

**Univerzita Karlova v Praze**  
**Přírodovědecká fakulta**

Studijní program: Ochrana životního prostředí



**Renata Hurychová**

**Vliv povrchové těžby uhlí na kvalitu povrchové vody**  
Effect of surface coal mining on the surface freshwater quality

Bakalářská práce

Vedoucí závěrečné práce/Školitel:

**RNDr. Ivo Přikryl**

**Doc. Ing. Mgr. Jan Frouz, CSc.**

Praha, 2011

# OBSAH

<b>1. ÚVOD .....</b>	<b>5</b>
<b>2. CÍL PRÁCE .....</b>	<b>7</b>
<b>3. PŘEHLED SOUČASNÉHO STAVU PROBLEMATIKY .....</b>	<b>8</b>
3.1. TĚŽBA UHLÍ A JEJÍ VLIV NA ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ .....	8
3.2. CELKOVÁ CHARAKTERISTIKA DŮLNÍCH VOD.....	11
3.3. VZNIK DŮLNÍCH VOD .....	15
3.4. VLIV DŮLNÍCH VOD NA ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ .....	18
3.4.1. <i>Vliv na půdu</i> .....	18
3.4.2. <i>Vliv na faunu a floru</i> .....	18
3.5. ČIŠTĚNÍ DŮLNÍCH VOD .....	20
3.5.1. <i>Aktivní čištění důlních vod</i> .....	21
3.5.2. <i>Pasivní čištění důlních vod</i> .....	24
3.6. CHARAKTERISTIKA MĚŘENÝCH VELIČIN .....	27
3.6.1. <i>Reakce vody (pH)</i> .....	27
3.6.2. <i>Teplota</i> .....	27
3.6.3. <i>Vodivost (konduktivita)</i> .....	27
3.6.4. <i>Alkalita</i> .....	28
3.6.5. <i>Acidita</i> .....	28
3.6.6. <i>Tvrdość</i> .....	28
3.6.7. <i>Dusičnany</i> .....	28
3.6.8. <i>Dusitany</i> .....	28
3.6.9. <i>Amonné ionty</i> .....	29
3.6.10. <i>Fosforečnany</i> .....	29
3.6.11. <i>Mangan a železo</i> .....	29
3.6.12. <i>Chloridy</i> .....	30
3.6.13. <i>Vápník</i> .....	30
3.6.14. <i>Sírany</i> .....	30
<b>4. EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST.....</b>	<b>31</b>
4.1. MATERIÁL A METODIKA .....	31
4.1.1. <i>Charakteristika monitorovaných toků a oblasti odběru</i> .....	31
4.1.2. <i>Odběr a příprava vzorků</i> .....	38
4.1.3. <i>Použité metody k analýze</i> .....	38
<b>5. VÝSLEDKY A DISKUSE.....</b>	<b>43</b>
<b>6. ZÁVĚR .....</b>	<b>51</b>
<b>7. LITERATURA .....</b>	<b>52</b>

Prohlašuji, že zadaná bakalářská práce byla vypracována samostatně,  
s použitím citované literatury a pod odborným vedením RNDr. Iva Přikryla a doc.  
Ing. Mgr. Jana Frouze, CSc.

V Praze dne

.....

Renata Hurychová

## ABSTRAKT

Cílem této práce je ukázat, jak moc se liší tekoucí důlní voda od vody, která není ovlivněna povrchovou těžbou uhlí. Byla soustředěna a vyhodnocena literatura na toto téma a otázka byla též studována v samostatném projektu zabývajícím se povrchovými a důlními vodami Sokolovska. Bylo odebráno 17 vzorků tekoucích vod z toků různě zasažených těžbou uhlí, u nichž bylo stanoveno: pH, vodivost, acidita, alkalita, tvrdost a obsah dusičnanů, dusitanů, amonných iontů, fosforečnanů, železa, chloridů, vápníku a manganu. Tato data byla porovnána mezi skupinami vzorků s různým stupněm zasažení těžbou. Naměřené hodnoty byly porovnávány s dříve publikovanými hodnotami i z jiných lokalit (odborné články, diplomové práce, apod.).

The aim of this work is to show, how much different is the flowing mine water and water, which was not affected by surface mining. The literature on this theme was collected and evaluated. The question was studied in the experimental project, which covered examination of mine landscape water in Sokolovsko. In this research, 17 samples of different flowing water were taken and following values were determined: pH, conductivity, acidity, alkalinity, hardness, content of nitrates and nitrites, ammonium ions, phosphates, iron, chloride, calcium and manganese ions. These data were compared between samples from sites with different degrees of mining extension. The measured values were compared with previously published values from other sites.

# 1. Úvod

S rozvojem společnosti vzrůstá i spotřeba energie. Západní průmyslové země a země s rozsáhlými ložisky ropy mají velmi vysokou spotřebu energie (Quaschnig, 2010). Pro srovnání můžeme uvést, že Německo a Francie spotřebují dohromady více energie než celá Afrika (Hredzák et al, 1998).

Předpokládá se, že v roce 2030 budou hlavním zdrojem energie fosilní paliva a to až z 84% (Jílková, 2003; Shafiee 2009). Na příklad Německo nebo USA již dnes pokrývají svou spotřebu z 80% energií z fosilních paliv a atomovou energií (Shafiee 2009). Při výrobě elektrické energie má největší podíl uhlí (42,7%) (Hredzák et al, 1998).

Jsou i místa, kde těžba uhlí není klíčová. Mezi taková místa patří například Island, kde se až 70% energie využívá z termálních pramenů. Ve Švédsku a Finsku hraje klíčovou roli spalování biomasy. Oproti tomu Etiopie je typickým příkladem toho, jak se získává energie v nejchudších oblastech světa, z 90% je zde využívána biomasa tradičním způsobem (Quaschnig, 2010).

Těžbu nerostných surovin je možné rozdělit na těžbu povrchovou a hlubinnou. Je preferována spíše těžba povrchová, a to především díky vyšší vytěžitelnosti surovin (Štýs et al., 1981). V oblastech postižených povrchovou těžbou dochází k rozsáhlé devastaci území. Nejen, že dochází ke zhoršení kvality ovzduší, ale významným způsobem je ovlivněna i kvalita povrchových i podzemních vod (Bian, 2010; Černík, 2008).

Voda je velmi důležitá strategická surovina, u které může snadno dojít ke znehodnocení v důsledku kontaminace. Jelikož je nedílnou součástí horninového prostředí (Černík, 2008), dopady povrchové těžby mohou mít vážný dopad na celý odtokový režim a infiltraci. Dokonce i drobné zásahy do vodního režimu mohou významně změnit charakter odtoku. Při změně odtokového režimu může dojít buď ke snížení či zvýšení celkového odtoku nebo bazálního odtoku ve srovnání s podmínkami před těžbou. Změna odtoku závisí na mnoha faktorech, jako je sklon nebo propustnost podloží (Kleinmann, 2000).

Po ukončení těžby a postupném zatopení těžebních míst dochází k vyluhování kovů, které mohou být pro organismy toxické. Na příklad ve Spojených

státech je nepříznivě ovlivněno 19 300 km řek a potoků a přes 730 km<sup>2</sup> jezer (Kleinmann, 2000). V Anglii a Skotsku představují znečištěné důlní vody druhou nejčastější příčinu znečištění povrchových vod (22%), hned po vodách kanalizačních (33%) (Younger, 2001). Těžké kovy jsou jedny z nejvíce škodlivých frakcí důlních odpadních vod, jsou perzistentní a hromadí se ve vodě, půdě, sedimentech a živých organismech (Miretzky et al., 2004).

Takto pozměněné vody ovlivňují ekosystémy daleko po proudu a studium těchto vod je cílem této bakalářské práce. Otázkou je, do jaké míry povrchová těžba uhlí ovlivňuje chemismus povrchových tekoucích vod a jaký mají tyto vody dopad na životní prostředí. V neposlední řadě je důležitá také jejich remediace.

## **2. Cíl práce**

Cílem této práce je jednak zpracování literární rešerše o vlivu povrchové těžby uhlí na povrchové tekoucí vody a posoudit možnosti čištění důlních vod. Dále pak, na základě vlastního terénního výzkumu, popis rozdílů mezi přirozenými povrchovými vodami a vodami odtékajícími z výsypek Sokolovské uhelné pánve.

Práce je založena na následujících hypotézách: odtékající důlní vody budou mít vyšší koncentraci rozpuštěných i nerozpuštěných látek a nižší pH.

# 3. Přehled současného stavu problematiky

## **3.1. Těžba uhlí a její vliv na životní prostředí**

Čím je země vyspělejší, tím větší má spotřebu energie, proto poptávka po zdrojích energie neustále roste. V roce 2006 vytěžily USA, Rusko, Indie, Čína, Austrálie a Jihoafrická republika 81,9% z celkem vytěženého množství uhlí v celosvětovém měřítku. Tyto země vlastní přibližně 90% zásob uhlí na světě. Produkce uhlí v Číně představovala 38,4% z celkové světové produkce a v letech 2001–2006 se zvýšila o 66% (Bian, 2000). V **Tab.1.** jsou uvedeny jednotlivé státy a jejich produkce uhlí za rok 2009 (International Energy Statistics - <http://www.eia.doe.gov>). Největším producentem uhlí je Čína, která za rok vytěží okolo 40% světové produkce, což představuje přibližně 3360 milionu tun uhlí a její produkce neustále roste. Česká republika v roce 2009 vytěžila kolem 62 milionů tun uhlí a její produkce každým rokem mírně klesá (International Energy Statistics - <http://www.eia.doe.gov>).

Význam uhlí při výrobě elektřiny se zvýšil s růstem světových cen ropy. Těžba a spalování uhlí je dnes nezbytnou součástí civilizace, avšak díky těžebním procesům se do ovzduší a jiných složek životního prostředí dostávají cizorodé látky, jež významně mění životní prostředí (Markert et. al., 1996).



**Tab. 1.:** Primární produkce uhlí za rok 2009 v milionech tun, podle International Energy Statistics

<b>Stát</b>	<b>Množství - miliony tun</b>	<b>Podíl (%)</b>
<b>Čína</b>	3362,049647	43,8
<b>Spojené státy</b>	1072,751787	14,0
<b>Indie</b>	611,444395	8,0
<b>Austrálie</b>	440,0889918	5,7
<b>Indonésie</b>	332372,2281	4,3
<b>Rusko</b>	327,1219191	4,3
<b>Jižní Afrika</b>	272,5982923	3,5
<b>Německo</b>	203738,004	2,7
<b>Polsko</b>	148,3237096	1,9
<b>Kazachstán</b>	111,9110585	1,5
<b>Kolumbie</b>	80,87437983	1,1
<b>Turecko</b>	79,77427309	1,0
<b>Řecko</b>	71,34379581	0,9
<b>Kanada</b>	69,37506772	0,9
<b>Česká republika</b>	62,18799766	0,8
<b>Ukrajina</b>	60,60948779	0,8
<b>Vietnam</b>	48,44327732	0,6
<b>Srbsko</b>	42,19758115	0,5
<b>Severní Korea</b>	41,34549447	0,5
<b>Rumunsko</b>	33,73734147	0,4
<b>Bulharsko</b>	29,99719903	0,4
<b>Spojené Království</b>	19,70271324	0,3
<b>Ostatní země</b>	7136,69089	< 0,3

*Zdroj: International Energy Statistics*

Přibližně 40% světové produkce uhlí pochází z povrchových dolů (Bian, 2010). Dopady povrchové těžby jsou mnohem významnější než dopady těžby hlubinné (Kleinmann, 2000). Povrchová těžba uhlí a jeho následné zpracování znamená pro krajinu obrovskou zátěž. Dochází k devastaci původních ekosystémů a to vlastním záborem a využíváním ploch či změnou režimu podzemních vod, zvýšení prašnosti a celkové činnosti - používání techniky, pohyb lidí na území, apod. (Černík, 2008; Huttel, 2005). Všechny tyto změny mají vliv na strukturu a funkci ekosystému (Bian, 2010).

Nejvýznamněji se činnost povrchové těžby projevuje na vzhledu krajiny. Vznikají nové tvary, jako jsou hlušinové odvaly, nebo vodorovné horizonty výsypek na úbočí kopců. Může docházet i k propadům nebo poklesům povrchu. Území dotčené těžbou tak získává nový vzhled (Černík, 2008).

Kromě kvality povrchových vod, která bude podrobně pojednána v dalších kapitolách, ovlivňuje negativně povrchová těžba i kvalitu ovzduší, zejména v období vlastní těžby, kdy je výrazně zvýšená prašnost, která souvisí jak s nakládáním vytěžené suroviny, tak s její přepravou. Znečištění ovzduší z uhelných dolů je způsobeno fugitivními emisemi pevných částic a plynů, jako je methan, oxid siřičitý a oxidy dusíku. Zdrojem těchto emisí je odpalování částí lomu a pohyb těžkých strojů po nezpevněných cestách (Zhengfu, 2010).

Během těžební činnosti je vegetace odstraněna tak, aby ornice mohla být přesunuta na jiná místa, kde se skladuje, než těžba skončí a začne se se zúrodnováním. Odstranění ornice a její následné skladování naruší půdní mikrobiální populace, které jsou rozhodující pro obnovení funkce půdy.

Obecně platí, že půdy vyskytující se na území těžby jsou velmi kompaktní z důvodu opakovaného pohybu těžkých zařízení používaných k dopravě. Takto zpevněné půdy mají menší počet pórů, což vede k menšímu provzdušnění půdy, omezenému kořenovému systému a poklesu retenční schopnosti (Shrestha, 2011).

I přestože jsou tato území nenávratně poškozena, vznikají zde lokality s naprosto odlišnými podmínkami, které umožňují výskyt vzácných živočišných i rostlinných druhů. Celkový počet druhů je ve většině sledovaných skupin na výsypkách nižší než v okolní krajině (Frouz, et al., 2007). Avšak rozdíly mezi výsypkami a okolní krajinou nejsou nikterak dramatické. Některé části výsypek, a to i nerekulturnované, osidluje řada ohrožených a vzácných druhů rostlin a živočichů.

Jde mimo jiné i o druhy patřící do Červeného seznamu, jako je na příklad čirůvka kroužkatá (*Tricholoma cingulatum*), měcháč písečný (*Pisolithus arrhizus*) a další. Proto je nutné si uvědomit, že na těchto územích vznikají unikátní místa, o kterých lze říci, že jsou to biologicky hodnotné biotopy (Frouz, et al., 2007).

## 3.2. Celková charakteristika důlních vod

Zákon č. 44/1988 Sb. o ochraně a využití nerostného bohatství - horní zákon, §40, definuje důlní vody takto: „Důlními vodami jsou všechny podzemní, povrchové a srážkové vody, které vnikly do hlubinných nebo povrchových důlních prostorů bez ohledu na to, zda se tak stalo průsakem nebo gravitací z nadloží, podloží nebo boku nebo prostým vtékáním srážkové vody, a to až do jejich spojení s jinými stálými povrchovými nebo podzemními vodami.“

Důlními vodami jsou tedy vody povrchové a podzemní, které vnikly do hlubinných nebo povrchových dolů, kamenolomů, hlinišť, šterkoven a pískoven. Jsou to i doprovodné vody v těžených ropných a plynových ložiscích, které jsou součástí těžené nerostné suroviny (zákon č. 44/1988 Sb., horní zákon).

Hlavním kritériem, kterým lze důlní vody charakterizovat, je důlní prostor a to ať už se jedná o povrchový nebo hlubinný důl. Důlními prostory rozumíme všechna důlní díla a dále vyrubané, zavalené nebo založené prostory v hlubinných dolech, prostory po vytěženém ložisku v lomu, hliništi nebo po těžbě šterků a písků (Michálek, 2007).

Povrchová těžba patří mezi významné antropogenní činnosti, které způsobují znečištění povrchových vod, půdy a dalších složek životního prostředí (Černík, 2008). Odhaduje se, že každý den jsou miliony čtverečních metrů podzemní vody odkloněny od přirozeného systému toků (Kleinmann, 2000).

Aktivně vypouštěné vody, zejména vody z opuštěných lomů, jsou většinou kyselé, někdy až extrémně kyselé (Johnson, 2005). Konduktivita (vodivost) se mění v závislosti na tom, zda je sušší či deštivé období. Obecně je vodivost nižší v deštivém období, v sušším období je vodivost vyšší. Je to způsobeno naředěním vody v deštivém období (Mitsch, 1997).

Důlní vody obvykle představují riziko pro životní prostředí tím, že obsahují zvýšené koncentrace kovů, jako je železo, hliník, mangan a případně další

těžké kovy (Johnson, 2005). Železo je obzvláště problematické, neboť se sráží a pokrývá dno rezavým povlakem (Frouz et al., 2007). Důlní vody mohou dále obsahovat metaloidy (polokovy či nekovové prvky, které mají některé vlastnosti kovů) - arsen, křemík (Johnson, 2005).

V **Tab.2.** jsou uvedeny nejvyšší přípustné hodnoty jednotlivých parametrů vody podle nařízení vlády č. 171/1992 Sb. Podle tohoto nařízení uděluje Vodohospodářský orgán povolení k vypouštění odpadních a zvláštních vod, tedy i vod důlních, podle ukazatelů přípustného stupně znečištění vod (ukazatele I-III). Ukazatele I jsou pro vodohospodářské orgány při povolování k vypouštění odpadních nebo zvláštních vod do vod povrchových závazné a vztahují se na koncentraci látek ve vypouštěných vodách, neovlivněných chladicími nebo jinými vodami. Závaznost ukazatelů II a III se stanovuje podle zájmů ochrany vod a vodohospodářských podmínek. Ukazatele III vyjadřují znečištění povrchových vod při 355denním průtoku po smíšení s odpadními nebo zvláštními vodami.

**Tab.2.:** Nařízení vlády ČR č. 171/1992 Sb. - ukazatele III - nejvyšší přípustné hodnoty vody

<b>Ukazatele</b>	<b>Jednotky</b>	<b>Vodárenské toky</b>	<b>Ostatní povrchové vody</b>
<b>rozpuštěný kyslík (O<sub>2</sub>)</b>	mg/l	min 6	min 4
<b>reakce vody (pH)</b>		6 - 8,5	6 – 9
<b>biochemická spotřeba kyslíku (BSK<sub>5</sub>)</b>	mg/l	4	8
<b>chemická spotřeba kyslíku manganistanem (CHSK-Mn)</b>	mg/l	8	20
<b>chemická spotřeba kyslíku dichromanem (CHSK-Cr)</b>	mg/l	20	50
<b>sulfan a sulfidy (S<sup>2-</sup>)</b>	mg/l	PMC	0,02
<b>amoniakální dusík (NH<sub>4</sub>-N)</b>	mg/l	0,5	2,5
<b>volný amoniak (NH<sub>3</sub>)</b>	mg/l	PMC	0,5
<b>dusičnanový dusík (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)</b>	mg/l	3,4	11
<b>dusitanový dusík (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N)</b>	mg/l	0,02	0,05
<b>organický dusík (Norg.)</b>	mg/l	1,5	3
<b>veškerý fosfor (TP)</b>	mg/l	0,15	0,4
<b>vápník (Ca<sup>2+</sup>)</b>	mg/l	200	300
<b>hořčík (Mg<sup>2+</sup>)</b>	mg/l	100	200
<b>chloridy (Cl<sup>-</sup>)</b>	mg/l	150	350
<b>sírany (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>)</b>	mg/l	200	300
<b>veškeré železo (Fe)</b>	mg/l	0,5	2
<b>veškerý mangan (Mn)</b>	mg/l	0,2	0,5
<b>rozpuštěné látky (RL)</b>	mg/l	500	1000

*Zdroj: Přikryl, 1999*

V **Tab.3.** jsou uvedeny rozdíly chemického složení vod v Podkrušnohorských výsypkách ve srovnání s běžnou vodou. Vody na výsypkách mají výrazně nižší pH, vyšší alkalitu a vyšší koncentraci látek, jako na příklad železo, mangan, sodík, a další.

**Tab.3.:** Chemické složení vody Podkrušnohorské výsypky ve srovnání s běžnou vodou:

<b>Veličina</b>	<b>Jednotky</b>	<b>Průsaky</b>	<b>Upravená tekoucí voda z výsypky</b>	<b>Běžná povrchová voda v ČR</b>
<b>pH</b>	[mmol/l]	6,5 - 7	7,5 - 8,4	6,5 - 8,5
<b>alkalita</b>	[mg/l]	15 - 25	5 - 7	0,5 - 3
<b>N-NH<sub>4</sub></b>	[mg/l]	0,05 - 20	0,01 - 0,05	0,05 - 0,5
<b>N-NO<sub>3</sub></b>	[mg/l]	0 - 1	0,05 - 0,8	0 - 5
<b>P<sub>celk.</sub></b>	[mg/l]	0,01 - 0,1	0,02 - 0,1	0,05 - 0,4
<b>Na<sup>+</sup></b>	[mg/l]	400 - 5000	400 - 5000	2 - 50
<b>K<sup>+</sup></b>	[mg/l]	3 - 25	3 - 25	1 - 35
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	[mg/l]	400 - 1300	300 - 1000	10 - 200
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	[mg/l]	50 - 400	50 - 400	5 - 50
<b>Cl<sup>-</sup></b>	[mg/l]	5 - 30	5 - 30	3 - 50
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	[mg/l]	1000 - 15000	1000 - 15000	20 - 200
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	[mg/l]	700 - 1400	300 - 400	50 - 200
<b>Fe</b>	[mg/l]	0,01 - 10 (50)	0,01 - 0,1	0,01 - 0,5
<b>Mn</b>	[mg/l]	0,05 - 8	0,01 - 0,1	0,00 - 0,2
<b>rozpuštěné látky</b>	[g/l]	4 - 20	4 - 20	0,05 - 0,5

*Zdroj: Frouz et al., 2007*

### 3.3. Vznik důlních vod

Důlní vody vznikají většinou jako výsledek míšení přírodních vod s vodami antropogenními, nebo s vodami, které jsou součástí těžené suroviny. Tyto vody jsou převážně vodami směsnými, resp. vodami se změněným chemismem, ať již v důsledku vyvolaného proudění, vlivem snížení původního tlaku, odplynění, vlivem zdržení ve starých důlních dílech apod. (Michálek, 2007).

Vývoj důlních vod je ovlivněn celou řadou jevů, které souvisejí s interakcí mezi pevnou fází horninového prostředí a vodou. Tyto jevy mohou ovlivnit chemismus důlních vod, což úzce souvisí s pohybem prvků (Černík, 2008).

Těžba uhlí výrazně ovlivňuje vodní prostředí a to především tím, že dochází k poklesu hladiny podzemních vod a tím je způsobena změna odtokového režimu. V důsledku těžební činnosti je voda přesměrována a přichází do styku s různými vrstvami půdy a dále dochází ke znečištění vody (Bian, 2010).

Kontaminace důlních vod se stala jedním z hydrogeologických a

hydrogeochemických problémů plynoucích z narušení geosféry lidskou činností.

Hlavními znečišťujícími látkami vod z hnědouhelných dolů jsou zejména rozpuštěné a nerozpuštěné anorganické látky. Příčinou znečištění důlních vod jsou především

sírany, které se nacházejí v uhlí a nadložním materiálu. Těžba umožňuje zavedení

kyslíku do hlubokého horninového prostředí a tím dochází k oxidaci minerálů

(Černík, 2008). Totéž platí, pokud jsou minerální látky přeneseny k povrchu. Za pomoci vzduchu, vody a za spoluúčasti některých bakterií nastává proces oxidace disulfidicky vázané síry, která se vyskytuje např. v markazitu a pyritu (Píša, 1987).

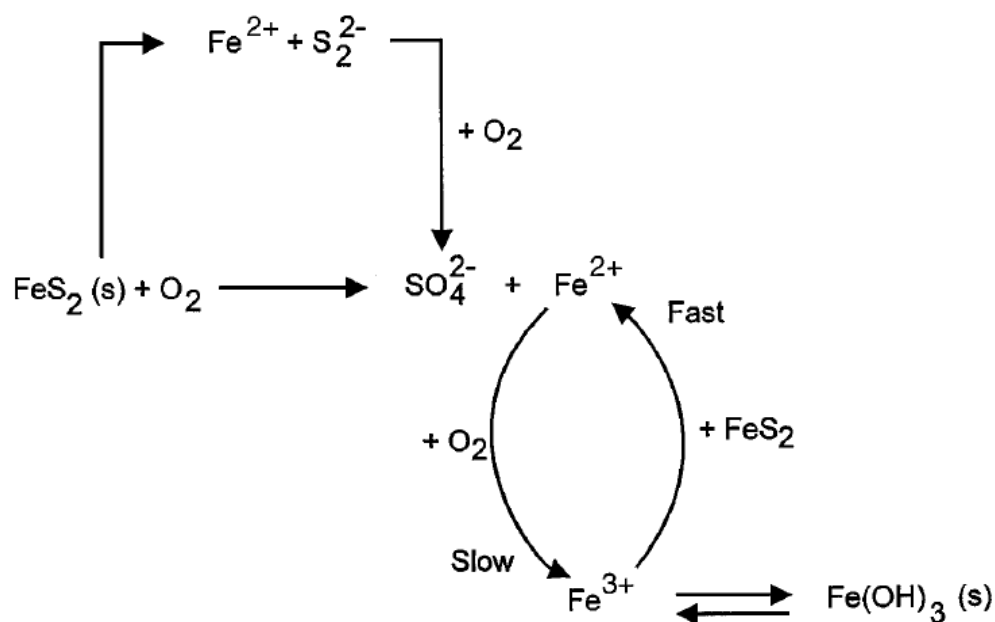
Pyrit ( $\text{FeS}_2$ ) je běžnou součástí uhelných slojí a spolu s ním se často mohou

vyskytovat prvky jako je např.: As, Bi, Cd, Co, Cu, Ga, In, Hg, Mo, Pb, Re, Sb, Se, Sn, Te a Zn (Banks et al, 1996). Je-li pyrit vystaven přítomnosti kyslíku, dochází k

oxidaci sulfidů na kyselinu sírovou a tím dochází ke snížení pH, což má za následek

vyčerpání neutralizační kapacity (**Obr. 1.**). Ta je dána zejména rozpuštěným

hydrogenuhličitanem ve vodách (vytvořeným zvětrávacími procesy nebo procesy redukce), který je schopný pH vyrovnat (Banks et al, 1997; Lin et al., 2007; Píša, 1987).



Zdroj: D.Banks, 1996

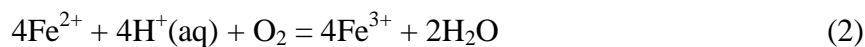
**Obr. 1.:** Schéma komplexního cyklu pyritu, podle D. Bankse

Zjednodušeně lze toto schéma popsat následujícími pěti rovnicemi:

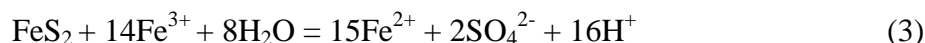
- Pyrit (disulfid železnatý) reaguje se vzdušným kyslíkem (zvětrává) v přítomnosti vody a bakterií (*Thiobacillus*, *Thiomonas*, *Acidithiobacillus*) za vzniku síranu železnatého a kyseliny sírové:



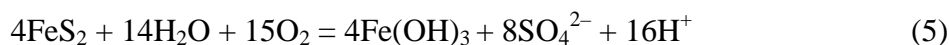
- Železnaté ionty jsou na vzduchu nestálé a rychle se oxidují na ionty železité ( $\text{Fe}^{3+}$ ), zároveň se spotřebovávají protony. Reakci katalyzují železo-oxidující bakterie *Acidithiobacillus ferrooxidans* a *Leptospirillum ferrooxidans* :



- Železo může působit jako donor elektronů pro další oxidaci pyritu či hydrolyzu a tyto procesy mohou uvolňovat další protony:



- Souhrnná reakční rovnice:





Kyselost důlních vod je způsobena hlavně oxidací pyritu, markazitu a pyrhotinu. Hlavním oxidačním prvkem je atmosférický kyslík, sekundární oxidační prvek představuje rozpuštěný kyslík ve vodě (Černík, 2008). Díky nízkým hodnotám pH jsou tyto vody agresivní a intenzivněji rozpouštějí další minerály, díky tomu jsou důlní vody obohaceny vápníkem, hořčíkem, chloridovými ionty, apod. (Banks et al, 1997; Píša, 1987). Toxicita důlních vod je závislá na objemu vypouštěné vody, pH, celkovém obsahu kyselin, a koncentraci rozpuštěných kovů (Earle, 1998). Do vod se mohou dostávat také ropné látky, které pocházejí z techniky vyskytující se v dolech (spotřeba pohonných hmot, různá mazadla). Další velmi významnou složku důlních vod představují nerozpuštěné látky (Píša; 1987). Jsou to zejména částice jílu, písku, uhlí a podobné mechanické částice různé velikosti, které se do důlních vod dostávají splachem z oblasti dolu a z ovzduší, kde dochází k sedimentaci částic pocházejících ze zdrojů prašnosti - rypadla, pásové dopravníky, apod. (Píša; 1987).

## 3.4. Vliv důlních vod na životní prostředí

### 3.4.1. Vliv na půdu

Vliv na půdu byl již částečně popsán v kapitole 3.2. Vznik důlních vod. Těžba uhlí umožňuje přístup kyslíku do hlubších geologických horizontů a dochází tak k zvětrávání a následné oxidaci minerálů (Banks, 1996). Totéž nastává při vyzdvižení hornin z hlubších vrstev na povrch. Pokud je zde vedena voda, dochází k oxidaci pyritu a dalších minerálů obsahujících sulfid, např. ionty železa  $\text{Fe}^{2+}$  se oxidují na trojmocné železo  $\text{Fe}^{3+}$ , které tvoří sraženinu na podkladu koryta a tím znemožňuje uchycení vegetace a živočichů (Frouz, 2005; MacCausland, 2007). Tímto způsobem dochází k vyluhování velkého množství těžkých kovů, což vede k silnému okyselení vody (Banks, 1996).

Půda slouží jako přírodní chemický filtr. Má schopnost absorbovat či neutralizovat znečišťující látky. Svou špatnou kvalitou mohou mít důlní vody vliv i na tuto složku životního prostředí. Při velmi vysokých koncentracích znečišťujících látek a při nízkém pH se rapidně snižuje schopnost půdy filtrovat a zadržovat škodlivé látky. Může tak dojít k uvolnění znečišťujících látek do nižších vrstev půdy nebo do podzemních vod (Mapanda, 2007).

Velmi často je důlní voda využívána v zemědělství k zavlažování. Při zavlažování důlní vodou, která obsahuje velké množství těžkých kovů a má nízké pH, dochází ke kontaminaci půdy, ale i podzemních vod. Tímto způsobem je ohroženo zdraví lidí, kteří konzumují takto zavlažované plodiny (Chen, 2007).

### 3.4.2. Vliv na faunu a floru

Využívání uhlí nevyhnutelně poškozují přirozené ekologické prostředí (Lu, 2007). Těžba má negativní vliv na floru, faunu a ekosystémy (Černík, 2008). Odvodnění či změna vodního režimu v oblasti těžby uhlí nepříznivě ovlivňuje organismy a to jak vodní, tak suchozemské organismy, které jsou na vodě závislé. Při těžbě uhlí dojde ke změně či úplnému zničení stanovišť. Nízké pH vytváří nevhodné podmínky pro život organismů ve vodách a následné velké koncentrace kovů také nejsou příznivé. Důlní vody snižují rozmanitost a celkové množství organismů, v neposlední řadě mění strukturu populace (MacCausland, 2007).

Bentičtí bezobratlí jsou velmi často používáni jako indikátory kvality vody. Je to způsobeno jejich omezenou schopností se orientovat a pohybovat a důležitá je i jejich citlivost vůči znečišťujícím látkám. Mezi méně tolerantní skupiny vůči nízkému pH patří jepice (*Ephemeroptera*). Pošvatky (*Plecoptera*) a chrostíci (*Trichoptera*) jsou méně citlivé na nízké pH (MacCausland, 2007).

Také ryby jsou velmi často používány jako indikátory znečištění. Díky jejich vysoké pohyblivosti a migraci však nejsou tak vhodné jako bezobratlí živočichové.

Pokud je hodnota pH nižší než je tolerance organismu, může dojít k respiračnímu selhání (Earle, 1998). Nízké pH dále zapříčiňuje narušení rovnováhy sodíku a chloridových iontů v organismu. Ionty vodíku  $H^+$  vstupují do buňky a ionty  $Na^+$  jsou vyloučeny. Dalším důsledkem nízkého pH je omezení růstu bakterií, které pomáhají rozkládat listí a to se stává lépe stravitelné. Bakterie tvoří základní část potravního řetězce (Earle, 1998).

Hlavní příčinou úhynu ryb ve vodách je kyselé prostředí, následná ztráta sodíkových iontů z krve a ztráta kyslíku v tkáních. Kyselá voda snižuje funkci žáber (Earle, 1998; Peplow, 2005).

Další příčinou zvýšení toxicity důlních vod je přítomnost těžkých kovů, které se mohou chovat jako metabolické jedy. Nejčastěji vyskytující se těžké kovy jsou železo a mangan. Mezi kovy, které jsou toxické již při velmi malých koncentracích, se řadí zinek, kadmium a měď. Tyto kovy tvoří sraženiny ve formě hydroxidů a dochází tak ke spotřebě kyslíku a tím se kyslík stává méně dostupným pro organismy. Sraženiny se usazují na povrchu těl organismů a na korytě toku, což má za následek vytvoření nevhodného prostředí pro organismy, zejména pro bentos. Zároveň znemožňuje dýchání (Earle, 1998).

Hliník vytváří sraženinu, která se usazuje na dně koryta, což způsobuje kluzké povrchy, kde se hmyz, rostliny a jiné organismy jen těžko uchytí. Hydroxid hlinitý způsobuje i respirační problémy. Železo, které se velmi běžně vyskytuje ve vysokých koncentracích v důlních vodách, má podobné vlastnosti jako hliník. Vytváří sraženiny a znemožňuje vytvoření povlaku na povrchu koryta. Mangan, stejně jako železo a hliník, tvoří sraženiny. Mangan je těžko odstranitelný, k jeho odstranění je zapotřebí vysokého pH (>10), tím se dostává do velkých vzdáleností. Toxický vliv manganu na organismy není tak velký, jako tomu bylo u zinku a železa (Lin, 2007).

Bylo zjištěno, že dvojmocné kationy se hromadí jako granule v mitochondriích. Lehčí prvky, jako na příklad vápník ( $\text{Ca}^{2+}$ ) se hromadí méně, naproti tomu těžké kovy, jako například olovo ( $\text{Pb}^{2+}$ ) a baryum ( $\text{Ba}^{2+}$ ) se kumulují více. Je prokázáno, že měď vyskytující se ve vodě je ukládána do jater a způsobuje orgánové dysfunkce. Tato nemoc je známá jako Wilsonova choroba (Peplow, 2005). Organismy, které žijí v kyselých důlních vodách, jsou typické acidofilní organismy, adaptované na nízké pH. Tyto organismy zprostředkovávají oxidaci, čímž se snižuje koncentrace železa a síry (Duongruitai Nicomrat et al., 2008).

### 3.5. Čištění důlních vod

Obnovit původní vzhled a funkci krajiny, půdní vlastnosti a biologickou rozmanitost je velmi obtížné. Rekultivace vytěženého území je nelehký úkol, protože zde došlo k vysokému stupni narušení (Shrestha, 2011). Rekultivace by měla vést k dlouhodobé udržitelnosti ekosystému, a proto vyžaduje znalosti o závažnosti dopadů těžební činnosti. Správný odborný odhad dopadů těžby je nezbytný pro zvolení vhodné rekultivace (Shrestha, 2011). Obecně platí, že poté, co byl důl zaplaven, znečištění vody prudce stoupá na maximum. Po určité době začne klesat a ustálí se na konstantní hodnotě, která se již nějak dramaticky nemění (Wolkersdorfer, 2005).

Kyselé důlní vody způsobují znečištění životního prostředí, které postihuje mnoho zemí, ve kterých probíhá nebo probíhal těžební průmysl. Prevence vzniku kyselých důlních vod je obecně považována za nejlepší volbu, bohužel na mnoha místech nemožnou. V takových případech je nutné kyselé důlní vody shromáždit, ošetřit a až poté mohou být vypuštěny (Johnson, 2005).

Existují různé možnosti remediace kyselých důlních vod, které používají chemické nebo biologické mechanismy k neutralizaci a odstranění kovů z důlních vod. Systémy čištění důlních vod můžeme tedy rozdělit na "aktivní" - je nutné do procesu neustále vstupovat k udržení procesu, nebo "pasivní" - vyžadují relativně málo vstupů (Černík, 2008; Johnson, 2005).

### 3.5.1. Aktivní čištění důlních vod

Aktivní čištění důlních vod zahrnuje procesy, které vedou ke zvyšování pH a navození oxidačně-redukčních podmínek. Chemické čistírny důlních vod jsou zástupci takového čištění (Černík, 2008; Johnson, 2005). Mezi hlavní procesy, které se podílejí na čištění důlních vod, patří snižování acidity přidáváním alkalických sloučenin, jako jsou např.: uhličitan vápenatý ( $\text{CaCO}_3$ ), hydrogenuhličitan sodný ( $\text{NaHCO}_3$ ) nebo amoniak ( $\text{NH}_3$ ), viz **Obr.2**. Tyto látky zvyšují pH na požadovanou hodnotu, zároveň dochází ke snižování rozpustnosti některých kovů. Neutralizační látky se liší v účinnosti a také v ceně, která bývá rozhodujícím faktorem. Na příklad hydroxid sodný je 1,5krát účinnější než vápno, ale je devětkrát dražší (Johnson, 2005).



Zdroj: <http://www.epa.gov/nrmrl/lrpcd/rr/etsc/basic.htm>

**Obr.2.:** Aktivní čištění důlních vod vápnem

Běžně používaný postup k čištění kyselých důlních vod s vysokým obsahem železa zahrnuje tři kroky (Černík, 2008).

*Prvním krokem* je oxidace, která je navozována za pomoci aeračních oxidačních kaskád. Tyto kaskády napomáhají přeměně rozpuštěného železnatého iontu ( $\text{Fe}^{2+}$ ) na mnohem méně rozpustný železitý iont ( $\text{Fe}^{3+}$ ). Aerační oxidační kaskády se dále podílejí na zvyšování pH vody odvětráváním přebytečného  $\text{CO}_2$  z vodního prostředí do atmosféry. Tento proces probíhá tak dlouho, dokud není dosaženo rovnovážného stavu (Černík, 2008).

*V druhém kroku* čištění důlních vod se dávkuje alkalické prostředky. Většinou se přidává hydratované (hašené) vápno [ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ], ale může být použit i hydroxid sodný ( $\text{NaOH}$ ). Obě látky zvyšují hodnotu pH vody a dochází ke snižování

rozpustnosti kovů, dále také dodávají do čištěné vody hydroxidový aniont pro urychlení oddělení nerozpustných hydroxidů těžkých kovů (Černík, 2008).

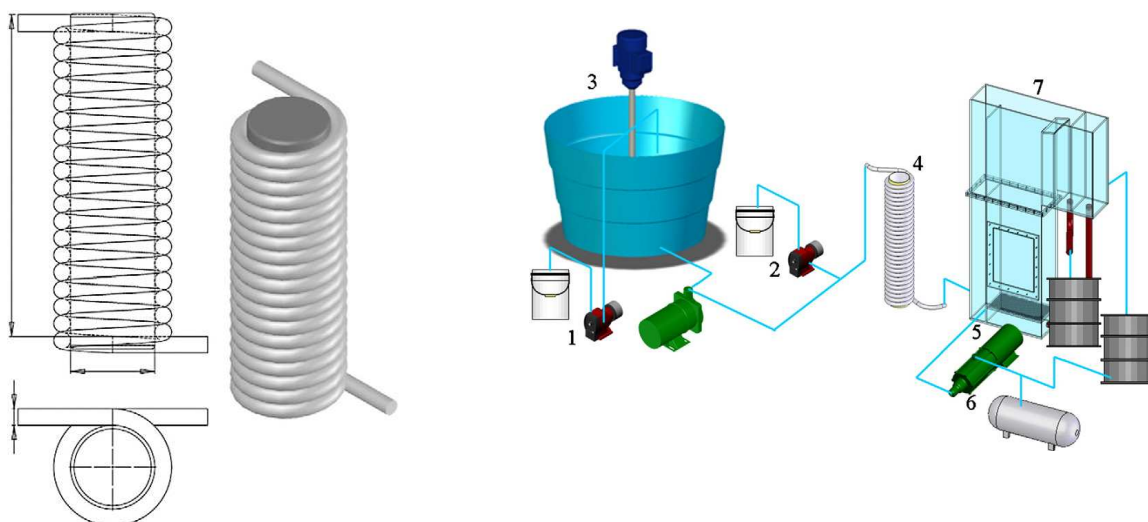
*Ve třetím kroku* dochází k akcelerované sedimentaci. Pro proces sedimentace nerozpustných sraženin se využívají usazovací a zahušťovací nádrže. Usazování precipitátů je podporováno použitím určitého množství flokulátů nebo koagulátů. V dnešní době se velmi často používá tzv. „high density sludge“, což je recirkulace odpovídajícího množství kalu vysrážených hydroxidů železa do přítoku surové vody před vstupem do sedimentační jednotky. Toto se provádí pro zlepšení hustoty kalu. Výsledkem aktivního čištění důlních vod jsou kaly bohaté na železo, ale mohou obsahovat i další kovy v závislosti na chemickém složení čištěných důlních vod. Hlavní výhodou procesu „high density sludge“ je, že náklady na likvidaci a skladování hotového výrobku jsou nízké (Johnson, 2005).

Běžné postupy mají ve většině případů dostačující účinnost při odstraňování kontaminujících složek z důlních vod. Pokud je ale výsledek běžného procesu nedostačující, např. čištěná voda vyžaduje i snížení salinity a podobně, tak je nutné doplnit nebo nahradit klasické technologie. V některých případech je možné použít destilační technologie (Černík, 2008). Tyto metody jsou však finančně velmi náročné, tudíž je jejich praktické použití velmi omezené. V současné době je výzkum na vysoké úrovni a destilace není jediný způsob, jak se vypořádat s vysokou salinitou. Jedním z novějších přístupů je biodesalinace. Tento proces je podstatně levnější než destilace a je založen na společném čištění kyselých důlních vod s městskými splaškovými vodami. Při tomto procesu dochází k redukci sulfátů (síranů) za pomoci bakterií (Černík, 2008).

Jiná slibná desalinační metoda je kombinace konvenčního alkalického dávkování a sedimentace. K výtěžku původně rozpuštěných sulfátů ve formě sádry se využívají cyklické precipitační a sedimentační stupně. Sádru lze dále využívat jako vedlejší produkt (Černík, 2008).

Čištění důlních vod bývá kombinací neutralizace a následného odstranění nežádoucích látek pomocí sedimentace. V mnoha případech tyto postupy nemusí fungovat dobře. Některé techniky jsou drahé a málo účinné. V Brazílii byly testovány metody čištění důlních vod, které se zakládají na neutralizaci vápencem, flotaci pomocí mikrobublin či lamelárního systému (**Obr.3.**). Čištěnou vodou prostupují mikrobubliny, které vznikají snížením tlaku vody a přesycením vzduchu při tlaku vyšším než atmosférickém (Rodrigues, 2007). Výsledkem je velmi dobrá

kvalita vody, za které je odstraněno až 87% iontů těžkých kovů. Vyčištěná voda má nízkou BSK (biologickou spotřebu kyslíku) a TOC (celkový obsah organických látek) a nízký obsah pevných látek. Takto vyčištěná voda se dá použít pro zavlažování, pro průmyslové procesy, čištění komunikací, apod. Tento postup čištění však není prozatím legislativně správně upraven, a proto není rozšířen (Nogueira da Silveira, 2009).



Zdroj: Nogueira da Silveira A., Silva R., Rubio J., 2009

**Obr.3.:** Flokulátor FGR<sup>®</sup>, [1] vápno, [2] činidla (flokulant), [3] neutralizace, [4] FGR<sup>®</sup> flokulátor, [5] jehlové ventily pro vznik bublin, [6] víceetapňové čerpadlo, nasycení vody vzduchem, vzduchový kompresor, [7] flotační jednotky.

Nevýhodou aktivního čištění důlních vod je finanční náročnost celého procesu - poměrně vysoká spotřeba drahých chemikálií, náklady na provoz a údržbu čistírny a také náklady spojené s likvidací chemických kalů, které obsahují kovy (Černík, 2008; Johnson, 2005). Na příklad v Kanadě je každým rokem vyprodukováno 6,7 milionů m<sup>3</sup> kalu (Kalin, 2005).

### 3.5.2. Pasivní čištění důlních vod

Vysoké náklady spojené s provozem aktivních systémů na čištění důlních vod vedly k nalezení nových metod čištění, které nejsou tak náročné. Jedná se o pasivní čištění důlních vod, které spočívá ve využívání, podpoře a kontrole biochemických procesů probíhajících samovolně v přirozeném prostředí (Černík, 2008).

K pasivnímu čištění důlních vod se používají vápencové drenáže (**Obr.4.**). Cílem těchto systémů je přidání alkalických látek do kyselých důlních vod. Nedochozí tak k oxidaci železa a vysrážení hydroxidu železitého na vápencovém materiálu, ale železo se zachovává v redukované podobě (Johnson, 2005). Kanálem, kterým je důlní voda vedena se parciální tlak oxidu uhličitého zvyšuje a zvyšuje se i rychlost rozpouštění vápence a následně se tím zvyšuje i alkalita. Kanály, kterými voda protéká, jsou ze štěrkového podloží, které je nepropustné pro vzduch i vodu. Vápencové kanály vyžadují minimální údržbu, proto jsou považovány za pasivní čištění důlních vod (Johnson, 2005).



Zdroj: <http://anr.ext.wvu.edu>

**Obr.4.:** Pasivní čištění důlních vod – vápencové drenáže

Mezi další možnosti pasivního čištění důlních vod patří mokřady, které tvoří velkoplošné systémy s podpovrchovým horizontálním tokem čistých vod (**Obr.5.**). Mokřady jsou používány jako biologické filtry (Černík, 2008; Nogueira da Silveira, 2009). Je to životaschopný systém, který je možné použít pro řešení problémů s kvalitou vody a dalších environmentálních potíží. Mokřady mohou být osázeny makrofyty, jako je např. orobinec (*Typha*) nebo sítina (*Juncus*) (Mitsch, 1998).





*Zdroj: <http://www.francis.edu/alleghenyhighlands.htm>*

**Obr.5.:** Mokřad jako pasivní čištění důlních vod

Čištění kyselých důlních vod tímto způsobem zahrnuje několik základních procesů: příjem živin rostlinami, bakteriální degradaci a oxidaci kontaminantů, sedimentaci a adsorpci částic a rozpuštěných látek (Černík, 2008; Nogueira da Silveira, 2009). Rostliny mají schopnost odstranit stopové množství kovů pomocí biologického příjmu a povrchové adsorpci. Množství odstraněných těžkých kovů v mokřadech je dána mnoha faktory, jako je: sedimentace, sorpce, srážky, fotodegradace, kationtová výměna, biologický rozklad, mikrobiální procesy, atd. Mokřad je schopen odstranit z vody přeměnou na organickou hmotu 50-80% těžkých kovů (Černík, 2008; Mitsch, 1998; Sheoran, 2006). Americké báňské úřady uvádí, že od roku 1991 do roku 1998 bylo ve Spojených státech založeno více než 400 mokřadů sloužících k čištění důlních vod (Mitsch, 1998).

Základem bioremediace kyselých důlních vod je schopnost některých mikroorganismů snižovat aciditu a znemožnit pohyb kovů za vzniku jejich oxidů a hydroxidů (Johnson, 2005). Mezi mikrobiologické procesy, které potlačují aciditu, patří většinou redukční procesy a zahrnují denitrifikaci, methanogenesi, redukci sulfátu a snížení obsahu železa a manganu. Amonifikace (produkce amoniaku z dusíku obsahujících organických materiálů) je také jeden z důležitých procesů. Mokřady jsou určeny pro úpravu kyselých důlních vod, které mají pH 5,5 a větší (Johnson, 2005).

Výběr vhodného způsobu čištění důlních vod není jednoduchý. Musí se zvolit taková varianta, která je pro životní prostředí co nejšetrnější a zároveň

ekonomicky nepřilíš zatěžující. Na první pohled se může zdát, že zamýšlená sanace je ekonomicky výhodná, ovšem leckdy se jedná pouze o srovnání vstupních nákladů. Při výběru musíme brát ohled na náklady spojení se spotřebou fosilních paliv, na energii spotřebovanou na dopravu materiálů k vápnění apod.

Čištění důlních vod bylo často prováděno pomocí chemických látek, jako je uhličitán vápenatý, hydroxid sodný apod. Při použití těchto látek dojde k produkci kalů (Batty, 2005; Sheoran, 2006). Likvidace kalů tak představuje další zátěž pro životní prostředí a tím i další ekologický problém, který musí být řešen. Hlavně díky finanční náročnosti se v posledních dvou desetiletí prosazují pasivní systémy úpravy vody, které spočívají v zakládání mokřadů. Systémy jsou navrženy tak, aby odstranění kovů a nerozpuštěných látek bylo maximální a docházelo k neutralizaci kyselin. Přírodní i uměle vytvořené mokřady jsou považovány za efektivní technologie k úpravě důlních vod s minimálními vstupy, nízkými investičními náklady a nízkými provozními náklady (Batty, 2005; Sheoran, 2006). Mokřady poskytují též útočiště mnohým živočichům a jsou chráněny na mezinárodní úrovni v rámci Evropské unie - Směrnice o stanovištích (92/43/EHS) a rámcová vodohospodářská Směrnice (2000/60/ES). Mokřady mohou poskytovat vhodná stanoviště pro ohrožené druhy, jako je např. čolek velký (*Triturus cristatus*) (Batty, 2005; Sheoran, 2006).

## 3.6. Charakteristika měřených veličin

### 3.6.1. Reakce vody (pH)

Kyselost má velký vliv na chemické a biochemické procesy ve vodách. Díky změně pH může docházet k vyluhování různých prvků do vody, ovlivňuje obsah stopových prvků, jako je na příklad zinek, kadmium, měď a další (Mrňa, 1991). Reakce vody také ovlivňuje organismy žijící ve vodě. PH patří mezi hodnotu, která určuje agresivitu vody a ovlivňuje účinnost procesů ať už biologických, chemických, nebo fyzikálních (Mrňa, 1991). V přírodních vodách, které můžeme považovat za čisté se hodnota pH nachází v rozmezí mezi 4,5 až 8,3. U důlních vod však bývá pH nižší. Hodnota pH , která je nižší jak 4,5 je způsobena přítomností anorganických látek i volných organických, jako jsou na příklad huminové látky (Pitter, 1990). Hodnoty pH vody mohou být ovlivněny řadou faktorů, jako je ředění jinými přítoky či srážkami, uvolnění kovů, adsorpce sedimentů kyseliny (Xinchao et al., 2011).

### 3.6.2. Teplota

Teplota vody patří mezi významné veličiny, které vypovídají o vlastnostech a jakosti vod. Teplota má vliv i na jiné ukazatele, např. rychlost rozkladu organických látek, vodivost, která se vzrůstající teplotou stoupá, apod. Je zřejmé, že u povrchových tekoucích vod je teplota závislá na ročním období. V létě voda dosahuje teplotního maxima, naopak v zimě můžeme naměřit velmi nízké hodnoty. Naopak podzemní vody mají konstantní teplotu, která je jen málo závislá na ročním období (Horáková et al, 2003; Pitter,1990).

### 3.6.3. Vodivost (konduktivita)

Vodivost je důležitá veličina pro posouzení koncentrace elektrolytů obsažených ve vodě. Je závislá na koncentraci iontů, na jejich pohyblivosti a na teplotě. Obvykle se konduktivita měří při 25°C, nebo se přepočítává s nebo se uvádí teplota při, které byl vzorek měřen. Jednotka vodivosti je siemens na metr [ $S \cdot m^{-1}$ ], ale běžně se používá mikrosiemens na centimetr [ $mS \cdot cm^{-1}$ ] (Horáková et al, 2003).

### 3.6.4. Alkalita

Alkalita neboli zásaditost je mírou stability pH. Alkalita je schopnost vody neutralizovat kyselinu (Horáková et al, 2003).

### 3.6.5. Acidita

Acidita je kyselá reakce vody. Acidita je schopnost vody neutralizovat zásadu (Horáková et al, 2003).

### 3.6.6. Tvrdost

Tvrdost vody vyjadřuje obsah rozpuštěných látek ve vodě, nejčastěji CaO a MgO. Tvrdost můžeme rozdělit na přechodnou a trvalou, podle toho, kterými minerály je způsobena.

Trvalá tvrdost zahrnuje rozpuštěné chloridy, sulfidy, dusičnany a křemičitany. Přechodná tvrdost je tvořena rozpuštěným hydrogenuhličitanem vápenatým  $[\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2]$  a hořečnatým  $[\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2]$ . Považením z nich vznikají nerozpustné uhličitany známé jako vodní kámen. Podle současných norem se tvrdost vody vyjadřuje jako suma koncentrace vápníku a hořčíku v mmol/l. Voda s tvrdostí do 0,7 mmol/l se považuje za velmi měkkou, nad 3,75 mmol.l<sup>-1</sup> za velmi tvrdou (Pitter,1990).

### 3.6.7. Dusičnany

Stanovení dusičnanů ( $\text{NO}_3^-$ ) patří mezi základní fyzikální a chemické ukazatele vod. Dusičnany jsou konečným produktem biochemické oxidace organicky vázaného dusíku, proto může být jejich vyšší koncentrace ve vodách důkazem staršího znečištění organického původu, nebo eutrofizace. Obsah dusičnanů ve vodách se udává jako hmotnostní koncentrace v mg.l<sup>-1</sup> (Horáková et al, 2003; Pitter,1990).

### 3.6.8. Dusitany

Dusitany ( $\text{NO}_2^-$ ) ve vodách často doprovázejí amoniakální dusík nebo dusičnany. Obvykle vznikají jako přechodný člen v cyklu dusíku při biologické redukci dusičnanů. V čistých vodách se dusitany nevyskytují nebo jsou obsaženy pouze v malých koncentracích. Dusitany patří mezi významné indikátory fekálního

znečištění, ale pouze pokud jsou organického původu. Obsah dusitanů ve vodách se vyjadřuje zpravidla hmotnostní koncentrací v  $\text{mg.l}^{-1}$  (Horáková et al, 2003; Pitter,1990).

### 3.6.9. Amonné ionty

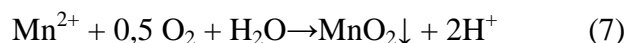
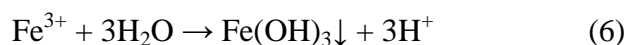
Amoniakový dusík se ve vodách vyskytuje jako produkt rozkladu živočišných a rostlinných organických dusíkatých látek. Amonné ionty jsou disociovanou formou amoniakálního dusíku. Podíl disociované formy ( $\text{NH}_4^+$ ) a nedisociované formy ( $\text{NH}_3$ ) závisí na hodnotě pH a teplotě vody. Amonné ionty jsou mírně kyselé. Koncentrace amonných iontů se vyjadřuje v  $\text{mg.l}^{-1}$  (Horáková et al, 2003).

### 3.6.10. Fosforečnany

Fosfor se ve vodách vyskytuje ve formě anorganických nebo organických sloučenin. Organický fosfor je produkován biologickými procesy, jako je rozklad vodní flory a fauny, živočišné produkty, apod. Fosfor se vyskytuje také v sedimentech a některých horninách, buď ve formě vysrážených anorganických sloučenin, nebo jako součást různých organických látek. Koncentrace fosforečnanů ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) se vyjadřuje v  $\text{mg.l}^{-1}$  (Horáková et al, 2003).

### 3.6.11. Mangan a železo

Železo je ve vodách běžně doprovázen manganem (Horáková et al, 2003). Nejpravděpodobnější příčinou snížení koncentrace železa a manganu ve vodě je vysrážení železa a manganu jako oxidy kovů nebo hydroxidy, jak je uvedeno v reakcích (6) a (7). Vysrážení železa a manganu ve vodné fázi je doprovázeno vznikem protonů, což může vést k poklesu pH (Pitter,1990). Koncentrace manganu a železa se vyjadřuje v  $\text{mg.l}^{-1}$  (Horáková et al, 2003).



**Mangan** se ve vodách nejčastěji vyskytuje v oxidačním stupni  $Mn^{2+}$ . Jak je uvedeno v rovnici (7), při styku se vzduchem může oxidovat na  $Mn^{4+}$  (Horáková et al, 2003).

**Železo** se do vody dostává vyluhováním z železných rud, jako je pyrit ( $FeS_2$ ), krevet ( $Fe_2O_3$ ) a další. Železité ionty mohou při styku s vodou vytvářet hydroxidové sraženiny, jak je uvedeno v rovnici (1). Železo se stanovuje jako celkové, kde se ve vzorku vyskytují rozpuštěné i nerozpuštěné formy železa. Další stanovovaná forma železa je celkové rozpuštěné železo, kdy je vzorek vody filtrován (Horáková et al, 2003; Pitter,1990).

### 3.6.12. Chloridy

V přírodních vodách nejsou chloridy ( $Cl^-$ ) příliš časté. Do vod se dostávají vyluhováním a zvětráváním hornin (Pitter,1990). Větší koncentrace jsou spíše ve splaškových a průmyslových vodách. Chloridy jsou chemicky i biologicky stabilní. Jejich obsah se udává v  $mg.l^{-1}$  (Horáková et al, 2003).

### 3.6.13. Vápník

Obsah vápníku ( $Ca^{2+}$ ) ve vodách je dán zejména geologickým podložím. Vápník se většinou vyskytuje společně s hořčíkem ( $Mg^{2+}$ ). Do vod se vápník i hořčík dostávají vyluhováním vápence, dolomitu, magnezitu, sádrovce a jiných minerálů. Obvykle se vápník vyskytuje ve větší míře než hořčík. Obsah vápníku ve vodách je udáván v  $mg.l^{-1}$  (Horáková et al, 2003; Pitter,1990).

### 3.6.14. Sírany

Sírany ( $SO_4^{2-}$ ) patří mezi hlavní anionty přírodních vod. V důlních vodách sírany vznikají oxidací sulfidických rud a jsou dominujícím aniontem. Tvoří podstatnou část trvalé tvrdosti vody. Jejich koncentrace se udává v  $mg.l^{-1}$  (Horáková et al, 2003; Pitter,1990).

## **4. Experimentální část**

Cílem této práce je popsat rozdíly mezi přirozenými povrchovými vodami a vodami důlními z okolí výsypek Sokolovské uhelné pánve na základě vlastního terénního výzkumu.

### **4.1. Materiál a metodika**

#### **4.1.1. Charakteristika monitorovaných toků a oblasti odběru Sokolovsko**

Sokolovsko leží v severozápadních Čechách a sousedí se SRN. Na severu se nacházejí Krušné hory, kde je i nejvyšší bod Sokolovska – Špičák (990 m.n.m.). Je to hornaté území, které je charakteristické rozsáhlou povrchovou těžbou. Asi 1/3 Sokolovska leží v Sokolovské pánvi. Tato pánev se nachází v mírně teplé klimatické oblasti a průměrné roční teploty se pohybují mezi 5,1 – 7,2°C. Průměrné roční úhrny srážek jsou 526 -946 mm. Nejvíce srážek přitom připadá na měsíc červenec (78 – 103mm), nejméně připadá na měsíc únor a březen (26 – 76mm). Sokolovsko náleží do povodí Ohře (Rothbauer et al., 2003; <http://old.chmi.cz/meteo/ok/infklim.html>).

Jedny z prvních písemných zmínek o těžbě uhlí v oblasti Sokolovské uhelné pánve pocházejí z roku 1760. Rozvoj činnosti však nastal až po vybudování železnic v roce 1871. Vybudování železnice hrálo klíčovou roli pro transport vytěžené suroviny. V roce 1945 bylo na Sokolovsku v provozu 39 hlubinných dolů a 15 malolomů. Po druhé světové válce byla tendence přecházet především k velkolomové těžbě uhlí, čímž došlo k zastavení provozu malolomů. V šedesátých letech pak došlo k výstavbě moderní zpracovatelské části ve Vřesové. Fond národního majetku se zasloužil o spojení Palivového kombinátu Vřesová, Hnědouhelných dolů Březová a Rekultivací Sokolov v roce 1994 a o deset let později došlo k úplné privatizaci. Vznikla tak dnes již známá organizace Sokolovská uhelná a.s. Tato společnost v současné dobývá uhlí povrchovou těžbou v lomu Jiří ve Vintířově a v lomu Družba v Novém Sedle. Nejen těžební činnost, ale i výstavba

infrastruktury výrazně zasáhla do tváře regionu

(<http://www.suas.cz/page/show/slug/historie>).

Vzorky vody můžeme rozdělit do tří skupin, podle toho, kde byly odebrány. První skupinu tvoří řeky, což jsou velké toky, do nichž vtékají potoky přirozené nebo ovlivněné povrchovou těžbou uhlí. Druhá skupina zahrnuje přirozeně vzniklé potoky. Jsou to menší toky a již z názvu je jasné, že tyto potoky nebyly nějak významně ovlivněny těžbou. Třetí skupinu tvoří tekoucí vody na výsypkách, které protékají oblastí těžby a jsou tak velmi významně ovlivněny. Poslední skupina je totožná s předchozí, ale vzorky byly odebírány o několik desítek metrů po proudu. Lze tedy dobře vidět, jak se s vzrůstající vzdáleností mění chemismus vody.

## Řeky

Do těchto vod jsou vypouštěny důlní vody po úpravě. Mezi tyto vody patří Ohře a Svatava.

- **Ohře [50° 9' 52.439", 12° 40' 29.816"] - v závorce jsou vždy uvedeny souřadnice odběrného místa:** Tato řeka pramení v Německu. Její délka činí 316km, z toho 247km protéká přes Českou republiku. Ohře má průměrný průtok v ústí řeky 37,94 m<sup>3</sup>/s. Do této řeky jsou přiváděny přítoky, které mají vyšší obsah železa a jiných minerálů. Voda je mírně zakalená do světle hnědé barvy (**Obr.6.**).



Zdroj: <http://regiony.ic.cz/index.php?clanek=vodstvo&dir=usti&menu=usti>

**Obr.6.:** Řeka Ohře



- **Svatava** [50° 11' 25.54", 12° 37' 38.52"]: Je to řeka na českoněmeckém pomezí, která pramení v Německu. Její délka činí 31km. Průměrný průtok řeky u ústí je 3,7 m<sup>3</sup>/s. Stejně tak jako do Ohře, tak i do Svatavy přitékají vody se zvýšeným množstvím minerálů. Odebraná voda má lehké zbarvení do světle hnědé až žluté barvy (**Obr.7.**).



Zdroj: Chramčestí - [http://www.raft.cz/Clanek-Svatava---rychla-reka-bez-jezu.aspx?ID\\_clanku=525](http://www.raft.cz/Clanek-Svatava---rychla-reka-bez-jezu.aspx?ID_clanku=525)

**Obr.7.:** Řeka Svatava

## Přírozeně vzniklé potoky

Mezi tyto vody patří potok Hluboký, Chodovský, Habartovský, Rychnovský a Lobežský.

- **Hluboký potok**[50° 14' 34.15", 12° 36' 14.34"]: Hluboký potok pramení v necelých 700 m.n.m. u obce Háj. Je to levostranný přítok řeky Svatavy. Patří mezi potoky, které transportují průsakovou a drenážní vodu na větší vzdálenosti. Voda nebyla zbarvena, ani se nevyskytovaly žádné sraženiny.
- **Chodovský potok** [50° 15' 32.54", 12° 40' 47.21"]: Chodovský potok pramení v Krušných horách v 665 m.n.m. a ústí do řeky Ohře. Potok protéká údolím mezi lesy a loukami. Místo odběru se nachází nedaleko od obce Vřesová. Voda v korytě je průhledná, bez jakéhokoliv zakalení (**Obr.8.**).



Zdroj: Renata Hurychová, 2011

**Obr.8.:** Chodovský potok

- **Habartovský potok** [ $50^{\circ} 10' 52.09''$ ,  $12^{\circ} 32' 10.69''$ ]: Tento potok pramení v 620 m.n.m. Tento potok ústí do Ohře. Protéká převážně lesem. Voda je průhledná, bez zákalu.
- **Rychnovský potok** [ $50^{\circ} 9' 34.26''$ ,  $12^{\circ} 39' 55.11''$ ]: Rychnovský potok pramení v necelých 670 m.n.m. Protéká převážně lesem a vtéká do Lobežského potoka. Voda, která byla odebrána, byla bez zákalu a zápachu.
- **Lobežský potok** [ $50^{\circ} 9' 52.44''$ ,  $12^{\circ} 40' 29.82''$ ]: Lobežský potok pramení v 800 m.n.m. Protéká převážně lesní krajinou a také Sokolovem, kde může dojít ke značnému znečištění. Vtéká do Ohře. Voda byla bez zápachu a zabarvení.

## Tekoucí vody na výsypkách

Jsou to vody, které vytékají přímo na výsypkách. Mezi tyto vody patří Smolnická dren, Pohreichova štola, Tereza-Pramen, Okružní-Eva, Podkrušnohorský u Eriky, Lítovská-odtok z M1.

- **Smolnická dren [50° 16' 23.68'', 12° 45' 16.15'']:** Tento potok na první pohled obsahuje mnoho železa. Sraženiny železa pokrývají dno koryta a dává mu tak charakteristickou oranžovou barvu. Voda je tedy s lehkým odstínem oranžové, bez zápachu (**Obr.9.**).



*Zdroj: Renata Hurychová, 2011*

**Obr.9.:** Smolnická dren

- **Pohreichova štola [50° 14' 25.34'', 12° 40' 54.97'']:** Tento tok vyúsťuje přímo z drenáže výsypky, která leží v cca 500m.n.m. Tento tok ústí do Dolního Vintřovského rybníka. Koryto toku je pokryto železitými sraženinami. Voda má světle oranžovou barvu a je bez zápachu (**Obr.10.**).



Zdroj: Renata Hurychová, 2011

**Obr.10.:** Pohlreichova štola

- **Podkrušnohorská Tereza - Pramen** [ $50^{\circ} 13' 48.82''$ ,  $+12^{\circ} 40' 5.90''$ ]: Tento pramen vyvěrá zhruba ve 480 m.n.m. Je to železitý mokřad v patě výsypky. Je dlouhý necelých 100metrů a ztrácí se v nezjištěném místě do podzemí. V horní části má větší sklon, v dolní části je hlubší stojatá voda. Celý mokřad je zbarven do oranžova. Tato barva je způsobena sraženinami železa (**Obr.11.**).



Zdroj: Renata Hurychová, 2011

**Obr.11.:** Podkrušnohorská Tereza – Pramen

- **Okružní potok - Eva [50° 13' 13.90'', +12° 38' 40.82'']:** Tento potok pramení v cca 490 m.n.m. Okružní potok vede v dolní části kolem silnice a ústí do Lomnického potoka. Jeho přítoky jsou převážně železité. I tento potok má světlý odstín oranžové barvy a je bez zápachu.
- **Podkrušnohorský u Eriky [50° 13' 25.21'', +12° 35' 54.47'']:** Tento tok pramení v cca 480 m.n.m. Vzorek byl odebrán v blízkosti komunikace, kde také vyvěrá. Koryto toku je pokryto oranžovou železnou krustou. Vzorek obsahuje mnoho železa, proto má oranžové zbarvení a je bez zápachu.
- **Lítovská-odtok z M1 [50° 9' 25.42'', +12° 39' 4.21'']:** Tento tok byl odebrán v necelých 450 m.n.m., kde také vyúsťuje. Koryto toku je pokryto vegetací, na okrajích byla přítomna makrofyta. Voda je zde téměř bezbarvá a bez zápachu.

### Vody vytékající v blízkosti výsypek

Jsou to vody, které tečou v blízkosti výsypek, ale nejsou přímo ovlivněny těžbou uhlí. Mezi tyto vody patří Smolnická odtok, Podkrušnohorský erozní potok, Podkrušnohorská Tereza-u silnice, Okružní potok-Lomnice.

- **Smolnická odtok [50° 16' 17.46'', +12° 45' 36.15'']:** Tento tok pramení v 470 m.n.m. Protéká převážně lesní krajinou. Tato voda je se světlým oranžovým zbarvením. Koryto toku je pokryto vegetací, což způsobuje rychlejší proces srážení železa.
- **Podkrušnohorský erozní potok 2 [50° 14' 7.39'', +12° 41' 47.94'']:** Tento potok pramení v cca 450 m.n.m. Koryto toku je vybetonované a není zde téměř žádná vegetace. I přesto je však voda téměř bezbarvá.
- **Podkrušnohorská Tereza-u silnice [50° 13' 48.32'', +12° 40' 17.26'']:** Tento vzorek byl odebrán v nadmořské výšce 470 m.n.m. Voda nemá žádné zbarvení, ani zápach. Obsahuje mnoho sraženin železa, proto může být výsledek měření zkreslený.
- **Okružní potok-Lomnice [50° 12' 42.35'', +12° 38' 8.72'']:** Tento vzorek byl odebrán v nadmořské výšce 440 m.n.m. Koryto toku je pokryto vegetací. Voda je bezbarvá a bez zápachu.

### 4.1.2. Odběr a příprava vzorků

Po vybrání vhodných lokalit byly vzorky vody odebrány do PET-lahví, uchycených do speciální odběrové tyče. Při odběru byl kladen důraz na to, aby v láhvi nebyl přítomen žádný kyslík a nedošlo tak ke znehodnocení vzorků. PET-lahve s vodou byly řádně označeny a dopraveny k analýze do laboratoře vody PřF UK.

Zde byly stanoveny následující ukazatelé: alkalita, acidita, tvrdost, obsah amonných iontů ( $\text{NH}_4^+$ ), dusitanového dusíku ( $\text{NO}_2^-$ ), dusičnanového dusíku ( $\text{NO}_3^-$ ), fosforečnanového fosforu ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), vápníku ( $\text{Ca}^{2+}$ ), manganu ( $\text{Mn}^{2+}$ ), chloridů ( $\text{Cl}^-$ ), síranů ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), veškerého železa (Fe) a filtrovaného železa (Fe).

Do laboratoře byly vzorky dopraveny co nejdříve k analýze, aby došlo k minimálním změnám ukazatelů. Předpokládá se, že ke změnám dojde u železa, které se po odběru začne srážet, tím může dojít k podhodnocení výsledku. To by mělo za následek mírný pokles pH, a mohla se mírně snížit alkalita či acidita. U ostatních ukazatelů se nepředpokládá změna, jsou poměrně stabilní (Příkryl, 1999).

Reakce vody (pH) a vodivost (konduktivita) byly měřeny přímo v terénu v místech odběru vzorků. Na měření byl použit přístroj firmy Hanna a příležitostně i kyslíkoximetr firmy WTW.

### 4.1.3. Použité metody k analýze

#### Stanovení alkality

Ke 100 ml vzorku byly přidány 2 kapky fenolftaleinu a následně byla provedena titrace odměrným roztokem HCl o koncentraci  $c = 0,1 \text{ M}$  až do odbarvení roztoku. Poté byly přidány 3 kapky methylové oranže a znovu byla provedena titrace roztokem HCl do cibulovitého zbarvení. Byla odečtena a zapsána hodnota spotřeby činidla (Horáková, 2007).

#### Stanovení acidity

Do 250 ml titrační baňky bylo odpipetováno 100 ml vzorku vody. Poté bylo přidáno několik kapek fenolftaleinu a roztok byl titrován hydroxidem sodným do fialového zbarvení. Byla odečtena a zapsána hodnota spotřeby činidla (Horáková, 2007).

## **Stanovení tvrdosti**

K 100 ml vzorku nebo jinému objemu vzorku zředěnému na 100ml s celkovým obsahem vápníku a hořčíku do 5 mM bylo přidáno pro odstranění celkové alkality 5ml tlumivého roztoku. Po dokonalém promíchání bylo přidáno tolik směsi tuhého indikátoru eriochromové černi T, dokud se roztok zřetelně nezbarvil do vínově červené. Roztok byl následně titrován odměrným roztokem 0,05M chelatonu III, až do jasně modrého zbarvení. Barevný přechod indikátoru byl velmi ostrý. Podle výpočtu byla stanovena tvrdost vody (Horáková, 2007).

## **Stanovení dusičnanů**

Nejprve byla vytvořena kalibrační křivka, a to následujícím způsobem:

Do 50ml odměrných baněk byla odpipetována škála podle tabulky.

Vzorek byl doplněn po rysku destilovanou vodou. Byla provedena kolorimetrie proti destilované vodě při 214nm (UV) v 1cm kyvetách.

Vzorek byl měřen stejným způsobem jako standardy. Podle výpočtu byl stanoven obsah dusičnanů ve vzorku (Horáková, 2007).

## **Stanovení dusitanů**

Nejprve byla vytvořena kalibrační křivka, a to následovně:

Do 50ml odměrných baněk byla odpipetována škála podle tabulky a roztok byl doplněn po rysku destilovanou vodou. Byl přidán 1ml kyseliny sulfanilové a roztok řádně promíchán. Po pěti minutách stání byl přidán 1ml  $\alpha$ -naftylaminu a vzorek byl opět promíchán. Kolorimetrie byla provedena po 40 minutách proti slepému vzorku při 520nm ve 4cm kyvetách.

Po vytvoření kalibrační křivky byly stanoveny vzorky:

Do kádinky bylo odpipetováno 50ml vzorku a byl doplněn do 50ml destilovanou vodou. Další chemikálie byly přidávány stejně jako u standardů a měření bylo provedeno za stejných podmínek proti slepému vzorku. Podle vzorce byla dopočítána koncentrace dusitanů (Horáková, 2007).

## **Stanovení amonných iontů**

Do 50ml odměrných baněk bylo postupně odpipetováno dané množství pracovního roztoku (roztok  $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) podle tabulky a dělenou pipetou byl přidán objem demineralizované vody do 40ml. Poté byly přidány 4 ml vybarvovacího činidla a 4 ml dichlorisokyanatanu sodného, vzorek řádně promíchán a doplněn demineralizovanou vodou k rysce a opět promíchán. Vzorek byl ponechán 1hodinu při pokojové teplotě a poté byla změřena absorbance v 1cm kyvetách při 655nm. Podle výpočtu byly stanoveny amonné ionty (Horáková, 2007).

## **Stanovení fosforečnanů**

Nejprve byla vytvořena kalibrační křivka a to následujícím způsobem: Do 50ml odměrných baněk byla odpipetována škála podle tabulky a roztok byl doplněn do 50ml destilovanou vodou. Byl přidán 1ml kyselého roztoku molybdenanu amonného. Poté byl roztok promíchán. Po 5-ti minutách byl přidán mikropipetou 0,1ml  $\text{SnCl}_2$  a vzorek vody byl opět promíchán. Vzorek byl změřen na spektrofotometru proti slepému vzorku při 700nm ve 4cm kyvetách.

Po vytvoření kalibrační křivky, byl stanoven vzorek a to následovně: Do kádinek bylo nepipetováno 50ml vzorku vody a dále byl postup stejný, jako při tvorbě kalibrační křivky. Podle výpočtu byly stanoveny fosforečnany (Horáková, 2007).

## **Stanovení veškerého železa**

Opět byla nejprve vytvořena kalibrační křivka: Do 50ml odměrných baněk byla odpipetována škála vzorků vody podle tabulky. Byl přidán 1ml zředěné  $\text{HCl}$ , 1ml zředěného  $\text{H}_2\text{O}_2$  a roztok byl řádně promíchán. Po 5-ti minutách byl vzorek doplněn vodou na 30-40ml a bylo přidáno 5ml  $\text{KSCN}$ . Nejpozději do 1minuty byl roztok doplněn na 50ml destilovanou vodou a vzorek byl promíchán. Na spektrofotometru byl roztok měřen proti slepému vzorku při 500nm ve 4cm kyvetách.

Následně byl stanoven vzorek: Do odměrné baňky bylo odpipetováno maximálně 40ml vzorku vody a dále byl postup stejný jako u škály standardů. Podle výpočtu bylo stanoveno celkové železo (Horáková, 2007).



## **Stanovení rozpuštěného železa**

Byla stanovena kalibrační křivka stejně jako u předchozího stanovení. Poté byly vzorky vody filtrovány a postup byl stejný jako u stanovení veškerého železa (Horáková, 2007).

## **Stanovení chloridů (podle Mohra):**

Do titrační baňky bylo odměřeno 100ml vzorku, nebo menší množství vzorku, které bylo doplněno destilovanou vodou na 100ml. Byl přidán 1ml roztoku chromanu draselného ( $K_2CrO_4$ ) a za stálého míchání byl vzorek titrován odměrným roztokem dusičnanu stříbrného ( $AgNO_3$ ) do prvního trvalého přechodu barvy ze světle žluté do oranžově hnědé. Provedeme stanovení slepého vzorku se 100ml destilované vody. Stejně jako u předchozího vzorku byla provedena titraci u všech zbývajících vzorků. Podle výpočtu byly stanoveny chloridy ve vodě (Horáková, 2007).

## **Stanovení vápníku**

Do titrační baňky bylo odpipetováno 100ml s množstvím vápníku nejvýše 20mg nebo menší množství vzorku, které bylo doplněno na 100ml destilovanou vodou. Byly přidány 2ml 1M NaOH a roztok byl důkladně promíchán. K vzorku byl přidán indikátor murexid a byl titrován odměrným roztokem chelatonu III z růžového do jasně fialového zabarvení. Podle rovnice bylo vypočítáno množství vápníku ve vodě (Horáková, 2007).

## **Stanovení manganu**

Nejprve byla stanovena kalibrační křivka a to následujícím způsobem:

Do 250ml titračních baněk byly odpipetovány standardy podle tabulky a vzorek byl doplněn destilovanou vodou do objemu 100ml. Byly přidány 2ml koncentrované kyseliny dusičné ( $HNO_3$ ), 2 kapky dusičnanu stříbrného ( $AgNO_3$ ) a 1lžička persíranu. Roztok byl zahřát a vařen po dobu asi 10 minut. Roztok se růžově zbarvil. Poté byl kvantitativně převeden do 100ml odměrných baněk, byl doplněn k rysce a měřen ve 4cm kyvetách při 525nm proti slepému vzorku.

Stanovení vzorku bylo následovné:

Do titračních baněk (250ml) bylo odpipetováno 100ml vzorku vody a byly přidány 2ml koncentrované kyseliny dusičné ( $\text{HNO}_3$ ). K vzorku byl přikapáván dusičnan stříbrný ( $\text{AgNO}_3$ ) až do vzniku zákalu. Byly přidány ještě 2ml dusičnanu stříbrného ( $\text{AgNO}_3$ ) jako přebytek a vzorek byl zfiltrován. Byla přidána 1lžička (cca 0,5g) persíranu a dále byl postup stejný jako u stanovení kalibrační křivky. Podle vzorce byla stanovena koncentrace manganu ve vodě (Horáková, 2007).

### **Stanovení síranů**

Stanovení síranů bylo provedeno v laboratoři geobotaniky PřF UK. Vzorky byly měřeny na iontovém chromatografu Dionex DX-320.

### **Statistické zpracování**

Data byla soustředěna a předběžně zpracována v tabulkovém procesoru Excel. Průměrné hodnoty jednotlivých parametrů mezi jednotlivými kategoriemi vod byly porovnány pomocí jednocestné „ANOVA“, před ní byl zařazen Cochranův test, nebyli-li data homogenní (u obou forem železa) byla data před ANOVA logaritmicky transformována. Výpočty byly provedeny v programu Statistica 10.0.

## 5. Výsledky a diskuse

Dosažené výsledky jsou soustředěny v **Tab.4**. Nejvyšší hodnoty alkality byly nalezeny v tocích na výsypkách a dále v okolí výsypek. Signifikantně vyšší byly hodnoty přirozených potoků. Řeky měly úroveň alkality blízkou potokům, ale nelišili se statisticky významně ani od přirozených potoků, ani od vod na výsypkách či v jejich blízkosti. Některé hodnoty, jako jsou sírany, chloridy, amonné ionty, dusitany, dusičnany se významně statisticky nelišily mezi jednotlivými variantami.

**Tab. 4.:** Statisticky homogenní skupiny jsou označeny stejnými písmeny (ANOVA, TUKEY  $p < 0,05$ ):

	Teplota [°C]	pH	Vodivost [μS/cm]	Alkalita [mmol/l]	Acidita [mmol/l]	Tvrdost [mmol/l]	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> [mg/l]	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> [mg/l]	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> [mg/l]	PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> [mg/l]	Fe <sup>3+</sup> rozpuštěné [mg/l]	Fe <sup>3+</sup> veškeré [mg/l]	Cl <sup>-</sup> [mg/l]	Ca <sup>2+</sup> [mg/l]	Mn <sup>2+</sup> [mg/l]	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> [mg/l]
<b>Řeky:</b>	-	-	-	ab	a	ab	-	-	-	b	ab	a	-	a	ab	-
Řeky, průměr	2,15 ± 0,75	6,93 ± 1,23	2245 ± 15	0,6 ± 0,1	0,1 ± 0	1,2 ± 0,1	8,8 ± 2,1	0,1 ± 0,04	0,6 ± 0,02	0,1 ± 0,04	0,4 ± 0	0,2 ± 0	19,5 ± 9,0	21,2 ± 5,0	0,2 ± 0,03	64,1 ± 1,3
Ohře	2,9	5,68	260	0,7	0,1	1,2	10,9	0,1	0,6	0,1	0,4	0,2	28,5	26,2	0,1	65,3
Svatava	1,4	8,17	230	0,5	0,1	1,1	6,7	0,1	0,5	0,0	0,4	0,2	10,4	16,1	0,2	62,8
<b>Přirozené tekoucí vody:</b>	-	-	-	a	a	a				a	a	a		a	a	
Přirozené tekoucí vody, průměr	4,82 ± 0,50	6,32 ± 0,74	125 ± 43,30	0,26 ± 0,1	0,18 ± 0,1	0,62 ± 0,1	13,62 ± 9,7	0 ± 0	0,54 ± 0,1	0 ± 0	0,2 ± 0,1	0,1 ± 0	7,22 ± 2,3	14,1 ± 3,4	0,06 ± 0,1	54,54 ± 23,12
Hluboký potok	4,6	5,28		0,4	0,3	0,8	32,6	0	0,4	0	0,1	0,1	9,0	16,1	0,0	51,0
Chodovský potok	5,8	6,95	150	0,1	0,1	0,5	8,9	0	0,6	0	0,3	0,1	9,7	10,1	0,0	32,6
Habaratovský potok	4,6	7,33	150	0,2	0,2	0,7	12,3	0	0,6	0	0,1	0,1	8,3	16,1	0,0	62,6
Rychnovský potok	4,5	6,19	150	0,4	0,2	0,7	8,6	0	0,6	0	0,2	0,1	4,9	18,1	0,0	31,8
Lobezský potok	4,6	5,87	50	0,2	0,1	0,4	5,7	0	0,5	0	0,3	0,1	4,2	10,1	0,3	94,7
<b>Tekoucí vody na výsypkách:</b>	-	-	-	b	b	b	-	-		a	c	b	-	b	b	-
Tekoucí vody na výsypkách, průměr:	6,58 ± 2,87	5,99 ± 1,54	6277 ± 2489	15,8 ± 4,5	3,6 ± 0,5	19,3 ± 7,7	8,1 ± 1,8	0,1 ± 0,0	3,4 ± 0,5	0 ± 0	22,6 ± 1,3	17,1 ± 0,6	13,0 ± 0,9	396,6 ± 110,0	5,6 ± 0,1	47,5 ± 11,1
Smolnická dren	10	6,68	7380	23,4	5,0	0,5	4,2	0,0	7,5	0	9,9	4,3	1,4	412,9	11,7	38,9
Pohlreichova štola	10	6,99	8960	25,3	4,2	34,5	6,7	0,1	1,1	0	1,8	0,8	4,2	509,5	1,2	50,5
Podkrušnohorská Tereza - pramen	7,4	6,54	9290	19,5	4,4	32,5	4,5	0,1	2,8	0	15,0	6,5	2,8	509,5	2,3	65,6
Okružní potok - Eva	4,7	6,82	5050	18,2	2,6	23,2	2,8	0,0	0,6	0	5,2	2,2	2,1	431,0	0,2	30,1
Podkrušnohorský u Eriky	5,3	6,36	4640	8,3	2,2	18,3	5,3	0,1	2,4	0	17,5	7,5	25,7	233,6	8,9	46,7

Lítovská - odtok z M1	2,1	2,57	2340	0,0	2,9	7,0	25,0	0,5	6,2	0	86,0	81,0	41,7	120,8	9,2	52,9
	-	-	-	b	a	b	-	-	-	a	b	a	-	b	ab	-
<b>Vody v blízkosti výsypek, průměr:</b>	2,60 ± 0,97	7,80 ± 0,22	6968 ± 1989	16,1± 4,5	0,9 ± 0,5	22,6 ± 7,7	7,2 ± 1,8	0,05 ± 0,02	0,89 ± 0,5	0 ± 0,01	1,78 ± 1,3	0,8 ± 0,6	2,8 ± 0,9	420,4 ± 110,0	0,2 ± 0,1	63,7 ± 19,8
Smolnická odtok	3,5	7,50	5230	13,0	0,8	11,9	6,4	0,1	0,5	0	0,5	0,2	2,1	259,8	0,2	42,6
Podkrušnohorský erozní potok	3,6	7,97	8340	22,5	1,6	31,9	6,4	0,1	1,6	0	1,8	0,8	4,2	535,7	0,3	92,8
Podkrušnohorská Tereza - u silnice	1,4	7,69	9480	17,9	0,9	27,4	10,3	0,0	0,7	0	3,9	1,7	2,8	507,5	0,1	70,8
Okružní potok - Lomnice	1,9	8,05	4820	10,8	0,4	19,3	5,7	0,0	0,6	0	0,9	0,4	2,1	378,6	0,1	48,5

*Zdroj: Renata Hurychová, 2011*

Hodnoty získané v této studii souhlasí s předchozími údaji (Frouz a Přikryl). Důlní vody z jiných lokalit jsou velmi odlišné, viz níže. Vody na Sokolovské uhelné pánvi nejsou tak kyselé a tudíž nejsou ani tolik agresivní, jako jinde ve světě. Důlní vody mající pH nižší než 5, jsou spíše výjimkou. Koncentrace látek v sokolovských důlních vodách je nižší. Problematickým ukazatelem sokolovských důlních vod je železo. Jak už bylo zmíněno výše, železo se sráží a pokrývá povrch koryta a znemožňuje dýchání živočichů. Ve srovnání s jinými státy jsou takové hodnoty železa v důlních vodách běžné. Problematickou veličinou je i amoniakální dusík, na který jsou citlivé zejména ryby. Jak lze vidět v **Tab. 4.**, tato hodnota je zvýšená ve vodách na výsypkách. Méně problematickým ukazatelem je mangan, který je však na výsypkách ve větších koncentracích. Ovšem tyto hodnoty v důlních vodách nejsou ojedinělé. Dusičnany ve vodách jsou důkazem staršího znečištění organického původu, nebo ukazují na eutrofizaci vod, proto jsou nejvyšší hodnoty v řekách. Hodnoty dusičnanů nejsou nikterak neobvyklé oproti jiným lokalitám. Množství dusitanů ve vodách v Sokolovské uhelné pánvi bylo velmi malé a to ať se jednalo o vody na výsypkách, v blízkosti výsypek, přirozené toky, nebo řeky a jinak tomu nebylo ani v jiných státech. Chloridy ukazují na znečištění odpadními splaškovými vodami, proto je jasné, že nejvyšší koncentrace budou v řekách. Sokolovské důlní vody mají velmi malou koncentraci chloridů oproti jiným státům, ale i oproti dolu Jindřich v České republice. Vápník je velmi rozšířeným prvkem ve vodách. Jeho koncentrace ve vodách je podmíněna geologickými podmínkami. V důlních vodách dochází k vyluhování vápníku, a proto jsou zde vysoké koncentrace oproti přirozeným tokům, nebo řekám. Hodnoty vápníku v důlních vodách v České republice nejsou výrazně rozdílné ve srovnání s jinými státy. Vysoké koncentrace síranů na výsypkách jsou způsobeny oxidací sulfidických rud a to ať již v České republice nebo v jiných státech.

U většiny parametrů je největší odchylka zaznamenána přímo na výtoku výsypky, nebo na výsypce. U vod v okolí výsypek dochází ke zlepšení kvality vod, pH roste, množství železa, manganu a dalších klesá. To ukazuje na důležitou roli samočisticího efektu.

## Česká republika – Sokolovsko (rok 1999)

Hodnoty v **Tab.5.** jsou průměrná hodnoty povrchových tekoucích důlních vod odebírané na Sokolovské uhelné pánvi v roce 1999. pH vody se výrazně od té doby nezměnilo (viz. **Tab.4.**). Koncentrace železa, manganu, dusičnanů a síranů klesla, zato množství chloru a vápníku a stoupla.

*Tab.5.: Běžné hodnoty ukazatelů důlních vod*

pH	Alkalita [mmol/l]	Acidita [mmol/l]	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> [mg/l]	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> [mg/l]	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> [mg/l]	Fe <sup>3+</sup> veškeré [mg/l]	Cl <sup>-</sup> [mg/l]	Ca [mg/l]	Mn [mg/l]	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> [mg/l]
6,91	17,4	1,4	0,14	0,004	1,09	4,33	66	520	3,6	4006

*Zdroj: Přikryl I., 1999*

## Česká republika – důl Jindřich

Důl Jindřich se nachází v rosicko-oslavanské uhelné pánvi. Voda z této lokality není vodou tekoucí, nýbrž se jedná o vodu stojatou (**Tab.6.**). Přesto si myslím, že je dobré porovnat důlní vodu ze Sokolovské uhelné pánve s vodou z jiné lokality v České republice.

*Tab.6.: Chemické parametry důlních vod v České republice – důl Jindřich:*

pH	Fe <sup>3+</sup> veškeré [mg/l]	Cl <sup>-</sup> [mg/l]	Ca [mg/l]	Mn [mg/l]	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> [mg/l]
7,22	0,24	117	228	0,04	1250

*Zdroj: Černík, 2008*

## Velká Británie – Quaking Houses

Quaking Houses je uměle vybudovaný mokřad, do kterého vtékají důlní vody z 2 kilometrů vzdálené těžební oblasti Morrison Busty Colliery. Vody před vstupem do mokřadu mají zvýšenou koncentraci železa, manganu a síranů (**Tab.7.**). Z výsledků je zřejmé, že vzorky byly odebrány několik kilometrů po proudu. Díky biologickým a chemickým procesům se pH vody postupně zvyšuje, i přesto ale hodnoty některých ukazatelů, jako je železo, mangan a další i přesto zůstávají zvýšené.

Důlní vody v oblasti Quaking Houses jsou více agresivní a mají větší koncentraci látek, než vody zkoumané na Sokolovské uhelné pánvi, viz. **Tab.4**. Například koncentrace síranů, manganu nebo železa ve vodách z Quaking Houses jsou mnohonásobně vyšší než v Sokolovské pánvi.

**Tab. 7.:** Chemické parametry důlních vod v Quaking Houses:

pH	Vodivost [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	Alkalita [mmol/l]	$\text{NO}_3^-$ [mg/l]	$\text{NO}_2^-$ [mg/l]	$\text{NH}_4^+$ [mg/l]	$\text{PO}_4^-$ [mg/l]	$\text{Fe}^{3+}$ veškeré [mg/l]	$\text{Cl}^-$ [mg/l]	Ca [mg/l]	Mn [mg/l]	$\text{SO}_4^{2-}$ [mg/l]
6,06	5098	60	žádná data	žádná data	žádná data	nízká hodnota	2,11	1143	211	2,39	811

Zdroj: L.C. Batty, 2005

### Německo – Floßgraben

Tato oblast se nachází 130 kilometrů jihovýchodně od Berlína v oblasti Lower Lusatiana, kde v minulosti probíhala těžba uhlí. Tímto územím protéká řeka Floßgraben. Odběr byl proveden na dvou místech. Místo „A“ leží nad důlními jezery a místo „B“ se nachází na soutoku s výtokem z důlních jezer. Jak je vidět v **Tab. 8.**, vzorky z místa „B“ mají nižší hodnotu pH a jsou obohaceny o železo, zatímco vzorky z místa „A“ mají vyšší hodnoty pH a mají nižší koncentrace látek. Je to způsobeno tím, že proud řeky Floßgraben se mísí s podzemními vodami, které nejsou tak kyselé a tím je hodnota pH vzorků „A“ vyšší a koncentrace látek ve vodě nižší.

I tak jsou vody v oblasti Lower Lusatiana mnohem více kyselé než vody na Sokolovské pánvi, viz. **Tab. 4**. Důlní vody v Sokolovské uhelné pánvi mají nižší koncentraci železa a síranů. Lze ale předpokládat, že nižší koncentrace budou i u jiných látek, jako je mangan, dusitany nebo dusičnany.

**Tab. 8.:** Chemické parametry důlních vod Floßgraben:

Vzorek	pH	Vodivost [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	$\text{Fe}^{3+}$ veškeré [mg/l]	$\text{SO}_4^{2-}$ [mg/l]
A	3,7	427	2,3	69
B	2,9	1370	29,3	274

Zdroj: Bethwell, 2005



## Severní Čína – Sitai

Oblast Sitai leží na severozápadě Číny, kde se nachází oblast těžby uhlí Datong Coal Field. Tímto postiženým územím protéká bezejmenný potok, který se vlévá do řeky Shili River.

Z výsledků je zřejmé, že koncentrace síranů a chloridů v potoku protékajícím těžebním územím je velmi vysoká a s tím souvisí i nízká hodnota pH (**Tab. 9.**). Nízká koncentrace je u dusičnanů. Koncentrace fosforečnanů byla pod hranici detekce. Důlní vody v Sokolovské uhelné pánvi mají mnohonásobně nižší koncentrace síranů, než v oblasti Sitai, viz. **Tab. 4.** S tím také souvisí vyšší pH sokolovských důlních vod.

Shili River je řeka, která neprotéká těžební oblastí, ale kyselé důlní vody do ní vtékají. pH Shili River je neutrální, koncentrace síranů a jiných látek jsou nižší než u vod důlních. Je to způsobeno postupným vysrážením železa, hliníku a dalších kovů.

**Tab. 9.:** Chemické parametry důlních vod v oblasti Sitai, Čína:

	pH	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> [mg/l]	Fe <sup>3+</sup> veškeré [mg/l]	Cl [mg/l]	Ca [mg/l]	Mn [mg/l]	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> [mg/l]	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> [mg/l]
Bezejmenný potok	3,62	1,74	16,2	189	242	5,28	2128	Nízká hodnota
Shili River	7,76	34,6	0,06	435	194	0,79	1296	Nízká hodnota

Zdroj: Fenghua Zhao, 2007

## Korea – Donghae

Oblast Donghae leží ve střední části Jižní Koreji. V této oblasti probíhala těžba uhlí od roku 1960 do roku 1990. I tímto územím protéká potok, který byl zkoumán.

Výsledky jsou uvedeny níže v **Tab. 10.** pH je nízké, což je způsobeno podložím, které je zde tvořeno hlavně schwertmannitem (Fe<sup>3+</sup><sub>16</sub>O<sub>16</sub>(OH,SO<sub>4</sub>)<sub>12-13</sub>·10-12H<sub>2</sub>O). Tato voda obsahuje také mnoho železa. Důlní vody na Sokolovsku mají vyšší pH, než důlní vody v oblasti Donghae, ale u toku Lítovská – odtok z M1 je pH zřetelně nižší, viz. **Tab. 4.** Voda z Lítovské byla odebrána pár metrů od nádrže „M1“, kam vtéká kyselé důlní voda a odkud také vytéká. Koryto tohoto toku je

vybetonované a není pokryto žádnou vegetací, což je důvodem tak nízké hodnoty pH. Důlní vody v Donghae mají nižší vodivost a také koncentraci vápníku.

**Tab. 10.:** Chemické parametry důlních vod v oblasti Donghae - Korea:

pH	Vodivost [ $\mu$ S/cm]	Fe <sup>3+</sup> veškeré [mg/l]	Ca [mg/l]	Mn [mg/l]	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> [mg/l]
4,18	867	67,23	98,8	2,85	505

*Zdroj: Kim J.J., Kim S.J., 2004*

## 6. Závěr

V dnešní době je povrchová těžba uhlí neodmyslitelný zdroj energie. Bohužel s sebou nese i značná negativa. Touto činností dochází k devastaci krajiny a změně vodního režimu, který představuje nezanedbatelný zdroj vody v krajině. Voda, která protéká takto změněnou krajinou má zcela odlišné vlastnosti od běžných povrchových vod.

Odlišnost důlních vod je závislá na mnoha faktorech. Tyto environmentální faktory, jako je klima, hydrologické, geomorfologické, geologické a biologické faktory výrazně ovlivňují množství sloučenin síry ve vodě, zejména sulfidu a to významně ovlivňuje kyselost těchto vod. Tyto faktory jsou geograficky variabilní, a proto se očekává, že vlastnosti kyselých důlních vod se mění na jednotlivých místech.

Důlní voda je charakteristická zejména velmi nízkou hodnotou pH, obsahuje více rozpuštěných i nerozpuštěných látek. Kyselé vody jsou velmi agresivní a napomáhají vyluhován různých některých těžkých kovů, jako je na příklad železo a mangan. Tyto těžké kovy se mohou chovat jako metabolické jedy. Vyplavují se i některé toxické kovy, jako je na příklad zinek a kadmium, které mohou být nebezpečné i v malých koncentracích. Důlní vody jsou také obohaceny zejména o vápník a hořčík. Hlavními znečišťujícími látkami vod z hnědouhelných dolů jsou zejména rozpuštěné a nerozpuštěné anorganické látky.

Kontaminace důlních vod se stala jedním z hlavních problémů, které jsou způsobeny narušením geosféry lidskou činností. Tyto vody se smí vypouštět do povrchových vod až po jejich úpravě. K tomuto účelu slouží čističky důlních vod, kde dochází k úpravě pH přidáním alkalických prostředků, odstranění těžkých kovů pomocí sedimentace a přidáním flokulátů a koagulátů. V některých případech může být upravena i salinita vody desalinační metodou.

## 7. Literatura

- Banks D., Younger P. L., Rolf-Tore A., Iversen , Egil R., Banks S. B.: Mine-water chemistry: the good, the bad and the ugly. *Environmental Geology*, (1996), 157-174
- Batty L.C., Atkin L., Manning D.A.C.: Assessment of the ecological potential of mine-water treatment wetlands using a baseline survey of macroinvertebrate communities. *Environmental Pollution*, (2005), 412-419
- Bethwell C., Mutz M.: Effect of acid mine drainage on the chemical composition and fall velocity of fine organic particles. *Ecological Engineering*, (2005), 75-87
- Bian Z. et al.: Environmental issues from coal mining and their solutions. *Mining science and technology*, (2010), 215-223
- Černík M. et al.: Geochemie a remediací důlních vod. *AQUATEST a.s., Praha*, (2008)
- Earle R., Sheetz B.E.: Utilization of lfy ash. *Materials Research Laboratory*, (1998), 510-520
- Frouz J., Popperl J., Přikryl I., Štrudl J.: Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. *Sokolovská uhelná, právní nástupce a.s.*, (2007)
- Horáková M.: Analytika vody. *Vysoká škola chemicko-technologická v Praze*, (2007)
- Chen A., Lin C., Lu W., Ma Y., Bai Y., Chen H., Li J.: Interaction between an acidic mine water and an agricultural soil material. *Geoderma*, (2008) 213-219
- Chen A., Lin C., Lu W., Wu Y., Ma Y., Li J., Zhu L.: Well water contaminated by acidic mine water from the Dabaoshan Mine, South China: Chemistry and toxicity. *Chemosphere*, (2007), 248-255
- Jílková J.: Daně, dotace a obchodovatelná povolení – nástroje ochrany ovzduší a klimatu. *IREAS, Institut pro strukturální politiku, o.p.s.*, (2003)
- Johnson D. Barrie, Hallberg Kevin B.: The microbiology of acidic mine waters. *Research in Microbiology*, (2003), 466-473

- Johnson D.B., Hallberg K.B.: Acid mine drainage remediation options: a review. *Science of the Total Environment*, (2005), 3-14
- Kalin M., Fyson A., Wheeler W.N.: The chemistry of conventional and alternative treatment systems for the neutralization of acid mine drainage. *Science of the Total Environment*, (2006), 395-403
- Kim J.J., Kim S.J.: Seasonal factors controlling mineral precipitation in the acid mine drainage at Donghae coal mine, Korea. *Science of the Total Environment*, (2004), 181–191
- Kleinmann R.L.P.: Prediction of Water Quality at Surface Coal Mines, The National Mine Land Reclamation Center Located at West Virginia University in Morgantown. *West Virginia*, (2000)
- Lin C., Wu Y., Lu W., Chen A., Liu Y.: Water chemistry and ecotoxicity of an acid mine drainage-affected stream in subtropical China during a major flood event. *Journal of Hazardous Materials*, (2007), 199-207
- Lu X., Hu Z., Liu W., Huang X.: Vegetation Growth Monitoring Under Coal Exploitation Stress by Remote Sensing. *Journal of China University of Mining & Technology*, (2007), 479-483
- MacCausland, McTammany M.E.: The impact of episodic coal mine drainage pollution on benthic macroinvertebrates in streams in the Anthracite region of Pennsylvania. *Environmental Pollution*, (2007), 216-226
- Markert B., Herpin U., Siewers U., Berlekamp J., Lieth H.: The German heavy metal survey by means of mosses. *The Science of the Total Environment*, (1996), 159-16
- Mapanda F., Nyamadzawo G., Nyamangara J., Wuta M. : Effects of discharging acid-mine drainage into evaporation ponds lined with clay on chemical quality of the surrounding soil and water. *Physics and Chemistry of the Earth*, (2007), 1366-1375
- Michálek B., Holéczy D., Jelínek P., Grmela A.: Využití tepelné energie důlních vod zatopených hlubinných dolů. *Acta Montanistica Slovaca*, (2007), 92-98
- Miretzky P., Saralegui A., Fernández C.A.: Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals (Buenos Aires, Argentina). *Chemosphere*, (2004), 997-1005

- Mitsch W.J.: Water quality, fate of metals, and predictive model validation of a constructed wetland treating acid mine drainage. *Pergamon*, (1997), 1888-1900
- Mrňa F.: Užžitná geochemie. *Academia Praha*, (1991)
- Nicomrat D., Warren A. D., Dopson M., Tuovinen O. H.: Bacterial phylogenetic diversity in a constructed wetland system treating acid coal mine drainage. *Soil Biology & Biochemistry*, (2008), 312-321
- Nogueira da Silveira A., Rubio R.J.: Treatment of Acid Mine Drainage (AMD) in South Brazil Comparative active processes and water reuse. *Mineral Processing*, (2009), 103-109
- Peplow D., Edmonds R.: The effects of mine waste contamination at multiple levels of biological organization. *Ecological Engineering*, (2005), 101-119
- Pířa V.: Důlní vody v severočeském hnědouhelném revíru. *Vodní hospodářství*, (1987), strana 239-243
- Pitter P.: Hydrochemie, SNTL Nakladatelství technické literatury, Praha (1990)
- Příkryl I.: Chemismus vod ovlivněných těžbou Sokolovské uhelné, a.s. *ENKI o.p.s. Třeboň*, (1999)
- Quaschnig V.: Obnovitelné zdroje energií. *Grada*, (2010)
- Rodrigues R.T., Rubio J.: DAF–dissolved air flotation: Potential applications. *International Journal of Mineral Processing*, (2007), 1-13
- Rothbauer I.M., Krajíček L.: Územní prognóza území dotčeného těžbou hnědého uhlí na Sokolovsku. *Praha: Atelier T-plan, s.r.o*, (2003)
- Shafiee S., Topal E.: When will fossil fuel reserves be diminished. *Energy Policy*, (2009), 181-189
- Sheoran A.S., Sheoran V.: Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: A critical review. *Minerals Engineering*, (2006), 105-116
- Shrestha R.K., Lal R.: Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation. *Geoderma*, (2011), 168-176
- Štýs a kol.: Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin. *SNTL, Praha*, (1981)

- Wolkersdorfer Ch.: Mine water tracer tests as a basis for remediation strategies. *Chemie der Erde*, (2005), 65-74
- Xinchao Wei, Honghong Wei, Roger C. Viadero J.: *Post-reclamation water quality trend in a Mid-Appalachian watershed of abandoned mine lands*. *Science of the Total Environment*, (2011), 941-948
- Younger P.L.: Mine water pollution in Scotland: nature, extent and preventative strategies. *The Science of the Total Environment*, (2001), 309-326
- Zhao F., Cong Z., Sun H., Ren D.: The geochemistry of rare earth elements (REE) in acid mine drainage from the Sitai coal mine, Shanxi Province, North China. *International Journal of Coal Geology*, (2007), 184–192
- Zákon č. 44/1988 Sb., horní zákon
- [www.anr.ext.wvu.edu](http://www.anr.ext.wvu.edu)
- [www.eia.doe.gov](http://www.eia.doe.gov)
- [www.epa.gov/nrmrl/lrpcd/rr/etsc/basic.htm](http://www.epa.gov/nrmrl/lrpcd/rr/etsc/basic.htm)
- [www.francis.edu/alleghenyhighlands.htm](http://www.francis.edu/alleghenyhighlands.htm)
- [http://www.raft.cz/Clanek-Svatava---rychla-reka-bez-jezu.aspx?ID\\_clanku=525](http://www.raft.cz/Clanek-Svatava---rychla-reka-bez-jezu.aspx?ID_clanku=525)
- Zdroj: <http://regiony.ic.cz/index.php?clanek=vodstvo&dir=usti&menu=usti>
- [www.suas.cz/page/show/slug/historie](http://www.suas.cz/page/show/slug/historie)