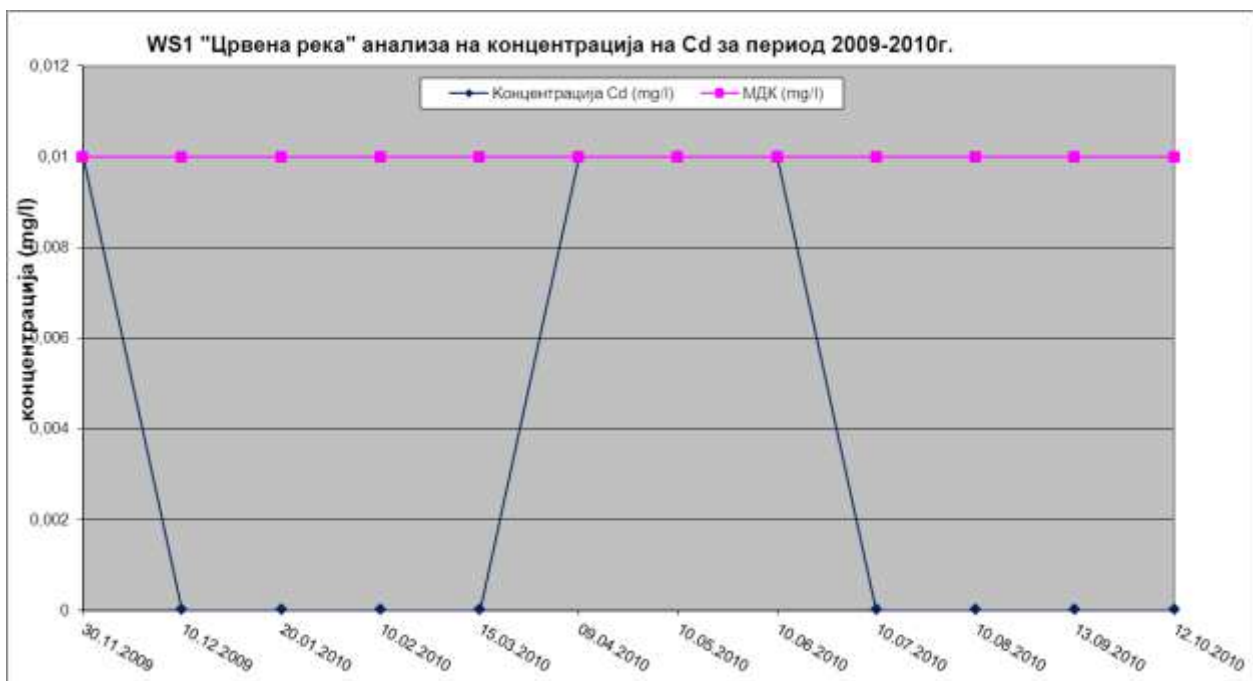
- **WS 1 „Црвена Река“**



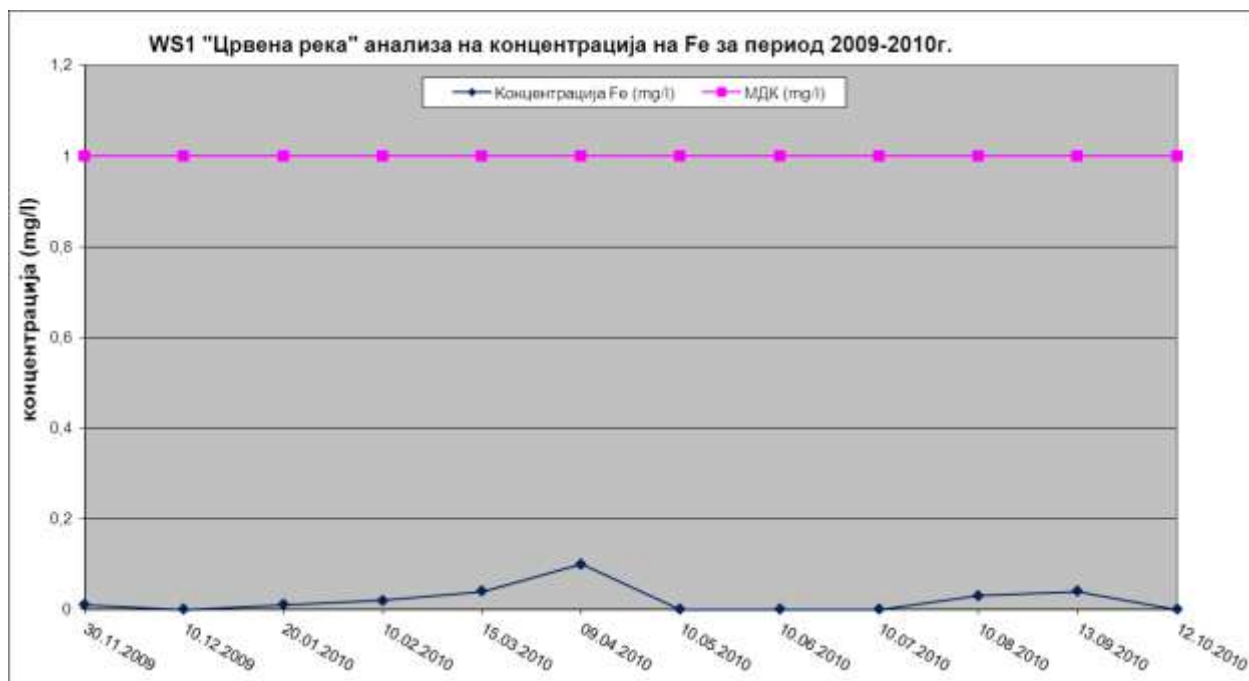
Слика 37. Концентрација на Pb во Црвена Река (WS 1) во период 2009-2010
Figure 37. Pb concentration in Crvena river (WS1) during 2009-2010



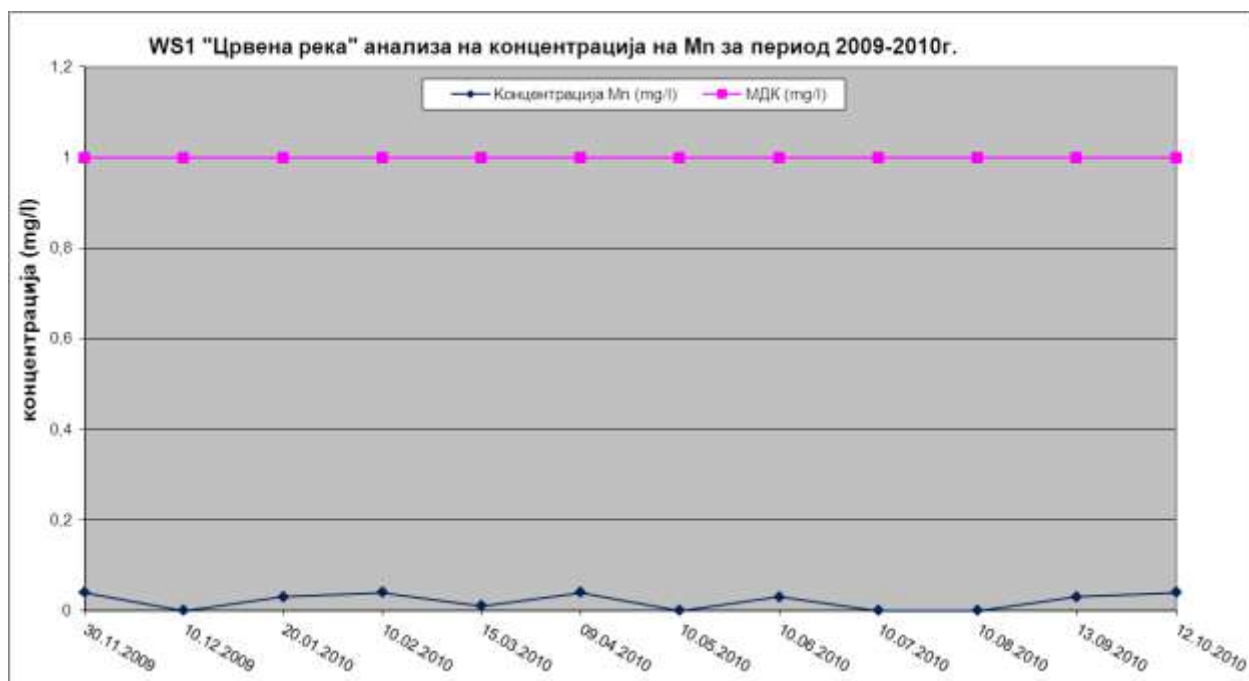
Слика 38. Концентрација на Zn во Црвена Река (WS 1) во период 2009-2010
Figure 38. Zn concentration in Crvena river (WS1) during 2009-2010



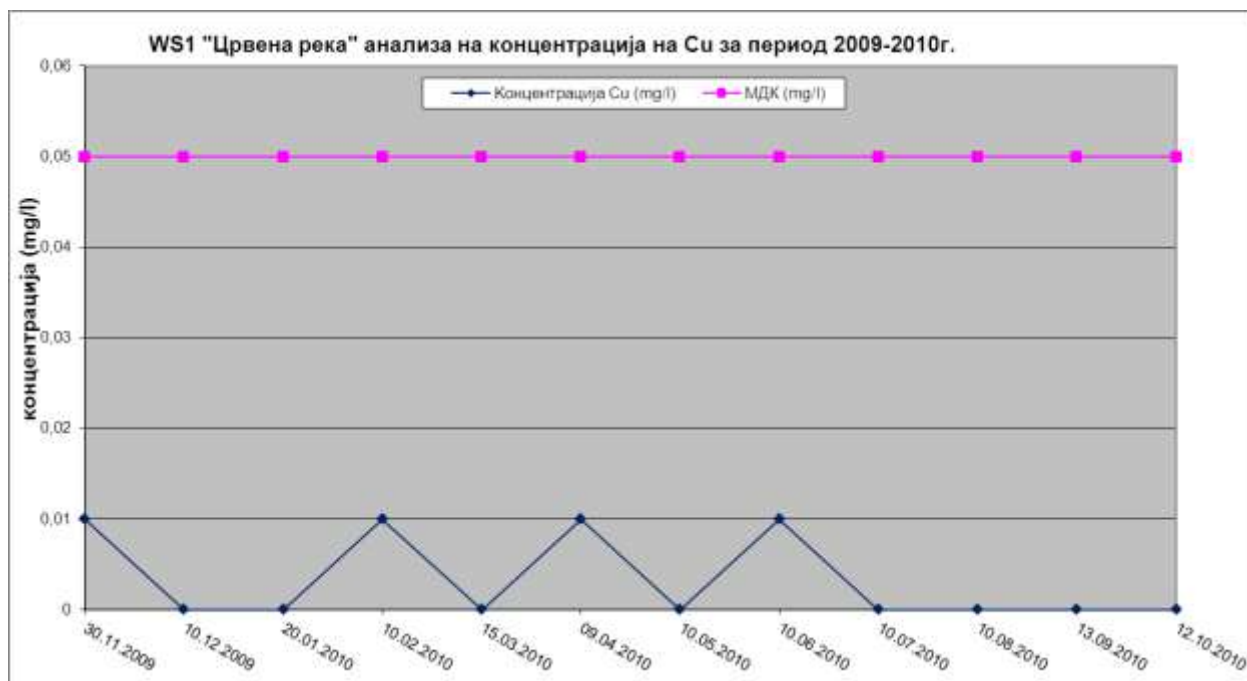
Слика 39. Концентрација на Cd во Црвена Река (WS 1) во период 2009-2010
Figure 39. Cd concentration in Crvena river (WS1) during 2009-2010



Слика 40. Концентрација на Fe во Црвена Река (WS 1) во период 2009-2010
Figure 40. Fe concentration in Crvena river (WS1) during 2009-2010



Слика 41. Концентрација на Mn во Црвена Река (WS 1) во период 2009-2010
Figure 41. Mn concentration in Crvena river (WS1) during 2009-2010



Слика 42. Концентрација на Си во Црвена Река (WS 1) во период 2009-2010
Figure 42. Cu concentration in Crvena river (WS1) during 2009-2010

Од дијаграмите (Слики 37-42) може да се констатира дека концентрацијата на тешки метали во водите на Црвена Река е во рамките на МДК за III категорија регулирани со „Уредба за класификација на води“-Сл. весник на Р.М. бр.18/99, освен повремено зголемени концентрации на Pb. Како што веќе напоменавме, по течението на Црвена Река нема никакви активности на ископување на минерални сировини ниту сега, ниту пак во минатото, што значи дека повремено зголемените концентрации на Pb се последица на влијанието на природниот фактор.

- WS 2 „Свиња Река над хор.XV”



Слика 43. Концентрација на Pb во Свиња Река над хор.XV (WS 2) во период 2009-2010

Figure 43. Pb concentration in Svinja river above hor.XV (WS 2) during 2009-2010



Слика 44. Концентрација на Zn во Свиња Река над хор.XV (WS 2) во период 2009-2010

Figure 44. Zn concentration in Svinja river above hor.XV (WS 2) during 2009-2010



Слика 45. Концентрација на Cd во Свиња Река над хор.XV (WS 2) во период 2009-2010

Figure 45. Cd concentration in Svinja river above hor.XV (WS 2) during 2009-2010



Слика 46. Концентрација на Fe во Свиња Река над хор.XV (WS 2) во период 2009-2010

Figure 46. Fe concentration in Svinja river above hor.XV (WS 2) during 2009-2010



Слика 47. Концентрација на Mn во Свиња Река над хор.XV (WS 2) во период 2009-2010

Figure 47. Mn concentration in Svinja river above hor.XV (WS 2) during 2009-2010



Слика 48. Концентрација на Cu во Свиња Река над хор.XV (WS 2) во период 2009-2010

Figure 48. Cu concentration in Svinja river above hor.XV (WS 2) during 2009-2010

Од дијаграмите (Слики 43-48) може да се констатира дека концентрацијата на тешки метали Pb, Zn, Cd, Mn, Cu во водите на Свиња Река во мерно место над хор.XV се многукратно над МДК за III категорија регулирани со „Уредба за класификација на води“-Сл. весник на Р.М. бр.18/99 (со исклучок на Fe). Исто така

вредноста на рН потенцијалот на пробите од води земени од ова мерно место е многу ниска т.е. се движи во интервалот 3,50- 4,45 (таб. 8).

Мерното место „Свиња Река над хор.XV” се наоѓа над зоната на тековна експлоатација, т.е. тековните активности на рудникот САСА немаат влијание врз хемиско - механичките параметри на Свиња Река. Значи зголемената концентрација на тешки метали и ниската рН вредност во Свиња Река е последица на историското антропогено влијание (руднички дренажи од стари неактивни јами) и/или влијанието на природниот фактор. Оваа констатација ја наложи потребата од земање на проби од водите од рудничките дренажи од старите неактивни јами лоцирани возводно од мерно место „Свиња Река над хор.XV”, како и од Свиња Река на мерни места возводно од влијанието од рудничките дренажи од старите неактивни јами.

По течението на Свиња Река возводно од хор.XV се лоцирани старите неактивни јами II, VII и VIII (сл. 36 и таб. 9). Појави на јамски води т.е. руднички дренажи има само од неактивната јама II, во кои што јамски води има појава и на т.н. yellow boy (сл. 35).

Табела 9. Локации на стари неактивни јами по течението на Свиња Река
Table 9. Locations of abandoned pits along the Svinja river

| Назив на стари неактивни јами | Y | X | Z |
|-------------------------------|--------------|--------------|----------|
| Хор.II | 7 625 114,45 | 4 666 472,04 | 1 556,00 |
| Хор.VII | 7 625 005,60 | 4 667 089,17 | 1 673,00 |
| Хор.VIII | 7 625 053,50 | 4 666 901,20 | 1 616,50 |

Земени се проби од Свиња Река над неактивните јами (WS 8), рудничките дренажи од нективна јама II (WS 9) и Свиња Река после неактивна јама II (WS 10) (таб. 10 и Сл. 36).

Табела 10. Мерни места на води по течението на Свиња Река
Table 10. Sampling locations of waters along the Svinja river

| Ознака | Мерно место | Y | X | Z |
|--------------|------------------------------------|-----------|-----------|--------|
| WS 8 | Свиња Река над неактивни јами | 7 625 087 | 4 667 159 | 1640 m |
| WS 9 | Неактивната јама II | 7 625 114 | 4 666 472 | 1556 m |
| WS 10 | Свиња Река после неактивна јама II | 7 624 931 | 4 666 175 | 1480 m |

Хемиската анализа на овие води е вршена во лабораторијата на рудникот Саса ДОО М.Каменица. Резултатите се дадени во таб. 11.

Табела 11. Резултати од хемиска анализа на води
Table 11. Water analysis report

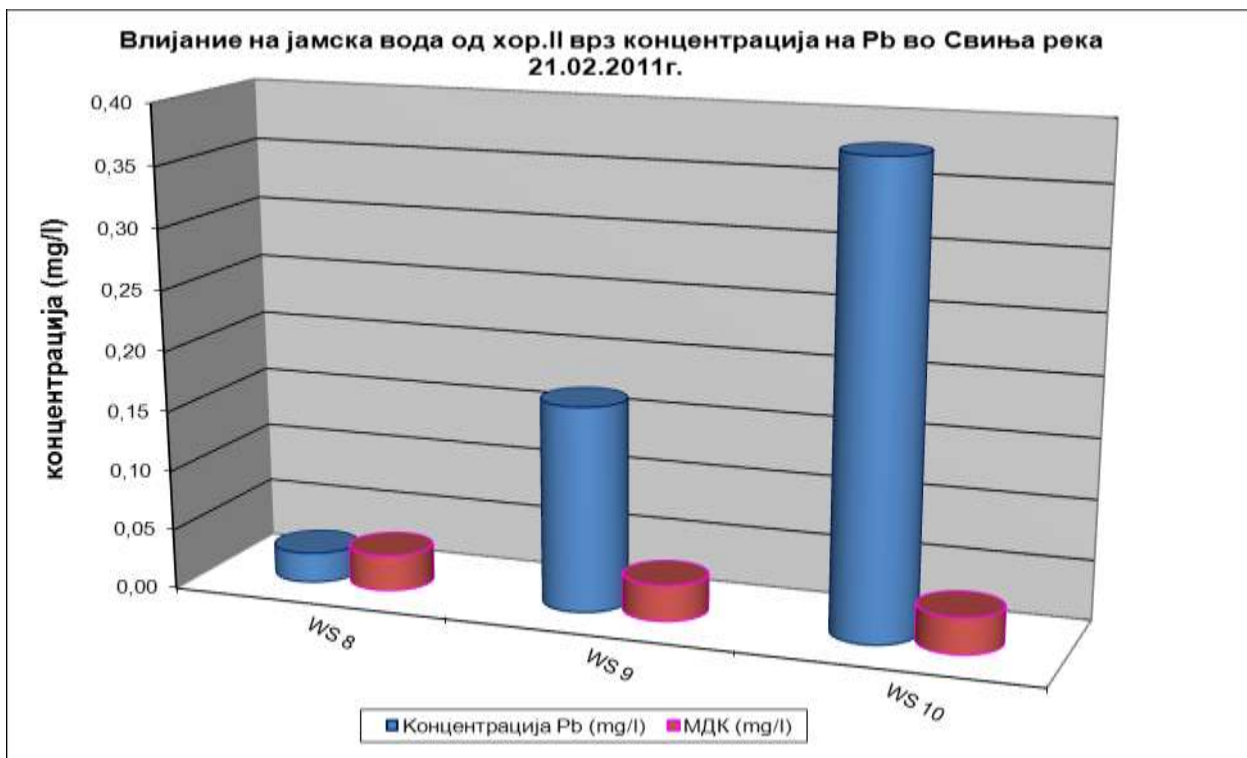
| Мерно место | Дата | pH | Сув остаток (mg/l) | | | mg/l | | | | | |
|---|------------|----------------|---------------------------|-----------------|-------------------|--------------|---------------|--------------|---------------|---------------|--------------|
| | | | Не фил. | Фил. | Сусп. мат | Pb | Zn | Cd | Fe | Mn | Cu |
| | | | Раст. и нераст. мат. (TS) | Рас. мат. (TDS) | Нерас. мат. (TSS) | | | | | | |
| Површински и јамски води | | | | | | | | | | | |
| WS 8 Свиња Река (над неактивни јами) | 20.10.2009 | 6,58 | 200 | 0 | 200 | 0,000 | 0,660 | 0,000 | 0,000 | 0,050 | 0,020 |
| | 27.11.2010 | 7,30 | 100 | 0 | 100 | 0,000 | 0,830 | 0,000 | 0,010 | 0,420 | 0,000 |
| | 21.02.2011 | 8,26 | 100 | 100 | 0 | 0,025 | 0,630 | 0,010 | 0,030 | 0,010 | 0,000 |
| WS 9 Хор.ІІ | 20.10.2009 | 3,25 | 1200 | 1200 | 0 | 0,060 | 74,000 | 0,520 | 12,200 | 17,600 | 4,900 |
| | 27.11.2010 | 3,06 | 900 | 700 | 200 | 0,800 | 42,200 | 0,300 | 33,340 | 10,200 | 3,460 |
| | 21.02.2011 | 3,29 | 700 | 500 | 200 | 0,170 | 49,100 | 0,140 | 4,730 | 12,900 | 2,420 |
| WS 10 Свиња Река (под хор.ІІ) | 20.10.2009 | 3,93 | 100 | 0 | 100 | 0,470 | 5,870 | 0,030 | 0,220 | 2,070 | 0,300 |
| | 27.11.2010 | 4,52 | 200 | 100 | 100 | 0,060 | 3,450 | 0,000 | 0,390 | 1,300 | 0,090 |
| | 21.02.2011 | 3,82 | 500 | 500 | 0 | 0,380 | 15,900 | 0,060 | 0,310 | 5,300 | 0,910 |
| МДК | | 6,5-9,0 | / | 1.000 | 30-60 | 0,030 | 0,200 | 0,010 | 1,000 | 1,000 | 0,050 |

*МДК се за III категорија регулирани со „Уредба за класификација на води“- Сл.в на Р.М. бр.18/99.

*Затемнетите вредности означуваат дека параметрите се над МДК

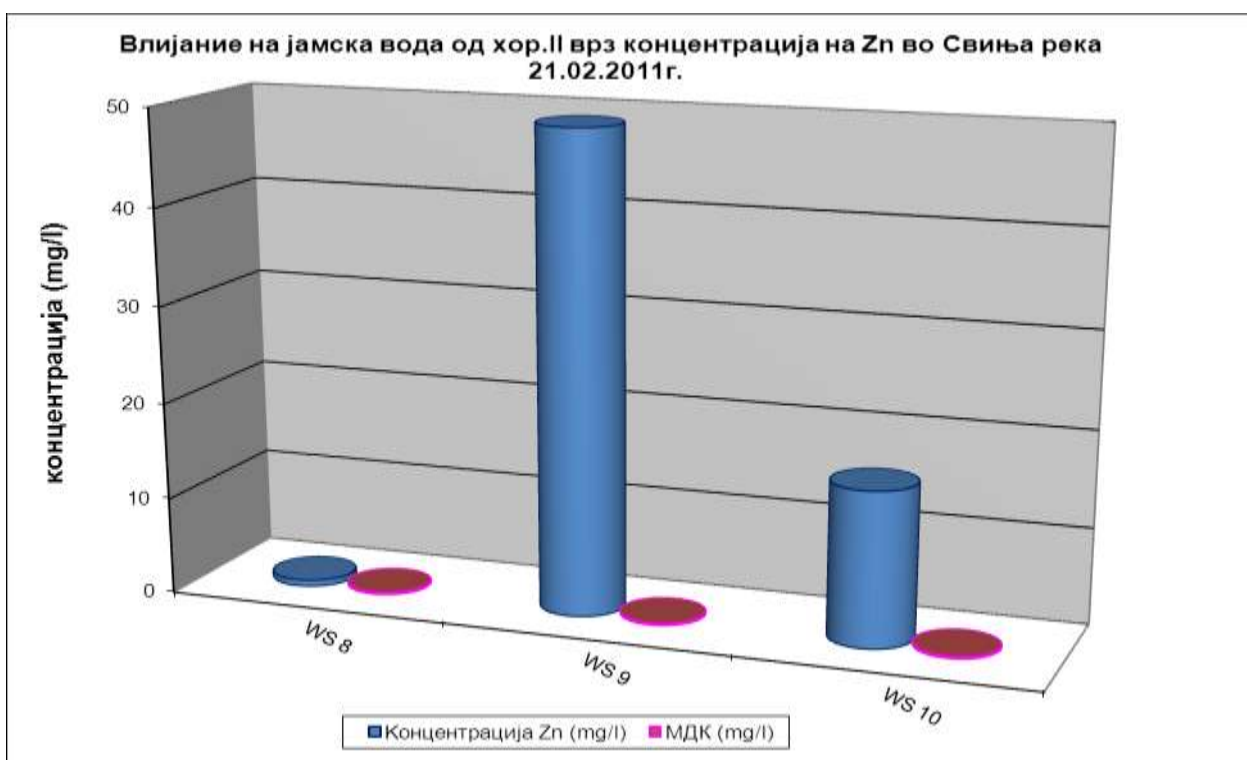
Резултатите во таб. 11 покажуваат дека во мерно место WS 8 т.е. Свиња Река над неактивни јами концентрациите на металите Pb, Cd, Fe, Mn, Cu, како и pH вредноста се во рамките на МДК, единствено концентрациите на Zn се 3-4 пати над МДК за III категорија регулирани со „Уредба за класификација на води“-Сл. весник на Р.М. бр.18/99.

Резултатите од хемиската анализа на водите од рудничките дренажи од неактивниот хор.ІІ (WS 9) покажаа многу високи концентрации на сите тешки метали и ниска pH вредност. Од наведеното може да заклучиме дека зголемените концентрации на тешки метали и ниската pH вредност во Свиња Река (низводно од неактивните јами) се последица на историското антропогено влијание т.е. на влијанието од киселите руднички дренажи од неактивните јами. На дијаграмите подолу (сл.49-54) графички ќе го прикажеме влијанието на јамските води од старата неактивна јама хор.ІІ (WS 9) врз концентрацијата на металите во Свиња Река т.е. состојбата со концентрација на метали во Свиња Река пред (WS 8) и после (WS 10) влијанието на киселите руднички дренажи од хор.ІІ.



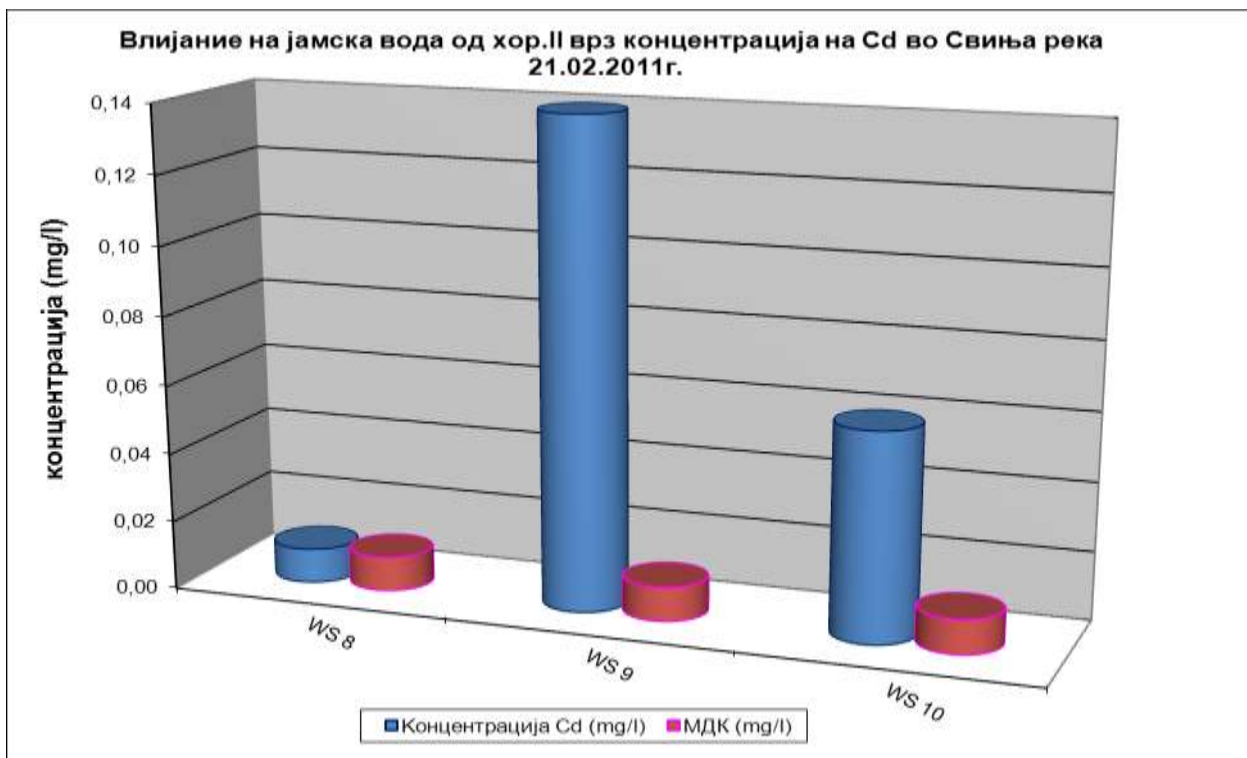
Слика 49. Концентрација на Pb во Свиња Река пред и после влијание на кисели руднички дренажи од неактивна јама II

Figure 49. Pb concentration in Svinja river before and after the AMD impact from abandoned pit II



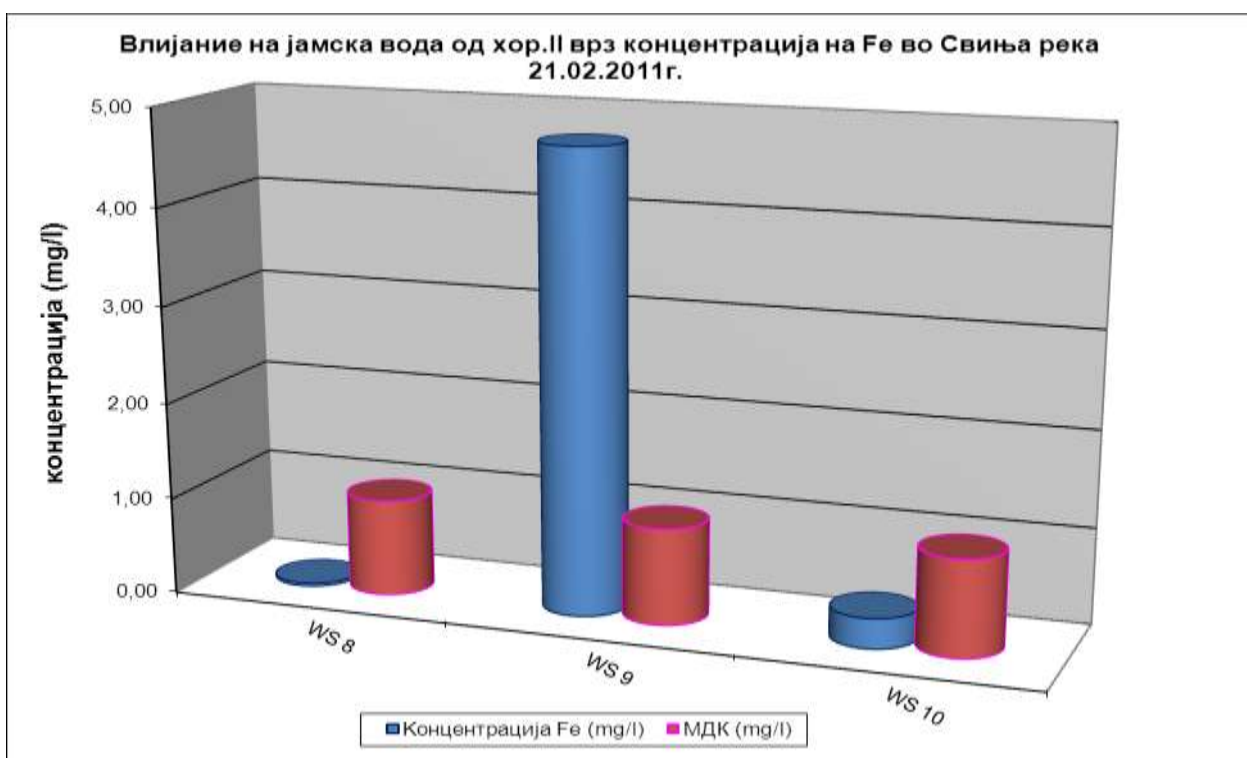
Слика 50. Концентрација на Zn во Свиња Река пред и после влијание на кисели руднички дренажи од неактивна јама II

Figure 50. Zn concentration in Svinja river before and after the AMD impact from abandoned pit II



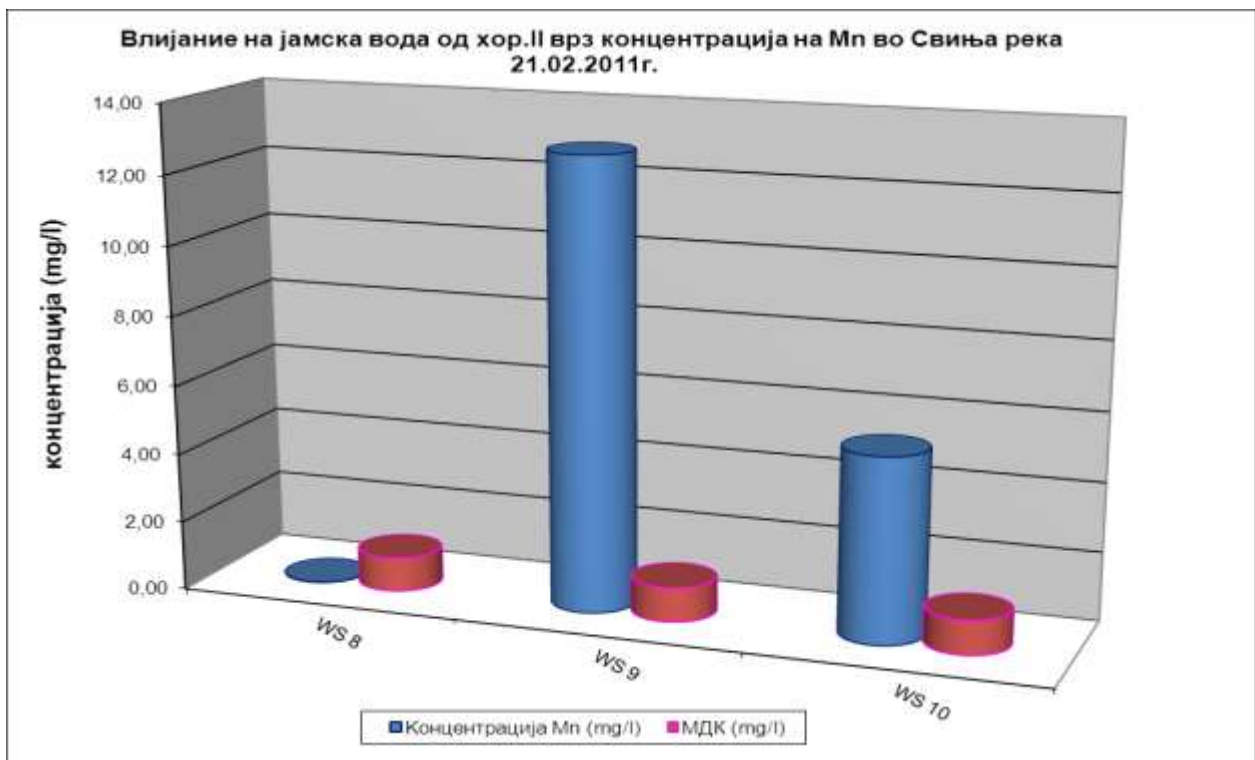
Слика 51. Концентрација на Cd во Свиња Река пред и после влијание на кисели руднички дренажи од неактивна јама II

Figure 51. Cd concentration in Svinja river before and after the AMD impact from abandoned pit II



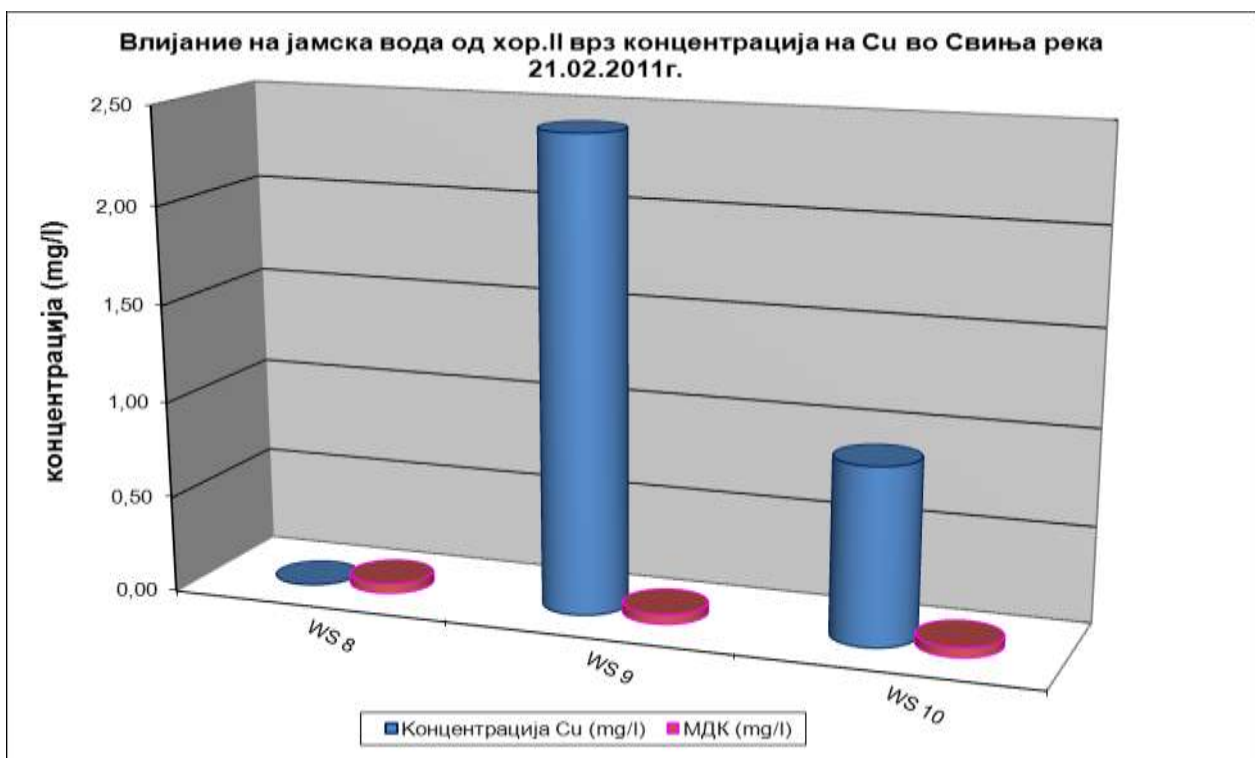
Слика 52. Концентрација на Fe во Свиња Река пред и после влијание на кисели руднички дренажи од неактивна јама II

Figure 52. Fe concentration in Svinja river before and after the AMD impact from abandoned pit II



Слика 53. Концентрација на Mn во Свиња Река пред и после влијание на кисели руднички дренажи од неактивна јама II

Figure 53. Mn concentration in Svinja river before and after the AMD impact from abandoned pit II

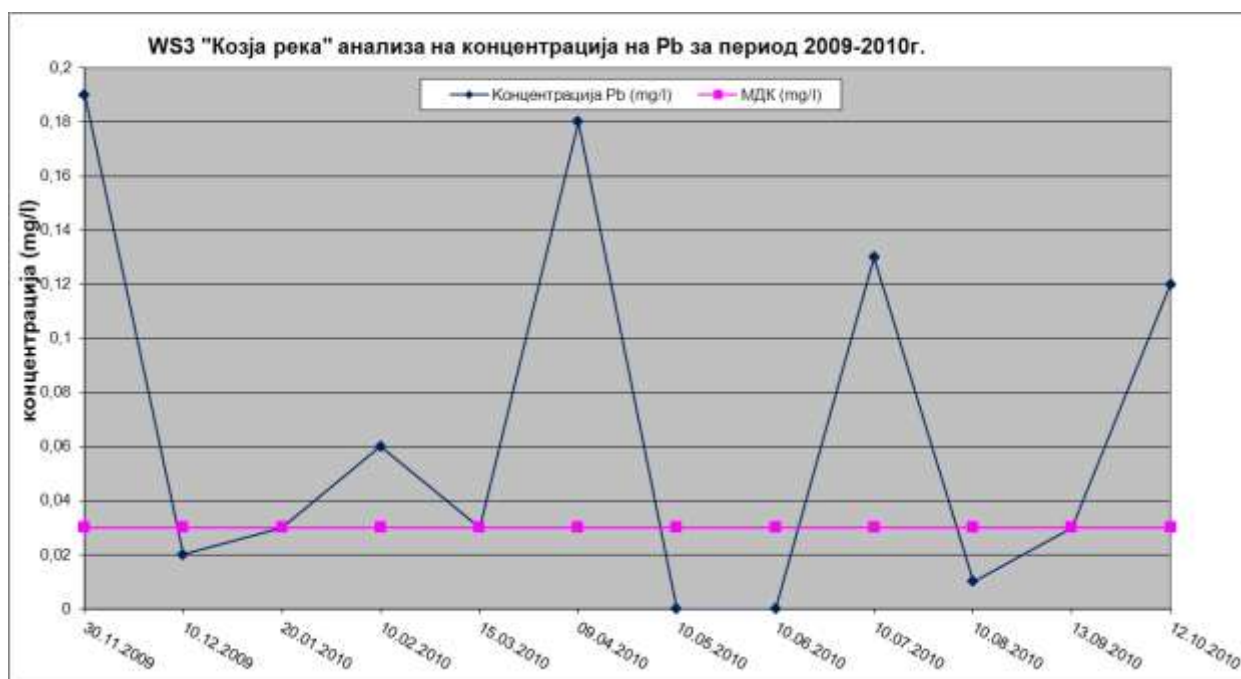


Слика 54. Концентрација на Cu во Свиња Река пред и после влијание на кисели руднички дренажи од неактивна јама II

Figure 54. Cu concentration in Svinja river before and after the AMD impact from abandoned pit II

Дијаграмите (сл.49-54) даваат визуелна претстава на влијанието на јамските води од старата неактивна јама II врз зголемувањето на концентрациите на метал во Свиња Река т.е. јасно се гледа дека пред влијанието на овие води концентрациите на метал во Свиња Река се во рамките на МДК, а после нивното влијание доаѓа до многукратно зголемување на концентрациите на метал во Свиња Река. Овие констатации ја наложуваат потребата од контрола и третман на киселите руднички дренажи од старата неактивна јама II.

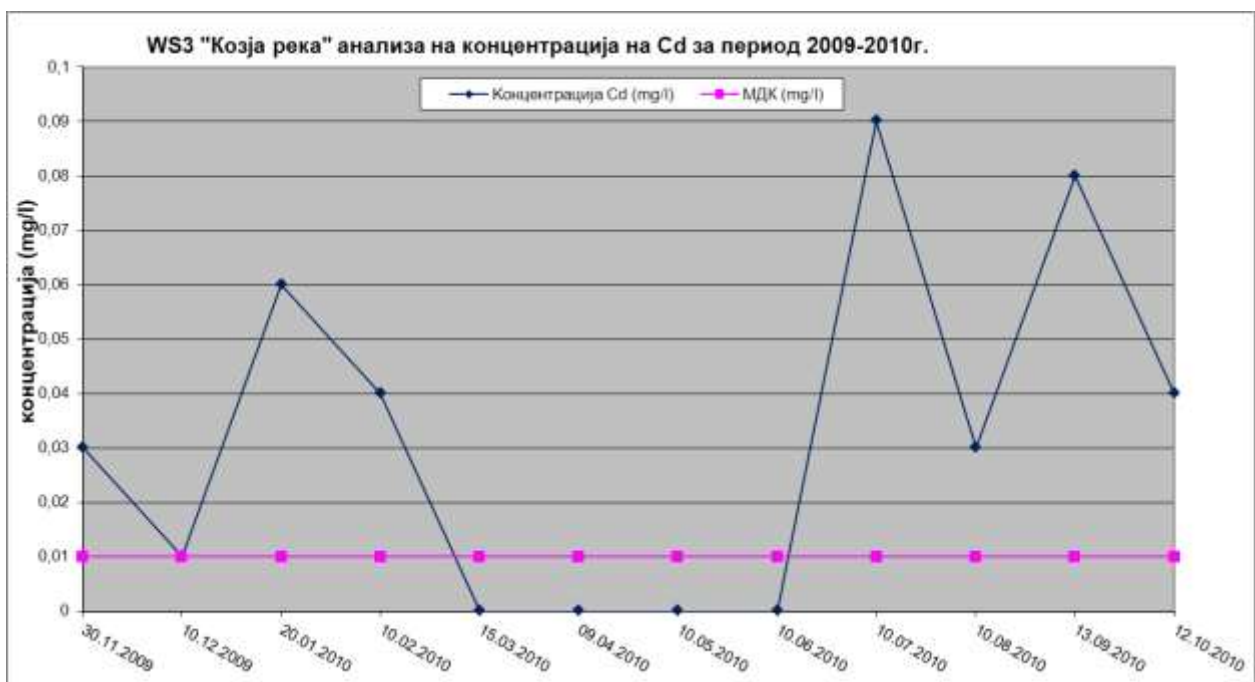
- **WS 3 „Козја Река”**



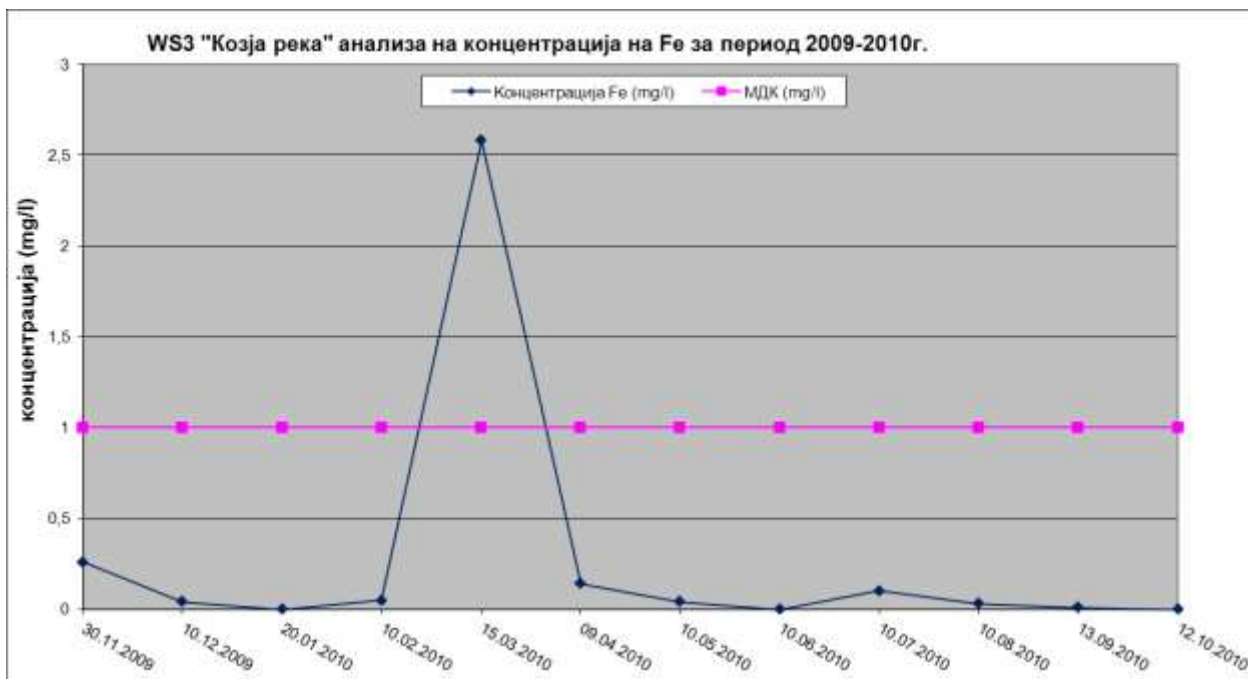
Слика 55. Концентрација на Pb во Козја Река (WS 3) во период 2009-2010
Figure 55. Pb concentration in Kozja river (WS 3) during 2009-2010



Слика 56. Концентрација на Zn во Козја Река (WS 3) во период 2009-2010
Figure 56. Zn concentration in Kozja river (WS 3) during 2009-2010



Слика 57. Концентрација на Cd во Козја Река (WS 3) во период 2009-2010
Figure 57. Cd concentration in Kozja river (WS 3) during 2009-2010



Слика 58. Концентрација на Fe во Козја Река (WS 3) во период 2009-2010
Figure 58. Fe concentration in Kozja river (WS 3) during 2009-2010



Слика 59. Концентрација на Mn во Козја Река (WS 3) во период 2009-2010
Figure 59. Mn concentration in Kozja river (WS 3) during 2009-2010



Слика 60. Концентрација на Cu во Козја Река (WS 3) во период 2009-2010

Figure 60. Cu concentration in Kozja river (WS 3) during 2009-2010

Од дијаграмите (Слики 55-60) може да се констатира дека концентрацијата на тешки метали Zn, Mn (континуирано), Pb и Cd (периодично) во водите на Козја река се многукратно над МДК за III категорија регулирани со „Уредба за класификација на води“-Сл. весник на Р.М. бр.18/99 (со исклучок на Fe, Cu).

Козја Река минува низ терен каде нема тековна експлоатација на руда, но имало интензивна експлоатација на руда во минатото. Значи зголемената концентрација на тешки метали во Козја Река е последица на историското антропогено влијание (руднички дренажи од стари неактивни јами) и/или влијанието на природниот фактор. Оваа констатација ја наложи потребата од земање на проби од водите од рудничките дренажи од старите неактивни јами лоцирани возводно од мерно место “WS 3 Козја Река”, како и од Козја Река на мерни места возводно од влијанието од рудничките дренажи од старите неактивни јами.

По течението на Козја Река возводно од мерно место WS 3 се лоцирани старите неактивни јами IV и XII (сл. 36 и таб. 12). Појави на јамски води т.е. руднички дренажи има само од неактивната јама XII (сл.61), а старата неактивна јама IV е зарушена).



Слика 61. Јамски води од стара неактивна јама “XII”
Figure 61. Mine waters from abandoned pit “XII”

Табела 12. Локации на стари неактивни јами по течението на Козја Река
Table 12. Locations of abandoned pits along the Kozja river

| Назив на стари неактивни јами | Y | X | Z |
|-------------------------------|--------------|--------------|----------|
| Хор.IV | 7 625 723,00 | 4 666 412,00 | 1 411,00 |
| Хор.XII | 7 625 806,00 | 4 665 852,00 | 1 311,00 |

Земени се проби од Козја Река над неактивните јами (WS 11), рудничките дренажи од нективна јама XII (WS 12) и Козја Река после неактивна јама XII (WS 13) (таб. 13 и Сл.36).

Табела 13. Мерни места на води по течението на Козја Река
Table 13. Sampling locations of waters along the Kozja river

| Ознака | Мерно место | Y | X | Z |
|--------|-------------------------------------|-----------|-----------|------|
| WS 11 | Козја Река над неактивни јами | 7 625 774 | 4 666 623 | 1440 |
| WS 12 | Неактивната јама XII | 7 625 806 | 4 665 852 | 1311 |
| WS 13 | Козја Река после неактивна јама XII | 7 625 811 | 4 665 638 | 1225 |

Хемиската анализа на овие води е вршена во лабораторијата на рудникот Саса ДОО М.Каменица. Резултатите се дадени во таб. 14.

Табела 14. Резултати од хемиска анализа на води
Table 14. Water analysis report

| Мерно место | Дата | pH | Сув остаток (mg/l) | | | mg/l | | | | | |
|--|------------|----------------|---------------------------|-----------------|-------------------|--------------|---------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | | | Не фил. | Фил. | Сусп. мат. | Pb | Zn | Cd | Fe | Mn | Cu |
| | | | Раст. и нераст. мат. (TS) | Рас. мат. (TDS) | Нерас. мат. (TSS) | | | | | | |
| Површински и јамски води | | | | | | | | | | | |
| WS 11 Козја Река (над неактивни јами) | 20.10.2009 | 6,87 | 0 | 0 | 0 | 0,030 | 0,180 | 0,010 | 0,030 | 0,060 | 0,140 |
| | 27.11.2010 | 7,36 | 0 | 0 | 0 | 0,000 | 0,090 | 0,000 | 0,000 | 0,020 | 0,000 |
| | 21.02.2011 | 8,32 | 100 | 0 | 100 | 0,030 | 0,080 | 0,010 | 0,020 | 0,010 | 0,000 |
| WS 12 Хор.XII | 20.10.2009 | 4,90 | 1000 | 500 | 500 | 0,380 | 17,170 | 0,120 | 0,150 | 7,580 | 0,100 |
| | 27.11.2010 | 6,79 | 1200 | 1000 | 200 | 0,040 | 15,600 | 0,000 | 0,120 | 5,450 | 0,000 |
| | 21.02.2011 | 5,15 | 800 | 800 | 0 | 0,220 | 20,200 | 0,050 | 0,180 | 6,600 | 0,320 |
| WS 10 Козја Река (под хор.XII) | 20.10.2009 | 4,52 | 400 | 400 | 0 | 0,550 | 12,870 | 0,130 | 0,040 | 4,850 | 0,490 |
| | 27.11.2010 | 6,76 | 300 | 300 | 0 | 0,000 | 4,940 | 0,000 | 0,080 | 2,080 | 0,000 |
| | 21.02.2011 | 5,11 | 1400 | 700 | 700 | 0,970 | 18,300 | 0,060 | 0,180 | 6,300 | 0,290 |
| МДК | | 6,5-9,0 | / | 1.000 | 30-60 | 0,030 | 0,200 | 0,010 | 1,000 | 1,000 | 0,050 |

*МДК се за III категорија регулирани со „Уредба за класификација на води“- Сл.в на Р.М. бр.18/99.

*Затемнетите вредности означуваат дека параметрите се над МДК

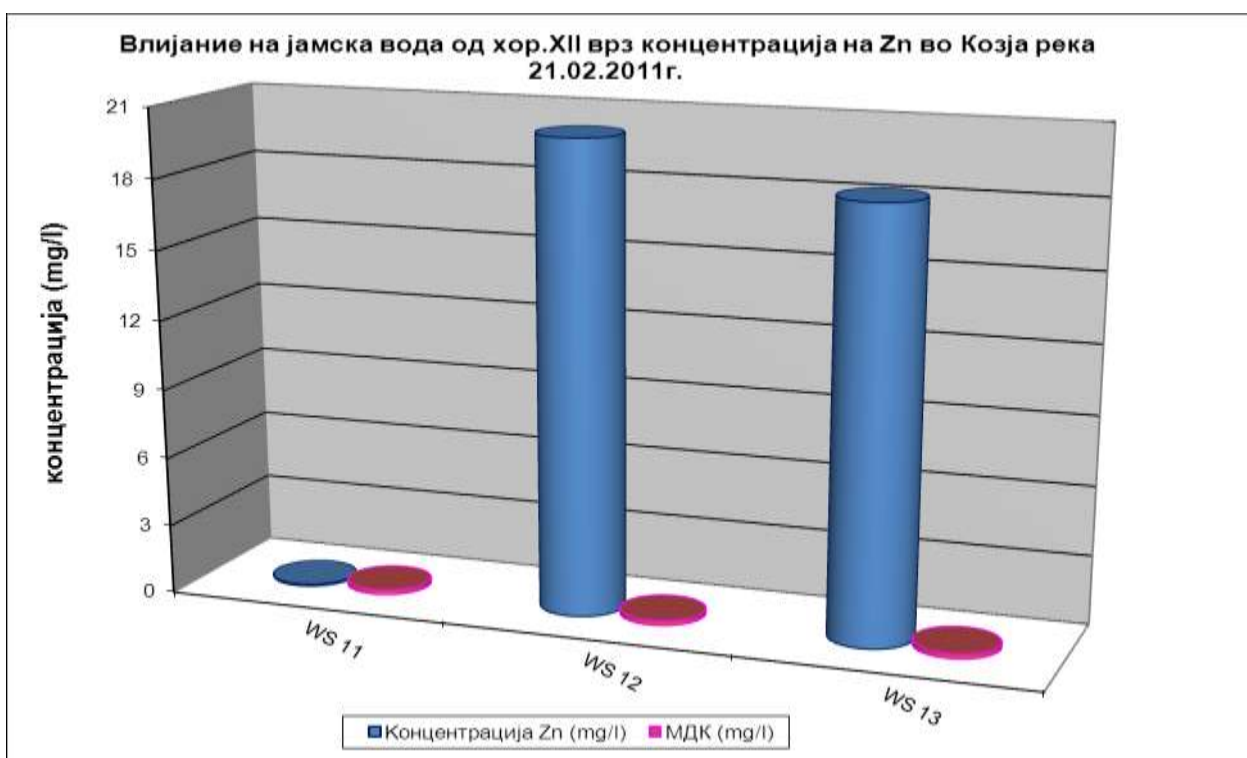
Резултатите во таб. 14 покажуваат дека во мерно место WS 11 т.е. Козја Река над неактивни јами концентрациите на металите Pb, Zn, Cd, Fe, Mn, Cu, како и pH вредноста се во рамките на МДК за III категорија регулирани со „Уредба за класификација на води“-Сл. весник на Р.М. бр.18/99.

Резултатите од хемиската анализа на водите од рудничките дренажи од неактивниот хор.XII (WS 12) покажаа многу високи концентрации на тешките метали (со исклучок на Fe). Од наведеното може да заклучиме дека зголемените концентрации на тешки метали во Козја Река (низводно од неактивните јами) се последица на историското антропогено влијание т.е. на влијанието од киселите руднички дренажи од неактивните јами. На дијаграмите подолу (сл.62-67) графички ќе го прикажеме влијанието на јамските води од старата неактивна јама хор.XII (WS 12) врз концентрацијата на металите во Козја Река т.е. состојбата со концентрација на метали во Козја Река пред (WS 11) и после (WS 13) влијанието на киселите руднички дренажи од хор.XII.



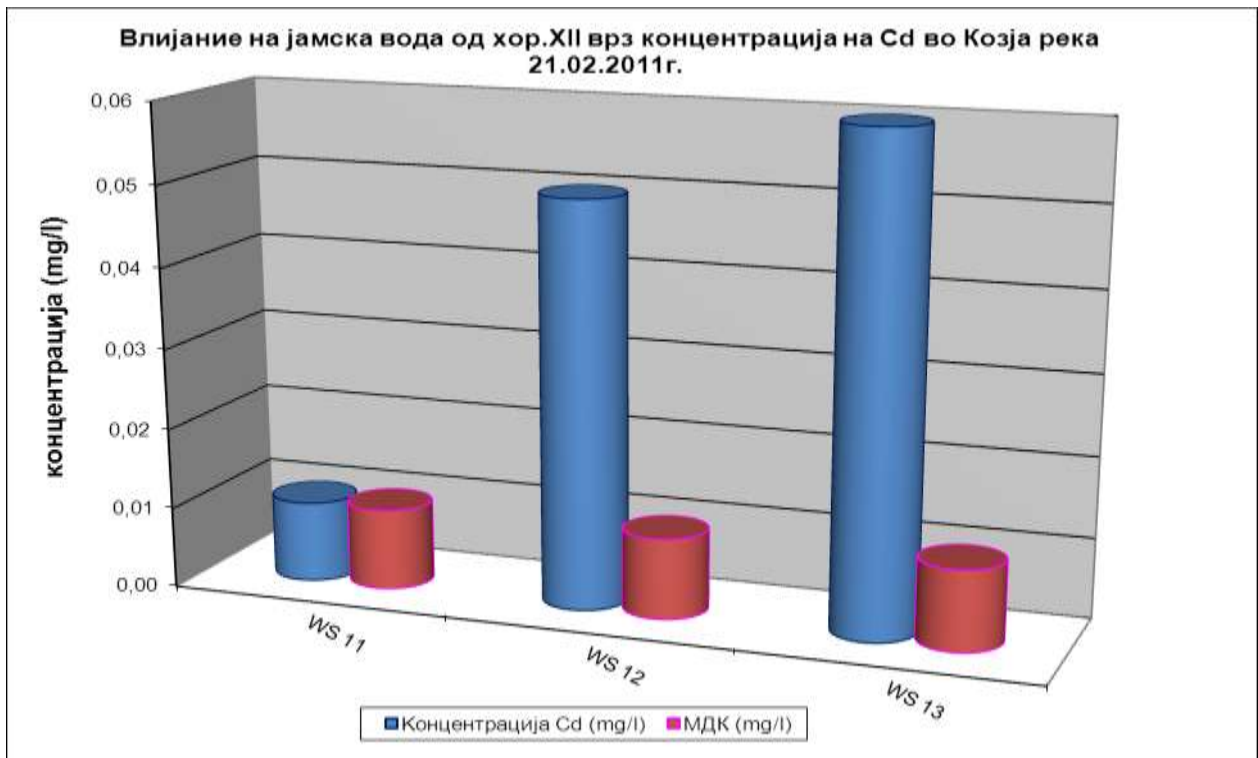
Слика 62. Концентрација на Pb во Козја Река пред и после влијание на кисели руднички дренажи од неактивна јама XII

Figure 62. Pb concentration in Kozja river before and after the AMD impact from abandoned pit XII



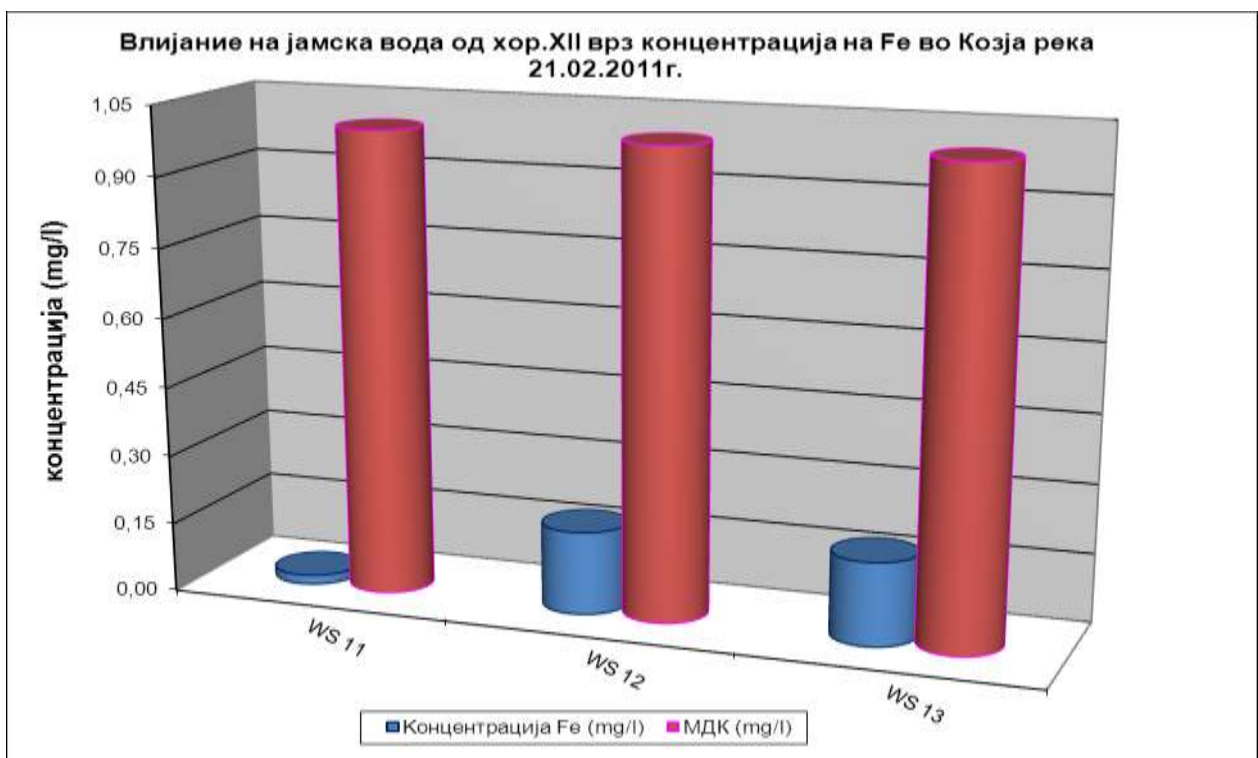
Слика 63. Концентрација на Zn во Козја Река пред и после влијание на кисели руднички дренажи од неактивна јама XII

Figure 63. Zn concentration in Kozja river before and after the AMD impact from abandoned pit XII



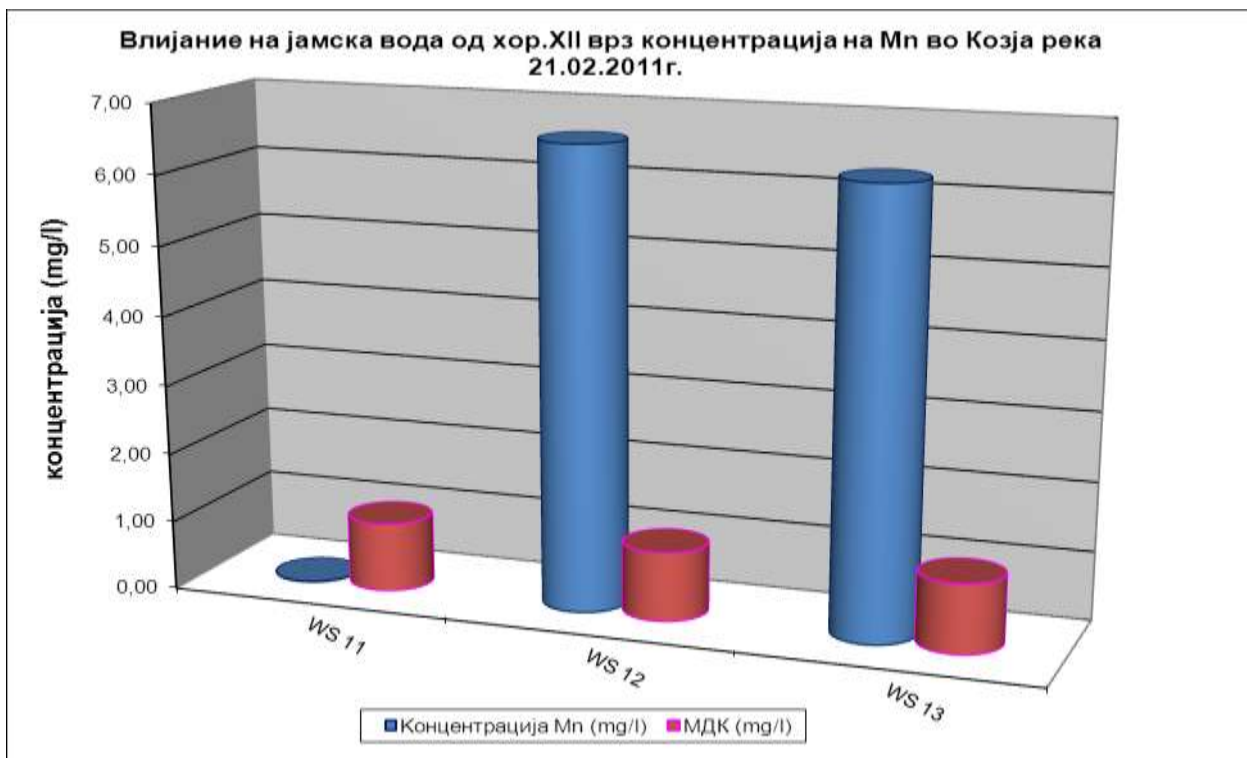
Слика 64. Концентрација на Cd во Козја Река пред и после влијание на кисели руднички дренажи од неактивна јама XII

Figure 64. Cd concentration in Kozja river before and after the AMD impact from abandoned pit XII



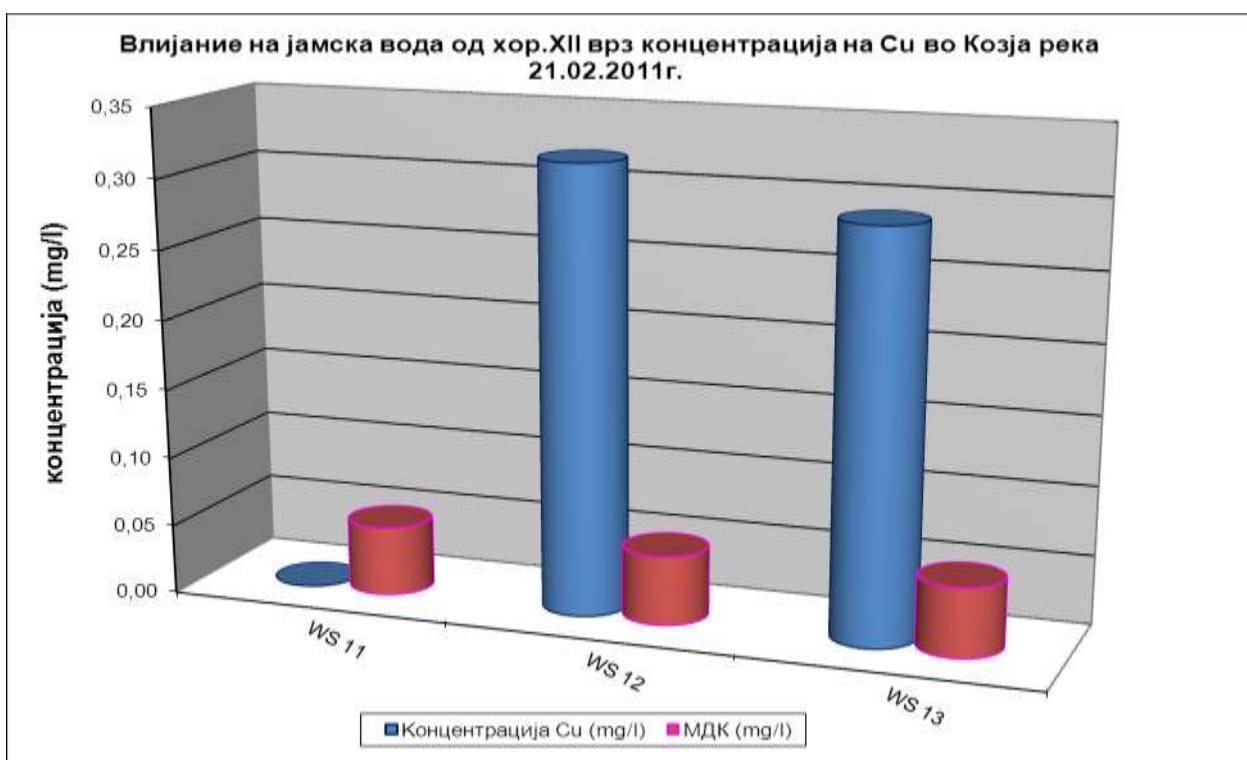
Слика 65. Концентрација на Fe во Козја Река пред и после влијание на кисели руднички дренажи од неактивна јама XII

Figure 65. Fe concentration in Kozja river before and after the AMD impact from abandoned pit XII



Слика 66. Концентрација на Mn во Козја Река пред и после влијание на кисели руднички дренажи од неактивна јама XII

Figure 66. Mn concentration in Kozja river before and after the AMD impact from abandoned pit XII



Слика 67. Концентрација на Cu во Козја Река пред и после влијание на кисели руднички дренажи од неактивна јама XII

Figure 67. Cu concentration in Kozja river before and after the AMD impact from abandoned pit XII

Дијаграмите (Сл.62-67) даваат визуелна претстава за влијанието на јамските води од старата неактивна јама XII врз зголемувањето на концентрациите на метал во Козја Река т.е. јасно се гледа дека пред влијанието на овие води концентрациите на метал во Козја Река се во рамките на МДК, а после нивното влијание доаѓа до многукратно зголемување на концентрациите на метал во Козја Река (со исклучок на Fe, кое останува во рамките на МДК). Овие констатации ја наложуваат потребата од контрола и третман на киселите руднички дренажи од старата неактивна јама XII.

- **WS 4 „Каменичка Река О.Т. влез”**



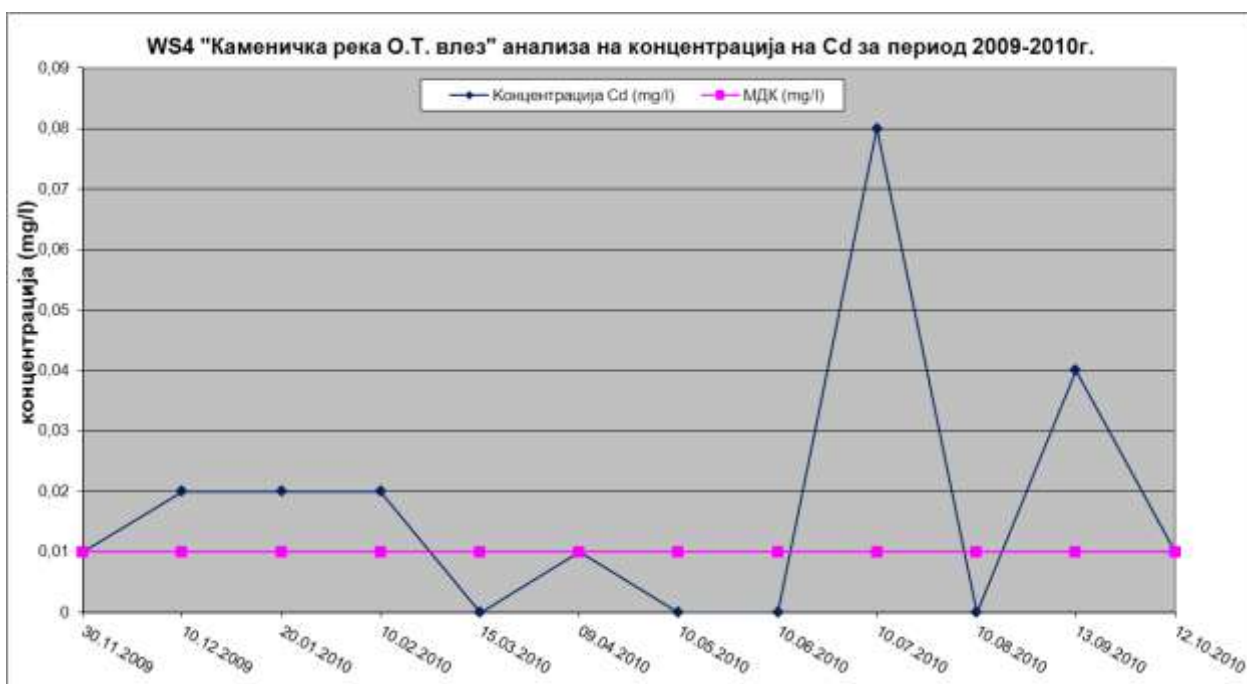
Слика 68. Концентрација на Pb во р.Каменичка- опточен тунел влез (WS 4) во период 2009-2010

Figure 68. Pb concentration in Kamenicka river- entrance of a tunnel lining (WS 4) during 2009-2010



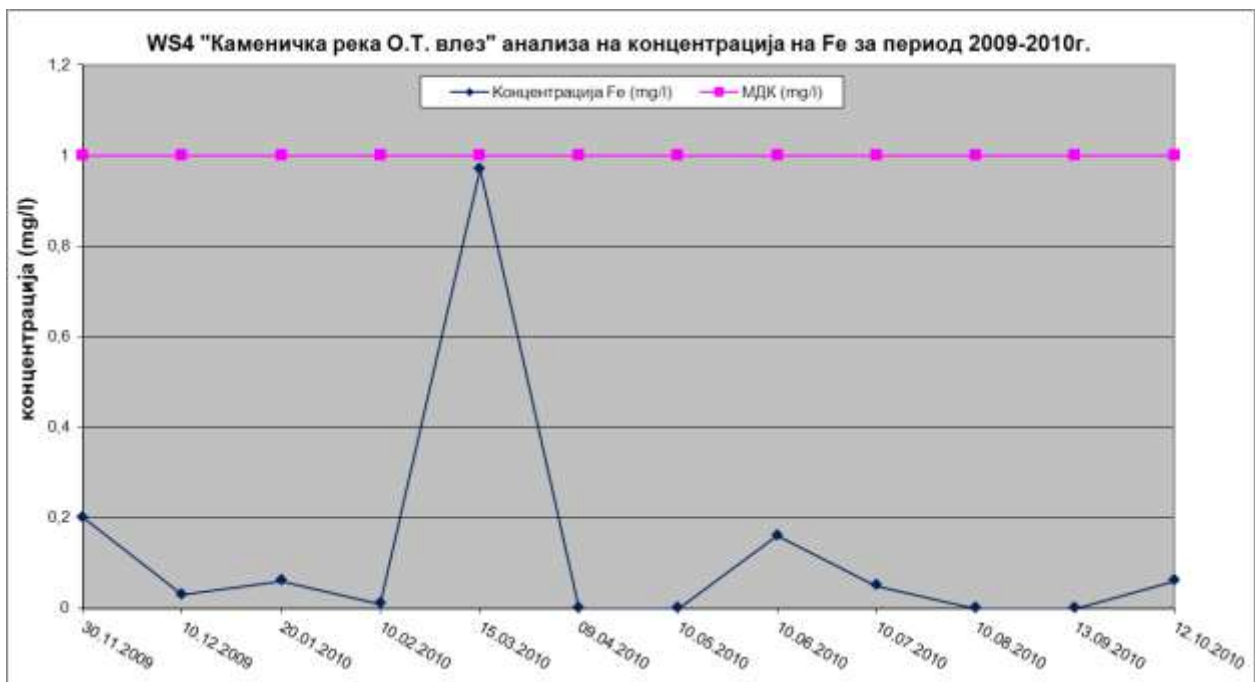
Слика 69. Концентрација на Zn во р.Каменичка- опточен тунел влез (WS 4) во период 2009-2010

Figure 69. Zn concentration in Kamenicka river- entrance of a tunnel lining (WS 4) during 2009-2010



Слика 70. Концентрација на Cd во р.Каменичка- опточен тунел влез (WS 4) во период 2009-2010

Figure 70. Cd concentration in Kamenicka river- entrance of a tunnel lining (WS 4) during 2009-2010



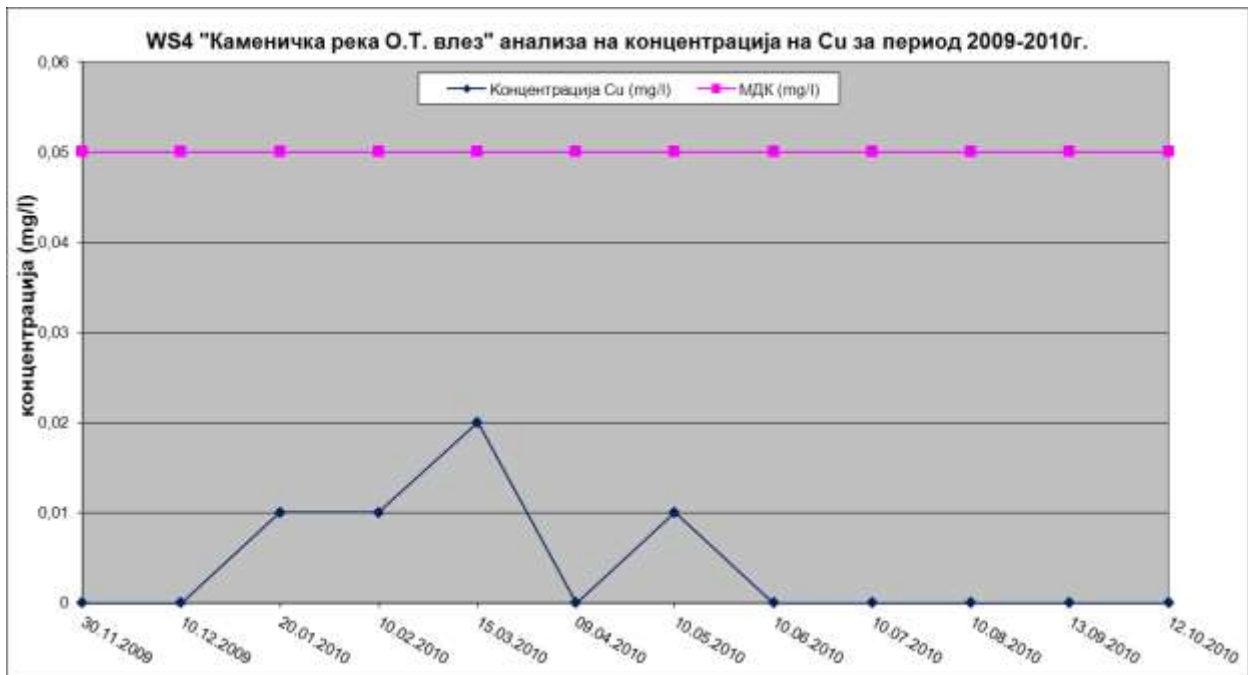
Слика 71. Концентрација на Fe во р.Каменичка- опточен тунел влез (WS 4) во период 2009-2010

Figure 71. Fe concentration in Kamenicka river- entrance of a tunnel lining (WS 4) during 2009-2010



Слика 72. Концентрација на Mn во р.Каменичка- опточен тунел влез (WS 4) во период 2009-2010

Figure 72. Mn concentration in Kamenicka river- entrance of a tunnel lining (WS 4) during 2009-2010



Слика 73. Концентрација на Си во р.Каменичка- опточен тунел влез (WS 4) во период 2009-2010

Figure 73. Cu concentration in Kamenicka river- entrance of a tunnel lining (WS 4) during 2009-2010

Од дијаграмите (Слики 68-73) може да се констатира дека концентрацијата на тешки метали Zn (континуирано), Pb, Cd, Mn (периодично) во водите на Каменичка Река кај опточен тунел влез се многукратно над МДК за III категорија регулирани со „Уредба за класификација на води“- Сл. весник на Р.М. бр.18/99 (со исклучок на Fe, Cu).

Водите на Каменичка Река во мерно место WS4 „опточен тунел влез“ се збирни води од Црвена, Свиња и Козја Река и помали планински притоки и во ова мерно место нема влијание од тековните активности на Рудник САСА ДОО, бидејќи јамските води од активните хоризонти XV, XVI, XIVb (чија локација е возводно од ова мерно место) се зафатени со цевковод и транспортирани во таложното езеро на активното јаловиште бр.3-2 фаза, а јамските води од хор.XIV каде нема експлоатација но се одвива јамскиот транспорт се одведуваат во флотација. Значи зголемената концентрација на тешки метали во Каменичка Река во мерно место WS4 „опточен тунел влез“ е последица на историското антропогено влијание (руднички дренажи од стари неактивни јами) кое како што веќе констатиравме доаѓа од старите неактивни јами II и XII.

- **WS 5 „Каменичка Река после јаловиште”**



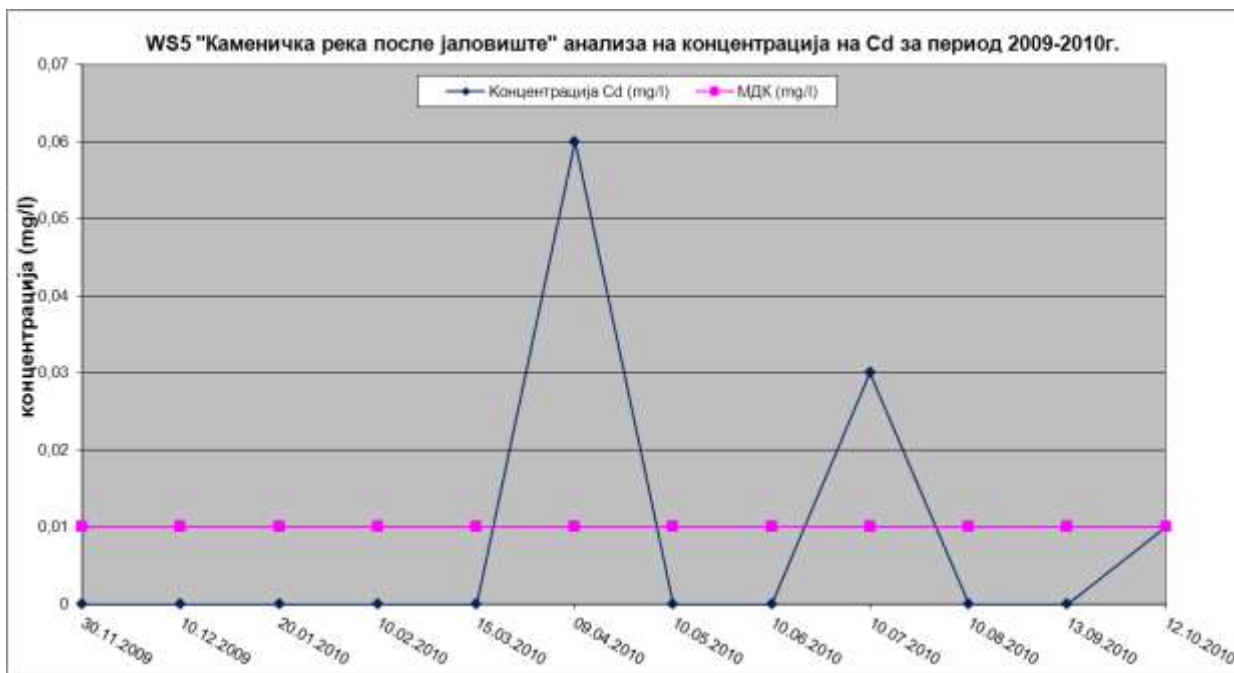
Слика 74. Концентрација на Pb во р.Каменичка после јаловиште (WS 5) во период 2009-2010

Figure 74. Pb concentration in Kamenicka river after tailing dam (WS 5) during 2009-2010



Слика 75. Концентрација на Zn во р.Каменичка после јаловиште (WS 5) во период 2009-2010

Figure 75. Zn concentration in Kamenicka river after tailing dam (WS 5) during 2009-2010



Слика 76. Концентрација на Cd во р.Каменичка после јаловиште (WS 5) во период 2009-2010

Figure 76. Cd concentration in Kamenicka river after tailing dam (WS 5) during 2009-2010



Слика 77. Концентрација на Fe во р.Каменичка после јаловиште (WS 5) во период 2009-2010

Figure 77. Fe concentration in Kamenicka river after tailing dam (WS 5) during 2009-2010



Слика 78. Концентрација на Mn во р.Каменичка после јаловиште (WS 5) во период 2009-2010

Figure 78. Mn concentration in Kamenicka river after tailing dam (WS 5) during 2009-2010



Слика 79. Концентрација на Cu во р.Каменичка после јаловиште (WS 5) во период 2009-2010

Figure 79. Cu concentration in Kamenicka river after tailing dam (WS 5) during 2009-2010

Во мерното место **WS 5** покрај историското е присутно и рецентното антропогено влијание од активностите на одлагање флотациска јаловина (влијание од дренажите од јаловиште и преливните води од таложното езеро на

активното јаловиште). Од дијаграмите (Слики 74-79) може да се констатира дека концентрациите на тешки метали во водите на Каменичка Река после јаловиште се варијабилни, но влијанието од јаловиштето нема да биде предмет на анализа во оваа магистерска работа. Мерното место WS 5 ќе го земеме компаративно, за да го споредиме влијанието на јамските води од хор.830 врз Каменичка Река.

- **WS 6 „Каменичка Река после хор.830”**



Слика 80. Концентрација на Pb во р.Каменичка после хор.830 (WS 6) во период 2009-2010

Figure 80. Pb concentration in Kamenicka river after hor.830 (WS 6) during 2009-2010



Слика 81. Концентрација на Zn во р.Каменичка после хор.830 (WS 6) во период 2009-2010

Figure 81. Zn concentration in Kamenicka river after hor.830 (WS 6) during 2009-2010



Слика 82. Концентрација на Cd во р.Каменичка после хор.830 (WS 6) во период 2009-2010

Figure 82. Cd concentration in Kamenicka river after hor.830 (WS 6) during 2009-2010



Слика 83. Концентрација на Fe во р.Каменичка после хор.830 (WS 6) во период 2009-2010

Figure 83. Fe concentration in Kamenicka river after hor.830 (WS 6) during 2009-2010



Слика 84. Концентрација на Mn во р.Каменичка после хор.830 (WS 6) во период 2009-2010

Figure 84. Mn concentration in Kamenicka river after hor.830 (WS 6) during 2009-2010



Слика 85. Концентрација на Си во р.Каменичка после хор.830 (WS 6) во период 2009-2010

Figure 85. Cu concentration in Kamenicka river after hor.830 (WS 6) during 2009-2010

Од дијаграмите (Слики 80-85) може да се констатира дека концентрацијата на тешките метали Pb, Zn, Cd и Mn во водите на Каменичка Река после хор.830 се над МДК за III категорија регулирани со „Уредба за класификација на води“-Сл. весник на Р.М. бр.18/99 (со исклучок на Fe, Cu).

Во мерното место **WS 6** покрај историското (од старите неактивни јами II и XII) и рецентното антропогено влијание од активностите на одлагање флотациска јаловина (влијание од дренажите од јаловиште и преливните води од таложното езеро на активното јаловиште), е присутно и антропогеното влијание од рудничките дренажи од хор.830 (сл.86).



Слика 86. Јамски води од хор.830
Figure 86. Mine waters from hor.830

Во периодот ноември 2009- октомври 2010 год. во кој е вршен мониторинг на површинските води кои го дренаат рудното подрачје САА, земани се проби и од рудничките дренажи од хор.830 во мерно место WS 14 и отпадните води од таложник на хор.830 WS 15 (сл. 36 и таб. 15).

Табела 15. Мерни места на руднички дренажи од хор.830.
Table 15. Sampling location of “hor.830” mine drainages

| Ознака | Мерно место | Y | X | Z |
|--------|-----------------------------|--------------|--------------|--------|
| WS 14 | Јама „хор.830” | 7 628 073,86 | 4 661 877,11 | 821,00 |
| WS 15 | О.В. од таложник на хор.830 | 7 628 093,28 | 4 661 826,73 | 819,00 |

Рудничките дренажи од хор.830 се канализирани во таложник со $V= 1.800\text{m}^3$ (сл.87) каде што се врши гравитациско таложење на рудничките дренажи. Рудничките дренажи од хор.830 имаат просечни количини на проток од 30 l/s, со перспективно проектирани количини на проток на рудничките дренажи од 100 l/s, поради отворање на нови поткоп. Во табела 16 се дадени хемиско-механичките параметри на рудничките дренажи од хор.830 пред влез во таложникот и

отпадните води кои што излегуваат од таложникот на хор.830 за периодот ноември 2009-октомври 2010.



Слика 87. Таложник на хор.830
Figure 87. Settling pond on a hor.830

Табела 16. Резултати од хемиска анализа на руднички дренажи од хор.830 пред и после механички третман

Table 16. Analysis report of “hor.830” mine drainage before and after mechanical treatment

| Мерно место | Дата | pH | Сув остаток (mg/l) | | | mg/l | | | | | |
|--|------------|------|----------------------------|-----------------|-------------------|--------------|---------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | | | Не фил. | Фил. | Сусп. мат. | Pb | Zn | Cd | Fe | Mn | Cu |
| | | | Раст. и нерас т. мат. (TS) | Рас. мат. (TDS) | Нерас. мат. (TSS) | | | | | | |
| Површински води | | | | | | | | | | | |
| WS 14 Руднички дренажи од хор.830 | 30.11.2009 | 7,63 | 1300 | 700 | 600 | 0,010 | 5,720 | 0,030 | 0,150 | 2,500 | 0,010 |
| | 10.12.2009 | 7,74 | 1300 | 1000 | 300 | 0,020 | 0,310 | 0,000 | 0,020 | 2,070 | 0,000 |
| | 20.01.2010 | 7,64 | 900 | 800 | 100 | 0,090 | 8,350 | 0,030 | 0,120 | 2,800 | 0,000 |
| | 10.02.2010 | 7,83 | 1300 | 1100 | 200 | 0,120 | 9,470 | 0,020 | 0,030 | 2,920 | 0,010 |
| | 15.03.2010 | 7,34 | 1500 | 1100 | 400 | 0,190 | 15,500 | 0,020 | 4,370 | 0,000 | 0,090 |
| | 09.04.2010 | 7,47 | 200 | 100 | 100 | 0,120 | 10,170 | 0,000 | 0,130 | 3,340 | 0,000 |
| | 10.05.2010 | 7,39 | 2000 | 800 | 1200 | 0,000 | 8,990 | 0,040 | 0,000 | 3,300 | 0,000 |
| | 10.06.2010 | 7,33 | 900 | 800 | 100 | 0,100 | 8,840 | 0,040 | 0,080 | 2,390 | 0,000 |
| | 10.07.2010 | 7,23 | 1400 | 1000 | 400 | 0,190 | 8,130 | 0,070 | 0,090 | 1,810 | 0,000 |
| | 10.08.2010 | 7,58 | 700 | 600 | 100 | 0,060 | 7,300 | 0,010 | 0,010 | 2,130 | 0,020 |
| | 13.09.2010 | 7,20 | 700 | 600 | 100 | 0,020 | 5,970 | 0,040 | 0,010 | 1,950 | 0,000 |
| 12.10.2010 | 7,50 | 1200 | 1200 | 0 | 0,080 | 2,420 | 0,020 | 0,000 | 1,620 | 0,000 | |

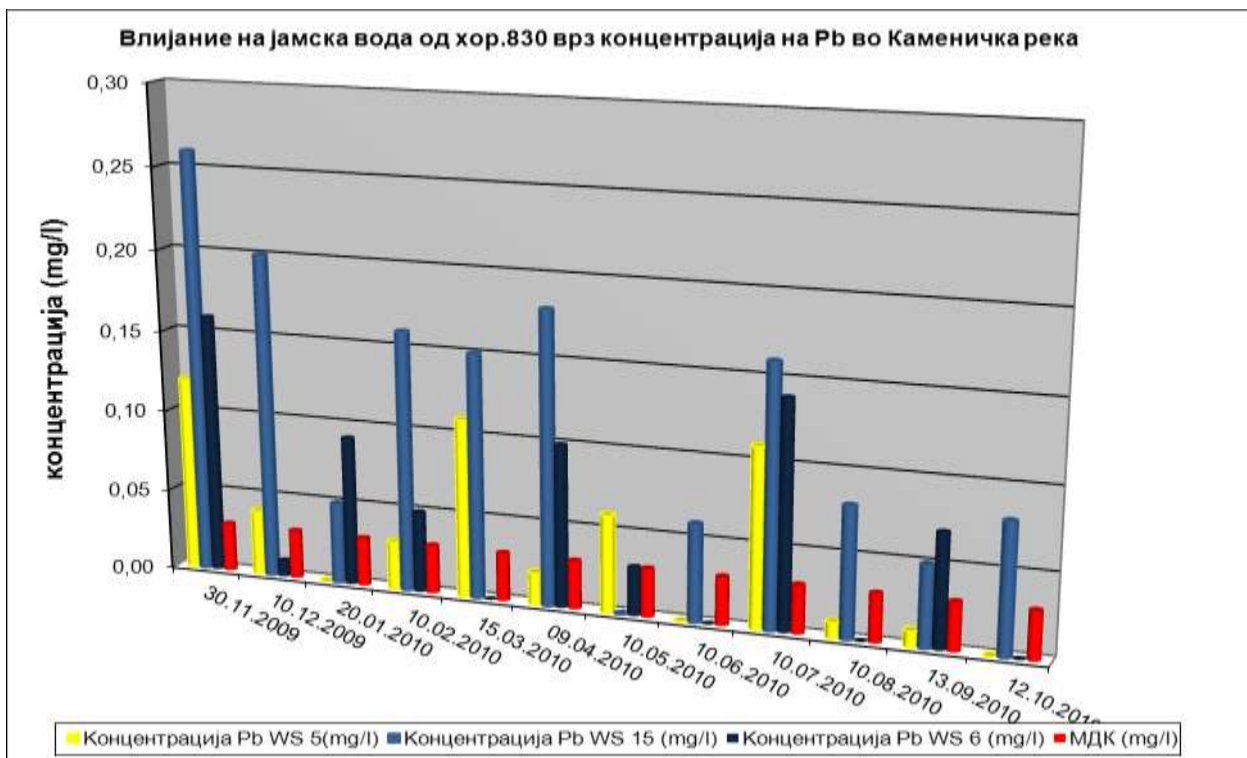
| | | | | | | | | | | | |
|--|------------|----------------|----------|--------------|--------------|--------------|---------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| WS 15 Отпад. води од таложник 830 | 30.11.2009 | 7,67 | 1300 | 800 | 500 | 0,260 | 4,110 | 0,060 | 0,000 | 2,200 | 0,010 |
| | 10.12.2009 | 8,02 | 1600 | 500 | 1100 | 0,200 | 4,610 | 0,010 | 0,080 | 2,020 | 0,000 |
| | 20.01.2010 | 8,08 | 1000 | 800 | 200 | 0,050 | 0,400 | 0,010 | 0,190 | 1,040 | 0,040 |
| | 10.02.2010 | 7,97 | 1000 | 800 | 200 | 0,160 | 7,170 | 0,040 | 0,040 | 2,860 | 0,000 |
| | 15.03.2010 | 7,92 | 300 | 200 | 100 | 0,150 | 10,020 | 0,000 | 4,290 | 0,010 | 0,040 |
| | 09.04.2010 | 8,00 | 1000 | 800 | 200 | 0,180 | 10,480 | 0,000 | 0,120 | 3,500 | 0,000 |
| | 10.05.2010 | 7,76 | 1200 | 1000 | 200 | 0,000 | 8,760 | 0,010 | 0,050 | 3,260 | 0,000 |
| | 10.06.2010 | 7,60 | 900 | 800 | 100 | 0,060 | 6,310 | 0,000 | 0,120 | 1,820 | 0,000 |
| | 10.07.2010 | 7,54 | 1000 | 900 | 100 | 0,160 | 5,500 | 0,070 | 0,060 | 1,700 | 0,000 |
| | 10.08.2010 | 7,84 | 700 | 700 | 0 | 0,080 | 5,300 | 0,000 | 0,000 | 1,910 | 0,000 |
| | 13.09.2010 | 7,65 | 1400 | 1200 | 200 | 0,050 | 4,500 | 0,030 | 0,030 | 1,930 | 0,000 |
| | 12.10.2010 | 7,78 | 800 | 800 | 0 | 0,080 | 4,250 | 0,000 | 0,000 | 1,480 | 0,010 |
| МДК | | 6,5-9,0 | / | 1.000 | 30-60 | 0,030 | 0,200 | 0,010 | 1,000 | 1,000 | 0,050 |

*МДК се за III категорија регулирани со „Уредба за класификација на води“- Сл.в на Р.М. бр.18/99.

*Затемнетите вредности означуваат дека параметрите се над МДК

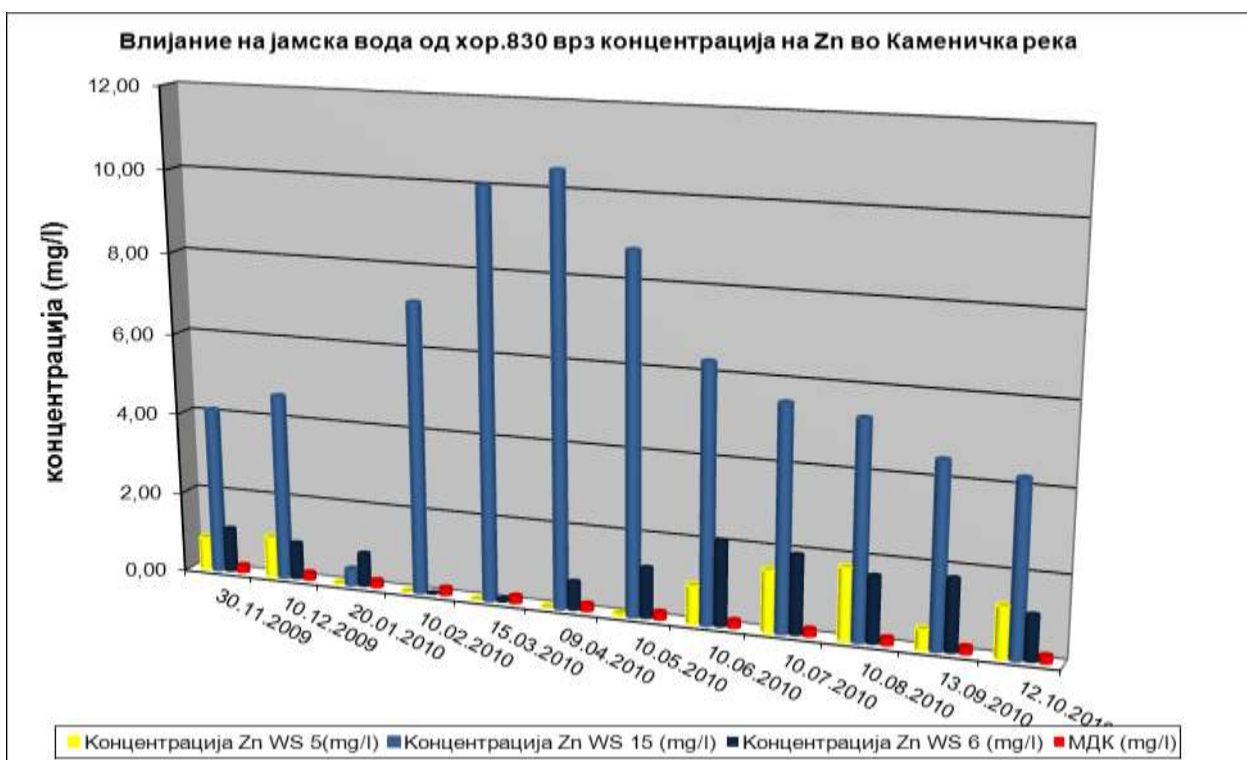
Бидејќи во постоечкиот таложник се врши само гравитациско таложење на рудничките дренажи од хор.830, очекувано е дека неговата ефикасност по однос на намалување на концентрацијата на тешките метали е минимална, или не постои.

Резултатите од хемиската анализа на рудничките дренажи од хор.830 (WS 14) и отпадните води од таложникот на хор.830 (WS15) покажаа континуирано многу високи концентрации на Pb, Zn, Mn и повремено Cd, што секако дека има влијание на Каменичка Река после хор.830 (WS 6) . На дијаграмите подолу (сл.88-93) графички ќе го прикажеме влијанието на гравитациски пречистените јамски води од хор 830 (WS 15) врз концентрацијата на металите во Каменичка Река т.е. состојбата со концентрација на метали во Каменичка Река пред (WS 5) и после (WS 6) влијанието на гравитациски пречистените руднички дренажи од хор.830.



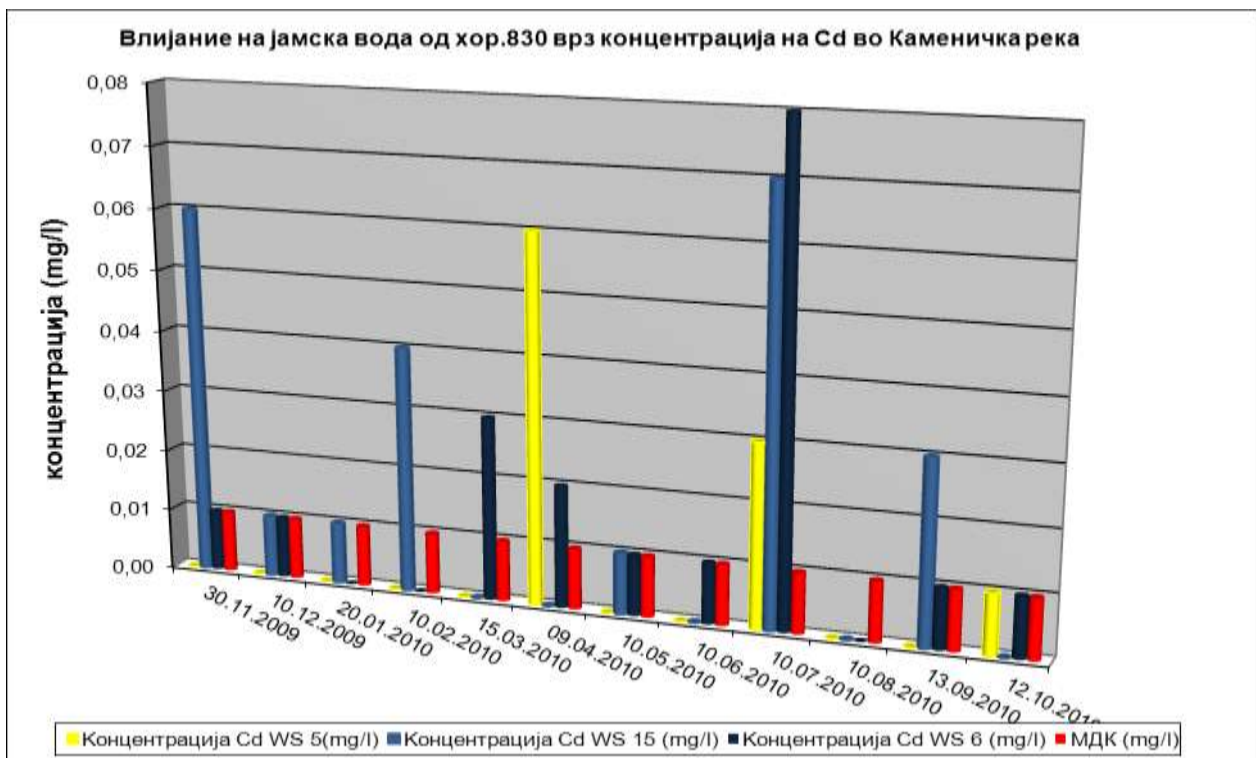
Слика 88. Концентрација на Pb во Каменичка Река пред и после влијание на руднички дренажи од хор.830

Figure 88. Pb concentration in Kamenicka river before and after the mine drainage impact from hor.830



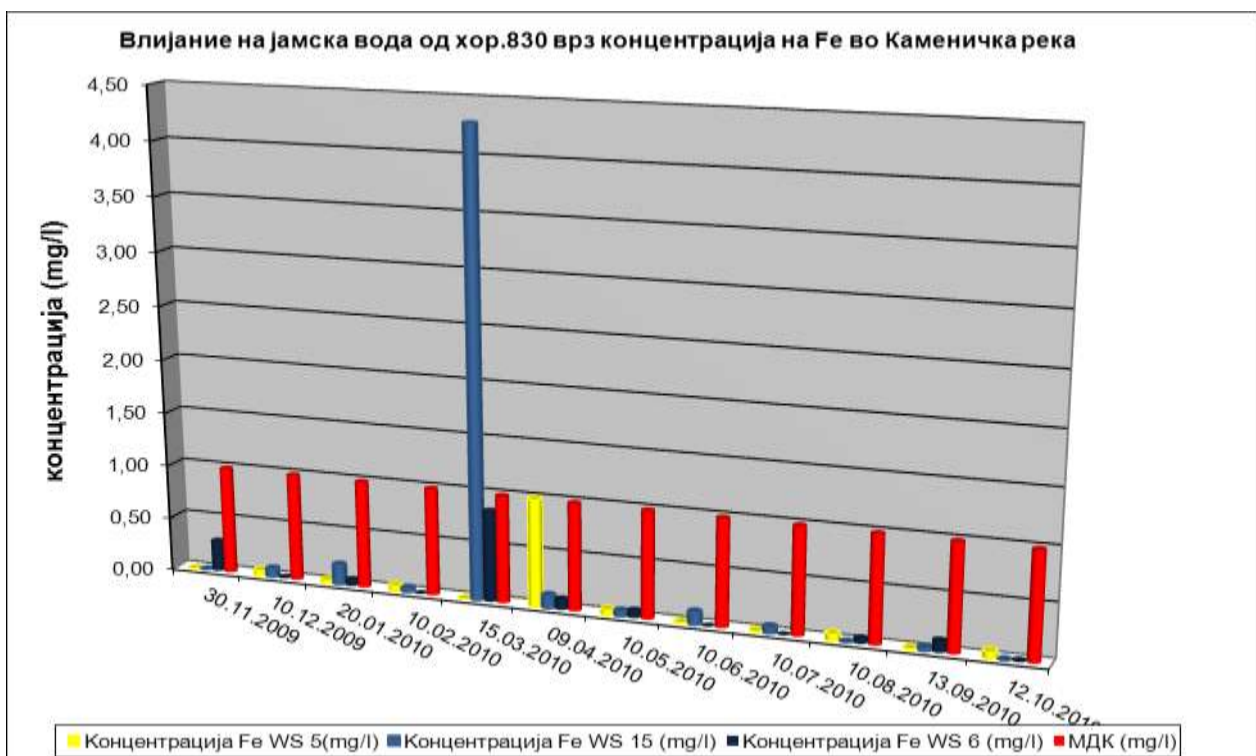
Слика 89. Концентрација на Zn во Каменичка Река пред и после влијание на руднички дренажи од хор.830

Figure 89. Zn concentration in Kamenicka river before and after the mine drainage impact from hor.830



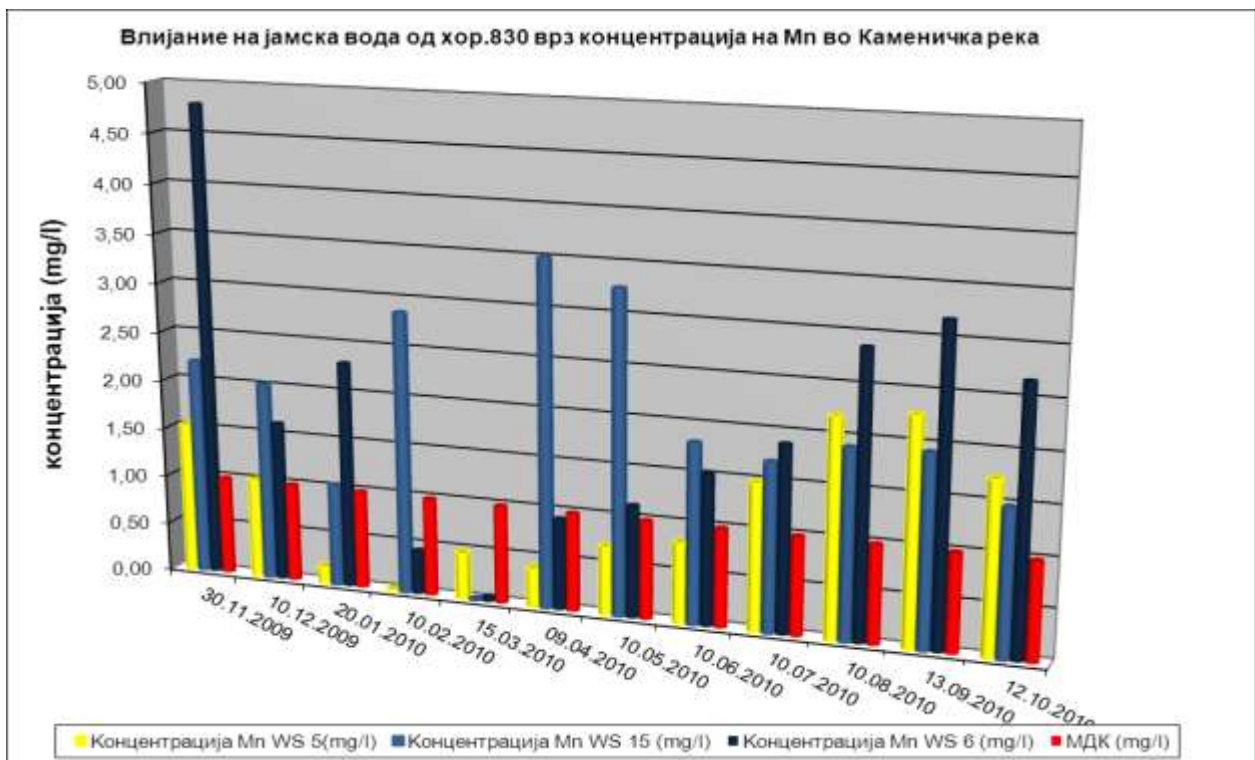
Слика 90. Концентрација на Cd во Каменичка Река пред и после влијание на руднички дренажи од хор.830

Figure 90. Cd concentration in Kamenicka river before and after the mine drainage impact from hor.830



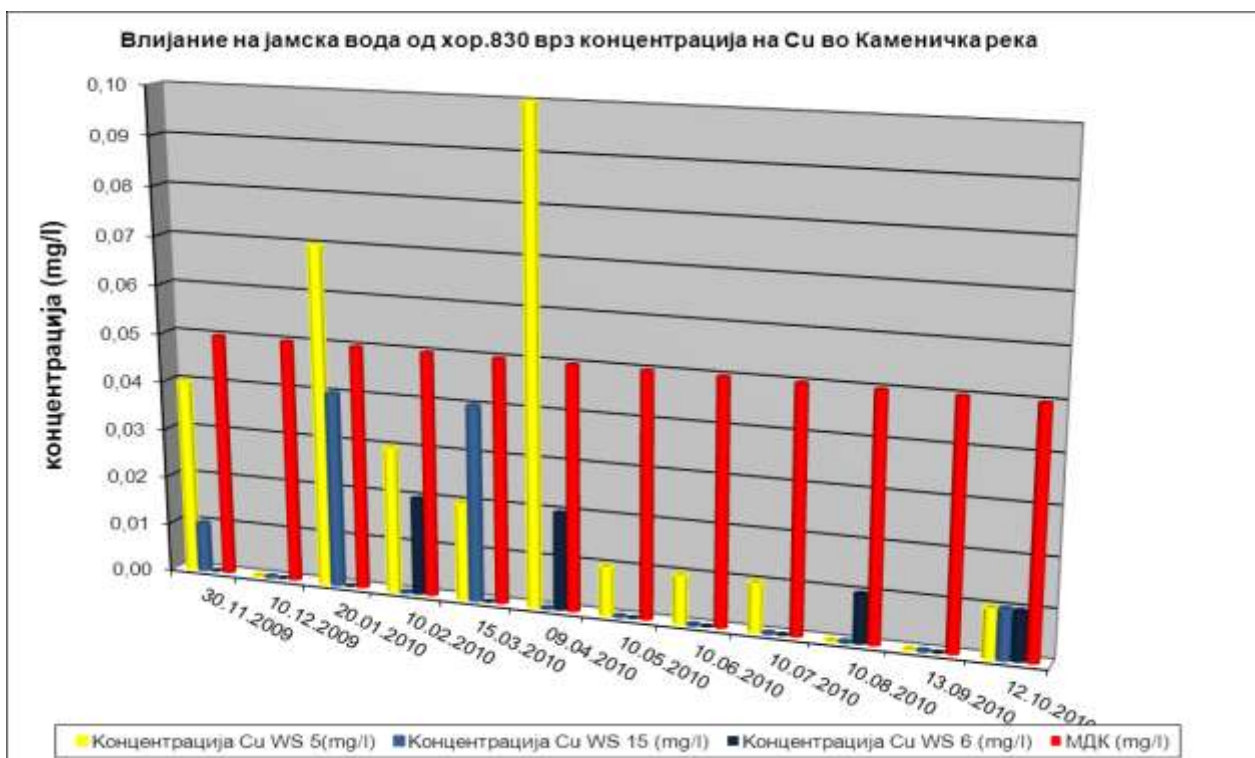
Слика 91. Концентрација на Fe во Каменичка Река пред и после влијание на руднички дренажи од хор.830

Figure 91. Fe concentration in Kamenicka river before and after the mine drainage impact from hor.830



Слика 92. Концентрација на Mn во Каменичка Река пред и после влијание на руднички дренажи од хор.830

Figure 92. Mn concentration in Kamenicka river before and after the mine drainage impact from hor.830



Слика 93. Концентрација на Cu во Каменичка Река пред и после влијание на руднички дренажи од хор.830

Figure 93. Cu concentration in Kamenicka river before and after the mine drainage impact from hor.830

Од дијаграмите (сл.88-93) може да се види влијанието на гравитациски пречистените руднички дренажи од хор.830 врз Каменичка Река. И пред влијанието на овие води концентрациите на одредени метали во Каменичка Река се над МДК (последича на влијанието од старите неактивни јами II и XII и од активностите на одлагање флотациска јаловина), а после влијанието на рудничките дренажи од хор.830 доаѓа до зголемување на концентрациите на Pb, Zn, Mn, а повремено и Cd во Каменичка Река.

Малата ефикасност на постоечкиот таложник и влијанието на рудничките дренажи од хор.830 врз хемиско - механичките параметри на Каменичка Река ја наложува потребата од избор на соодветен третман на рудничките дренажи од хор.830.

- **WS 7 „Каменичка Река во Д.Саса“**



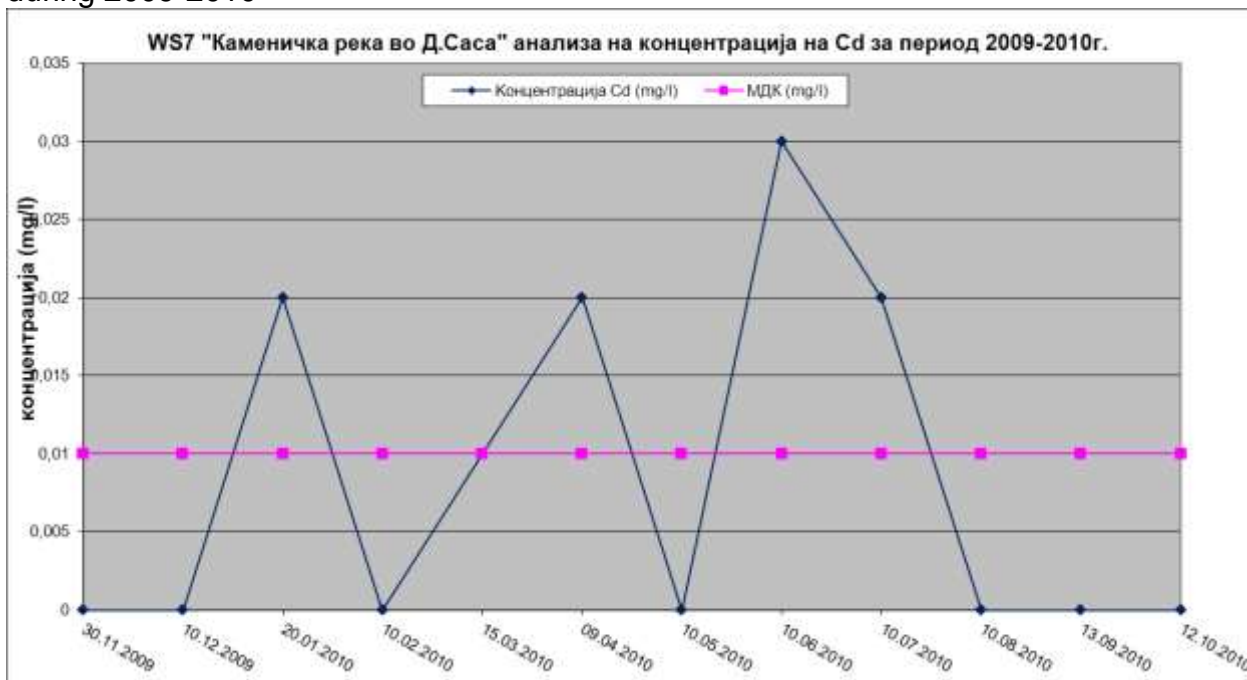
Слика 94. Концентрација на Pb во р.Каменичка кај населено место Д.Саса (WS 7) во период 2009-2010

Figure 94. Pb concentration in Kamenicka river in a populated area D.Sasa (WS 7) during 2009-2010



Слика 95. Концентрација на Zn во р.Каменичка кај населено место Д.Саса (WS 7) во период 2009-2010

Figure 95. Zn concentration in Kamenicka river in a populated area D.Sasa (WS 7) during 2009-2010



Слика 96. Концентрација на Cd во р.Каменичка кај населено место Д.Саса (WS 7) во период 2009-2010

Figure 96. Cd concentration in Kamenicka river in a populated area D.Sasa (WS 7) during 2009-2010



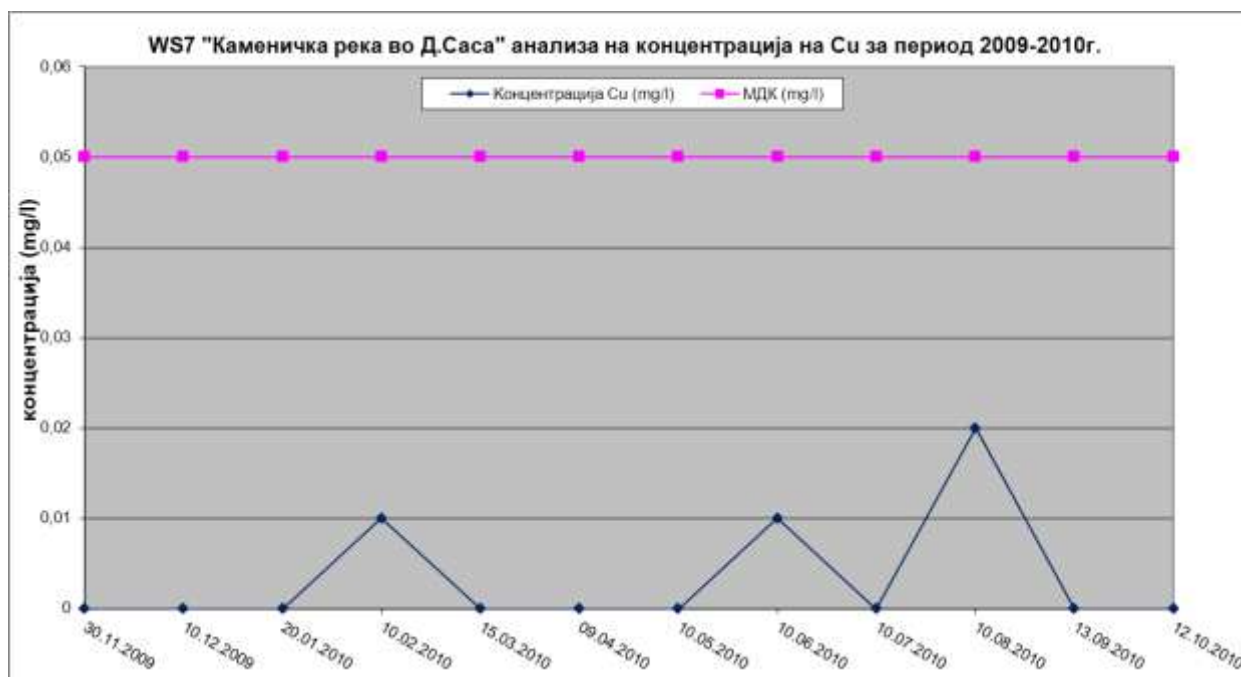
Слика 97. Концентрација на Fe во р.Каменичка кај населено место Д.Саса (WS 7) во период 2009-2010

Figure 97. Fe concentration in Kamenicka river in a populated area D.Sasa (WS 7) during 2009-2010



Слика 98. Концентрација на Mn во р.Каменичка кај населено место Д.Саса (WS 7) во период 2009-2010

Figure 98. Mn concentration in Kamenicka river in a populated area D.Sasa (WS 7) during 2009-2010



Слика 99. Концентрација на Си во р.Каменичка кај населено место Д.Саса (WS 7) во период 2009-2010

Figure 99. Cu concentration in Kamenicka river in a populated area D.Sasa (WS 7) during 2009-2010

Од дијаграмите (Слики 94-99) може да се констатира дека концентрацијата на тешките метали Zn и Mn (континуирано), Pb и Cd (периодично) во водите на Каменичка Река во населено место Д.Саса се над МДК за III категорија регулирани со „Уредба за класификација на води“- Сл. весник на Р.М. бр.18/99 (со исклучок на Fe, Cu).

Мерното место WS 7 „Каменичка Река во Д.Саса“ е последна низводна точка по течението на Каменичка Река, што значи дека зголемените концентрации на тешки метали во водите на Каменичка Река во ова мерно место се последица на историското антропогено влијание од рудничките дренажи од старите неактивни јами II и XII, како и влијанието од активностите на денешениот рудник Саса т.е. рудничките дренажи од хор.830 и влијанието од активностите од одлагање флотациска јаловина. Веќе рековме дека влијанието од активностите на одлагање на флотациска јаловина нема да биде предмет на анализа во оваа магистерска работа. Акцентот е ставен на влијанието на рудничките дренажи врз површинските води и понатамошните истражувања ќе бидат во насока на подобрување на квалитетот на рудничките дренажи од хор.830 со примена на постоечките познати технологии за пасивен и активен третман на руднички дренажи.

3.2 Земање примероци од рудничките дренажи од хор.830 во Рудник САСА ДОО М.Каменица

Изборот и проектирањето на соодветен систем за третман на рудничките дренажи се базира на хемизмот на водата, количината на проток, локалната топографија и карактеристиките на местото (Human and Watzlaf 1995).

За одредување на хемизмот на јамските води од хор.830 (мерно место WS 14) на 29.04.2011 год. се земено примероци согласно ISO 5667:2005 стандардот. Пробите од води се земаат во чисти пластични шишиња од 2 l, кои претходно се припремени (стерилизирани) од страна на персоналот од хемиска лабораторија. Методологијата на опробување е следната:

Затвореното шише го потопуваме под вода, го отвораме капачето, чекаме да се наполни една третина од зафатнината на шишето и го затвораме додека е под површината на водата. Шишето го вадиме, го протресуваме неколку пати и ја истураме водата. Повторно го внесуваме шишето под вода и чекаме додека не се наполни целосно. Откако целата постапка ќе заврши, шишето го означуваме со соодветна ознака. Вака земените примероци во рок од 24 часа се носат во хемиска лабораторија.

Анализата на водите е вршена во Лабораторија за заштита на растенијата и животната средина при Универзитет „Гоце Делчев“ -Штип.

За анализа на хемиско - механичките параметри на водите се користени следните методи и техники:

- **Потенциометриска метода**- одредување на рН и специфична електрична спроводливост- σ ;
- **Гравиметриска метода**- одредување на вкупно суспендирани цврсти честички (TSS- Total Suspended Solids) и вкупно растворени цврсти честички (TDS- Total Dissolved Solids);
- **Атомско-апсорпциона спектрометрија**- квалитативно и квантитативно одредување на хемиските елементи ;
- **Атомско емисиона спектрометрија**- индуктивно спрегната плазма- квалитативно и квантитативно одредување на хемиските елементи;
- **Волуметриска метода**- одредување на нето киселост (mg/L како CaCO_3); и нето алкалност (mg/L како CaCO_3);
- **Спектрофотометриска метода**- одредување на содржина на растворен кислород (DO- Dissolved Oxygen).

Резултатите од хемиска анализа се дадени во таб. 17.

Табела 17. Резултати од хемиска анализа на руднички дренажи од хор.830
Table 17. Analysis report of mine drainage from hor.830

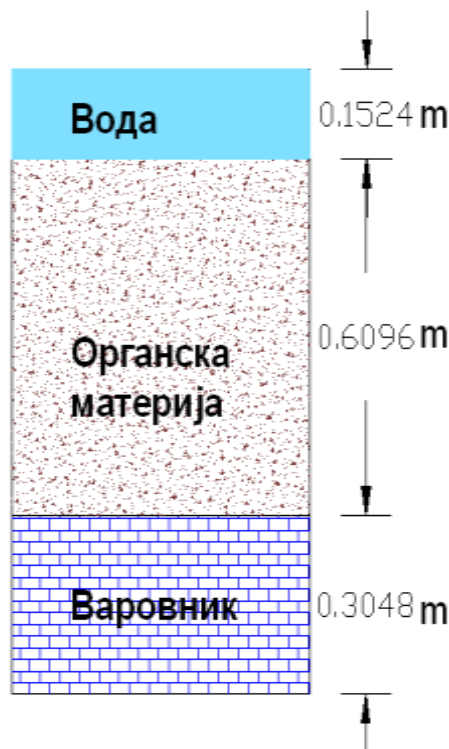
| Параметар | Мерна единица | Вредност |
|--------------------------|------------------------|----------|
| pH | | 6,5 |
| TS | mg/l | 874 |
| TDS | mg/l | 861 |
| TSS | mg/l | 13 |
| Електрична спроводливост | µS/cm | 991 |
| Алкалитет | mg/l CaCO ₃ | 125,6 |
| Киселост | mg/l CaCO ₃ | 50,6 |
| DO | mg O ₂ /l | 7,5 |
| ХПК | mg O ₂ /l | 41,8 |
| Al | mg/l | 0,618 |
| Sb | mg/l | < 0,001 |
| As | mg/l | 0,002 |
| Cu | mg/l | 0,019 |
| Ba | mg/l | 0,003 |
| Be | mg/l | < 0,001 |
| Bi | mg/l | < 0,001 |
| B | mg/l | < 0,01 |
| V | mg/l | < 0,001 |
| Ga | mg/l | < 0,001 |
| Fe | mg/l | 0,115 |
| Cd | mg/l | 0,076 |
| K | mg/l | 39,292 |
| Ca | mg/l | 163,72 |
| Co | mg/l | 0,030 |
| Li | mg/l | 0,014 |
| Mg | mg/l | 76,225 |
| Mn | mg/l | 6,852 |
| Mo | mg/l | < 0,01 |
| Na | mg/l | 12,703 |
| Ni | mg/l | 0,149 |
| Pb | mg/l | 0,017 |
| Ag | mg/l | < 0,001 |
| Sr | mg/l | 1,198 |
| Tl | mg/l | < 0,001 |
| Ti | mg/l | 0,887 |
| Cr | mg/l | < 0,001 |
| Zn | mg/l | 21,65 |
| Cs | mg/l | 0,002 |
| Th | mg/l | < 0,001 |
| U | mg/l | 0 |

3.3 Експериментални истражувања за примена на методи за третман на рудничките дренажи од хор.830

Согласно влезните податоци (хемизам на рудничка дренажа од хор.830, количината на проток, локалната топографија и карактеристиките на местото) е пристапено кон избор на соодветна метода, којашто ќе се симулира во лабораториски услови.

3.3.1 Симулација на анаеробно мочуриште

Врз основа на препораките од општите упатства за конструкција на анаеробни мочуришта, каде што се наведува употреба на 30-60 cm слој од органска материја поставен над 15-30 cm варовничка подлога, или пак сместување на мешавина од органска материја и варовник на длабочина од 50 - 100 cm, пристапено е кон симулација на анаеробно мочуриште во лабораториски услови (21.10.2010г.). За реализација на експериментот се обезбедени пластични садови со $V=230$ l, два типа на варовнички камен од кои едниот е со содржина на $\text{CaCO}_3 = 93-95 \%$, а другиот со $> 98\% \text{CaCO}_3$. Гранулацијата на варовничкиот камен е 2-2,5 cm. Како органска материја е користена распадната шума од околината на рудникот САСА. Во првиот сад е користен варовнички камен со содржина на $\text{CaCO}_3 = 93-95 \%$, а во вториот со $> 98\% \text{CaCO}_3$. Органската материја е иста и во двата случаи. Словите од варовник и органска материја се распоредени во пластичните садови како на сл.100 и се наполнети со јамска вода од хор.830. Симулацијата е вршена три пати заради репродуктивност на резултатите.



Слика 100. Шематски приказ на распоред на материјал за анаеробно мочуриште
Figure 100. Schematic arrangement of the layouts of anaerobic wetland

Општа препорака за анаеробните мочуришта е дека е потребна голема површина и долго време на задржување (престој), бидејќи како и кај другите системи за пасивен третман нивната ефикасност во отстранувањето на Mn е ограничена, освен во случај кога се користат големи површини. Време на задржување (престој) претставува просечното време кое одредена материја го поминува во одреден систем. Основната дефиниција за време на задржување има и универзална математичка равенка (рав.13), која може да се адаптира на различни дисциплини.

$$t = V_w / Q$$

13

каде :

t – време на задржување (престој) (h)

V_w – капацитет на системот за задржување на водата (m^3)

Q – количина на проток на водата која влегува во системот (m^3/h)

На платото на хор.830 максималната корисна површина на која би можело да се направи анаеробно мочуриште е околу $2.100 m^2$. Имајќи предвид дека

препорачаната висина на водата е 0,1524 m, капацитетот на системот за задржување на водата би бил $V_w = 320,04 \text{ m}^3$, а максималното време на задржување (по однос на максималната корисна површина од 2.100 m^2 и просечни количини на проток на јамската вода од хор.830 од 30 l/s или $108 \text{ m}^3/\text{h}$) би било:

$$t_{\max} = 320,04 \text{ m}^3 / 108 \text{ m}^3/\text{h} = 2,96 \text{ h} \sim 3 \text{ h}$$

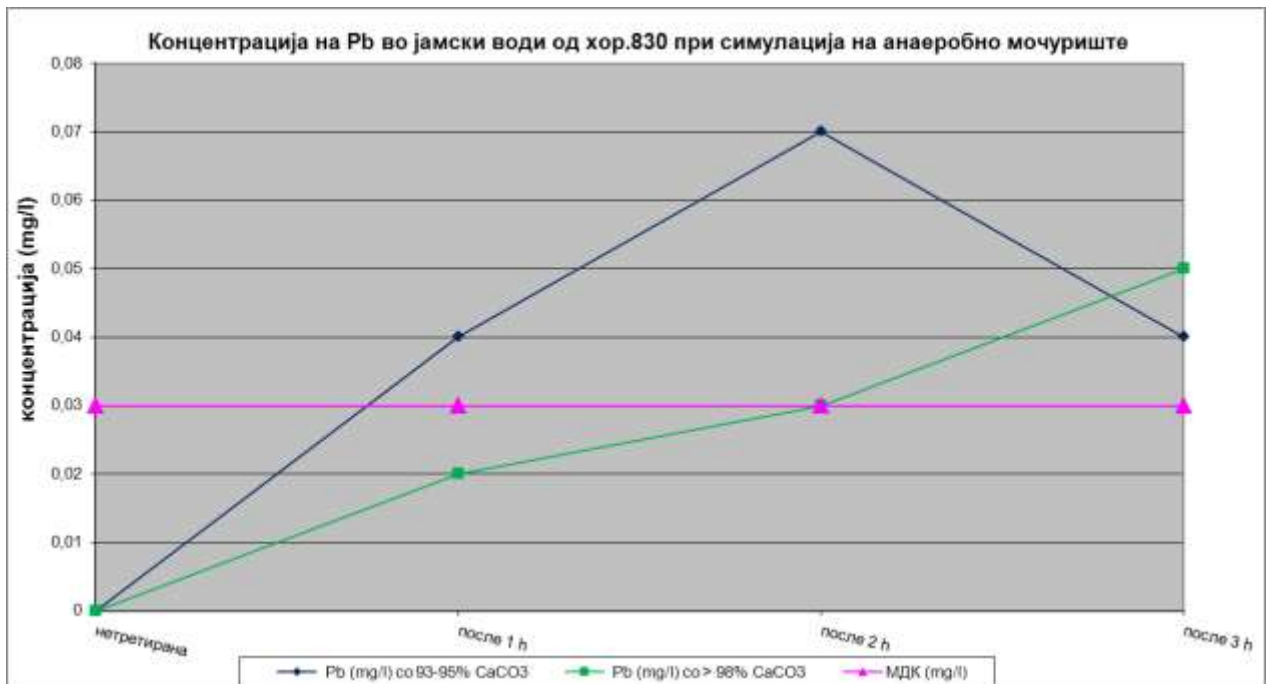
Врз основа на пресметаното t_{\max} , земени се проби од третираната вода после 1h, 2h и 3h престој во пластичните садови (симулација на време на престој во анаеробно мочуриште), со цел да се одреди оптималното време на престој. Резултатите од хемиската анализа кои ја претставуваат средната вредност од повторените опити, се прикажани во таб.18.

Табела 18. Резултати од хемиска анализа на руднички дренажи од хор.830 пред и после симулација на анаеробно мочуриште

Table 18. Analysis report of “hor.830” mine drainage before and after simulation of anaerobic wetland

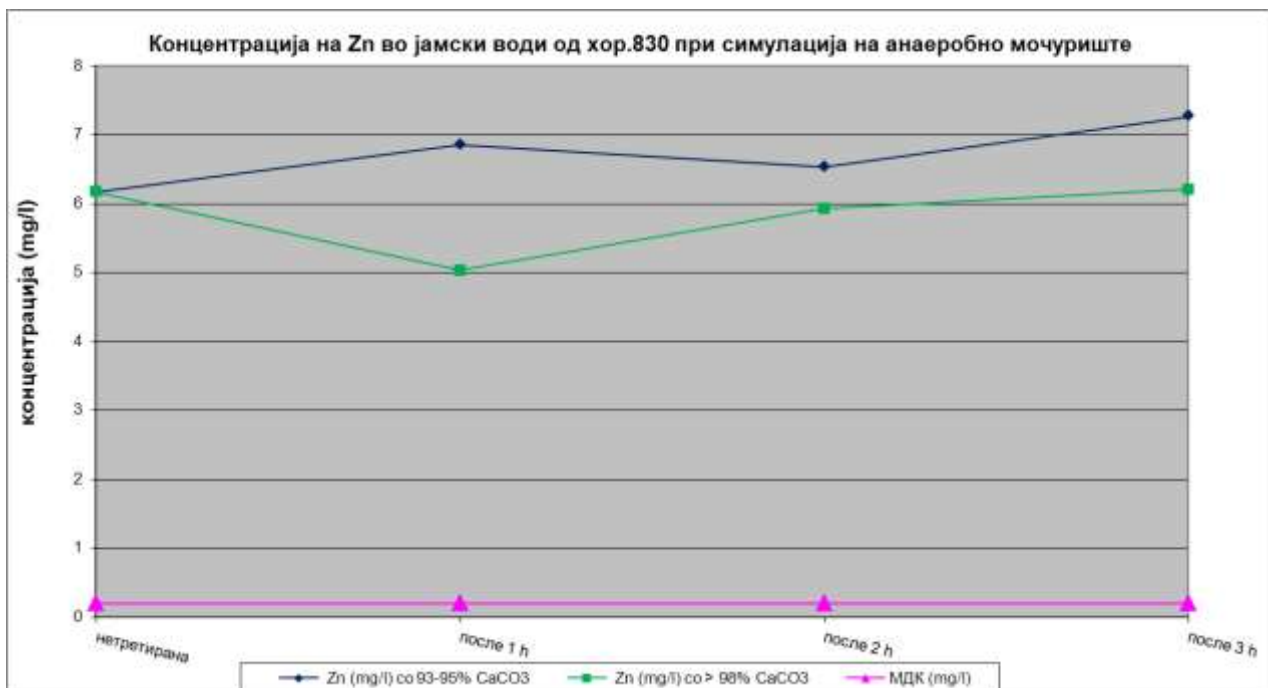
| 21.10.2010 | Ознака на проба | pH | Сув остаток | | | mg/l | | | | | |
|--|---------------------------|-----------------|-------------------|-------|------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | | | Не фил. | Фил. | Сусп. мат. | Pb | Zn | Cd | Fe | Mn | Cu |
| Проба | Раст. и нераст. мат. (TS) | Рас. мат. (TDS) | Нерас. мат. (TSS) | | | | | | | | |
| Јамски води од хор.830 (нетретирани) | WS 16 | 7,54 | 1100 | 800 | 300 | 0,000 | 6,170 | 0,020 | 0,040 | 1,980 | 0,000 |
| Проба со 93-95 % CaCO_3 после 1 h | WS 17 | 6,83 | 1100 | 1000 | 100 | 0,040 | 6,850 | 0,020 | 0,180 | 1,930 | 0,010 |
| Проба со 93-95 % CaCO_3 после 2 h | WS 18 | 6,80 | 1400 | 1000 | 300 | 0,070 | 6,530 | 0,020 | 0,110 | 1,950 | 0,010 |
| Проба со 93-95 % CaCO_3 после 3 h | WS 19 | 6,50 | 1100 | 900 | 200 | 0,040 | 7,260 | 0,010 | 0,160 | 1,930 | 0,010 |
| Проба со > 98% CaCO_3 после 1 h | WS 20 | 6,96 | 1100 | 1000 | 100 | 0,020 | 5,030 | 0,010 | 0,060 | 1,890 | 0,010 |
| Проба со > 98% CaCO_3 после 2 h | WS 21 | 6,88 | 1400 | 1100 | 300 | 0,030 | 5,930 | 0,020 | 0,170 | 1,910 | 0,000 |
| Проба со > 98% CaCO_3 после 3 h | WS 22 | 6,65 | 1100 | 1000 | 100 | 0,050 | 6,210 | 0,000 | 0,140 | 1,850 | 0,010 |
| МДК | | 6,5-9,0 | / | 1.000 | 30-60 | 0,03 | 0,20 | 0,01 | 1,00 | 1,00 | 0,05 |

Добиените резултати за концентрација на металите пред и после третманот со двата типа на варовнички камен ќе ги прикажеме графички (сл.101-106):



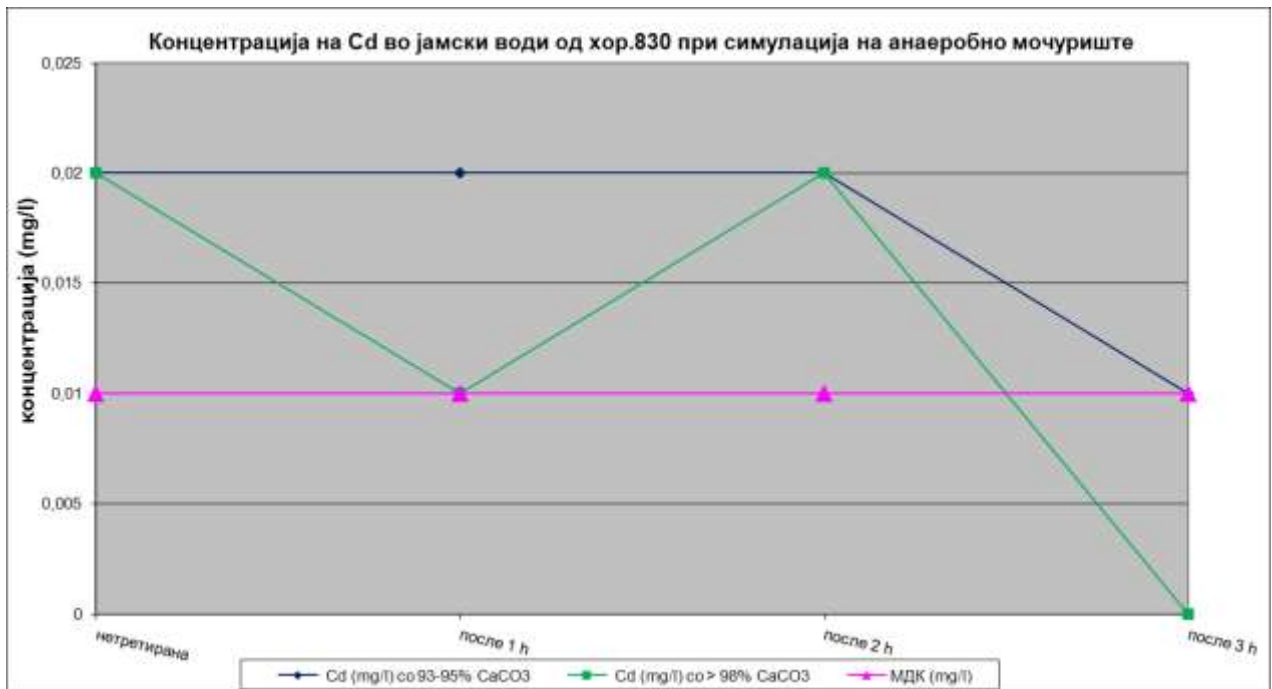
Слика 101. Концентрација на Pb во јамски води од хор.830 пред и после симулација на анаеробно мочуриште

Figure 101. Pb concentration in the mine drainage from hor.830 before and after simulation of anaerobic wetland



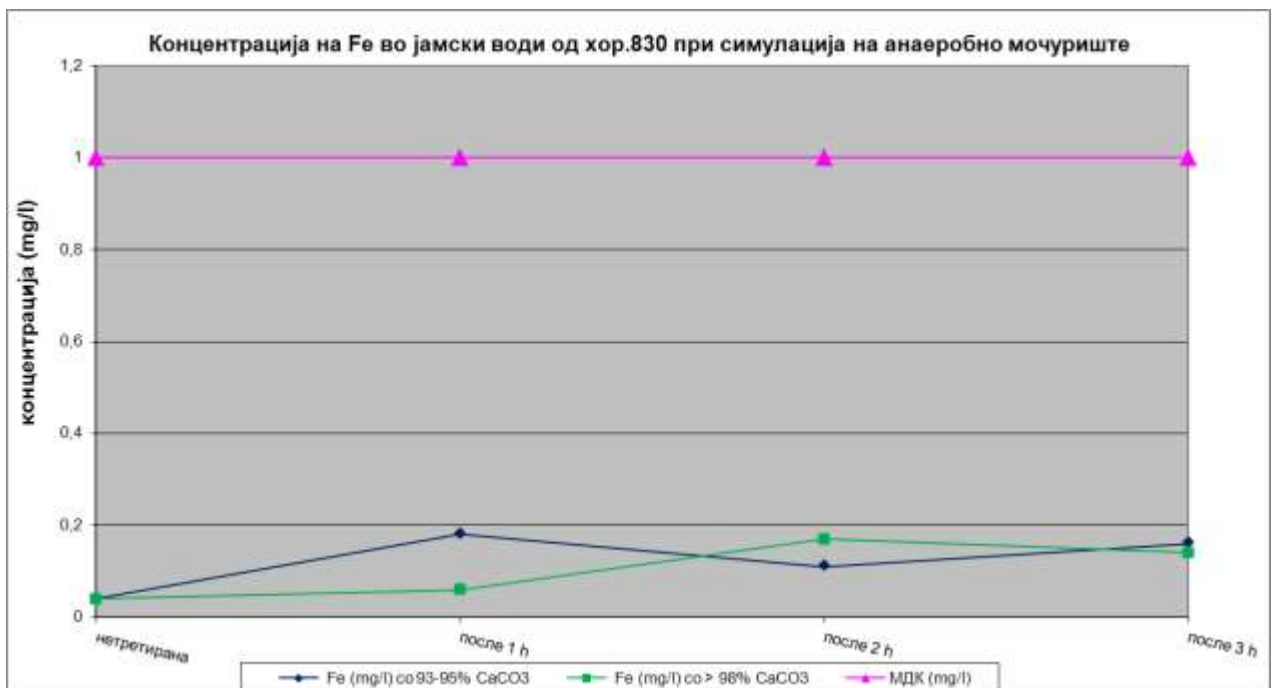
Слика 102. Концентрација на Zn во јамски води од хор.830 пред и после симулација на анаеробно мочуриште

Figure 102. Zn concentration in the mine drainage from hor.830 before and after simulation of anaerobic wetland



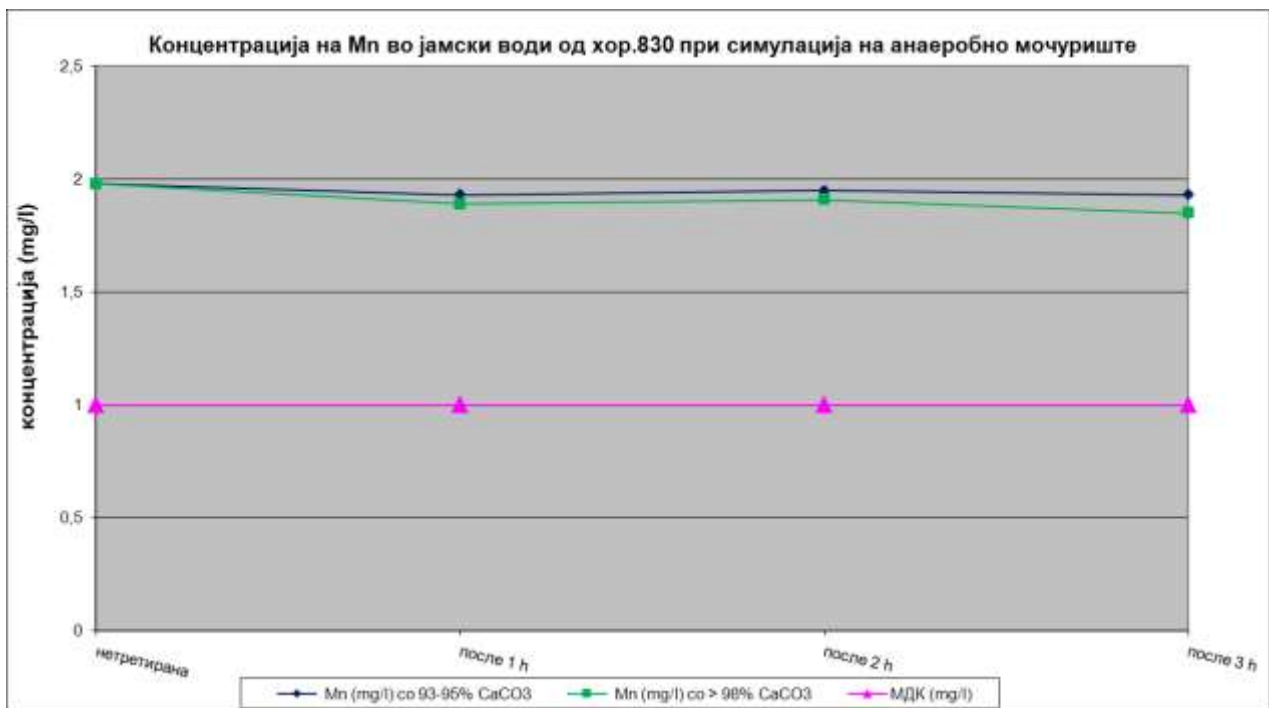
Слика 103. Концентрација на Cd во јамски води од хор.830 пред и после симулација на анаеробно мочуриште

Figure 103. Cd concentration in the mine drainage from hor.830 before and after simulation of anaerobic wetland



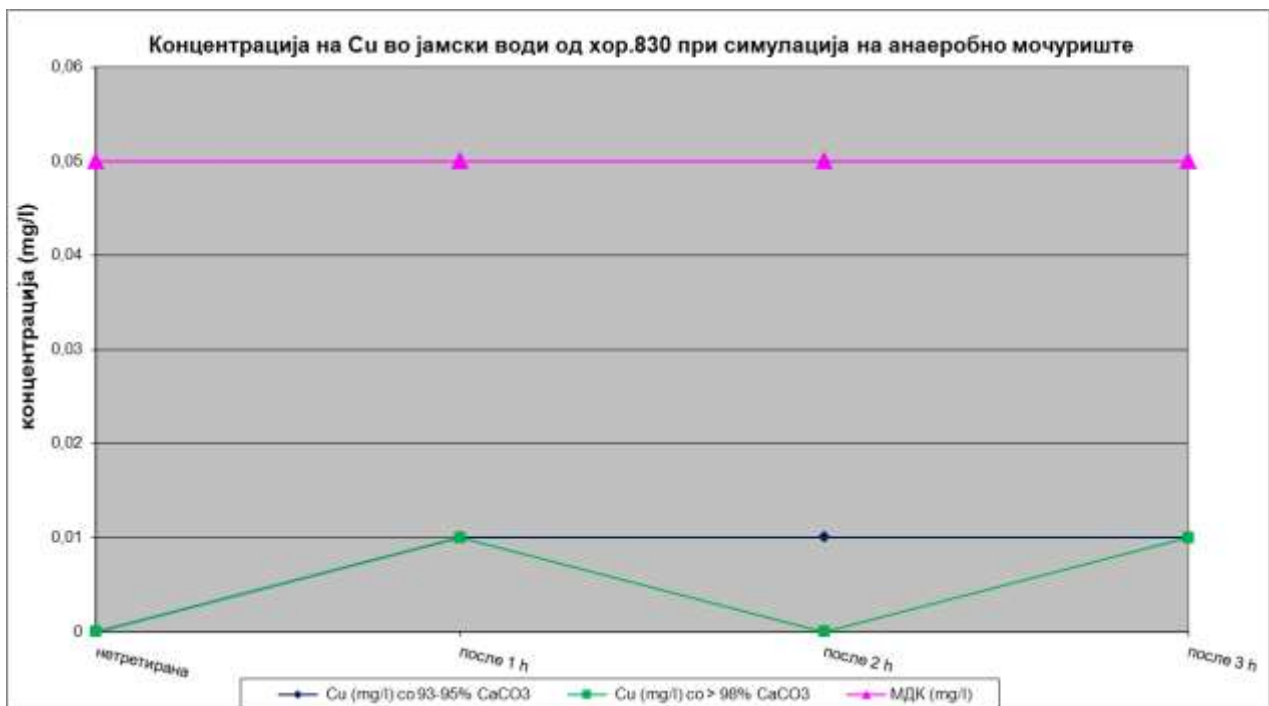
Слика 104. Концентрација на Fe во јамски води од хор.830 пред и после симулација на анаеробно мочуриште

Figure 104. Fe concentration in the mine drainage from hor.830 before and after simulation of anaerobic wetland



Слика 105. Концентрација на Mn во јамски води од хор.830 пред и после симулација на анаеробно мочуриште

Figure 105. Mn concentration in the mine drainage from hor.830 before and after simulation of anaerobic wetland



Слика 106. Концентрација на Cu во јамски води од хор.830 пред и после симулација на анаеробно мочуриште

Figure 106. Cu concentration in the mine drainage from hor.830 before and after simulation of anaerobic wetland

Ефикасноста на симулираниот пасивен третман на јамските води од хор.830 со анаеробно мочуриште ќе ја одредиме преку равенката за степен на

пречистување - SP (рав.14). Резултатите за ефикасноста на третманот со анаеробно мочуриште се дадени во таб.19:

$$SP = \left(1 - \frac{C_{izl}}{C_{vl}}\right) 100\%$$

14

C_{vl} - влезна концентрација

C_{izl} - излезна концентрација

Табела 19. Ефикасност на симулиран пасивен третман- анаеробно мочуриште
Table 19. Efficinecy of simulated passive treatment- anaerobic wetland

| Ефикасност на третман (%) | Сув остаток % | | | % | | | | | |
|---|---------------------------|-----------------|-------------------|----|--------|--------|---------|------|----|
| | Не фил. | Фил. | Сусп. мат | Pb | Zn | Cd | Fe | Mn | Cu |
| | Раст. и нераст. мат. (TS) | Рас. мат. (TDS) | Нерас. мат. (TSS) | | | | | | |
| SP после 1 h со 93-95 % CaCO ₃ | 0,00 | -25,00 | 66,67 | / | -11,02 | 0,00 | -350,00 | 2,53 | / |
| SP после 2 h со 93-95 % CaCO ₃ | -27,27 | -25,00 | 0,00 | / | -5,83 | 0,00 | -175,00 | 1,52 | / |
| SP после 3 h со 93-95 % CaCO ₃ | 0,00 | -12,50 | 33,33 | / | -17,67 | 50,00 | -300,00 | 2,53 | / |
| SP после 1 h со >98 % CaCO ₃ | 0,00 | -25,00 | 66,67 | / | 18,48 | 50,00 | -50,00 | 4,55 | / |
| SP после 2 h со >98 % CaCO ₃ | -27,27 | -37,50 | 0,00 | / | 3,89 | 0,00 | -325,00 | 3,54 | / |
| SP после 2 h со >98 % CaCO ₃ | 0,00 | -25,00 | 66,67 | / | -0,65 | 100,00 | -250,00 | 6,57 | / |

Од графиците (сл.101-106) и добиените вредности за SP (таб.19), за ефикасноста на симулираниот пасивен третман со анаеробно мочуриште може да се констатира следното:

- Концентрацијата на суспендирани материи е доста намалена, а подобар ефект е постигнат со употребата на варовнички камен со >98 % CaCO₃;
- Концентрацијата на растворени материи е зголемена, со приближно ист ефект и од двата типа на варовнички камен;
- Кај Pb е постигнат спротивен ефект т.е. доаѓа до зголемување на неговата концентрација после третманот;
- Со употреба на варовнички камен со 93-95 % CaCO₃ доаѓа до зголемување на концентрацијата на Zn, а со употреба на варовнички камен со >98 % CaCO₃ има мало намалување на неговата концентрација во третираната вода т.е. третманот има минимална ефикасност;
- При примената на варовнички камен со 93-95 % CaCO₃ и после подолго време на престој (3 h) доаѓа до намалување на концентрацијата на Cd за 50%, а со истото време на престој, но со употреба на варовнички камен со >98 % доаѓа до 100% намалување концентрацијата на Cd;

- Кај Fe е постигнат спротивен ефект т.е. доаѓа до зголемување на неговата концентрација после третманот;
- Кај отстранувањето на Mn ефикасноста е минимална и со двата типа на варовнички камен;
- Кај Cu е постигнат спротивен ефект т.е. доаѓа до зголемување на неговата концентрација после третманот.

Генерален заклучок е дека резултатите од направените опити не задоволуваат, бидејќи наместо намалување, дојде до зголемување на концентрациите на тешките метали после третманот со симулираното анаеробно мочуриште. Направено е дополнително испитување на рН вредноста на користената органска материја (распаднатата шума) и е измерена рН= 4,22. Ова укажува дека користената органска материја не е соодветна и треба да се направи проба со друг вид органска материја (компост од печурки, шталско ѓубриво, труло сено и сл.).

Во општите упатства за системите за пасивен третман стои дека повеќето типови на пасивен третман (аеробни, анаеробни мочуришта, безкислородните варовнички дренажи, системите со вертикален проток) се ефикасни при помали количини на проток (до 10 l/s), а рудничките дренажи од хор.830 имаат просечни количини на проток од 30 l/s, со преспективно проектирани количини на проток од 100 l/s.

Врз основа на досега наведеното анаеробно мочуриште како варијанта за пасивен третман на рудничките дренажи од хор.830 не е соодветно, освен можеби како дополнителен помошен третман.

Во прилог кон горенаведеното е пристапено кон тестови со друг тип на пасивен третман.

3.3.2 Симулација на извор со пренасочување и таложник за механичко пречистување

Од препораките на општите упатства, за поголеми количини на проток (како што е случајот со рудничките дренажи на хор.830) изворите со пренасочување се најсоодветен избор на систем за пасивен третман, доколку иницијалната рН е соодветна. Образованите преципитати може да се таложат во низводен таложник, но не е неопходно.

Типичните извори со пренасочување се изградени од цилиндричен или вертикален резервоар од метал или бетон со дијаметар од 1,5- 1,8 m и длабочина од 2-2,5 m. Оттука волуменот на изворот со пренасочување треба да биде 6,36 m³. За да направиме симулација на извор со пренасочување треба да го пресметаме времето на задржување согласно рав.13. Во пресметката ќе ја користиме моменталната количина на проток на рудничките дренажи од хор.830 (Q = 30 l/s или 108 m³/h).

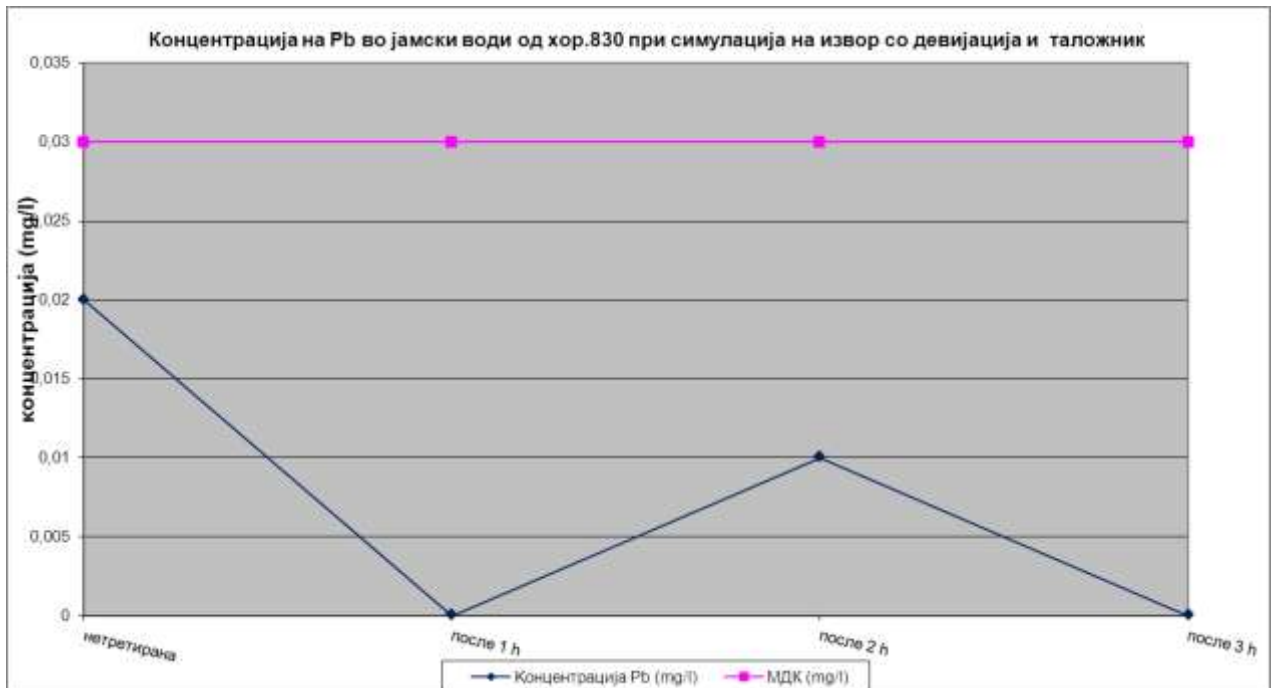
$$t = 6,36 \text{ m}^3 / 108 \text{ m}^3/\text{h} = 0,0589 \text{ h} = 212 \text{ s}$$

За реализација на истражувањата (25.10.2010г.) три пластични садови со V=10 l се наполнети до половина со варовнички камен со 93-95 % CaCO₃. Во нив е додадена јамска вода од хор.830. Водата во пластичните садови се меша 212 s, колку што всушност би било времето на задржување во изворот со пренасочување при проток од 30 l/s. После тоа водата е префрлена во 3 пластични шишиња и е оставена да отстои 1 h, 2 h и 3 h соодветно (што е симулација и оптимизација на време на задржување во таложникот, кој би ја прифаќал третираната вода од изворот со пренасочување). Како и кај претходниот опит симулацијата е вршена трипати заради репродуктивност на резултатите, а резултатите од хемиската анализа кои ја претставуваат средната вредност од повторените опити на вака третираните руднички дренажи од хор.830 се прикажани во таб.20.

Табела 20. Резултати од хемиска анализа на руднички дренажи од хор.830 пред и после симулација на извор со пренасочување и таложник
Table 20. Analysis report of “hor.830” mine drainage before and after simulation of diversion well and settling pond

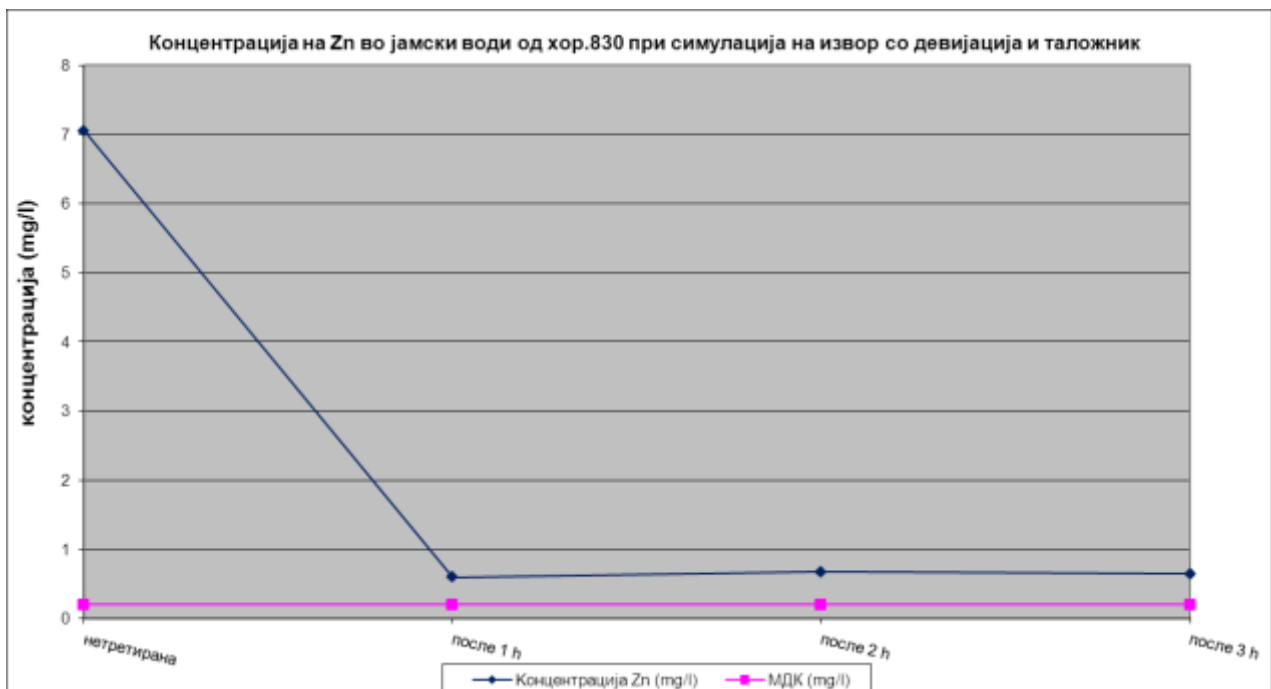
| 25.10.2010 | Ознака на проба | pH | Сув остаток | | | mg/l | | | | | |
|--|-----------------|----------------|---------------------------|-----------------|-------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | | | Не фил. | Фил. | Сусп. мат | Pb | Zn | Cd | Fe | Mn | Cu |
| | | | Раст. и нераст. мат. (TS) | Рас. мат. (TDS) | Нерас. мат. (TSS) | | | | | | |
| Јамски води од хор.830 (нетретирани) | WS 23 | 7,21 | 400 | 400 | 0 | 0,020 | 7,050 | 0,050 | 0,090 | 1,700 | 0,000 |
| Проба со 93-95 % CaCO ₃ после 1 h | WS 24 | 7,38 | 20200 | 200 | 20000 | 0,000 | 0,600 | 0,030 | 0,120 | 0,500 | 0,000 |
| Проба со 93-95 % CaCO ₃ после 2 h | WS 25 | 7,37 | 12000 | 500 | 11500 | 0,010 | 0,680 | 0,030 | 0,100 | 0,610 | 0,000 |
| Проба со 93-95 % CaCO ₃ после 3 h | WS 26 | 7,69 | 12100 | 500 | 11600 | 0,000 | 0,650 | 0,030 | 0,070 | 0,580 | 0,000 |
| МДК | | 6,5-9,0 | / | 1.000 | 30-60 | 0,03 | 0,20 | 0,01 | 1,00 | 1,00 | 0,05 |

Добиените резултати за концентрацијата на металите пред и после симулацијата на извор со пренасочување и после 1 h, 2 h и 3 h престој во таложник, ќе ги прикажеме графички (сл.107-112):



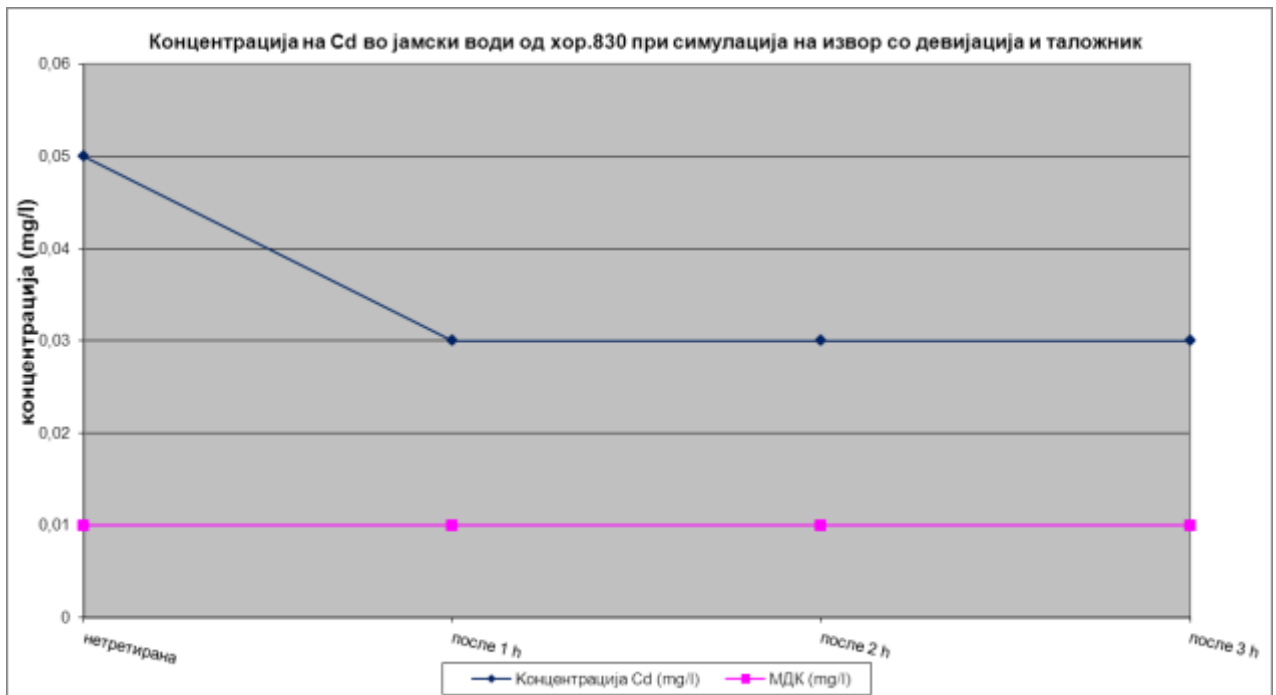
Слика 107. Концентрација на Pb во јамски води од хор.830 пред и после симулација на извор со пренасочување и таложник

Figure 107. Pb concentration in the mine drainage from hor.830 before and after simulation of diversion well and settling pond

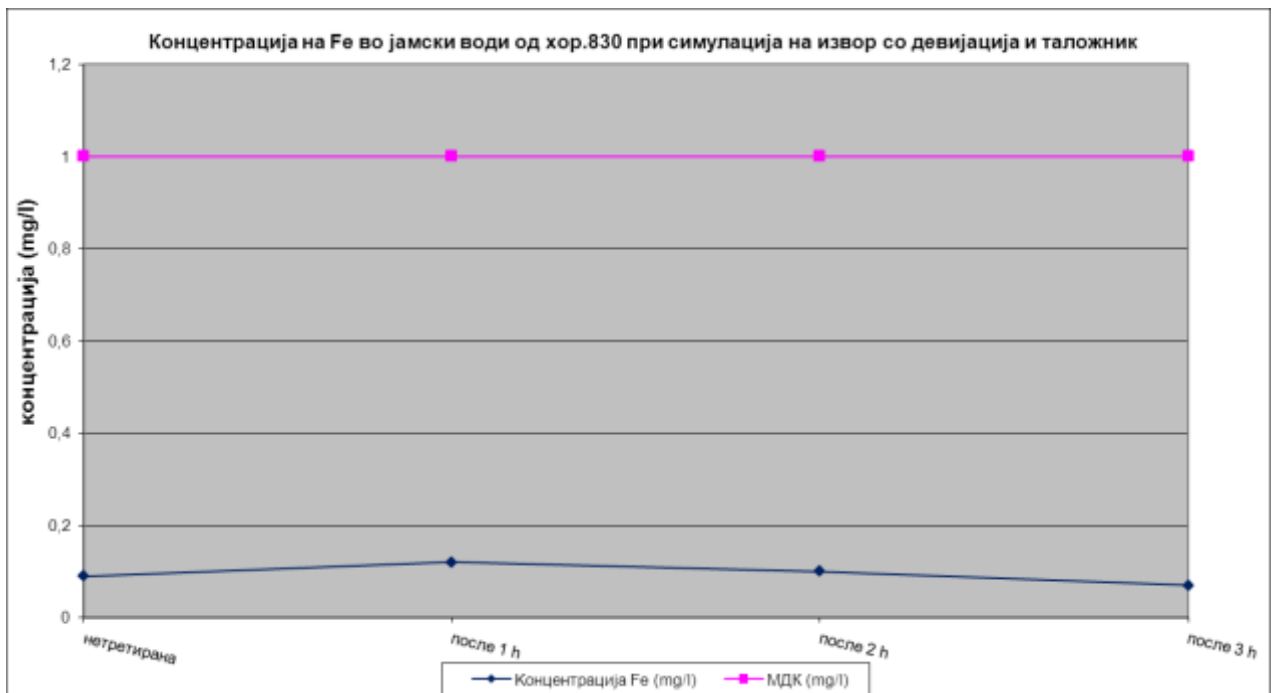


Слика 108. Концентрација на Zn во јамски води од хор.830 пред и после симулација на извор со пренасочување и таложник

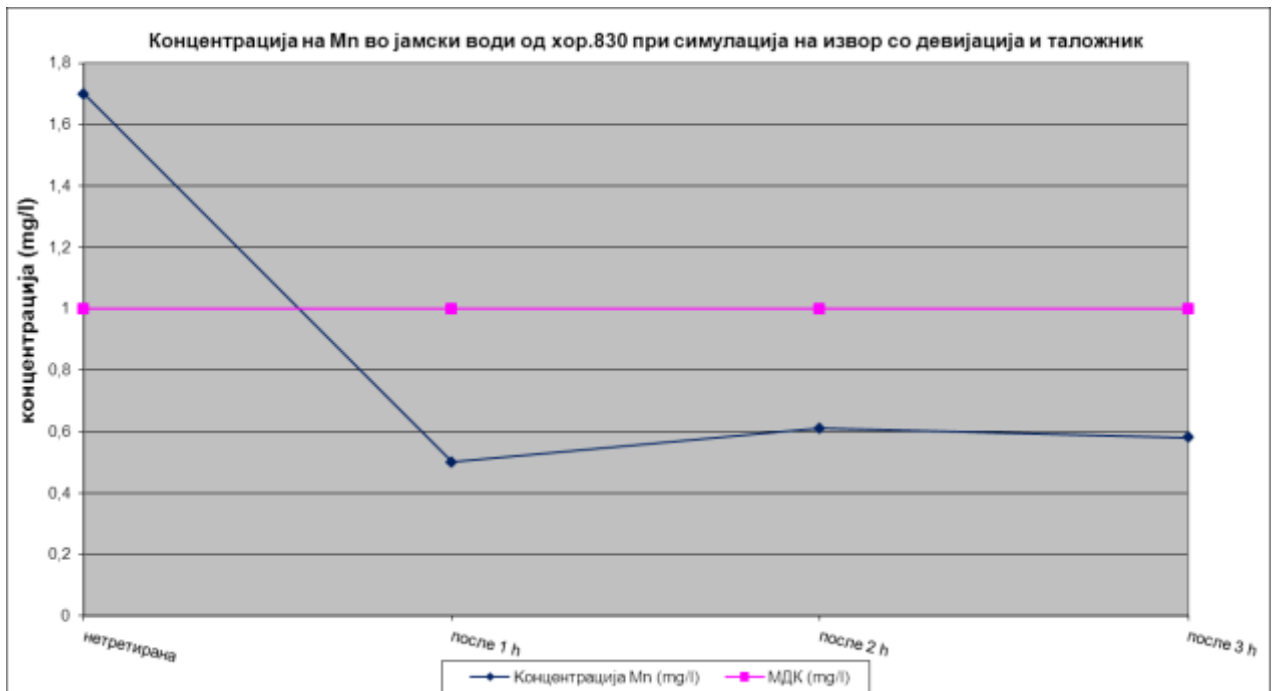
Figure 108. Zn concentration in the mine drainage from hor.830 before and after simulation of diversion well and settling pond



Слика 109. Концентрација на Cd во јамски води од хор.830 пред и после симулација на извор со пренасочување и таложник
Figure 109. Cd concentration in the mine drainage from hor.830 before and after simulation of diversion well and settling pond

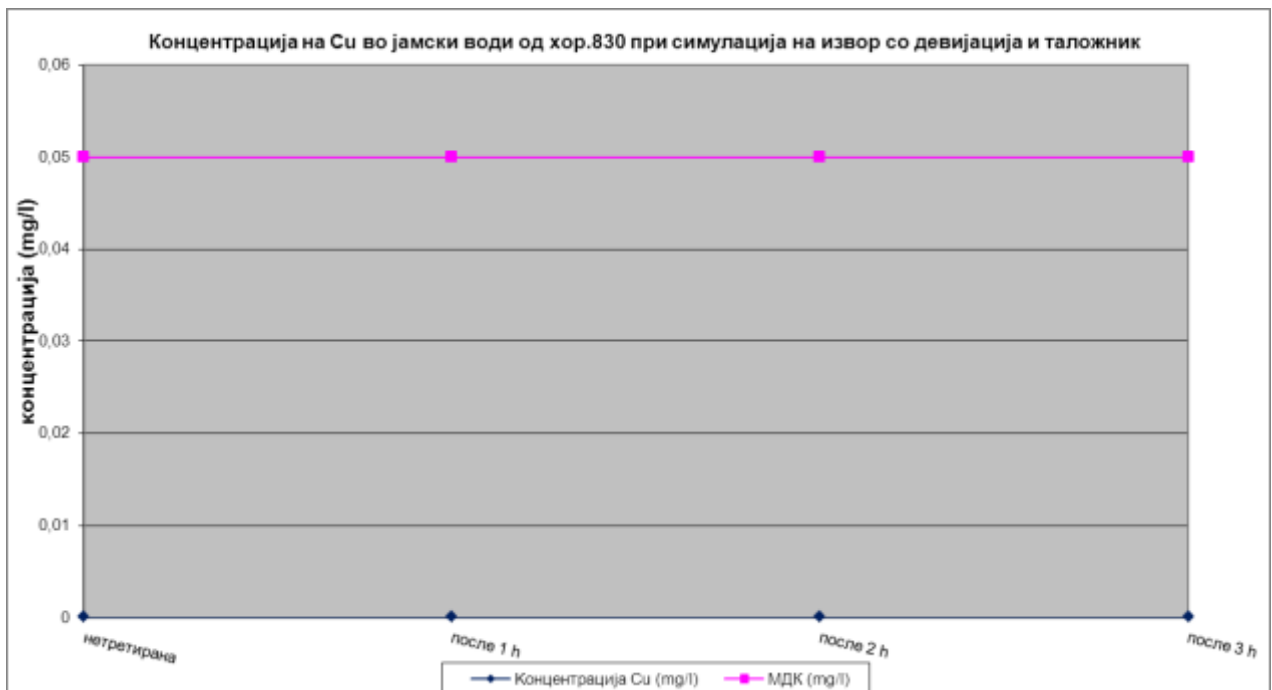


Слика 110. Концентрација на Fe во јамски води од хор.830 пред и после симулација на извор со пренасочување и таложник
Figure 110. Fe concentration in the mine drainage from hor.830 before and after simulation of diversion well and settling pond



Слика 111. Концентрација на Mn во јамски води од хор.830 пред и после симулација на извор со пренасочување и таложник

Figure 111. Mn concentration in the mine drainage from hor.830 before and after simulation of diversion well and settling pond



Слика 112. Концентрација на Cu во јамски води од хор.830 пред и после симулација на извор со пренасочување и таложник

Figure 112. Cu concentration in the mine drainage from hor.830 before and after simulation of diversion well and settling pond

Ефикасноста на симулираниот пасивен третман на јамските води од хор.830 со извор со пренасочување и дополнителен таложник ќе ја одредиме преку SP- степен на пречистување (рав.14), а добиените резултати се дадени во таб.21:

Табела 21. Ефикасност на симулиран третман-извор со пренасочување и таложник

Table 21. Efficiency of simulated treatment- diversion well and settling pond

| Ефикасност на третман (%) | Сув остаток % | | | % | | | | | |
|---|---------------------------|-----------------|-------------------|--------|-------|-------|--------|-------|----|
| | Не фил. | Фил. | Сусп. мат. | Pb | Zn | Cd | Fe | Mn | Cu |
| | Раст. и нераст. мат. (TS) | Рас. мат. (TDS) | Нерас. мат. (TSS) | | | | | | |
| SP после 1 h со 93-95 % CaCO ₃ | -4.950,00 | 50,00 | / | 100,00 | 91,49 | 40,00 | -33,33 | 70,59 | / |
| SP после 2 h со 93-95 % CaCO ₃ | -2.900,00 | -25,00 | / | 50,00 | 90,35 | 40,00 | -11,11 | 64,12 | / |
| SP после 3 h со 93-95 % CaCO ₃ | -2.925,00 | -25,00 | / | 100,00 | 90,78 | 40,00 | 22,22 | 65,88 | / |

Од графициите (сл.107-112) и добиените вредности за SP (таб.21), за ефикасноста на симулираниот пасивен третман со извор со пренасочување и дополнителен таложник може да се констатира следното:

- Концентрацијата на суспендирани материји е екстремно зголемена т.е. применетиот третман по однос на овој параметар (TSS) не е ефикасен;
- Концентрацијата на растворени материји (TDS) после 1 h престој се намалува, но после 2 и 3 h престој во симулираниот таложник се зголемува;
- Концентрацијата на Pb, Zn, Cd, Mn е екстремно намалена, што значи дека имаме одлична ефикасност при редукцијата на наведените метали со применетиот третман;
- Концентрацијата на Fe после првите два часа престој во симулираниот таложник бележи мало наголемување во однос на неговата концентрација во нетретираниот вода, а после 3 часа престој концентрацијата на Fe се намалува. Сепак и при наголемување на концентрацијата на Fe, истата е многу пониска од МДК, така што симулираниот третман е прифатлив и по однос на Fe;
- Кај концентрацијата на Cu нема никакви промени и е многу пониска од МДК, значи и во овој случај симулираниот третман е прифатлив.

Генерален заклучок е дека со симулација на извор со пренасочување се постигнати задоволителни резултати по однос на намалување на концентрацијата на тешки метали, но доаѓа до значително зголемување на концентрацијата на

суспендирани материи. Врз основа на резултатите ќе констатираме дека дополнителен таложник за механичко пречистување на водите после третманот со извор со пренасочување не е соодветен избор на третман, што значи дека ќе треба да се направи избор за соодветен дополнителен третман после изворот со пренасочување.

3.3.3 Симулација на извор со пренасочување и дополнителен третман со анаеробно мочуриште

Врз основа на претходните сознанија, понатамошните истражувања се насочени во правец на избор на соодветен дополнителен третман после третманот со извор со пренасочување.

За таа цел пластичен сад со $V=10$ l е наполнет до половина со варовнички камен со 93-95 % CaCO_3 (02.11.2010г.). Во него е додадена јамска вода од хор.830. Водата во пластичниот сад се меша 212 s (исто како и во претходните опити, време на задржување во изворот со пренасочување при проток од 30 l/s). Друг пластичен сад е наполнет до висина од 0,3048 m со варовнички камен со 93-95 % CaCO_3 , потоа со слој од 0,6096 m органска материја и во тој сад е додадена претходно третираната вода до висина од дополнителни 0,1524 m над органската материја (сл. 100). Во првиот сад е вршена симулација на извор со пренасочување, а вториот сад е всушност симулација на анаеробно мочуриште, кое би се користело како дополнителен третман кон изворот со пренасочување.

Со оглед дека опитите за „Симулација на анаеробно мочуриште“ од 21.10.2010г. каде што како органска материја беше користена распадната шума со $\text{pH}= 4,22$ беа неуспешни, како органска материја е бирано помеѓу следните три варијанти:

1. Труло сено со $\text{pH}= 8,29$;
2. Седименти од мочуриште со $\text{pH}= 6,54$ и
3. Дрвени струготини со $\text{pH}= 7,60$.

Изборот падна на трулото сено како органска материја поради досегашните позитивни искуства од претходни истражувања вршени во САД, како и поради повисоката pH вредност во однос на другите варијанти.

После 1 h престој на водата во вториот сад (што е симулација на време на престој во анаеробно мочуриште после третманот со извор со пренасочување) е земена проба за хемиска анализа. Истата постапка е извршена и после 2 h

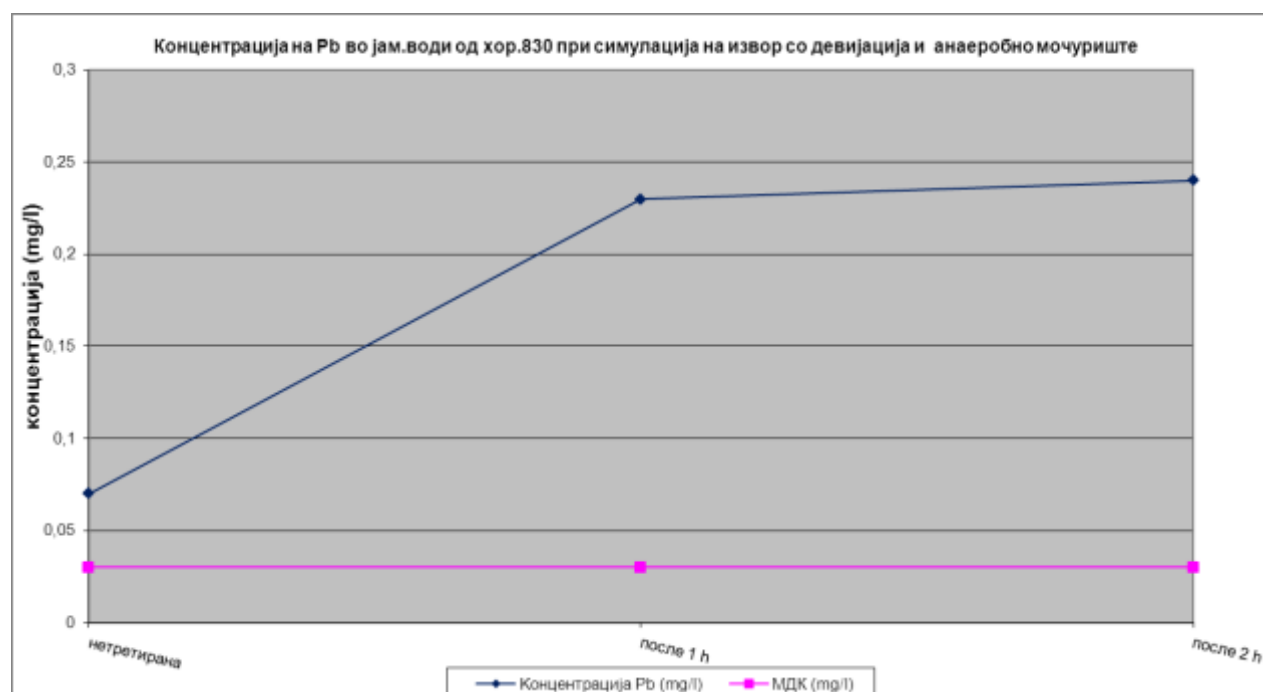
престој. Резултатите од хемиската анализа на вака третираните руднички дренажи од хор.830 се прикажани во таб.22.

Табела 22. Резултати од хемиска анализа на руднички дренажи од хор.830 пред и после симулација на извор со пренасочување и анаеробно мочуриште

Table 22. Analysis report of “hor.830” mine drainage before and after simulation of diversion well and anaerobic wetland

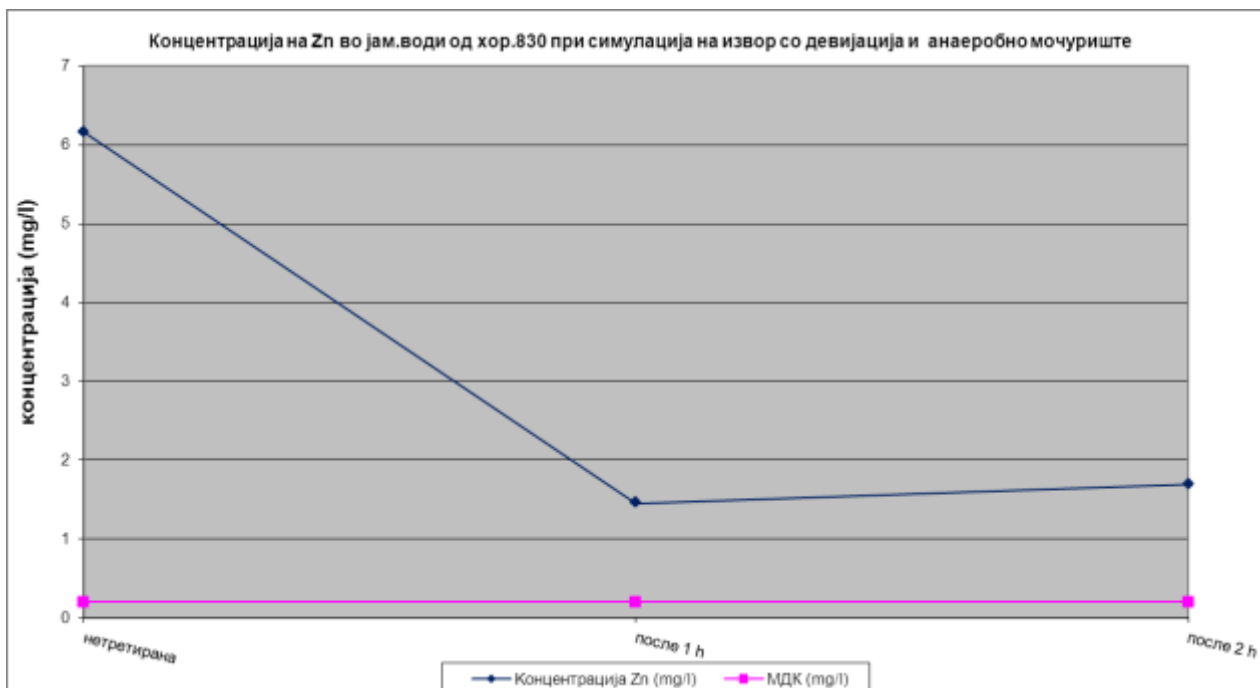
| 02.11.2010 | Ознака на проба | pH | Сув остаток | | | mg/l | | | | | |
|---|-----------------|----------------|---------------------------|-----------------|-------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | | | Не фил. | Фил. | Сусп. мат. | Pb | Zn | Cd | Fe | Mn | Cu |
| | | | Раст. и нераст. мат. (TS) | Рас. мат. (TDS) | Нерас. мат. (TSS) | | | | | | |
| Јамски води од хор.830 (нетретирани) | WS 27 | 7,53 | 2000 | 1300 | 700 | 0,07 | 6,16 | 0,04 | 0,14 | 1,77 | 0,00 |
| Проба со 93-95 % CaCO ₃ и анаер.м. после 1 h | WS 28 | 7,97 | 15600 | 10900 | 4700 | 0,23 | 1,45 | 0,11 | 1,56 | 1,46 | 0,17 |
| Проба со 93-95 % CaCO ₃ и анаер.м. после 2 h | WS 29 | 7,99 | 21500 | 13200 | 8300 | 0,24 | 1,69 | 0,13 | 2,85 | 1,76 | 0,23 |
| МДК | | 6,5-9,0 | / | 1.000 | 30-60 | 0,03 | 0,20 | 0,01 | 1,00 | 1,00 | 0,05 |

Добиените резултати за концентрација на металите пред и после симулацијата на извор со пренасочување и после 1 h и 2 h престој во симулираното анаеробно мочуриште, ќе ги прикажеме графички (сл.113-118):

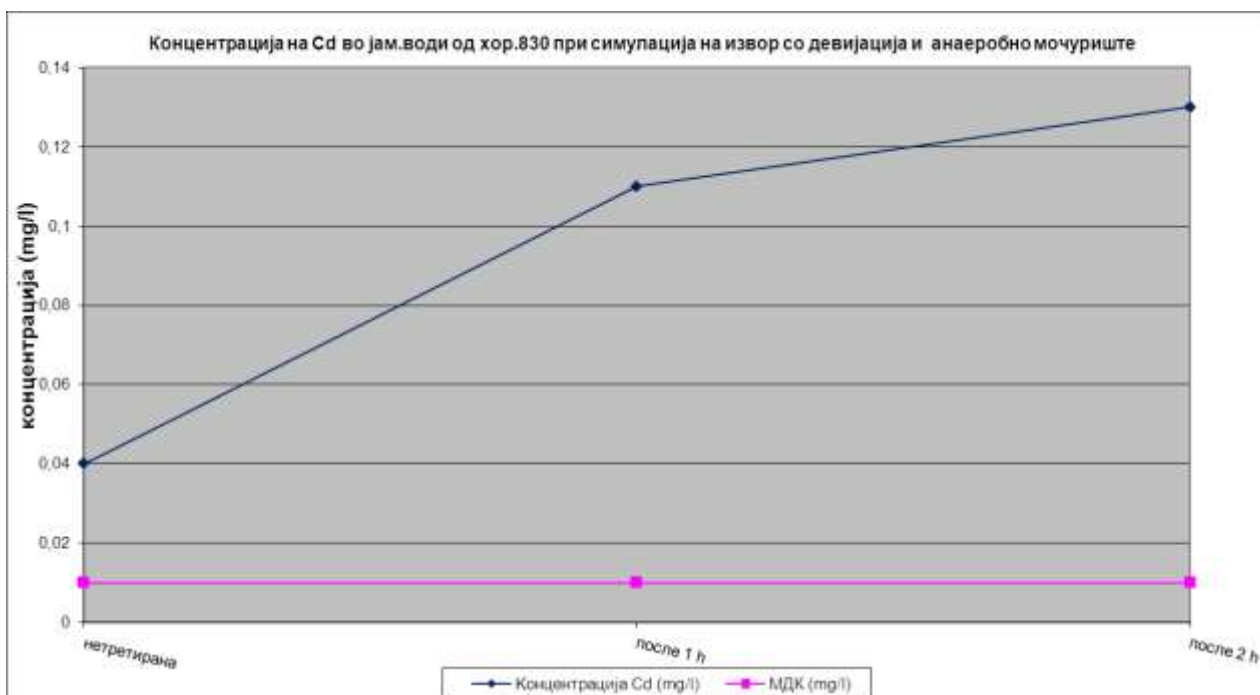


Слика 113. Концентрација на Pb во јамски води од хор.830 пред и после симулација на извор со пренасочување и анаеробно мочуриште

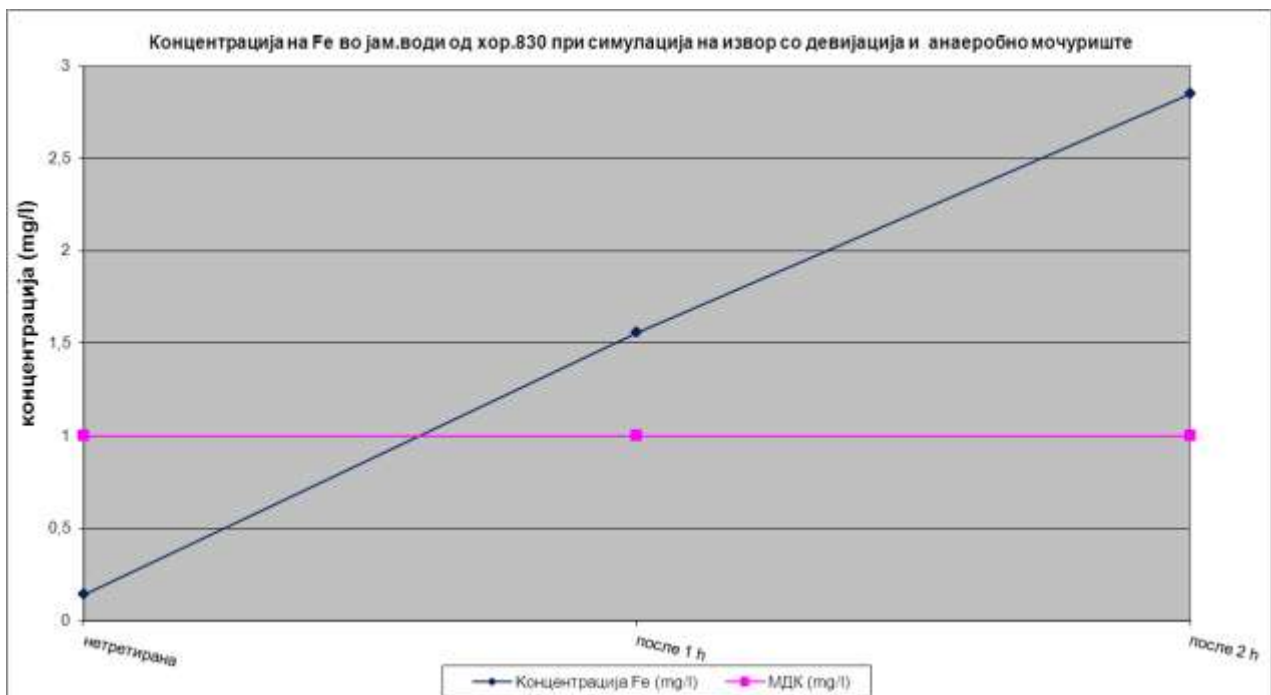
Figure 113. Pb concentration in the mine drainage from hor.830 before and after simulation of diversion well and anaerobic wetland



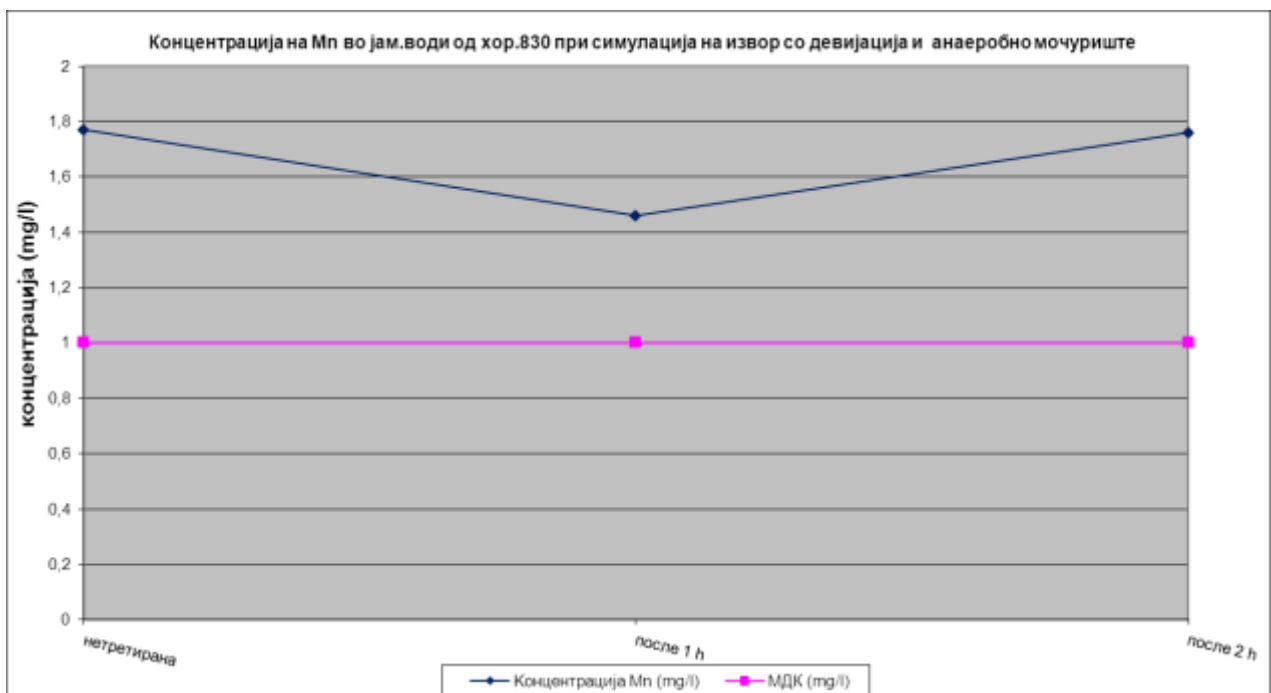
Слика 114. Концентрација на Zn во јамски води од хор.830 пред и после симулација на извор со пренасочување и анаеробно мочуриште
Figure 114. Zn concentration in the mine drainage from hor.830 before and after simulation of diversion well and anaerobic wetland



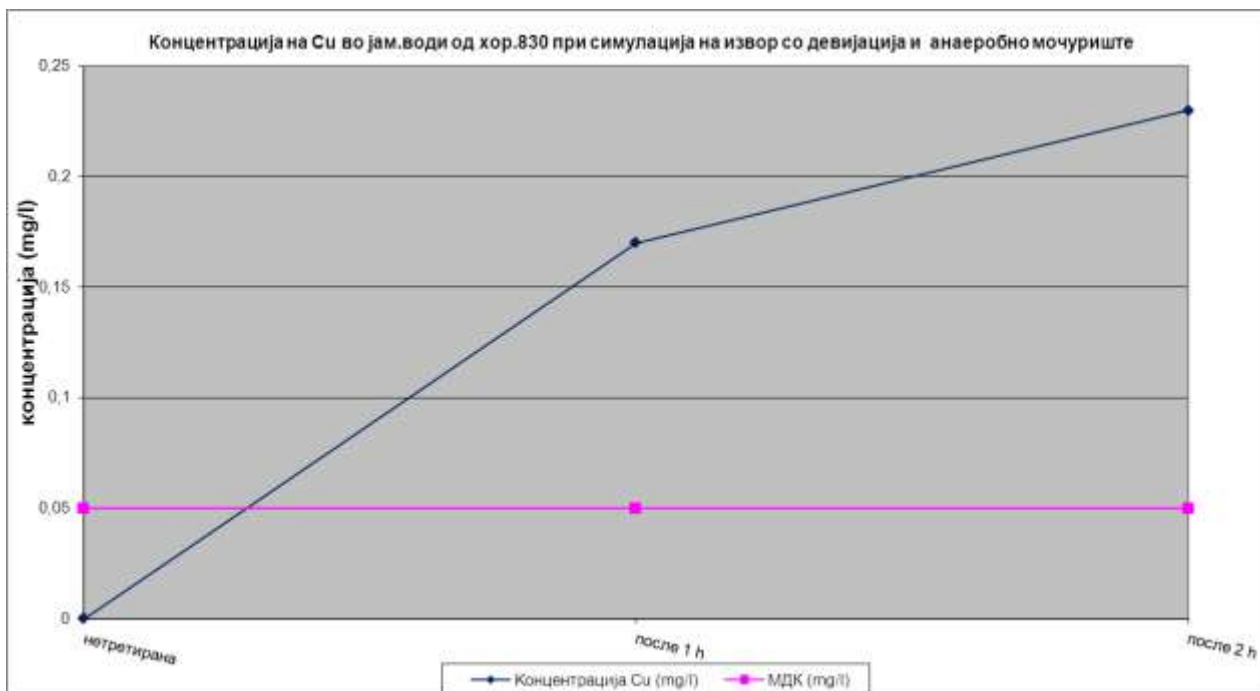
Слика 115. Концентрација на Cd во јамски води од хор.830 пред и после симулација на извор со пренасочување и анаеробно мочуриште
Figure 115. Cd concentration in the mine drainage from hor.830 before and after simulation of diversion well and anaerobic wetland



Слика 116. Концентрација на Fe во јамски води од хор.830 пред и после симулација на извор со пренасочување и анаеробно мочуриште
Figure 116. Fe concentration in the mine drainage from hor.830 before and after simulation of diversion well and anaerobic wetland



Слика 117. Концентрација на Mn во јамски води од хор.830 пред и после симулација на извор со пренасочување и анаеробно мочуриште
Figure 117. Mn concentration in the mine drainage from hor.830 before and after simulation of diversion well and anaerobic wetland



Слика 118. Концентрација на Си во јамски води од хор.830 пред и после симулација на извор со пренасочување и анаеробно мочуриште
Figure 118. Cu concentration in the mine drainage from hor.830 before and after simulation of diversion well and anaerobic wetland

Ефикасноста на симулираниот пасивен третман на јамските води од хор.830 со извор со пренасочување и дополнителен третман со анаеробно мочуриште ќе ја одредиме преку SP- степен на пречистување (рав.14), а добиените резултати се дадени во таб.23.

Табела 23. Ефикасност на симулиран третман-извор со пренасочување и анаеробно мочуриште

Table 23. Efficincy of simulated treatment- diversion well and anaerobic wetland

| Ефикасност на третман (%) | Сув остаток % | | | % | | | | | |
|---------------------------|---------------------------|-----------------|-------------------|---------|-------|---------|----------|-------|----|
| | Не фил. | Фил. | Сусп. мат | Pb | Zn | Cd | Fe | Mn | Cu |
| | Раст. и нераст. мат. (TS) | Рас. мат. (TDS) | Нерас. мат. (TSS) | | | | | | |
| SP после 1 h | -680,00 | -738,46 | -571,43 | -228,57 | 76,46 | -175,00 | -1014,29 | 17,51 | / |
| SP после 2 h | -975,00 | -915,38 | -1085,71 | -242,86 | 72,56 | -225,00 | -1935,71 | 0,56 | / |

Од граfiците (сл.113-118) и добиените вредности за SP (таб.23), за ефикасноста на симулираниот пасивен третман со извор со пренасочување и дополнителен анаеробен таложник може да се констатира следното:

- Концентрацијата на растворени (TDS), суспендирани материји (TSS), Pb, Cd, Fe и Cu се зголемува т.е. применетиот третман по однос на овие параметри е неефикасен;

- Концентрацијата на Zn е намалена т.е. ефикасноста при редукцијата на наведениот метал со применетиот третман е добра;
- Концентрацијата на Mn благо се намалува т.е. ефикасноста при редукцијата на наведениот метал со применетиот третман е минимална.

Генерален заклучок е дека симулацијата на извор со пренасочување и дополнителен третман со анаеробно мочуриште, во кое како органска материја е користено труло сено не даде добри резултати по однос на намалување на TDS, TSS и концентрацијата на тешки метали. Врз основа на резултатите ќе констатираме дека дополнителен анаеробен таложник после третманот со извор со пренасочување не е соодветен избор на третман, што значи дека ќе треба да се направи друг избор за дополнителен третман после изворот со пренасочување.

3.3.4 Симулација на извор со пренасочување со дополнителен третман со флокуланти

Од претходните истражувања констатиравме дека обичен таложник, како и анаеробно мочуриште не се соодветен избор за дополнителен третман после симулираниот извор со пренасочување. Согласно тоа е преминато кон други истражувања за избор на соодветен дополнителен третман за намалување на концентрацијата на суспендираните материи (TSS) после третманот со извор со пренасочување.

Во општите препораки за третман на киселите руднички дренажи, како еден од најефикасните третмани по однос на ефикасноста на исталожување на цврстите честички е третманот со флокуланти. Во рудникот САСА флокулантите се користеа за третман во таложното езеро на активното јаловиште, сè со цел намалување на концентрацијата на суспендираните материи во преливната вода од јаловиштето и истите покажаа одлична ефикасност. Исто така флокулантите се користеа и во згуснувачите за Pb и Zn, поради подобро избистрување на водата од згуснувачите која се враќа во процесот на флотација. И овде флокулантите покажаа задоволителни резултати. Поради наведените препораки и искуства, за пречистување на јамските води од хор.830 е пристапено кон симулација на извор со пренасочување со дополнителен третман со флокуланти (03.11.2010).

Изворот со пренасочување е симулиран исто како и претходно. Имено пластичен сад со $V = 10 \text{ l}$ до половина е наполнет со варовнички камен со 93-95

% CaCO₃, во него е додадена јамска вода од хор.830 и после мешање од 212 s (време на задржување во изворот со пренасочување при проток од 30 l/s) е земен примерок за хемиска анализа од вака третираната вода. Третираната вода со CaCO₃ потоа е третирана со флокулант Nalco 9601. Имено направен е 0,2 % раствор од флокулантот Nalco 9601 и истиот е дозиран во различни концентрации на примероци од јамската вода од хор.830 третирана со CaCO₃. Додавани се 3 концентрации: 2 ppm, 4 ppm и 8 ppm, со цел одредување на оптималната концентрација потребна за постигнување на посакуваниот ефект. После 1 h (што е симулација на времето на престој на третираната вода со флокуланти во таложникот) е вршена хемиска анализа на водата.

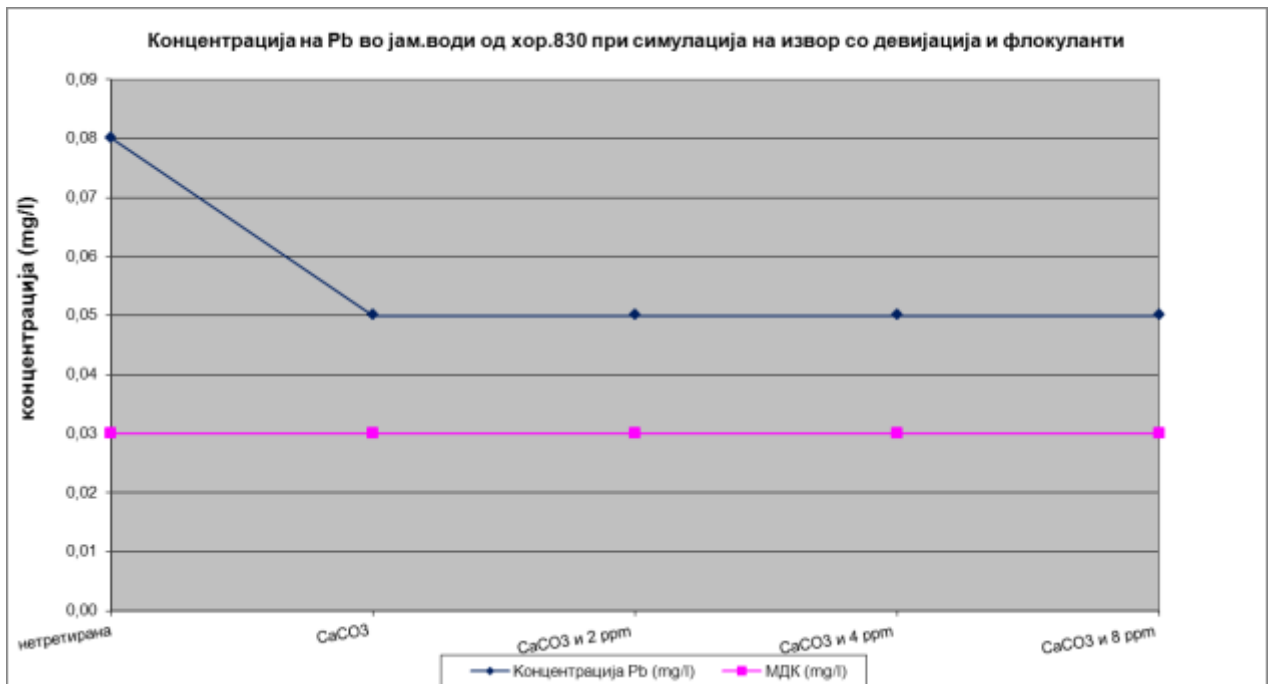
Симулацијата е вршена трипати заради репродуктивност на резултатите, а резултатите од хемиската анализа кои ја претставуваат средната вредност од повторените опити на вака третираните руднички дренажи од хор.830 се прикажани во таб.24:

Табела 24. Резултати од хемиска анализа на руднички дренажи од хор.830 пред и после симулација на извор со пренасочување и флокуланти

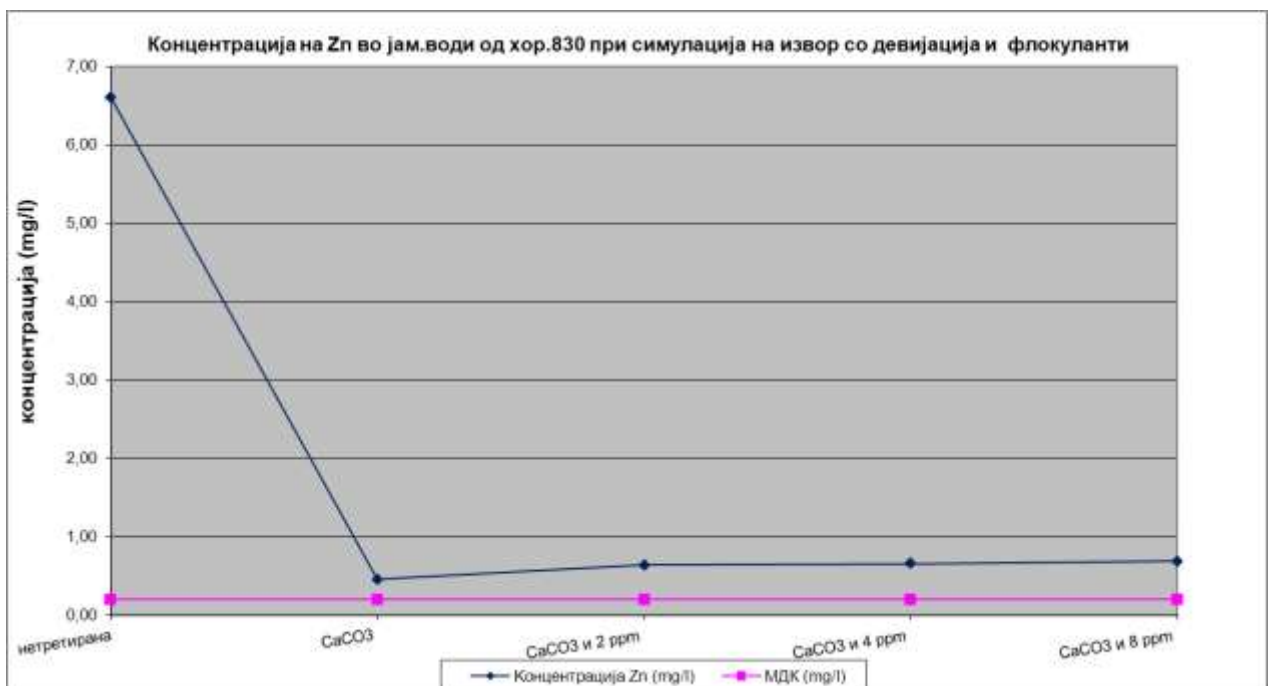
Table 24. Analysis report of “hor.830” mine drainage before and after simulation of diversion well and flocculants

| 03.11.2010 | Ознака на проба | pH | Сув остаток | | | mg/l | | | | | |
|--|-----------------|----------------|---------------------------|-----------------|-------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | | | Не фил. | Фил. | Сусп. мат. | Pb | Zn | Cd | Fe | Mn | Cu |
| | | | Раст. и нераст. мат. (TS) | Рас. мат. (TDS) | Нерас. мат. (TSS) | | | | | | |
| Јамски води од хор.830 (нетретирани) | WS 30 | 7,57 | 818 | 798 | 20 | 0,08 | 6,60 | 0,00 | 0,09 | 1,68 | 0,01 |
| Проба со 93-95 % CaCO ₃ | WS 31 | 7,60 | 38648 | 824 | 37824 | 0,05 | 0,46 | 0,00 | 0,09 | 0,27 | 0,01 |
| Проба со 93-95 % CaCO ₃ и 2 ppm од 0,2 % p-p од флокулант | WS 32 | 7,48 | 837 | 805 | 32 | 0,05 | 0,64 | 0,00 | 0,09 | 0,34 | 0,01 |
| Проба со 93-95 % CaCO ₃ и 4 ppm од 0,2 % p-p од флокулант | WS 33 | 7,48 | 723 | 636 | 87 | 0,05 | 0,66 | 0,00 | 0,09 | 0,35 | 0,01 |
| Проба со 93-95 % CaCO ₃ и 8 ppm од 0,2 % p-p од флокулант | WS 34 | 7,46 | 753 | 668 | 85 | 0,05 | 0,69 | 0,00 | 0,09 | 0,36 | 0,01 |
| МДК | | 6,5-9,0 | / | 1.000 | 30-60 | 0,03 | 0,20 | 0,01 | 1,00 | 1,00 | 0,05 |

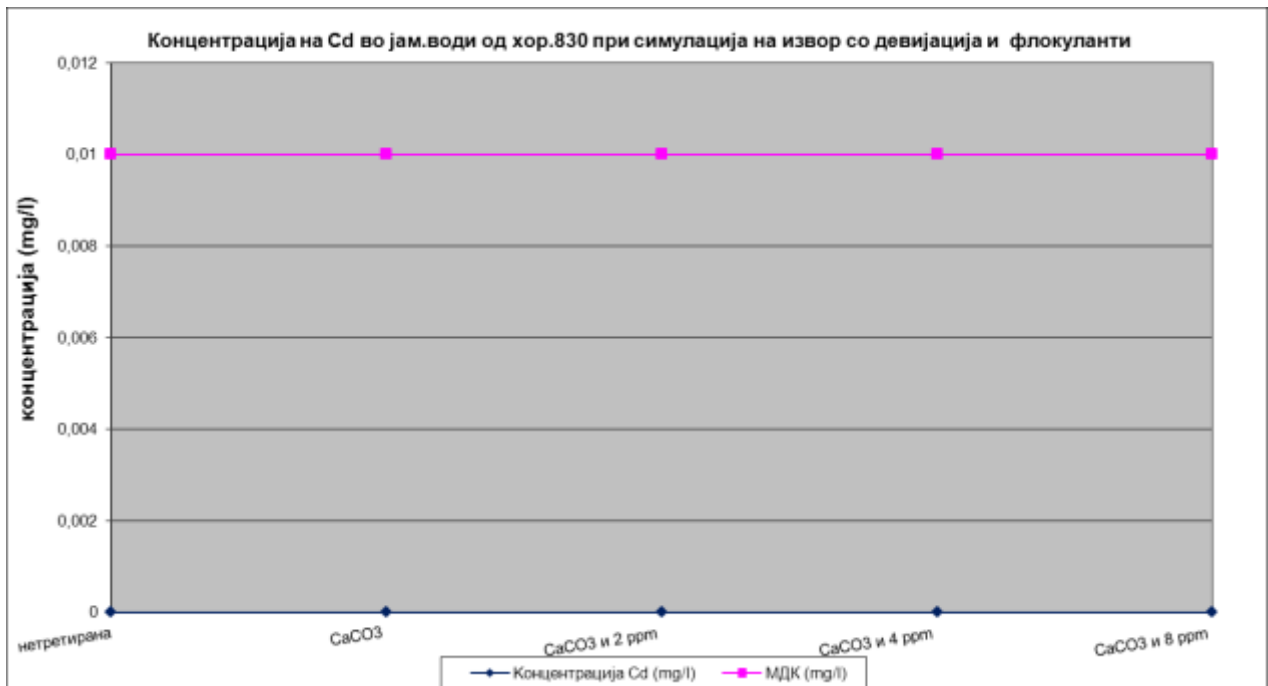
Добиените резултати за концентрација на металите пред и после симулацијата на извор со пренасочување и после додавање на 2 ppm, 4 ppm и 8 ppm од 0,2% p-p од флокулантот, ќе ги прикажеме графички (сл.119-124):



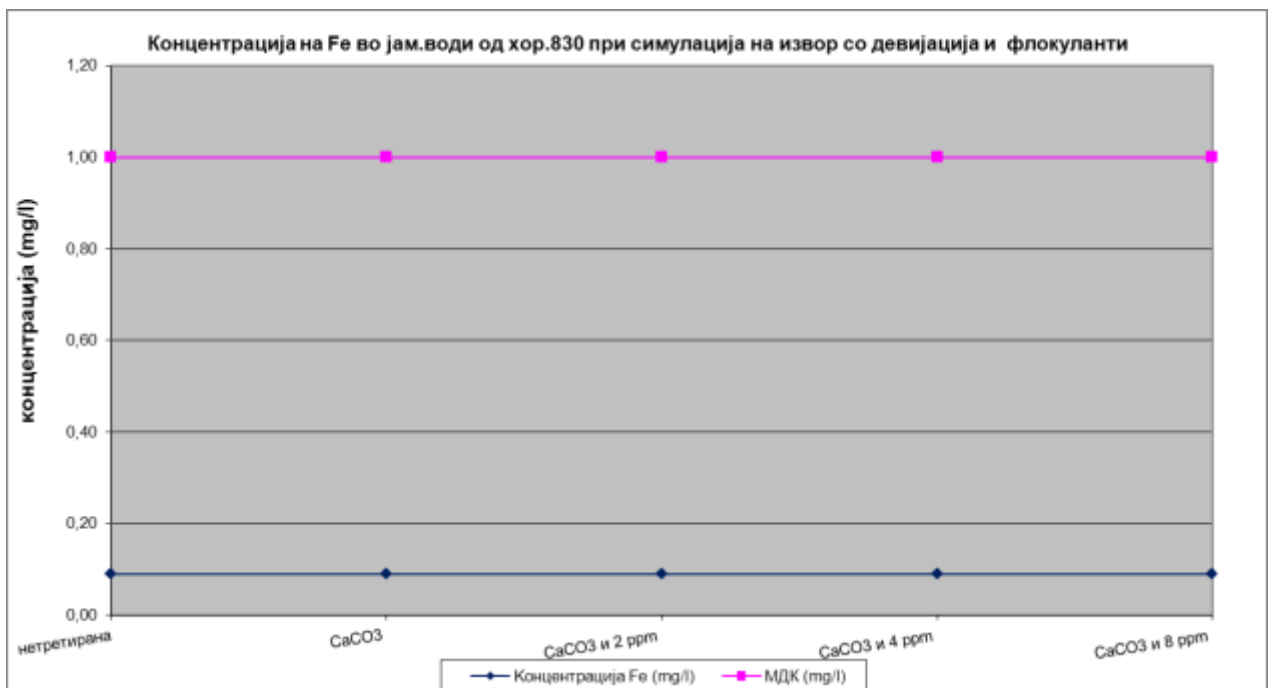
Слика 119. Концентрација на Pb во јамски води од хор.830 пред и после симулација на извор со пренасочување и додавање на флокуланти
Figure 119. Pb concentration in the mine drainage from hor.830 before and after simulation of diversion well and adding flocculants



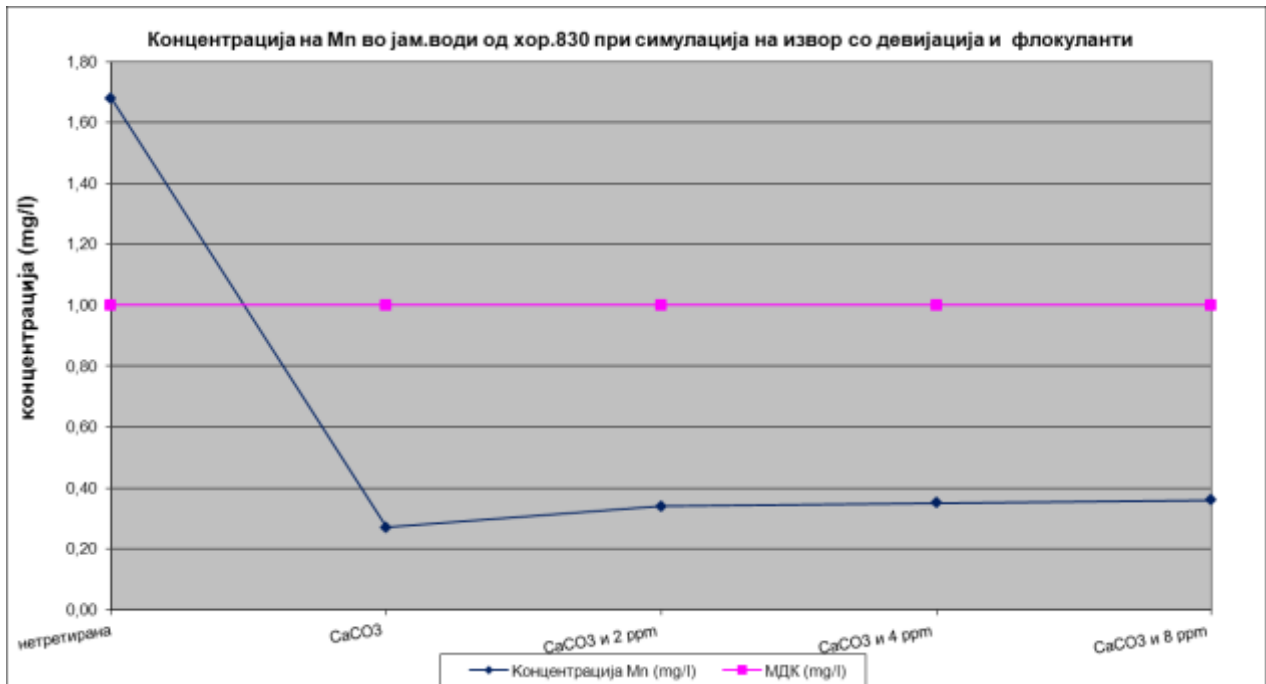
Слика 120. Концентрација на Zn во јамски води од хор.830 пред и после симулација на извор со пренасочување и додавање на флокуланти
Figure 120. Zn concentration in the mine drainage from hor.830 before and after simulation of diversion well and adding flocculants



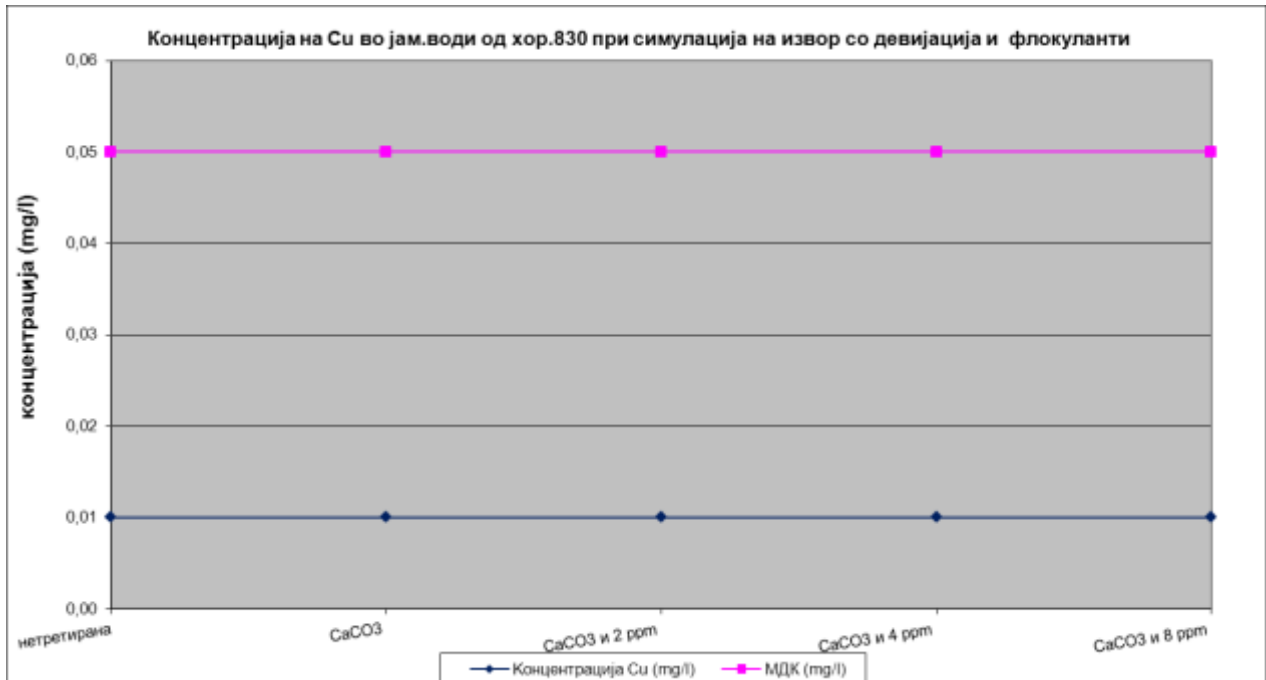
Слика 121. Концентрација на Cd во јамски води од хор.830 пред и после симулација на извор со пренасочување и додавање на флокуланти
Figure 121. Cd concentration in the mine drainage from hor.830 before and after simulation of diversion well and adding flocculants



Слика 122. Концентрација на Fe во јамски води од хор.830 пред и после симулација на извор со пренасочување и додавање на флокуланти
Figure 122. Fe concentration in the mine drainage from hor.830 before and after simulation of diversion well and adding flocculants



Слика 123. Концентрација на Mn во јамски води од хор.830 пред и после симулација на извор со пренасочување и додавање на флокуланти
Figure 123. Mn concentration in the mine drainage from hor.830 before and after simulation of diversion well and adding flocculants



Слика 124. Концентрација на Cu во јамски води од хор.830 пред и после симулација на извор со пренасочување и додавање на флокуланти
Figure 124. Cu concentration in the mine drainage from hor.830 before and after simulation of diversion well and adding flocculants

Ефикасноста на симулираниот третман на јамски води од хор.830 со извор со пренасочување и дополнителен третман со флокуланти ќе ја одредиме преку SP- степен на пречистување (рав.14), а добиените резултати се прикажани во таб.25:

Табела 25. Ефикасност на симулиран третман-извор со пренасочување и флокуланти

Table 25. Efficinecy of simulated treatment- diversion well and flocculants

| Ефикасност на третман (%) | Сув остаток % | | | % | | | | | |
|---|---------------------------|-----------------|-------------------|-------|--------|----|------|--------|------|
| | Не фил. | Фил. | Сусп. мат | Pb | Zn | Cd | Fe | Mn | Cu |
| | Раст. и нераст. мат. (TS) | Рас. мат. (TDS) | Нерас. мат. (TSS) | | | | | | |
| SP извор со пренасочување | -4624,69 | -3,26 | -189020 | 37,50 | 93,03 | / | 0,00 | 83,93 | 0,00 |
| SP извор со пренасочување и 2 ppm флокулант (Cvl = WS 31) | 97,83 | 2,31 | 99,92 | 0,00 | -39,13 | / | 0,00 | -25,93 | 0,00 |
| SP извор со пренасочување и 2 ppm флокулант (Cvl= WS 30) | -2,32 | -0,88 | -60,00 | 37,50 | 90,30 | / | 0,00 | 79,76 | 0,00 |
| SP извор со пренасочување и 4 ppm флокулант (Cvl= WS 31) | 98,13 | 22,82 | 99,77 | 0,00 | -43,48 | / | 0,00 | -29,63 | 0,00 |
| SP извор со пренасочување и 4 ppm флокулант (Cvl= WS 30) | 11,61 | 20,30 | -335,00 | 37,50 | 90,00 | / | 0,00 | 79,17 | 0,00 |
| SP извор со пренасочување и 8 ppm флокулант (Cvl= WS 31) | 98,05 | 18,93 | 99,78 | 0,00 | -50,00 | / | 0,00 | -33,33 | 0,00 |
| SP извор со пренасочување и 8 ppm флокулант (Cvl= WS 30) | 7,95 | 16,29 | -325,00 | 37,50 | 89,55 | / | 0,00 | 78,57 | 0,00 |

Од графиците (сл.118-124) и добиените вредности за SP (таб.25), за ефикасноста на симулираниот третман на извор со пренасочување и дополнителен третман со флокуланти може да се констатира следното:

- Концентрацијата на суспендирани материи (TSS) после симулираниот извор со пренасочување се зголемува многукратно, но после дополнителниот третман со 0,2 % раствор од флокуланти концентрацијата на TSS многукратно се намалува. Ефектот е приближно ист при додавање на различните концентрации на флокулантот (2,4 и 8 ppm);
- Концентрацијата на Pb после симулираниот извор со пренасочување се намалува, а после третманот со флокулантите нема никакви промени во концентрацијата на Pb;
- Концентрацијата на Zn после симулацијата на извор со пренасочување многукратно се намалува (SP= 93,03 %), после третманот со флокулантите доаѓа до мало наголемување на концентрацијата на Zn по однос на неговата концентрација во пробата третирана со извор со пренасочување (WS 31), но ако ја разгледуваме ефикасноста на намалување на влезната концентрација на Zn во нетретираната јамска вода од хор.830 (WS 30)

после примена на комбинираниот третман (извор со пренасочување и флокуланти), таа е исклучително добра т.е. $SP = 89,55 - 90,30 \%$;

- Концентрацијата на Mn после симулацијата на извор со пренасочување многу се намалува ($SP = 83,93 \%$), после третманот со флокулантите доаѓа до минимално покачување на концентрацијата на Mn по однос на неговата концентрација во пробата третирана со извор со пренасочување (WS 31), но ако ја разгледуваме ефикасноста на намалување на влезната концентрација на Mn во нетретираната јамска вода од хор.830 (WS 30) после примена на комбинираниот третман (извор со пренасочување и флокуланти), таа е исклучително добра т.е. $SP = 78,57 - 79,76 \%$;
- Нема промени во концентрацијата на Cd, Fe и Cu после примена на комбинираниот третман извор со пренасочување и флокуланти.

Генерален заклучок е дека симулацијата на извор со пренасочување и дополнителниот третман со флокуланти даде задоволителни резултати по однос на намалување на концентрацијата на метал и по однос на урамнотежувањето на концентрацијата на суспендирани материи. Бидејќи при додавање на 2, 4 и 8 ppm од 0,2 % раствор од флокулант се постигнува приближно ист ефект, изборот за оптимална варијанта и од технички и од економски аспект е додавање на концентрација од 2 ppm на раствор од флокулант.

4. ОПТИМАЛНА МЕТОДА ЗА ТРЕТМАН НА РУДНИЧКИТЕ ДРЕНАЖИ ОД ХОР.830

Изборот на оптимална метода за третман на рудничките дренажи од хор.830 ќе го направиме врз основа на претходно реализираните истражувања и експерименти, појдовните параметри за избор на соодветен систем за третман (хемизам на вода, количина на проток, локална топографија, карактеристики на местото), како и на достапноста на потребните материјали за третман. Од сето претходно наведено може да се констатира дека оптимална метода за третман на рудничките дренажи од хор.830 е примената на комбиниран третман од извор со пренасочување и третман со флокуланти.

4.1 Проектирање на комбиниран систем за третман и анализа на трошоци

За теренска имплементација на комбинираниот систем за третман на рудничките дренажи од хор.830 ќе биде потребно :

1. Таложник за примарно гравитациско исталожување на јамските води од хор.830;
2. Извор со пренасочување (метален или бетонски цилиндричен сад);
3. Варовнички камен со $d = 1 - 2 \text{ cm}$;
4. Таложник после изворот со пренасочување во кој ќе се врши третманот со флокуланти;
5. Опрема за припрема на растворот од флокуланти (миксер, дозерна пумпа и сл.);
6. Флокуланти.

Еден од појдовните параметри при проектирањето на таложниците и бетонскиот/ метален дел за изворот со пренасочување е корисната површина на плато на хор.830, која што изнесува 2.100 m^2 .

4.1.1 Прелиминарна пресметка за таложник за примарно гравитациско исталожување на јамските води од хор.830

За пресметување на волуменот на таложникот за примарно гравитациско исталожување на јамските води ќе го користиме равенството 15:

$$V = Q \cdot t$$

15

Каде што се:

V – волумен на таложник (m^3);

Q – количина на проток на вода (l/s);

t – време на таложување на цврстите честички (s).

Времето на таложување на цврстите миловити честички изнесува 108 min. (George Hild, Hild & Associates, Inc). Веќе рековме дека просечните количини на јамски води од хор.830 се 30 l/s , па од тука го добиваме потребниот минимален волумен на таложникот за примарно гравитациско исталожување $V = 194,4 m^3$ или $\sim 200 m^3$.

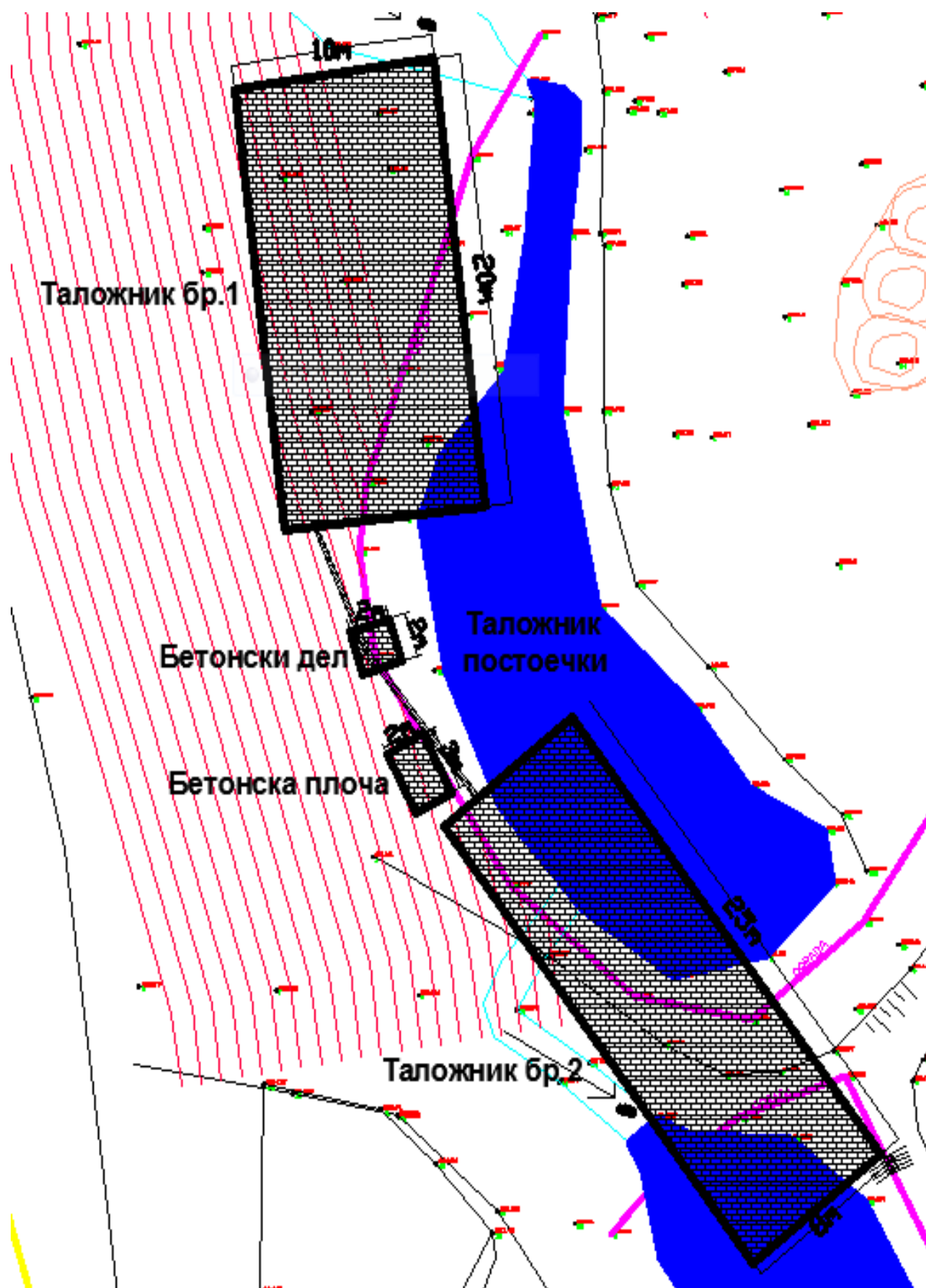
4.1.2 Прелиминарна пресметка за извор со пренасочување

При симулацијата на извори со пренасочување (поглавје 3.3.2; 3.3.3; 3.3.4) времето на задржување го пресметавме согласно препораките за димензиите на извори со пренасочување т.е. дека типичните извори со пренасочување се составени од цилиндричен резервоар со дијаметар од 1,5- 1,8 m и длабочина од 2-2,5 m.

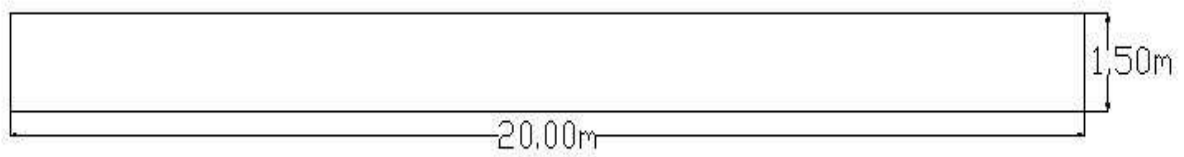
Оттука потребниот минимален волумен на изворот со пренасочување изнесува $V = 6,36 m^3$.

4.1.3 Проектирање во AutoCAD

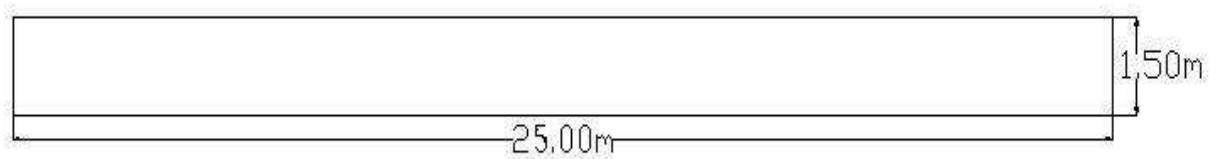
Веќе рековме дека корисната површина на плато на хор.830 изнесува 2.100 m^2 . Со цел максимално искористување на корисниот простор, а земајќи ги предвид и претходните пресметки за минимален волумен на таложниците и изворот со пренасочување, е извршено проектирање на комбинираниот систем за третман на јамските води од хор.830 во AutoCAD (сл.125-129).



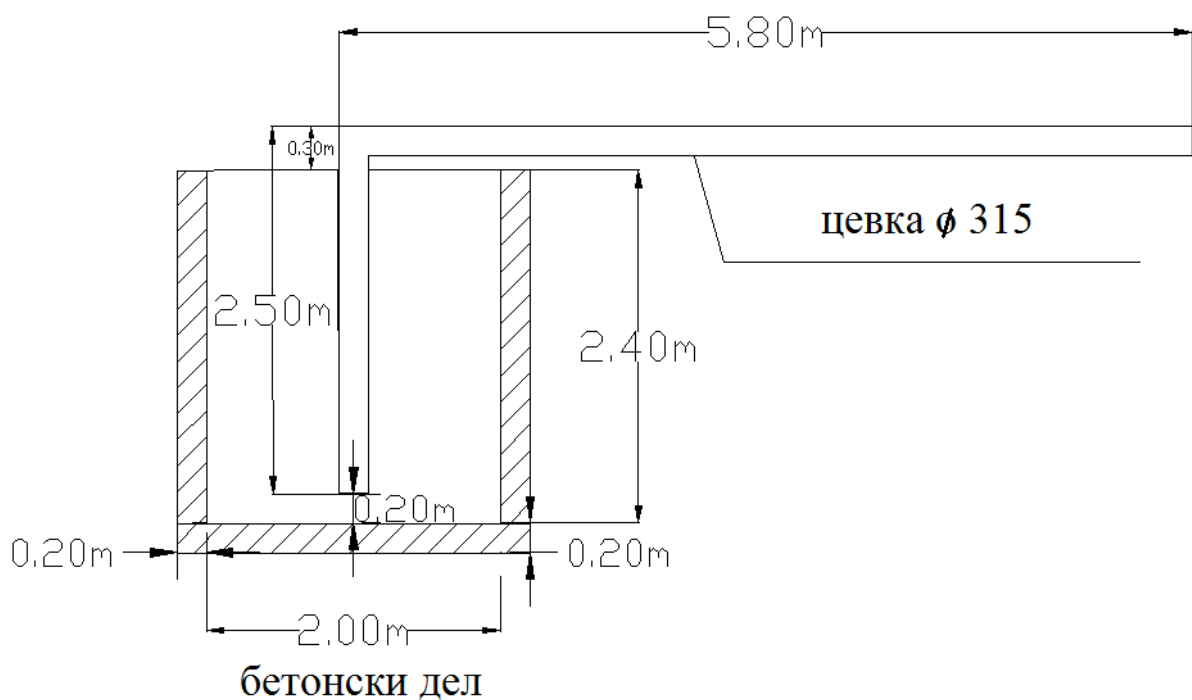
Слика 125. Ситуационен план на комбинираниот систем за третман
 Figure 125. Situation plain of a combined water treatment system



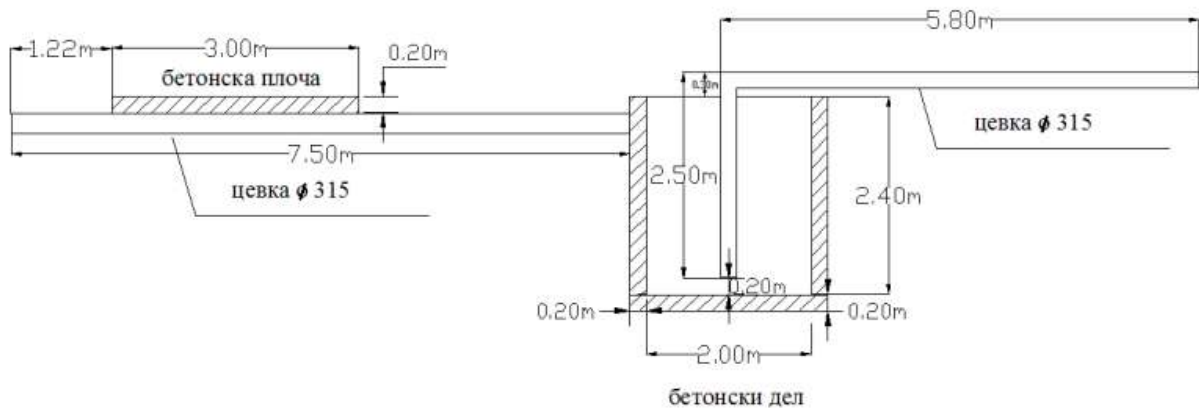
Слика 126. Надолжен пресек на таложник бр.1
Figure 126. Longitudinal section of a settling pond No. 1



Слика 127. Надолжен пресек на таложник бр.2
Figure 127. Longitudinal section of a settling pond No. 2



Слика 128. Надолжен пресек на извор со пренасочување
Figure 128. Longitudinal section of a diversion well



Слика 129. Надолжен пресек на елементи на систем помеѓу 2 таложника
Figure 129. Longitudinal section of the elements of the system between 2 settling ponds

4.1.4 Финална пресметка за Таложник бр.1

Финалната пресметка за волумен на таложник за примарно гравитациско исталожување на јамските води ќе ја извршиме врз основа на равенството 16:

$$V = A \cdot B \cdot h$$

16

Каде што се:

V – волумен на таложник (m³);

A – должина на таложник (m);

B – ширина на таложник (m);

h – висина на таложник (m).

$$V = 20 \cdot 10 \cdot 1,5 = 300 \text{ m}^3$$

Проектираниот волумен на таложникот за примарно гравитациско исталожување на јамските води од хор.830 (Таложник бр.1) изнесува 300 m³.

За ископ на таложник со V = 300 m³ ќе се користи надворешна механизација утоварувач ULT 160. Предвидено е 300 m³ материјал да се ископаат за 8 h. Просечната потрошувачка на нафта за ULT 160 изнесува 12,7 l/h. Оттука за ископ на таложникот за примарно гравитациско исталожување на јамските води од хор.830 (Таложник бр.1) ќе бидат потребни следните средства (табела 26):

Табела 26. Трошоци за изградба на Таложник бр.1**Table 26.** Construction costs of the settling pond N₀ 1

| Позиција | Ед. мера | Количина | Единечна цена (ден) | Износ (ден) |
|------------------------------------|----------|----------|---------------------|-----------------|
| 1. Нафта за ископ на таложник бр.1 | I | 101,6 | 74,50 | 7.569,20 |
| Вкупно | | | | 7.569,20 |

4.1.5 Финална пресметка за извор со пренасочување

Бетонскиот дел од изворот со пренасочување е проектиран како квадар, па оттука за пресметка на волуменот на бетонскиот дел согласно рав.16:

$$V = 2 \cdot 2 \cdot 2,4 = 9,6 \text{ m}^3$$

Проектираниот волумен на бетонскиот дел од изворот со пренасочување изнесува 9,6 m³.

Дебелината на бетонските ѕидови, како и дното е проектирана со $d = 0,2 \text{ m}$. Оттука за потребни материјали за бетонскиот дел на изворот со пренасочување ќе го пресметаме волуменот на делот кој треба да се бетонира:

A – должина на бетонски дел – 2 m

B – ширина на бетонски дел – 2 m

h – висина на бетонски дел – 2,4 m

d – дебелина на бетонски ѕид/ дно – 0,2 m

$$V_{\text{стр}} = 2 \cdot 2,4 \cdot 0,2 \cdot 4 = 3,84 \text{ m}^3$$

$$V_{\text{дно}} = 2 \cdot 2 \cdot 0,2 = 0,80 \text{ m}^3$$

$$V_{\text{вк.}} = 4,64 \text{ m}^3$$

Потребни материјали за бетонски дел од извор со пренасочување:

$$\text{Песок} - 4,64 \text{ m}^3 \cdot 1,3 = 6 \text{ m}^3$$

$$\text{Сепариран песок I} = 3 \text{ m}^3 \text{ (50\% од вкупна количина песок)}$$

$$\text{Сепариран песок II} = 1,5 \text{ m}^3 \text{ (25\% од вкупна количина песок)}$$

$$\text{Сепариран песок III} = 1,5 \text{ m}^3 \text{ (25\% од вкупна количина песок)}$$

$$\text{Цемент} - 400 \cdot 4,64 = 1.856 \text{ kg (400 kg/m}^3\text{)}$$

$$\text{Арматурна мрежа Q}_{131} \text{ странично} - 2 \cdot 2,4 \cdot 8 = 38,4 \text{ m}^2$$

$$\text{Арматурна мрежа Q}_{131} \text{ дно} - 2 \cdot 2 \cdot 2 = 8 \text{ m}^2$$

$$\text{Арматурна мрежа Q}_{131} \text{ вкупно} - 46,4 \text{ m}^2 \text{ или } 139,2 \text{ kg (1 m}^2 = 3 \text{ kg)}$$

Потребни материјали за поврзување на бетонски дел од извор со пренасочување со таложници:

Пластични цевки Ø 315 – 15,8 m (1 цевка = 6 m)

Колено од 90° Ø 315 – 1 бр.

Во табела 27 се прикажани трошоците за изградба на извор со пренасочување:

Табела 27. Трошоци за изградба на извор со пренасочување
Table 27. Construction costs of the diversion well

| Позиција | Ед. мера | Количина | Единечна цена (ден) | Износ (ден) |
|---|----------------|----------|---------------------|------------------|
| 2. Бетонски дел од извор со пренасочување | | | | |
| 2.1 Сепариран песок I | m ³ | 3 | 1.300,00 | 3.900,00 |
| 2.2 Сепариран песок II | m ³ | 1,5 | 1.300,00 | 1.950,00 |
| 2.3 Сепариран песок III | m ³ | 1,5 | 1.300,00 | 1.950,00 |
| 2.4 Цемент | kg | 1.856 | 5,73 | 10.634,88 |
| 2.5 Арматурна мрежа Q ₁₃₁ | kg | 139,2 | 46,61 | 6.488,11 |
| Вкупно | | | | 24.922,99 |
| 3. Поврзување на бетонски дел со таложници | | | | |
| 3.1 Пластична цевка Ø 315 | бр. | 3 | 12.000,00 | 36.000,00 |
| 3.2 Колено од 90° Ø 315 | бр. | 1 | 8.000,00 | 8.000,00 |
| Вкупно | | | | 44.000,00 |

4.1.6 Финална пресметка за флокуланти, опрема и бетонска плоча

Потребни количини на флокуланти

За третман на отпадните води од хор.830 е потребен 0,2 % раствор на флокулантот Nalco 9601, со оптимална концентрација од 2 ppm.

- За подготвување на 0,2 % раствор од флокулант ќе биде потребно додавање на 2 kg флокулант во 1m³ вода.
- Вака подготвениот раствор треба да се додава во концентрација од 2 ppm, што значи дека при предвиден проток од 30 l/s треба да се додаде 30 ml од растворот за 1 sec или ќе бидат потребни 2.592 l/ден раствор.
- Дневната потрошувачка на флокулант ќе биде 5,184 kg.
- Дневно ќе бидат потребни 2,592 резервоари (резервоар од 1m³) т.е. резервоарот ќе треба да се полни на ~ 9 h 15 min.

Потребна опрема за растворање на флокуланти

За растворање на флокулантите ќе биде потребна соодветна опрема:

- резервоар од 1 m^3 ;
- мискер;
- дозерна пумпа.

Опремата е предвидено да се постави на бетонска плоча (сл.125 и 129).

Потребни материјали за бетонска плоча

Согласно рав.16, волуменот на бетонската плоча треба да биде:

$$V = 3 \cdot 2 \cdot 0,2 = 1,2 \text{ m}^3$$

Каде што се:

A – должина на бетонска плоча – 3 m

B – ширина на бетонска плоча – 2 m

h – висина на бетонска плоча – 0,2 m

Песок - $1,2 \text{ m}^3 \cdot 1,3 = 1,56 \text{ m}^3$

Сепариран песок I = $0,78 \text{ m}^3$ (50% од вкупна количина песок)

Сепариран песок II = $0,39 \text{ m}^3$ (25% од вкупна количина песок)

Сепариран песок III = $0,39 \text{ m}^3$ (25% од вкупна количина песок)

Цемент – $400 \cdot 1,2 = 480 \text{ kg}$ (400 kg/m^3)

Арматурна мрежа Q₁₃₁ – $3 \cdot 2 \cdot 2 = 12 \text{ m}^2$ или 36 kg ($1 \text{ m}^2 = 3 \text{ kg}$)

Во табела 28 се прикажани трошоците за флокуланти, опремата за растворање на флокуланти, како и бетонската плоча на која што ќе биде поставена опремата:

Табела 28. Трошоци за флокуланти, опрема и бетонска плоча

Table 28. Flocculants, equipment and concrete slab costs

| Позиција | Ед. мера | Количина | Единечна цена (ден) | Износ (ден) |
|--------------------------------------|--------------|----------|---------------------|-------------------|
| 4. Флокуланти (дневна потрошувачка) | kg | 5,184 | 246,00 | 1.275,26 |
| Вкупно | | | | 1.275,26 |
| 5. Опрема за флокуланти | бр. | 1 | 307.500,00 | 307.500,00 |
| Вкупно | | | | 307.500,00 |
| 6. Бетонска плоча | | | | |
| 6.1 Сепариран песок I | m^3 | 0,78 | 1.300,00 | 1.014,00 |
| 6.2 Сепариран песок II | m^3 | 0,39 | 1.300,00 | 507,00 |
| 6.3 Сепариран песок III | m^3 | 0,39 | 1.300,00 | 507,00 |
| 6.4 Цемент | kg | 480 | 5,73 | 2.750,40 |
| 6.5 Арматурна мрежа Q ₁₃₁ | kg | 36 | 46,61 | 1.677,96 |
| Вкупно | | | | 6.456,36 |

4.1.7 Финална пресметка за Таложник бр.2

При симулацијата на извор со пренасочување, костатиравме дека најдобри ефекти за намалување на концентрацијата на суспендираните материји (TSS) даде дополнителниот третман со флокуланти. Симулацијата на времето на престој на третираната вода со флокуланти во таложникот изнесуваше $t = 1h$ (согласно препораки од литература). Оттука потребниот минимален волумен на таложникот за дополнителен третман со флокуланти (Таложник бр.2) изнесува $V = 108 m^3$ (согласно рав.13 и просечен $Q = 30 l/s$).

Со цел максимално искористување на корисниот простор на плато на хор.830, проектираниот волумен на таложникот за дополнителен третман со флокуланти (Таложник бр.2) изнесува $300 m^3$ ($V = 25 \cdot 8 \cdot 1,5 m = 300 m^3$).

За ископ на таложник бр.2 ќе важи истата пресметка како кај таложник бр.1. Ќе се користи надворешна механизација утоварувач ULT 160, предвидено $300 m^3$ материјал да се ископаат за 8 h. Просечна потрошувачка на нафта за ULT 160 изнесува 12,7 l/h. Оттука за ископ на таложникот за дополнителен третман со флокуланти (Таложник бр.2) ќе бидат потребни следните средства (табела 29):

Табела 29. Трошоци за изградба на Таложник бр.2

Table 29. Construction cost of the settling pond No 2

| Позиција | Ед. мера | Количина | Единечна цена (ден) | Износ (ден) |
|------------------------------------|----------|----------|---------------------|-----------------|
| 7. Нафта за ископ на таложник бр.2 | l | 101,6 | 74,50 | 7.569,20 |
| Вкупно | | | | 7.569,20 |

4.1.8 Финална пресметка за варовнички камен

Согласно препораките за потребни количини на варовнички камен дадени во поглавје 2.2.8.3 се направени следните пресметки:

- ***Потребни количини варовнички камен за првично исполнување на бетонски дел од извор со пренасочување:***

Препорака - изворот со пренасочување до половина од неговата висина треба да е исполнет со варовнички камен

$$m_{\text{варовник}} = V \cdot \gamma / k_r$$

17

Каде што се:

$m_{\text{варовник}}$ - маса на варовнички камен (t)

V - волумен на дел од извор со пренасочување кој треба да се исполни со варовнички камен ($2 \cdot 2 \cdot 1,2 = 4,8 \text{ m}^3$)

γ – специфична тежина на варовник ($2,2 - 2,7 \text{ g/cm}^3$, просечно $2,45 \text{ g/cm}^3$);

k_r – коефициент на растреситост (варовник со средна гранулација - 1,5)

Оттука потребните количини варовнички камен за првично исполнување на бетонски дел од извор со пренасочување изнесуваат 7,84 t.

- **Потребни количини варовнички камен за надополнување на изворот со пренасочување**

Препорака - изворот со пренасочување неделно се надополнува со $0,7 \text{ m}^3$ варовнички камен.

Согласно рав.17 потребните количини за неделно надополнување со варовнички камен изнесуваат 1,14 t.

За функционирање и одржување на изворот со пренасочување трошоците за варовнички камен ќе бидат (табела 30):

Табела 30. Трошоци за варовнички камен

Table 30. Limestone costs

| Позиција | Ед. мера | Количина | Единечна цена (ден) | Износ (ден) |
|---|----------|----------|---------------------|-----------------|
| 8. Варовнички камен (почетно) | t | 7,84 | 450,00 | 3.528,00 |
| Вкупно | | | | 3.528,00 |
| 9. Варовнички камен (неделно дополнување) | t | 1,14 | 450,00 | 513,00 |
| Вкупно | | | | 513,00 |

4.1.9 Преглед на трошоци за изградба на комплетен систем за третман на јамските води од хор.830

Врз основа на сите претходни пресмети во табела 31 е даден преглед на вкупните трошоци за изградба, одржување и функционирање на комплетен систем за третман на јамските води од хор.830, изразени во денари и €:

Табела 31. Преглед на трошоци**Table 31.** Review costs

| Р.бр. | Позиција | инвестиција/ тековно | Износ (ден) | Износ (€) |
|---|---------------------------------|-------------------------|-------------------|------------------|
| 1. | Таложник бр.1 | инвестиција | 7.569,20 | 123,08 |
| 2. | Извор со пренасочување | инвестиција | 68.922,99 | 1.120,70 |
| 3. | Флокуланти (годишно) | тековно | 465.469,90 | 7.568,62 |
| 4. | Опрема за флокуланти | инвестиција | 307.500,00 | 5.000,00 |
| 5. | Бетонска плоча за флокуланти | инвестиција | 6.456,36 | 104,98 |
| 6. | Таложник бр.2 | инвестиција | 7.569,20 | 123,08 |
| 7. | Варовнички камен (почетно) | инвестиција | 3.528,00 | 57,37 |
| 8. | Варовнички камен (годишно) | тековно | 26.749,28 | 434,95 |
| Вкупно инвестициони трошоци | | | 401.545,75 | 6.529,21 |
| Вкупно тековни трошоци (годишни) | | | 492.219,18 | 8.003,57 |
| Севкупни трошоци | | | 893.764,93 | 14.532,78 |

За изградба на комплетен комбиниран систем за третман на јамските води од хор.830, како и за негово функционирање и одржување се потребни:

- **Севкупни трошоци за почетна година (инвестициони и тековни трошоци).....893.764,93 ден. или 14.532,78 €**
- **Тековни годишни трошоци за следни години (варовник и флокуланти).....492.219,18 ден/год. или 8.003,57 €/год.**

5. ЗАКЛУЧОК

Експлоатацијата на минералните сировини е во директна корелација со животната средина, која како отворен, динамичен и интегриран систем е изложена на негативен импакт предизвикан од рударските активности. Акутните токсични ефекти кои ги предизвикуваат тешките метали врз човековото здравје, флората, фауната се познати долго време, фактите за нивото на хронична акумулација на многу метали во екосистемите итно ја наложува неопходноста од третирањето на овој глобален проблем. Зголемувањето на еколошката свест и преземањето мерки за заштита на екосистемите од контаминација се од есенцијално значење, бидејќи биосредините се витален и егзистенцијален фактор за биогенезата.

Рудникот САСА како еден од најголемите производствени капацитети на Балканскиот Полуостров за експлоатација, преработка на Pb и Zn руда и добивање на Pb и Zn концентрат, претставува потенцијален аспект на влијание на животната средина. Еден од значајните аспекти на влијание претставува генерирањето на рудничките дренажи, кои се со висока концентрација на растворени тешки метали. За да продолжат рударските работи во Рудник САСА ДОО М.Каменица без да се нанесе штета на животната средина, мора да се идентификуваат и имплементираат најновите сознанија во науката и техниките со цел минимизирање на аспектите на влијание од рудничките дренажи врз животната средина и исполнување на законските барања. Токму во тој правец е и оваа магистерска тема: *„Контрола и третман на рудничките дренажи во Рудник САСА ДОО М.Каменица“*.

Дренажниот систем на рудното поле Саса го сочинуваат површинските води на Црвена Река, Свиња Река, Козја Река коишто извираат од локалитетот на рудното наоѓалиште и со други мали планински притоки продолжуваат во р. Каменичка. Водите кои го дренираат ова рудно подрачје се експонирани на влијанијата на природното загадување и антропогеното загадување. Во северниот дел на рудното поле САСА постојат неколку напуштени стари јами, каде има појава на т.н. “yellow boy”. Ова укажува на постоење на кисели руднички дренажи во овој локалитет, последица на историското антропогено влијание. Овие јамски води гравитираат во дренажниот систем на рудник САСА т.е. во Свиња Река и Козја Река и влијаат врз хемиско - механичките параметри на р.Каменичка. Што се однесува до рецентното антропогено загадување, истото се манифестира преку влијанието на јамските води од хоризонт 830, кои после гравитациското исталожување се испуштаат во Каменичка Река. Наведените констатации ја

наметнаа неопходноста од воспоставување мониторинг на влијанието на рудничките дренажи врз реципиентот, како и контрола и третман на рудничките дренажи во рудното поле САСА.

За одредување на квалитетот на површинските води кои го дренираат рудното подрачје САСА во периодот ноември 2009 г. - октомври 2010 г. беше воспоставен мониторинг на повеќе локации. Од површинските води се земаа проби еднаш месечно, а за точки на мониторинг беа избрани најрепрезентативните локации за следење на влијанието на природниот фактор и антропогеното влијание (историско и рецентно) врз површинските води во рудното поле САСА. Врз основа на резултатите од хемиските анализи, беа конструирани дијаграми на концентрација на тешки метали во површинските води во однос на МДК за III категорија регулирани со „Уредба за класификација на води“- Сл. весник на Р.М. бр.18/99. За секое мерно место на површинските води беше вршена анализа на концентрацијата на метали и беше направен обид да се утврди причината за зголемена концентрацијата на поедини метали во површинските води. Повеќекратно зголемена концентрација на поедини метали во површинските води, каде што сите показатели индицираа дека изворот на метал се руднички дренажи, беше утврдена на следните мерни места:

- **WS 2 - Свиња Река над хор.XV**, кое се наоѓа возводно од зоната на тековна експлоатација т.е. денешните активности на рудникот САСА немаат влијание во ова мерно место, но овде е присутно историското антропогеното влијание од руднички дренажи од стара неактивна јама II;
- **WS 3 - Козја Река**, која минува низ терен каде нема тековна експлоатација на руда, но имало интензивна експлоатација на руда во минатото, па во ова мерното место е присутно историското антропогеното влијание од руднички дренажи од стара неактивна јама XII;
- **WS 6 – Каменичка Река после хор.830**, каде покрај историското (од старите неактивни јами II и XII) и рецентното антропогеното влијание (од активностите на одлагање флотациска јаловина), е присутно и антропогеното влијание од рудничките дренажи од хор.830.

Беа земени дополнителни примероци од води и тоа: од површинските води пред влијанието на рудничките дренажи т.е. возводно од нив, од самите рудничките дренажи, како и од површинските води после влијанието на рудничките дренажи т.е. низводно од нив. Резултатите од хемиските анализи покажаа многу високи концентрации на сите тешки метали во рудничките дренажи

и ги потврдија претпоставките дека контаминацијата на површинските водени текови на горенаведените мерни места, е последица на влијанието на рудничките дренажи. Овие констатации ја наложуваат потребата од перспективна контрола и третман на киселите руднички дренажи од старите неактивни јами II и XII, како и на рудничките дренажи од хор.830.

Третманот на рудничките дренажи може да биде базиран на две основни технологии т.е. технологии за активен третман и технологии за пасивен третман. Системите за активен третман вклучуваат третирање на рудничките дренажи со алкални хемикалии поради зголемување на рН вредноста на водата, неутрализација на киселоста и преципитација на металите. Системите за пасивен третман не бараат постојани влезови на хемикалии, тие всушност ги користат предностите на природно настанатите хемиски и биолошки процеси за пречистување на контаминираниите руднички води. Основната разлика помеѓу овие технологии е тоа што системите за активен третман бараат константно одржување на системот, додека системите за пасивен третман бараат понизок степен на одржување (или воопшто не се одржуваат).

Понатамошните истражувања за оваа магистерска тема беа насочени кон подобрување на квалитетот на рудничките дренажи од хор.830 со примена на постоечките познати технологии за пасивен и активен третман на руднички дренажи. За избор и проектирање на соодветен систем за третман на рудничките дренажи се потребни влезни параметри од типот: хемизам на водата, количина на проток, локална топографија и карактеристики на местото (Hyman and Watzlaf 1995). За одредување на хемизмот на јамските води од хор.830 беа земени примероци, кои беа анализирани во Лабораторија за заштита на растенијата и животната средина при Универзитет „Гоце Делчев“ - Штип. Врз основа на резултатите од хемиската анализа, количината на проток, локалната топографија, карактеристиките на местото, како и достапноста на материјали беше пристапено кон вршење експериментални истражувања за избор на соодветна метода за третман на рудничките дренажи од хор.830.

Во лабораториски услови беше извршена симулација на анаеробно мочуриште, симулација на извор со пренасочување и таложник за механичко пречистување, симулација на извор со пренасочување и дополнителен третман со анаеробно мочуриште, како и симулација на извор со пренасочување со дополнителен третман со флокуланти. Беше обезбедена потребната опрема и

соодветните материјали, а симулацијата на секоја од горенаведените методи беше вршена трипати, заради репродуктивност на резултатите.

После симулацијата на анаеробно мочуриште концентрацијата на суспендирани материји беше доста намалена, меѓутоа дојде до зголемување на концентрацијата на тешките метали. Направено е дополнително испитување на рН вредноста на користената органска материја (распаднатата шума), беа измерени ниски вредности на рН потенцијалот, врз основа на што е констатирано дека користената органска материја не задоволува. Генерален заклучок е дека анаеробно мочуриште како варијанта за пасивен третман на рудничките дренажи од хор.830 не е соодветно, освен можеби како дополнителен помошен третман.

Со симулација на извор со пренасочување се постигнати задоволителни резултати по однос на намалување на концентрацијата на тешки метали, но доаѓа до значително зголемување на концентрацијата на суспендирани материји. Врз основа на резултатите е констатирано дека дополнителен таложник за механичко пречистување на водите после третманот со извор со пренасочување не е соодветен избор на третман.

Врз основа на претходните сознанија, понатамошните истражувања беа во правец на избор на соодветен дополнителен третман после третманот со извор со пренасочување. Вршена е симулација на извор со пренасочување и дополнителен анаеробен таложник, каде што како органска материја беше користено труло сено. Добиените резултати од овој експеримент не задоволуваа т.е. дојде до зголемување на концентрацијата на суспендирани материји (TSS) и на повеќето тешки метали (Pb, Cd, Fe и Cu).

Преминато е кон други истражувања за избор на соодветен дополнителен третман за намалување на концентрацијата на суспендираните материји (TSS), после третманот со извор со пренасочување. Вршена е симулација на третман со извор со пренасочување и дополнителен третман со флокуланти, кој покажа ефикасност и по однос на намалување на концентрацијата на метал и по однос на урамнотежувањето на концентрацијата на суспендирани материји. Бидејќи при додавање на 2, 4 и 8 ppm од 0,2 % раствор од флокулант се постигнуваше приближно ист ефект, најдобра варијанта и од технички и од економски аспект е додавање концентрација од 2 ppm од 0,2 % раствор од флокулант.

Изборот на оптимална метода за третман на рудничките дренажи од хор.830 е направен врз основа на генералните заклучоци од реализираните истражувања и експерименти, појдовните параметри за избор на соодветен

систем за третман (хемизам на вода, количина на проток, локална топографија, карактеристики на местото), како и на достапноста на потребните материјали за третман. Од сето претходно наведено, констатирано е дека оптимална метода за третман на рудничките дренажи од хор.830 е примената на комбиниран третман од извор со пренасочување и третман со флокуланти.

Со цел максимално искористување на корисниот простор на терен, е извршено проектирање на комбинираниот систем за третман на јамските води од хор.830 во AutoCAD, при што се земени во предвид и пресметките за минимален волумен на таложниците и изворот со пренасочување. Направен е ситуационен план на комбинираниот систем за третман, дадени се надолжни пресеци на таложник бр.1 и бр.2, извор со пренасочување, како и на останатите делови од системот. Направени се прелиминарни и финални пресметки на компонентите кои го чинат системот, како и за материјалите потребни за негово функционирање.

На крајот е даден преглед на инвестиционите, тековните, како и севкупните трошоци за изградба, одржување и функционирање на комплетниот систем за третман на јамските води од хор.830, изразени во денари и €. Рекапитулацијата на трошоците е дадена како:

- Севкупни трошоци за почетната година (инвестиони и тековни трошоци) - 893.764,93 ден. или 14.532,78 € и
- Тековни годишни трошоци за следните години (варовник и флокуланти) - 492.219,18 ден/год. или 8.003,57 €/год.

Сознанијата од ова истражување ни даваат за право да очекуваме дека нивната перспективна имплементација *in situ* ќе рефлектира во подобрување на квалитетот на рудничките дренажи од хор.830, а посредно и на квалитетот на површинските води на р.Каменичка.

Понатамошните истражувања, кои би произлегле од досегашните сознанија презентирани во оваа магистерска работа, треба да се во насока на изнаоѓање решение за контрола и третман на киселите руднички дренажи од напуштените стари јами, кои гравитираат во дренажниот систем на рудникот САСА и влијаат врз хемиско - механичките параметри на површинските води.

Имплементацијата на соодветен систем за третман на јамските води од хор.830 и рудничките дренажи од напуштените стари јами во рудното поле САСА би значело минимизирање на нивното влијание врз дренажниот систем, усогласување со законските барања од делот на водите и животната средина и заштита на екосистемите како витален и егзистенцијален фактор за биогенезата.

6. ДОДАТОК

Користени кратенки

ABA - Acid-Base Accounting

ALD - Anoxic Limestone Drains

AMD - Acid Mine Drainage

CWA - Clean Water Act

DO - Dissolved Oxygen

EPA - Environmental Protection Agency

In Situ - на самото место

ISO - International Standard Organization

MEND - Mine Environment Neutral Drainage

NMA - Non-Manganese Acidity

NPDES - National Pollutant Discharge Elimination System

OLC - Open Limestone Channels

PVC - Polyvinyl Chloride

RAPS - Reducing and Alkalinity Producing Systems

SAPS - Successive Alkalinity Producing Systems

SI - International System of Units

SMCRA - Surface Mining Control and Reclamation Act

SP - степен на пречистување

TDS - Total Dissolved Solids

TS - Total Solids

TSS – Total Suspended Solids

TVA - Tennessee Valley Authority

USA - United States of America

WS - Water Sample

Д.Саса - Долна Саса

МДК - максимално дозволени концентрации

НДТ - најдобри достапни технологии

О.Т. – опточен тунел

Р-р - раствор

Р.М. - Република Македонија

САД - Соединети Американски Држави

Сл.в. - Службен весник

Хор. - хоризонт

7. КОРИСТЕНА ЛИТЕРАТУРА (REFERENCES)

- Arnold, E. D. (1991). *Diversion Wells- a Low Cost Approach to Treatment of Acid Mine Drainage*. Twelfth Annual West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium, Morgantown, West Virginia.
- Brodie, G.A. (1993). *Staged, aerobic constructed wetlands to treat acid drainage - Case history of Fabius Impoundment 1 and overview of the Tennessee Valley Authority's Program*. Wetland Design for Mining Operations. pp. 1-14.
- Brodie, G.A., Britt C.R., Tomaszewski T.M. and Taylor, H.N. (1992). *Anoxic limestone drains to enhance performance of aerobic acid drainage treatment wetlands - The Tennessee Valley Authority*, West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium.
- Brodie, G.A., Britt, C.R., Tomaszewski, T.M. and Taylor, H.N. (1991). *Use of passive anoxic limestone drains to enhance performance of acid drainage treatment wetlands*. Proceedings of the 1991 National Meeting of the American Society of Surface Mining and Reclamation, Durango Co. pp. 211-228.
- Brodie, G.A., Hammer, D.A. and Tomljanovich, D.A. (1989). *Treatment of acid drainage with a constructed wetland at the Tennessee Valley Authority 950 Coal Mine*. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. pp. 201 -209.
- Ford, K.L. (2003). *Passive Treatment Systems for Acid Mine Drainage*. U.S. Bureau of Land Management Papers, University of Nebraska – Lincoln
- Gusek, J.J. (1995). *Passive Treatment of Acid Rock Drainage: What is the Bottom Line?* Mining Engineering. Vol. 47, No. 3., pp. 250-253.
- Hedin, R.S., Watzlaf, G.R., Nairn, R.W. (1994b). *Passive treatment of acid mine drainage with limestone*. J. Environ Qual 23:1338-1345
- Pennsylvania Department of Environmental Protection. (1999). *The Science of Acid Mine Drainage and Passive Treatment*. Publication 5400-BK-DEP2365. Harrisburg, PA.
- Ridge, T., Seif, J. M. (2004). *Nauka o drenazi rudnickih kiselina i pasivno tretiranje*. Monografija Nove Tehnologije za Cistiji Dunav, Bor, 23-31.
- Skousen, J. (2011) anticipated. *Overview of acid mine drainage treatment with chemicals*. Acid Mine Drainage Handbook, John Wiley & Sons, New York.
- Skousen, J. (2004). *Acid Mine Drainage: Sources and Treatment in the United States*. Encyclopedia of Water. John Wiley & Sons. New York.

- Skousen, J., and Vance, G. (2003). *Surface water pollution from mining activities*. P. 956-960. In: *Encyclopedia of Water Science*, B.A. Stewart and T. Howell, editors. Marcel Dekker, Inc., New York.
- Skousen, J., Sexstone, A., Ziemkiewicz, P. (2000). *Acid Mine Drainage Control and Treatment*, Reclamation of Drastically Disturbed Lands, American Society of Agronomy and American Society for Surface Mining and Reclamation, Agronomy No. 41. Ch 6.
- Skousen, J., Rose, A., Geidel, G., Foreman, J., Evans, R., Hellier, W., and members of the Avoidance and Remediation Working Group of the Acid Drainage Technology Initiative (ADTI). (1998). *Handbook of Technologies for Avoidance and Remediation of Acid Mine Drainage*. The National Mine Land Reclamation Center, West Virginia University, West Virginia.
- Watzlaf, G.R., Kairies, C.L., Schroeder, K.T., Danehy, T., Beam, R. (2002). *Quantitative results from the flushing of four reducing and alkalinity-producing systems*. Proc, 23rd WVSFMD Symp, Morgantown, WV.
- Watzlaf, G.R., Schroeder, K.T., Kairies, C.L. (2000). *Long-term performance of anoxic limestone drains*. *Mine Water and the Environment* 19: 98-110.
- Watzlaf, G.R., Hedin, R.S. (1993). *A method for predicting the alkalinity generated by anoxic limestone drains*. Proc, 14th WVSFMD Symp, Morgantown, WV.
- Ziemkiewicz, P., J. Skousen, and J. Simmons. (2003). *Long-term performance of passive acid mine drainage treatment systems*. *Mine Water Environ.* 22: 118-129.
- Ziemkiewicz, P.F., J.G. Skousen, D.L. Brant, P.L. Sterner, and R.J. Lovett. (1997). *Acid mine drainage treatment with armored limestone in open limestone channels*. *J. Environ. Qual.* 26: 1017-1024.
- Zipper, C., and Skousen, J. (2011) anticipated. *Passive treatment of acid mine drainage*. *Acid Mine Drainage Handbook*, John Wiley & Sons, New York.
- Zipper, C., Skousen, J., Jage, C. (2009). *Passive Treatment of Acid- Mine Drainage*, Virginia Cooperative Extension Publication No.460-133, West Virginia.
- Монографија 35 години САСА (1989). Македонска Каменица.
- Ралевски Б. (2006). *Студија за проценка на влијанието на рударскиот објект врз животната средина на рудникот Саса МР*, М.Каменица.
- Стојановска М. (2009). *Дополнување кон апликација за А-интегрирана еколошка дозвола*, Рудник Саса ДООЕЛ М.Каменица, М.Каменица.