

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Zemědělská fakulta

Studijní program: B4131 – Zemědělství

Studijní obor: Agroekologie

Katedra: Katedra rostlinné výroby a agroekologie

Vedoucí katedry: prof. Ing. Vladislav Čurn, Ph.D.

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Stav chemických parametrů povrchových vod vybrané části
území Podkrušnohorské výsypky na Sokolovsku

Vedoucí bakalářské práce: Ing. Lubomír Bodlák

Autor: Martina Korandová

České Budějovice, duben 2011

Prohlášení:

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury. Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě (v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Zemědělskou fakultou JU) elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

Datum

Martina Korandová

Poděkování:

Poděkování patří všem, kteří mi při psaní této práce jakýmkoliv způsobem pomohli. Zejména děkuji svému vedoucímu panu Ing. Lubomírovi Bodlákovi, který mi nejvíce pomohl s bakalářskou prací a konzultoval se mnou veškeré otázky týkající se daného tématu. Dále bych chtěla poděkovat lidem z laboratoře ENKI Třeboň za zpracování vzorků. V neposlední řadě můj dík patří celé mé rodině a všem přátelům za jejich podporu a pevné nervy.

Abstrakt

Cílem mé bakalářské práce bylo zjistit stav chemických parametrů na rekultivovaném území Velké podkrušnohorské výsypky, porovnání s historickými daty a sledování změn v průběhu roku. Chemickým rozbohem vod jsem zjišťovala hodnoty kationtů, aniontů, pH, CHSK, vodivosti a KNK. Charakteristické pro výsypkové vody jsou jako dominantní prvek sírany a vysoké hodnoty pH, které způsobují cyprisové jíly z nadložní sloje.

Klíčová slova:

výsypka, voda, sírany, pH, vodivost

Abstract

The target of this study was to determine the states of chemical parameters on the reclaimed within the Velká podkrušnohorská dump, comparison with historical data and monitoring changes during the year. I examined the values of cations, anions, pH, COD, conductivity and KNK during chemical analysis of water. Characteristic features for dump waters are sulfates and high which cause the cypress clays overlying coal seam.

Keywords:

dump, water, sulfates, pH, conductivity

Obsah

1. ÚVOD	8
2 LITERÁRNÍ PŘEHLED	9
2.1 Těžba uhlí na Sokolovsku	9
2.2 Voda	10
2.2.1 Abiotické podmínky	11
2.3 Hydrologický cyklus	11
2.4 Podzemní a povrchové vody	13
2.5 Atmosférické vody	14
2.6 Důlní vody	14
2.7 Vlastnosti vod	15
2.7.1 Organoleptické vlastnosti vod	15
2.7.2 Chemické a fyzikální vlastnosti vod	17
2.8 Veškeré, rozpuštěné a nerozpuštěné látky	19
2.8.1 Veškeré látky	19
2.8.2 Nerozpuštěné látky	19
2.8.3 Rozpuštěné látky	20
2.9 Anorganické látky ve vodách	20
2.9.1 Kationty	20
2.9.2 Anionty	23
2.10 Stanovení organických látek ve vodách- BSK ₅ , CHSK	26
2.10.1 Biologická spotřeba kyslíku (BSK ₅)	26
2.10.2 Chemická spotřeba kyslíku (CHSK)	26
2.11 Rekultivace	27
2.11.1 Lesní rekultivace	27
2.11.2 Zemědělská rekultivace	28
2.11.3 Hydrologická rekultivace	29
2.11.4 Ostatní rekultivace	30
3. METODIKA	31
3.1 Popis lokality	31
3.2 Charakteristika Velké podkrušnohorské výsypky	31
3.3 Metodika odebírání vzorků	32

4.	VÝSLEDKY	34
5.	DISKUSE	38
6.	ZÁVĚR.....	40
7.	SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	41
8.	PŘÍLOHY	44

1. ÚVOD

Lidská činnost je od nepaměti v každé době a v různém rozsahu spjata s ovlivňováním krajiny v konkrétním místě. V sokolovské oblasti představuje výrazný zásah do charakteru krajiny. Proto každá civilizovaná společnost v minulosti a zvláště v současnosti vyvíjí značné úsilí o nápravu poškozené krajiny.

Těžba uhlí představuje pro rozvinutou společnost významnou a nutnou činnost, která je v našich podmínkách zvýrazněna na nároky národního hospodářství, na energii a suroviny.

Významnou formou zahlazení následků báňské činnosti, jejíž význam bude v blízké budoucnosti stoupat, je zavodnění zbytkových jam - rekultivace. Při tomto způsobu rekultivace je třeba věnovat dostatečnou pozornost sanačním pracím (př. těsnění sloje, dna, stabilizace břehů apod.). Velkým problémem je i zajištění dostatečného množství kvalitních vodních zdrojů pro naplnění zbytkových jam a zajištění podmínek udržení vysoké kvality ve vzniklých jezerech.

Kvalitně provedená rekultivace má být ekologicky vyvážená, zdravotně a hygienicky nezávadná, efektivně i potenciálně produktivní, esteticky a rekreačně působivá. Má směřovat k vytváření pestré krajinné struktury, vhodné zastoupení zemědělských, lesních, vodohospodářských a rekreačních ploch. S vytváření nové krajiny souvisí i tvorba nové říční sítě. Voda je faktorem, který ovlivňuje jak rostlinná tak i živočišná společenstva. Záleží na její kvalitě, jestli je jí dostatek či naopak na chemickém složení atd.

Cílem mé bakalářské práce bylo popsání chemismu povrchových vod Velké podkrušnohorské výsypky, zpracování dat a následné statistické vyhodnocení, porovnání s historickými daty a sledování změn chemismu vod během sezóny.

2 LITERÁRNÍ PŘEHLED

2.1 Těžba uhlí na Sokolovsku

První záznamy o výskytu uhlí v Sokolovské pánvi se datují již v 16. století. Záznamy o průmyslovém využívání uhlí jsou až z konce 18. století. Uhlí se používalo jako chemická surovina v tzv. minerálních závodech, které vyráběly kamenec pro koželužskou výrobu, skalici, síru a kyselinu sírovou. Se zvýšenou spotřebou rostlo i množství těženého uhlí.

Rozvoj průmyslu na Sokolovsku je spojován s podnikatelem J. B. Starcka a jeho syna. Těžba uhlí byla nízká z důvodu pracnosti. V roce 1860 dosáhla celková výše 102 625 tun. Toto množství sloužilo k místní spotřebě.

Ke zvýšení těžby došlo kolem roku 1870 po dokončení Buštěhradské dráhy. V roce 1872 vzrostla těžba na pětinasobek a v roce 1886 byl překročen 1 mil tun. V roce 1905 se vytěžilo 3 mil. tun. Toto množství se těžilo až do 2. sv. války. V roce 1943 došlo ke zvýšení těžby na 5,6 mil tun. Po válce se na tuto úroveň dostala těžba v roce 1949.

Po začátku 20. století byly způsoby dobývání dosti primitivní. Uhlí se kopalo motykami a vozilo se na kolečkách, později důlních vozících. Zvyšování těžby trhacích prací. Po roce 1910 byla v revíru první parní lopatová a korečková rypadla.

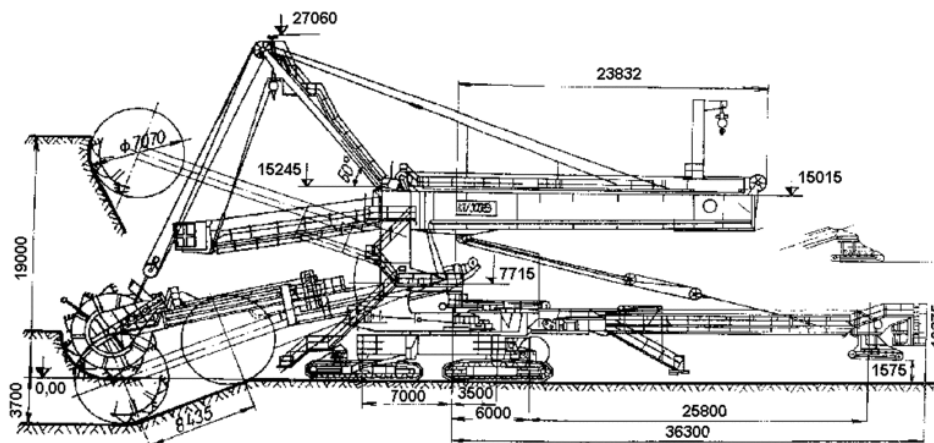
V roce 1946 byla víc než polovina těžby tvořena z hlubinných dolů. Nasazení výkonných mechanismů změnilo poměr těžby ve prospěch povrchové těžby.

Historický místopis lomu a hlubin zachycuje mapa „Místopisný výskyt lomů a hlubin v roce 1945. V tomto roce bylo v provozu 14 lomů a 26 hlubin. Potřeba uhlí pro průmysl a energetiku značně vzrostla. Začátkem 50. let byly zahájeny práce na rekonstrukci lomů na velkolomovou koncepci. Na lomy byla nasazena výkonná kolesová rypadla (Obrázek 1) a zakladače. Byla provedena elektrifikace dopravy. Nejvíce se zvýšila těžba na lomech Antonín, Libík, Gustav, Medard a Silvestr. Neustále se zdokonalovala těžební technika a přepravní mechanismy. Byl otevřen nový velkolom Jiří, který zajišťoval surovinu pro palivový kombinát ve Vřesové. V roce 2000 dosáhla těžba v lomu Jiří 7,8 mil tun. Neustálé zvyšování těžby si vyžádalo nákladnou regulaci řeky Ohře, přeložení železničních tratí na hlavní trati

Sokolov - Chodov. Do roku 2000 se těžba snížila až na polovinu, cca 10 mil. tun. Předpokládaná životnost lomu Jiří je do roku 2025, velkolomu Družba 2035. (Dimitrovský, 2001).

Obrázek 1: Kolesové rypadlo

Převzato z: <http://www.infoglobe.cz/zajimavosti/vite-ze-nej-stroj-cr/>



KOLESOVÉ RYPADLO KU 300 S

2.2 Voda

Z chemického hlediska patří voda k velice jednoduchým sloučeninám, tvoří ji dva atomy vodíku a jeden atom kyslíku. Voda se vyskytuje, jako mnoho jiných jednoduchých chemických sloučenin (po stránce chemicko – fyzikální), ve třech skupenstvích: tuhá látka - led, tekutina a plyn - vodní pára (Reichholf, 1998).

Voda vznikla pravděpodobně před 4,5 mld. let rozkladem hydrátů při ochlazení zemské kůry. Trvalo stovky miliónu let, kdy se ve vodě v praoceánu vytvořily z anorganických látek organické a z organických nejvyšší forma hmoty (Kalavská, Holoubek, 1987).

Více než $\frac{2}{3}$ zemského povrchu (70 %, 361,18 mil. km²) jsou pokryty vodou, (Forman, Gordon, 1993). Voda je nezbytnou podmínkou života a tvoří hmotnostně nejvyšší oddíl biomasy organismů. Převážná část vody tvořící hydrosféru je voda

obsahující určitý podíl solí – mořská voda činí z celkových zásob vody přibližně téměř 98,4 %, její celkový objem představuje 1,3 miliardy km³ (Rajchard a kol., 2002).

2.2.1 Abiotické podmínky

Abiotické faktory jsou představovány fyzikálními a chemickými podmínkami. Z fyzikálního a chemického hlediska nemá molekula vody (H₂O) obdoby mezi dalšími sloučeninami, protože vykazuje anomálie téměř ve všech fyzikálně chemických vlastnostech. Molekula vody má základní tvar rovnostranného trojúhelníku, jehož ramena svírají 105°. Prostorovým uspořádáním molekuly je dán její polární charakter. Jednotlivé molekuly se navzájem spojují vodíkovými můstky, které nejsou tak pevné jako chemická vazba, ale udává vodě zcela specifické vlastnosti. Vodíkovými můstky se např. vysvětluje anomálie vody, tj. zvětšení objemu při přechodu do pevného skupenství. Dále se jedná o tepelnou roztažnost vody, kdy největší hustota je při teplotě 4°C. Polární charakter vody umožňuje přizpůsobení se vody elektrickému poli, koncové molekuly vody mají schopnost rozpouštět iontové sloučeniny (Ambrožová, 2003).

2.3 Hydrologický cyklus

Pro vodu na Zemi je charakteristický neustálý oběh spojený se změnou skupenství. Oběh vody (Obrázek 2) je uzavřený a nazýváme ho hydrologickým cyklem nebo koloběhem. Zdrojem energie potřebné k oběhu vody v přírodě jsou Slunce a Země. Sluneční energie umožňuje výpar a pohyb vlhkosti v atmosféře. Gravitace je příčinou pohybu vody v kapalném i pevném skupenství (Šilar, 1996).

Podle Chapina a kol. (2002) dochází ke změnám v hydrologickém cyklu díky měnícímu se využívání půd. Ovlivňuje to množství absorbované energie, ztráty energie a obsah vlhkosti a teploty v atmosféře.

V hydrologickém cyklu je třeba rozlišit velký koloběh vody, který probíhá na úrovni biosféry a malý oběh vody, který probíhá na úrovni ekosystému.

Hydrologický cyklus je proces, při kterém voda ve všech skupenství obíhá z oceánu na pevninu a zpět = velký koloběh vody (dlouhý, otevřený koloběh). Z hlavního zásobníku vody, z oceánu, se voda odpařuje ve formě vodní páry a vzdušným prouděním je hnána nad kontinenty, kde ve formě pevných nebo kapalných srážek dopadá na zemský povrch, znovu se odpařuje nebo odtéká po povrchu či pod zemí postupně zpět do oceánu (Rajchard, 2002).

Podle Schlesingera (1997) byly pohyby v hydrologickém cyklu pomalejší v době ledové. K zrychlení dochází díky zvyšujícímu se globálnímu oteplování.

Lze odlišit:

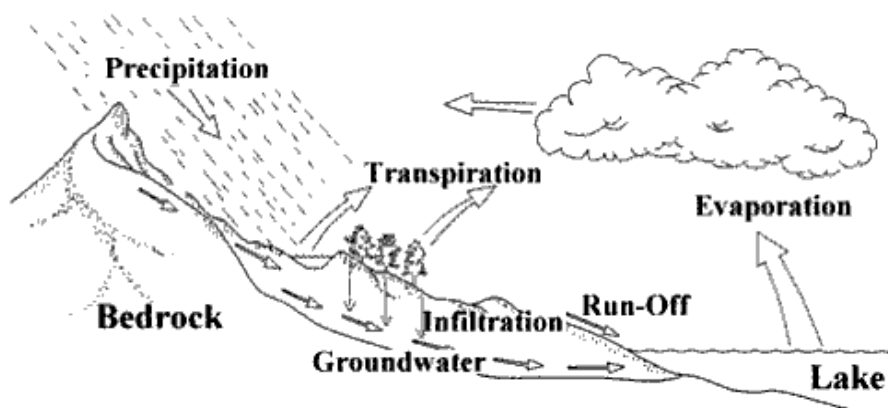
- Pohyb ledovců do moře
- Sněhové srážky a tvorba ledovců
- Dešťové srážky a výpar (při dešti z vodních ploch, z půdy) – evaporace
- Transpirace rostlin (resp. evapotranspirace – součet odpařené vody z povrchů živých i neživých)
 - Odtok povrchový
 - Vsakování a podzemní odtok
 - Výpar z oceánu, větrný odnos mraků nad pevninu

Vegetace zajišťuje malý (uzavřený, krátký) koloběh vody. Nejúčinnější je v daných podmínkách vegetace nejlépe adaptovaná – klimaxová.

Malé koloběhy vody probíhají na souši a výrazně se liší v různých typech ekosystému (Rajchard, 2002).

Obrázek 2: Hydrologický cyklus

Převzato z: http://www.lifewater.ca/Appendix_C.htm



2.4 Podzemní a povrchové vody

Základní rozdělení vod je na podzemní a povrchové. Podzemní vody mohou být sladké a vody s určitým (někdy i vysokým) obsahem solí- minerální vody. Povrchové vody jsou jednak stojaté (rybníky, jezera), jednak tekoucí (vodní toky), (Rajchard, 2003).

Podle výskytu se zdroje vody dělí na vody podzemní a vody podpovrchové, které jsou součástí hydrosféry. Z hlediska limnotypologie se rozlišují svým původem, stářím a morfologickými vlastnostmi vodních nádrží, navíc dále přistupují fyzikální, chemické a biologické parametry. Povrchové a podzemní vody jsou jedním ze základních surovinových zdrojů, tvoří důležitou složku přírodního prostředí a slouží k zabezpečování hospodářských a celospolečenských potřeb. Ochranou vod, jejich odběrem, zabezpečením rovnováhy mezi potřebou a kapacitou zdroje, ochranou před povodněmi a péčí a jejich čistotou a hospodárné využití se zabývá zákon č. 254/2001 Sb. O vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), (Ambrožová, 2003).

Povrchové vody se základním kvalitativním složením od podzemních příliš neliší. Rozdíly jsou v poměrném zastoupení jednotlivých složek. Chemická rozmanitost je u většiny povrchových vod menší než u podzemních vod (s výjimkou bezodtokových jezer). Nejčastějším základním hydrochemickým typem je typ HCO_3^-

Ca, popř. SO_4Ca . V porovnání s podzemními vodami obsahují povrchové vody vyšší koncentrace rozpuštěného kyslíku, nerozpuštěných látek, sloučenin dusíku a fosforu (povrchové vody nejsou chráněny proti antropogennímu znečištění) a naopak menší koncentrace CO, železa a manganu a mají menší celkovou mineralizaci (hodnoty nad 1000 mg.l^{-1} jsou výjimečné, např. u bezodtokových jezer). Hodnota pH se většinou pohybuje v neutrální nebo slabě alkalické oblasti. Zatímco u podzemních vod nemá hodnota BSK_5 velký význam, patří toto stanovení mezi významné ukazatele jakosti povrchových vod (Pitter, 1999).

2.5 Atmosférické vody

Pod pojmem atmosférická voda se rozumí veškerá voda v ovzduší bez ohledu na skupenství. Srážky jsou výsledkem kondenzace vodních par v ovzduší nebo na různých površích. Rozeznávají se srážky kapalné (déšť, mrholení, mlha, rosa) a srážky tuhé (sníh, kroupy, námraza, jinovatka), (Havlíček a kol., 1986).

Chemické složení srážek závisí na složení a znečištění ovzduší ve spodní a střední vrstvě atmosféry. Tyto srážky jsou ovlivněny hlavně antropogenní činností. Jejich základní chemické složení odpovídá z kvalitativního hlediska základnímu složení podzemních a povrchových vod (Pitter, 1999).

2.6 Důlní vody

Při povrchové těžbě se hladina podzemních vod sníží i o několik desítek metrů. Naproti tomu z důlních děl odtéká velké množství důlních vod. Vyznačují se specifickým složením, zejména pH (Přikryl a kol., 1995). U důlních vod z těžby uhlí se pH pohybuje v rozmezí hodnot 2,5 – 6,0 a pH z těžby sulfidických rud mezi 2,5 – 3,5 (Pitter, 1999).

Mezi hlavní anionty v těchto vodách patří SO_4^{2-} , Cl^- , CO_3^{2-} , HCO_3^{2-} a kationty Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ . Ve světě se nejčastěji důlní a výsypkové vody nazývají termínem Acid mine drainage (AMD), což v překladu znamená kyselé důlní vody.

Kyselost vod je způsobena protony H^+ , které vznikly oxidací pyritů na kyselinu sírovou. Pokud nedojde k neutralizaci vzniklých kyselin při oxidačních procesech, dochází k výraznému okyselení vody, které má velkou schopnost rozpouštět a vyluhovat látky z hornin, zejména těžké kovy (Přikryl a kol., 1995).

Příznivou vlastností je nízká koncentrace živin a tedy i nízká trofie nově vzniklých vod (Přikryl, 2006).

2.7 Vlastnosti vod

2.7.1 Organoleptické vlastnosti vod

Pach

Látky, které jsou příčinou pachu přírodních vod, mohou být přirozenou součástí vody, mohou být produktem biologických procesů a rozkladu organických látek biologického původu nebo mohou pocházet z městských, průmyslových a zemědělských odpadních vod. U povrchových vod se jako zdroj pachu uplatňují některé organismy (aktinomycety, sinice a řasy), městské odpadní vody a odpadní vody z průmyslu a zemědělství. Pach pitné vody, která byla získána úpravou pitné vody, je podmíněn složením surové vody a technologickým postupem úpravy a hygienického zabezpečení (Horáková a kol., 1986).

Průhlednost

Je vyjádřením zákalu (turbidity) vody způsobeného anorganickým znečištěním, např. rozptýlenými jílovými částicemi v nádržích vlivem dešťů, splachy z přítoků, sedimenty zvržené vlnobitím, nebo uměle lidskou činností v nádržích, kde probíhá těžba písku a dalších minerálů. Biogenní zákal je způsobený oživením vody jednobuněčnými nebo mnohobuněčnými planktonními organismy. Průhlednost vody naznačuje velmi důležitý abiotický faktor působící na život ve vodě – průnik světelného záření nezbytného pro fotosyntézu a tím primární produkci (Rajchard, 2003).

Barva

Barva vody má různé tóny od žluté a zelené až po hnědozelené a hnědé. Pokud má odstíny zelené, bývá to vyvoláno zpravidla vegetačním zbarvením vody mikroskopickými řasami. Intenzivní hnědé zbarvení vody rašelinišť je způsobeno huminovými kyselinami, avšak může to být i výsledek planktonních rozsivek. Dalším zdrojem barevnosti povrchových vod mohou být některé průmyslové odpadní vody, zejména z textilního průmyslu. Barva vody ovlivňuje spektrum procházejícího světla, což má svůj význam pro intenzitu fotosyntézy fytoplanktonu a submerzních rostlin vůbec (Kočková, Heteša, 1997).

Chuť

Látky způsobující pach vody ovlivňují obvykle i její chuť. Spektrum anorganických látek ovlivňujících chuť, ale nikoli pach se rozšiřuje. Nevhodným minerálním složením vod mohou vzniknout chuťové závady. Pro příjemnou chuť pitné vody jsou však anorganické složky v určité optimální koncentraci a při vhodném poměrném zastoupení nezbytné. Chuť vody je významně ovlivňována koncentrací vápníku, hořčíku, železa, manganu, zinku, mědi, hydrogenuhličitanů, chloridů, síranů, oxidu uhličitého aj. (Pitter, 1989).

Teplota

Teplota vody přímo ovlivňuje množství plynů rozpuštěných ve vodě. Čím je voda teplejší, tím méně se v ní plynů rozpustí, což platí absolutně. Dále teplota ovlivňuje rychlost chemických reakcí, jako jsou oxidace a rozkladné pochody v procesu samočištění. Větší kolísání svědčí o rychlém pronikání povrchové vody do podzemní (Kočková, Heteša, 1997).

Teplotní stratifikace v nádržích

V hlubších jezerech a nádržích dochází v létě a zimě k výrazné teplotní stratifikaci. Uplatňuje se závislost hustoty vody na teplotě a její anomální chování (max. hustota při 4°C). V létě teplota povrchové vody stoupá a v hlubších vrstvách se hromadí chladnější voda s větší hustotou. Svrchní vrstva vody nazývaná epilimnion je od spodní vrstvy (hypolimnion) oddělena tzn. skočnou vrstvou (metalimnion), která brání v cirkulaci vody v celém objemu. Proto pod touto vrstvou zůstává teplota

vody přibližně konstantní. Je to období letní stagnace. V zimě dochází k inverznímu rozdělení teploty a ve svrchní vrstvě se hromadí voda o teplotě pod 4°C. Je to období tzv. zimní stagnace. Na jaře a na podzim dochází vlivem teplotních změn a větru k proudění, a tím k promíchávání vrstev. Teplota vody se vyrovnává. Jedná se o jarní a podzimní cirkulaci (Pitter, 1999).

Teplotní stratifikace určuje rovněž stratifikaci dalších jakostních ukazatelů vody, jako obsahu rozpuštěného kyslíku a oxidu uhličitého, sloučenin fosforu, železa a manganu, hodnoty pH, alkality a acidity. Velmi významná je zejména kyslíková stratifikace, protože spoluurčuje chemické a biochemické procesy v nádržích. Zdrojem kyslíku je provzdušňování a fotosyntéza fytoplanktonu. Zatímco vrchní vrstvy epilimnionu mohou být při intenzivním slunečním svitu dokonce přesyceny kyslíkem, v hypolimnionu může během letního ale také zimního období (tzv. letní a zimní stagnace) dojít až k úplnému vyčerpání kyslíku a vytvoření anoxických podmínek (Kalač, 2010).

2.7.2 Chemické a fyzikální vlastnosti vod

Vodivost

Vodivost je definována jako převrácená hodnota odporu. Její hodnotou je 1 S (siemens). Chemicky čistá voda je špatný vodič. Disociace vody $2 \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{H}_3\text{O}^+ + \text{OH}^-$ probíhá jen u velmi malé části molekul. Proto je vodivost vody daná rozpuštěnými disociovanými látkami. Vodivost vodných roztoků závisí na koncentračním a disociačním stupni roztoků, nábojovém čísle iontů, pohyblivosti iontů, a tím na koncentraci rozpuštěných disociovaných látek. Pro srovnání vodivosti různých vodičů byla zavedena konduktivita (měrná vodivost) s jednotkou $\text{S}\cdot\text{m}^{-1}$ (Diviš, 2005).

pH

Reakce vody, pH nebo-li záporně vzatý dekadický logaritmus je koncentrace vodíkových iontů (Ambrožová, 2003).

Pro posouzení reakce vodných roztoků je významné, jaké koncentrace v nich dosahují vodíkové ionty. Tato koncentrace závisí jednak na povaze rozpuštěných látek, jednak na vodě samé. Část molekul vody je disociována na vodíkové ionty H^+ a OH^- . Ve zcela čisté vodě a ve zředěných roztocích lze koncentraci nedisociované vody považovat za konstantní; molární koncentrace obou iontů se navzájem rovnají a mají při teplotě $25^\circ C$ hodnotu $10^{-7} \text{ mol.l}^{-1}$. Součin obou koncentrací pak má hodnotu $10^{-14} \text{ mol.l}^{-1}$. Tento součin zůstává konstantní i za přidání látek, které uvolňují vodíkové nebo hydroxylové ionty. Stačí proto určit koncentraci pouze jednoho z nich. V praxi se vžilo určování koncentrace H^+ iontů (Kočková, Heteša, 1997).

Neutralizační kapacita

Neutralizační kapacita vody je schopnost vody vázat určité látkové množství kyseliny (kyselinová neutralizační kapacita - KNK), nebo zásady (zásadová neutralizační kapacita - ZNK) do zvolené hodnoty pH. Jako acidita se označuje kapacita vody neutralizovat anionty OH^- . Kyselé vody nejsou příliš časté – patří mezi ně např. některé důlní vody. Aciditu vytvářejí CO_2 , někdy též $H_2PO_4^-$, H_2S a kyselé kationty, zejména Fe^{3+} . Celková acidita se stanovuje titrací do pH 8,3. Alkalita je kapacita vody neutralizovat vodíkové kationty. Je to významný ukazatel chemie a biologie vod nutný např. při úpravách vody na pitnou apod. Alkalitu vytvářejí především anionty HCO_3^- , CO_3^{2-} a OH^- , které se stanovují titrací do pH 4,5 (Kalač, 2010).

Povrchové napětí

Povrchové napětí vzniká mezi kapalným a plynným prostředím zvýšenou soudržností molekul vody. Závisí na teplotě a obsahu rozpuštěných látek ve vodě. Tato vlastnost ovlivňuje výskyt organismů ve vodních vrstvách (Ambrožová, 2003).

Snížení povrchového napětí má nepříznivý vliv na život organismů ve vodě a na přestup kyslíku difúzí hladinou u povrchových vod a při aeraci vod (Pitter, 1999).

Oxidačně-redukční potenciál

Oxidačně-redukční potenciál (RP) vyjadřuje vlastnost systému přijímat či poskytovat elektrony. Aerobní systém má vysoký RP (vesměs $> 400 \text{ mV}$), protože

kyslík má schopnost přijímat elektrony (a např. tvořit vodu, nebo oxidovat železo na Fe_2O_3). RP se vyjadřuje napětí (mV) potřebným k zabránění pohybu elektronů mezi zkoušeným systémem a standardní elektrodou a je závislý na teplotě a hodnotě pH (Lellák J., Kubíček F., 1991).

2.8 Veškeré, rozpuštěné a nerozpuštěné látky

Veškeré látky obsažené ve vodě lze z fyzikálního hlediska rozdělit na látky rozpuštěné a látky nerozpuštěné. Při stanovení rozpuštěných látek a nerozpuštěných látek se rozpuštěné látky oddělí od nerozpuštěných látek filtrací (Horáková a kol., 1986).

2.8.1 Veškeré látky

Veškeré látky se stanovují odpařením vzorku vody na vodní lázni a sušením odparku při 105°C . Výsledkem je součet koncentrací netěkavých a nerozkládajících se rozpuštěných a nerozpuštěných látek.

2.8.2 Nerozpuštěné látky

Obsah nerozpuštěných látek informuje o množství organických i minerálních (anorganických) látek suspendovaných ve vodě. Stanovení spočívá v zachycení nerozpuštěných látek známého množství homogenizovaného nebo rozmíchaného vzorku na membránovém filtru, sušení při 105°C do konstantní váhy a zvážení (Heteša, Kočková, 1997).

2.8.3 Rozpuštěné látky

Rozpuštěné látky se stanovují odpařením filtrovaného vzorku vody a sušením odparku při 105°C. Hovoří se o rozpuštěných látkách sušených (RL105), (Pitter,1999).

Rozpuštěné látky jsou zastoupeny hlavně Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Fe^{3+} , Fe^{2+} , Mn^{2+} , NH_4^+ a anionty HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , dále některými organickými látkami, koloidními sloučeninami křemíku, železa, hliníku a manganu, huminovými kyselinami a bílkovinami atd. Obsah rozpuštěných látek informuje o obsahu rozpuštěných solí (mineralizaci) vody (Heteša, Kočková, 1997).

2.9 Anorganické látky ve vodách

2.9.1 Kationty

Vápník (Ca)

Vápník je spolu s hořčíkem v přírodě dosti rozšířen. V málo a středně mineralizovaných vodách se vápník vyskytuje jako ionty Ca^{2+} . Ve více mineralizovaných vodách s vyšší koncentrací hydrogenuhličitanů a síranů se ve větším množství tvoří různé iontové asociáty. Jeho obsah je podmíněn geologickými poměry ve zvodněných vrstvách. V prostých podzemních vodách a povrchových vodách se koncentrace vápníku pohybuje řádově od desítek do několika stovek mg.l^{-1} . Průměrná koncentrace vápníku v pitných vodách v ČR je okolo hodnoty 50 mg.l^{-1} (Horáková- 2003).

Vápník a hořčík se dostávají do vody rozkladem hlinítokřemičitanů vápenatých a hořečnatých (např. anortitu, chloritu, ve větších koncentracích rozpuštěním vápence, dolomitu, magnezitu, sádrovce, a jiných minerálů). Hořčík je obvykle méně zastoupen než vápník (Pitter, 1999).

Hořčík (Mg)

Hořčík v iontové formě Mg^{2+} se objevuje ve všech přírodních vodách. Zřídka se lze setkat s vodami, kde by byl hořčík dominujícím prvkem. Do vody se dostává při rozpuštění dolomitů a jiných hornin, Rozpuštění karbonátu hořčíku je proces zcela analogický jako u rozpouštění $CaCO_3$, avšak rozpustnost $MgCO_3$ je značně vyšší. Obsah hořčíku v pitné vodě nad 250 mg.l^{-1} se již obvykle projevuje hořkou chutí. V normě pro pitnou vodu je koncentrace hořčíku limitována hodnota 125 mg.l^{-1} (Wetzel, 1983).

Draslík (K)

Ve vodách se vyskytuje draslík převážně jako jednoduchý kationt K^+ , protože jeho komplexní schopnost je malá (Pitter, 1999).

Draslík se uvolňuje z půdy zvětráváním nejrůznějších hlinitokřemičitanů (živce, křídly, ortoklasu aj.), nebo se do vody dostává ze slanisek nebo odklizových draselných solí. V povrchových vodách bývá draslík přítomen nejčastěji jako KNO_3 . V tocích může za zvýšené množství draslíku odpad. Do vody se může dostat i splachem z polí hnojených draselnými hnojivy. Draslík se ve vodách vyskytuje obvykle současně se sodíkem. Množství draslíku představuje obvykle 4- 10% obsahu sodíku s největším podílem v málo mineralizovaných vodách (Heteša, Kočková, 1997).

Sodík (Na)

Ve vodách se vyskytuje převážně jako jednoduchý kationt Na^+ . Sodík je běžnou součástí všech přírodních vod. Rovněž v požadavcích průmyslu na kvalitu vody nebývá obvykle limitován. Z těchto důvodů není stanovení sodíku nutnou součástí rozboru vody pitné, povrchové ani odpadní. Výjimkou jsou vody minerální, u nichž je stanovení běžné. V ostatních druzích vod stanovujeme sodík obvykle pouze výjimečně (Lellák, Kubíček, 1991).

Železo (Fe)

Železo patří k důležitým složkám podzemních i povrchových vod. V závislosti na pH, oxidačně – redukčním potenciálu, přítomnosti komplexotvorných anorganických a organických látek, přítomnosti mikroorganismů a na dalších faktorech může ve vodě vystupovat v oxidačním stupni II nebo III, ve formě rozpuštěné nebo

nerozpuštěné. V prostředí chudé na kyslík, jako např. u dna jezer, vodních nádrží apod., se Fe vyskytuje jako Fe (II) ve formě Fe^{2+} , ve formě hydroxokomplexů a různých asociátů s hydrogenuhličitanem, uhličitanem, sírany atd. Ve vodách obsahujících dostatek kyslíku je nejstabilnější formou výskytu železa Fe (III). K rozpuštěným formám patří Fe^{3+} , hydroxokomplexy a další iontové asociáty (Horáková a kol. 1986).

Mangan (Mn)

Mangan se může vyskytovat ve vodách v rozpuštěné a nerozpuštěné formě především v oxidačních stupních II, III a IV. V technologii vody může mít význam i mangan v oxidačním čísle VII. V redukčních podmínkách za nepřítomnosti rozpuštěného kyslíku a jiných oxidačních činidel je nejstabilnější formou ve výskytu manganistanu ve vodě Mn^{II} (Pitter, 1999).

Obsah manganu ve spodních vodách je $0,3 \text{ mg.l}^{-1}$, zatímco v povrchových vodách se nachází jen ve stopovém množství. Mangan v pitných vodách vyvolává nepříjemnou chuť (Kalavská, Holoubek, 1987).

Zinek (Zn)

Zinek patří k důležitým mikrobiogenním prvkům. Ve vodách bývá zastoupen jak ve formě rozpuštěné (ionty Zn^{2+} , různé komplexy a iontové asociáty), tak ve formě nerozpuštěné (hydroxidy, sulfidy, uhličitan aj.), (Horáková a kol., 1986).

V prostých podzemních a povrchových vodách bývá zinek přítomen obvykle v koncentračním rozmezí asi od $5 \mu\text{g.l}^{-1}$. Za průměrné přirozené hodnoty v podzemních vodách lze považovat koncentrace až do $150 \mu\text{g.l}^{-1}$. Tato hodnota závisí do značné míry na celkovém chemickém složení vody, které může ovlivňovat rozpustnost zinku (Pitter, 1999).

2.9.2 Anionty

Sírany (SO₄)

Sírany se vyskytují téměř ve všech vodách, a to zejména ve formě jednoduchého aniontu SO₄²⁻. Vedle hydrogenuhličitanů a chloridů tvoří hlavní podíl aniontů zastoupených v přírodních vodách (Horáková a kol., 1986).

V prostých pozemních a povrchových vodách se koncentrace síranů pohybuje obvykle v desítkách či stovkách mg.l⁻¹. Zvláště bohaté na sírany jsou některé vody, které mohou obsahovat tisíce mg.l⁻¹ síranů (Horáková, 2003).

Hlavními minerály jsou sádrovec (CaSO₄·2H₂O) a anhydrit (CaSO₄). Sírany vznikají dále oxidací sulfidických rud, což je příčinou vysokých koncentrací síranů v důlních vodách ($4 \text{ FeS}_2 + 15 \text{ O}_2 + 2 \text{ H}_2\text{O} \rightarrow 4 \text{ Fe}^{3+} + 8 \text{ SO}_4^{2-} + 4 \text{ H}^+$). Z antropogenních zdrojů je nutné jmenovat hlavně odpadní vody z mořření kovů. Dalším zdrojem jsou městské a průmyslové exhalace obsahující značná množství SO₂ a SO₃. Vznikají spalováním fosilních paliv a pronikají do atmosférických vod (Pitter, 1999).

Dusičnany (NO₃⁻)

Dusičnany se vyskytují ve všech typech vod. V čistých přírodních vodách (podzemních i povrchových) jsou obvykle v malých koncentracích (řádově jednotky mg.l⁻¹ jako ionty NO₃⁻), v přírodních vodách ze zemědělských oblastí jsou v dnešní době ve větších koncentracích řádově desítky mg.l⁻¹ jako ionty NO₃⁻ (Horáková a kol., 1986).

Dusičnany jsou primárně ve vodě pro člověka málo závadné, ale sekundárně (po bakteriální redukci v gastrointestinálním traktu) jako dusitany mohou být příčinou dusičnanové alimentární methemoglobinie. Obsah dusičnanů v pitné vodě je proto limitován a z tohoto důvodu jejich stanovení patří mezi základní stanovení fyzikálních a chemických zdravotně významných ukazatelů pitné vody. Mezní koncentrací dusičnanů v pitné vodě 50 mg.l⁻¹ NO₃⁻. V povrchových vodách souvisí obsah dusičnanů se stupněm eutrofizace těchto vod. Dusičnany jsou proto významným základním ukazatelem rozboru povrchových vod (Horáková, 2003).

Dusitany (NO₂)

Dusitany bývají obsaženy hlavně v podzemních vodách a v hypolimnionu hlubokých nádrží s nízkým nebo nulovým obsahem kyslíku, neboť jsou velmi nestálé a lehce se oxidují a mění na dusičnany. V povrchových vodách se nachází zpravidla jen v koncentracích 0,01 – 0,1 mg.l⁻¹. Dusitany jsou však samy o sobě v pitné vodě zdravotně závadné (methemoglobinemie a možnost vzniku potenciálně karcinogenních N-nitrosaminů v zažívacím traktu živočichů),(Kalavská, Holoubek, 1987).

Ve vodách vznikají obvykle biochemickou oxidací amoniakálního dusíku (mohou být tedy indikátory fekálního znečištění), nebo biochemickou redukcí dusičnanů. Anorganického původu jsou v atmosférických vodách, kam se dostávají podobně jako dusičnany oxidací elementárního atmosférického N, při elektrických výbojích v atmosféře při bouřkách (Heteša, Kočková, 1997).

Amoniakální dusík (NH₄⁺, NH₃)

Jako minerály se jednoduché amonné soli v přírodě nevyskytují a nejsou proto ve vodách přírodního původu. Amoniakální dusík je primárním produktem rozkladu organických dusíkatých látek živočišného a rostlinného původu (Pitter, 1999).

Může vznikat i redukcí anorganických forem dusíku v procesu tzv. amonizace. Z organických látek pak vzniká v procesu deaminace a v dalším oxidačním stupni vznikají v procesu nitrifikace postupně nitrity a nitráty. Ty však mohou být dalším procesem – denitrifikací – zredukovány až na plynný dusík. Organického původu je amoniakální N také ve splaškových vodách a v odpadech ze zemědělských výrob. Sekundárně může vznikat přímo ve vodách chemickou nebo biochemickou redukcí dusičnanů nebo dusitanů. Amoniakální N je jedním z nejdůležitějších indikátorů znečištěných vod fekálním a jiným živočišným znečištěním. Koncentrace amonických solí NH₄⁺ bývá ve vodě větší než u dusitanů, zpravidla se pohybuje v rozmezí 0,1-1,0 mg.l⁻¹ (Heteša, Kočková, 1997).

Chloridy (Cl⁻)

Chloridové ionty patří mezi ukazatele základního chemického složení povrchových vod, podle nichž se povrchové vody řadí do čistoty vod. Maximální koncentrace chloridových iontů v pitné vodě je 100 mg.l⁻¹, větší nalezená hodnota

koncentrace chloridů má význam jako potenciální indikátor fekálního znečištění. Nejvyšší mezní hodnota koncentrace je 250 mg. l⁻¹ (Horáková a kol., 1986).

Chloridy jsou nejběžnější formou výskytu sloučenin chloru ve vodách a jsou zde chemicky i biologicky stabilní. Vyskytují se ve všech druzích vod, ovšem v různé koncentraci. Jedná se o jednotky miligramů v litru u některých přírodních vod až po několik gramů v litru v silně znečištěných průmyslových vodách, či ve vodách minerálních nebo mořských. V přírodních vodách patří mezi základní anionty těchto vod. Přítomnost většího obsahu chloridů geologického původu není v našich povrchových a podzemních vodách obvyklá (Horáková, 2003).

Fosforečnany (PO₄)

Přírodním zdrojem fosforu ve vodách je rozpuštění a vyluhování některých minerálů a zvětralých hornin. Hlavním primárním minerálem je apatit, variscit, strefit a vivianit. Do geochemického oběhu je fosfor začleňován zvětráváním vyvřelých a metamorfovaných hornin (Pitter, 1999).

V podzemních vodách se vyskytuje fosfor obvykle jen ve velmi malých koncentracích, protože se snadno zadržuje v půdách. Obsah fosfátů ve vodách jezer a v nehnoujících či neznečištěných nádržích se pohybuje v tisícinách a setinách miligramů v 1 litru vody. V nádržích a vodních tocích se nachází fosfor v nejrůznějších formách, buď rozpuštěný nebo nerozpuštěný (suspendovaný). Nerozpuštěný anorganický fosfor je tvořen fosfáty chemicky vázanými na hlinitokřemičitany. Rozpuštěný fosfor je tvořen fosfáty, ortofosforečnany, lineárními kondenzovanými fosforečnany, cyklickými kondenzovanými ortofosforečnany a organicky vázaným fosforem, polyfosforečnany nebo metafosforečnany (Lellák, Kubíček, 1991).

2.10 Stanovení organických látek ve vodách- BSK₅, CHSK

2.10.1 Biologická spotřeba kyslíku (BSK₅)

Biologická spotřeba kyslíku je definována jako množství kyslíku spotřebovaného organismy při biochemických pochodech na rozklad organických látek ve vodě při anaerobních podmínkách. Hodnota BSK se vyjadřuje v mg.l⁻¹. Stanovení slouží k nepřímému stanovení organických látek, které podléhají biochemickému rozkladu při anaerobních podmínkách. Protože organické látky jsou jednou z hlavních znečišťujících složek vody, patří BSK mezi důležité ukazatele čistoty nebo znečištění vody a důležitým ukazatelem kyslíkového režimu (Heteša, Kočková, 1997).

2.10.2 Chemická spotřeba kyslíku (CHSK)

Při stanovování chemické spotřeby kyslíku se na koncentraci organických látek ve vodě usuzuje podle množství oxidačního činidla, které se za určitých podmínek spotřebuje na jejich oxidaci. Výsledky se přepočítávají na kyslíkové ekvivalenty a udávají se v mg.l⁻¹ (Pitter, 1999).

CHSK se zjišťuje totální oxidací organických látek dichromanem draselným (CHSK_{Cr}) nebo manganistanem draselným (CHSK_{Mn}). Oxidace dichromanem je obecnější a používá se při kontrole vod odpadních, v poslední době i pro vody povrchové a pitné (Horáková, 2003). U CHSK_{Mn} je výhodou rychlost a jednoduchost, což umožňuje široké použití i s nenáročnými prostředky. Nevýhodou je nízký stupeň oxidace organických látek (obvykle dává poloviční a nižší výsledky než metoda dichromová). Výsledky se jen zřídka kdy přiblíží 100% teoretické spotřebě kyslíku na úplnou oxidaci všech přítomných organických látek (Horáková a kol., 1986).

2.11 Rekultivace

Rekultivace je systém řešení k aktivní ochraně a především k účelné ochraně a především k účelné tvorbě devastovaných území. Vnější rámec a předmětem rekultivace je systém přírodního prostředí krajiny tvořený infrastrukturálními systémy litosféry, troposféry, pedosféry, hydrosféry a biosféry, která je množinou fytoocenóz, zoocenóz, mikrocenóz a v podstatě i antropocenózy (Štýs, 1990).

2.11.1 Lesní rekultivace

Pro pedologické procesy substrátů na výsypkách má nezastupitelný význam skladba lesních porostů (přípravné porosty, smíšené porosty listnaté, smíšené porosty listnato-jehličnaté), (Foto 1). Určujícím měřítkem pro založení výše uvedených typů porostů je známá primární potenciální úrodnost substrátů a její proměny v průběhu rekultivačního cyklu. Pro volbu druhů dřevin, jejich ekotypů, případně fenotypů, jsou zejména na počátku rekultivačního cyklu (cca období 10 až 15 let) mikroklimatické podmínky neméně důležitým faktorem. Mikroklima výsypek je především závislé na teplotě, geomorfologii výsypky a její plošné výměře, stupni převýšení, výskytu větru, atmosférických srážkách, slunečním svitu, výskytu mlh aj. (Dimitrovský, 2001).

Výzkumné plochy na Sokolovsku byly založeny v novém zalesnění jako arové čtvercové plochy se třemi opakováními, přitom byl vynechán 5 m široký okraj nově založeného porostu. Vedle dendrometrických měření bylo prováděno i jednoduché hodnocení kvality mladých stromků. Výsadba byla provedena dvouletými prostokořennými semenáčky či sazenicemi (jen javor a lípa byly školkované dvouleté sazenice), (Kupka, Dimitrovský, 2006).

Foto 1: Lesní rekultivace na Velké podkrušnohorské výsypce



2.11.2 Zemědělská rekultivace

Zemědělská rekultivace je založena na tom, že rekultivovaná území budou využita pro zemědělské obhospodařování. K tomuto druhu rekultivace je vhodné využít ty devastované plochy, které navazují na stávající zemědělsky využívané území nebo se jedná o terén rovný či mírně skloněný (např. vnitřní úrovně výsypky, náhorní roviny převýšených výsypky). Provádí se dva způsoby zemědělské rekultivace a to přímo bez překrytí ornici. Jedná se o přímou biologickou rekultivaci zemin uložených na povrchu výsypky, jež mohou být kvartérního původu – spraše, sprašové hlíny a svahoviny, nebo i některé typy šedých jílu (malý rozsah). Druhým způsobem jsou nepřímé rekultivace, kde urovnaný povrch výsypky je převrstven uměle vytvořeným horizontem (ornicí), tento způsob dává předpoklady vytvoření nové zemědělské půdy s možností intenzivního využívání pro zemědělskou činnost. Za optimální mocnost převrstvení ornici je považován překryv 0,5 m, případně je možné převrstvit povrch výsypky i kvartérními sedimenty (sprašovými hlínami) v mocnosti 0,3 m a poté překrytí ornici v mocnosti 0,3 m.

Rekultivace probíhá několik let a je založena na racionálním využití agrotechniky a správné volbě rekultivačního osevního postupu (Vráblíková a kol., 2008).

2.11.3 Hydrologická rekultivace

Novou formou uplatňovanou zejména v posledních letech jsou hydrické způsoby rekultivací (Foto 2), které vytvářejí v krajině jezera ze zbytkových jam dolů (Farský, Zahálka, 2008).

Jedním z limitujících faktorů hydrické rekultivace je technologie lomového dobývání, jež podstatnou měrou ovlivňuje tvar výsypek, jejich převýšení a v neposlední řadě i tvar nedosypaných zbytkových jam (lomů). V rámci hydrických rekultivací se provádí dva druhy sanačních prací.

Sanační odvodnění:

Jedná se většinou o odvodňovací prvky na bočních svazích, které odvádí organizovaně mělkou podzemní vodu z kvartérních propustných vrstev mimo svahové partie. Pro tyto účely se využívají především tato zařízení:

- drény
- kamenná odvodňovací žebra

Zatápění zbytkových jam:

Významnou formou zahlazení následků báňské činnosti, jejíž význam bude v budoucnosti stoupat, je zatápění zbytkových jam. Na základě výzkumu se předpokládá, že takto vzniklá jezera budou trvale oligotrofní s vysokou kvalitou vody. Tato jezera budou plnit i významnou úlohu zásobáren vody. Z hlediska rekultivace představuje tato varianta vhodnou úpravu okolní krajiny. Součástí úprav jsou i tato opatření

- těsnění dna uhelné sloje
- zajištění stability navazujících svahů – břehů
- zajištění kvality vody (Dimitrovský, 2001).

Foto 2: Hydrická rekultivace- jezero Medard na Velké podkrušnohorské výsypce



2.11.4 Ostatní rekultivace

Do ostatních rekultivací se řadí plochy, které nemají primárně sloužit hospodářskému účelu, ale slouží např. ke zvýšení biodiverzity krajiny a posílení systému ekologické stability, stavbě nadzemních objektů, rozvoji podnikatelských aktivit, vybudování skládek, sportovních areálů, autodromu apod. (Vráblíková a kol., 2008).

3. METODIKA

3.1 Popis lokality

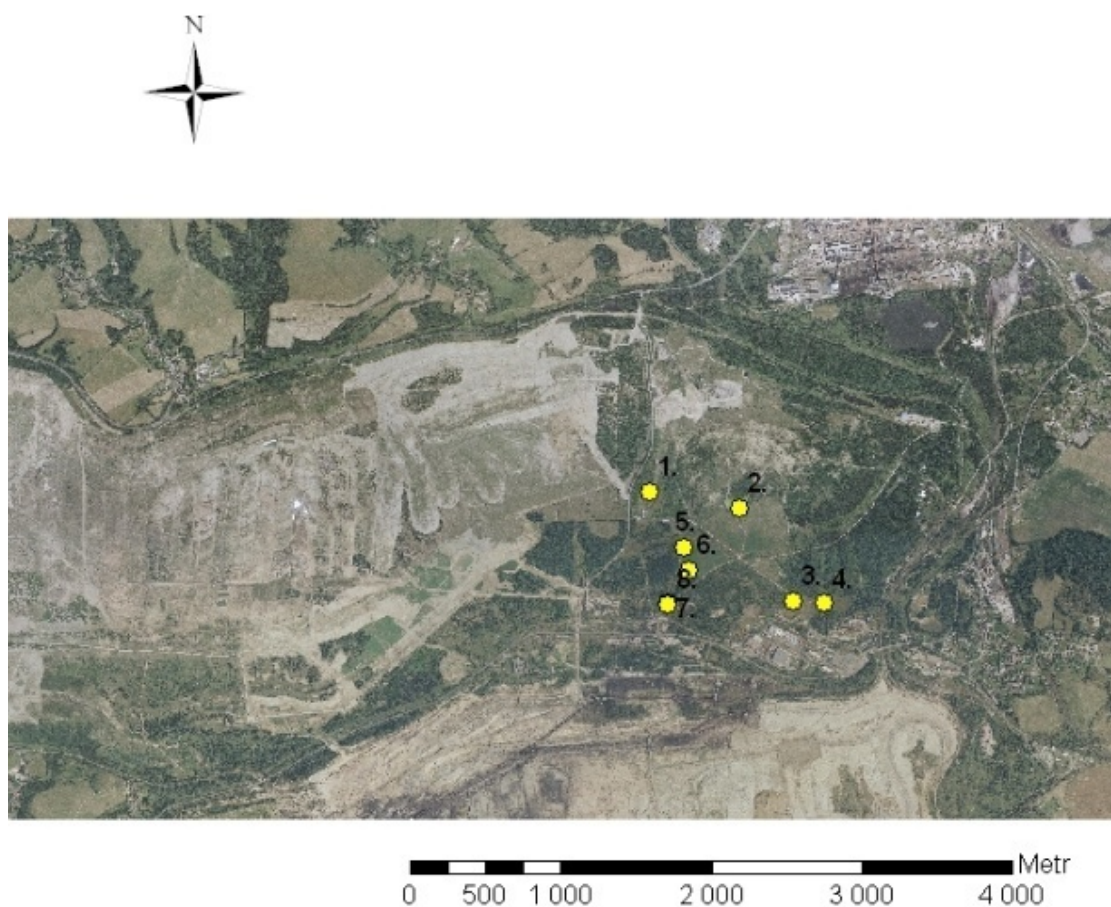
Podkrušnohorská pánev (Chebská, Sokolovská a Severočeská) zaujímá území téměř 140 km dlouhé a cca 10 km široké, které se táhne od jihozápadu k severovýchodu podél jižního okraje Krušných hor. Ve stejném směru se snižuje typická nadmořská výška pánevních území (450 – 200 m.n.m.) a klesá roční úhrn srážek ze 750 na 400 mm. Západní část území odvodňuje Ohře a východní Bílina (Přikryl, 2006).

3.2 Charakteristika Velké podkrušnohorské výsypky

Velká podkrušnohorská výsypka se nachází asi 2,5 km severovýchodně od města Sokolov mezi obcemi Lomnice a Vintřív. Výsypka se nachází v nadmořské výšce 450 – 470 m.n.m. a její dva vrcholy dosahují výšky 600 m.n.m. Výsypka začala vznikat před 30 lety a její dosypávání stále pokračuje. Převážnou část ukládaného materiálu tvoří cyprisové jíly usazené na dně třetihorního jezera (Bejšovec a kol., 1994).

Mapa1: Odběrná místa

Odběrná místa Velké podkrušnohorské výsyvky



3.3 Metodika odebírání vzorků

Vzorky pro rozbor základního fyzikálně-chemického složení vody byly odebírány do polyethylenových lahví o objemu 1 litr. Bezprostředně po odběru následovalo zpracování vzorků.

Laboratorní měření byla prováděna v laboratoři Jihočeské univerzity katedry chemie v případě měření pH, vodivosti, nerozpuštěných látek a kationtů. Anionty a $\text{CHSK}_{(\text{Cr})}$ byly stanovovány v laboratoři ENKI Třeboň. Vzorky vody byly odebírány

na 8 odběrových místech: 3 horní toky, 2 nádrže a 2 dolní uzávěry (Mapa 1). Sledovaná místa byla zaměřena pomocí souřadnic GPS (Tabulka 1)

Tabulka 1: Souřadnice odběrných míst

číslo odběru	souřadnice x	souřadnice y
1.	50°14,426′	12°40,916′
2.	50°14,418′	12°41,420′
3.	50°14,121′	12°41,807′
4.	50°14,129′	12°41,978′
5.	50°14,248′	12°41,154′
6.	50°14,171′	12°41,203′
7.	50°14,039′	12°41,117′
8.	50°14,037′	12°41,118′

Vzorky byly filtrovány vakuovou filtrační soupravou. Stanovení obsahu nerozpuštěných látek bylo provedeno jako stanovení sušiny zachycené na předváženém filtru Whatman GF/C (0,45 μm) při teplotě 105°C a vyjádřeno jako hmotnost nerozpuštěných látek (NL) 105 mg.l^{-1} .

Potenciometrické stanovení pH a vodivost vzorku byly stanoveny pomocí přístroje WTW Multi Lab P5, P4 720.

KNK_{4,5} byla stanovena potenciometrickou titrací s 0.1 M HCl pomocí přístroje TitroLine easy.

Anioly (NO_3^- -N, NO_2^- -N, PO_4^{3-} -P, Cl^- , SO_4^{2-}) a NH_4^+ -N byly stanoveny metodou průtokové injekční analýzy s využitím automatického analyzátoru FIAstarTM 5000 a FIAstarTM 5012 (FOSS Analytical AB Sweden, 2008).

Kationty Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ a kovy Fe, Zn, Mn byly stanoveny metodou absorpční atomové spektrometrie na přístroji Varian SpectrAA-640.

CHSK byla stanovena jako oxidace dichromanem draselným.

Naměřená data byla zpracována v programu Statistica CZ 6.

4. VÝSLEDKY

Výsledná data (Tabulka 2, 3, 4) byla rozdělena na horní uzávěry (1., 5., 6. odběrové místo), nádrže (2., 4. odběrové místo) a dolní uzávěry (3., 7., 8. odběrové místo).

Výsledné hodnoty jsou zde srovnány s historickými daty (Hezina, 2001).

Tabulka 2: Porovnání aktuálních a historických dat u horních uzávěrů

		Aktuální data (2011)	Historická data (2001)	
		1., 5., 6. odběrové místo	výsypka	předpolí
pH		7,30 ± 0,08	6,5-6,8	6 - 7
KNK	mg.l ⁻¹	18,1 ± 0,61	20-25	0,5 - 2
SO ₄	mg.l ⁻¹	3752,36 ± 359,88	4500 - 5500	200 - 300
Ca	mg.l ⁻¹	309,48 ± 47,12	420 - 450	50 - 100
Mg	mg.l ⁻¹	181,48 ± 18,34	250 - 320	20 - 35
K	mg.l ⁻¹	23,45 ± 1,88	16 -18	15 - 25
Na	mg.l ⁻¹	1067,79 ± 57,07	800 - 1200	30 - 55
Fe	mg.l ⁻¹	0,17 ± 0,13	7 - 11	0,5 - 2

Tabulka 3: Porovnání aktuálních a historických dat u nádrží

		Aktuální data (2011)	Historická data (2001)	
		2., 4. odběrové místo	výsypka	předpolí
pH		8,04 ± 0,06	6,5-6,8	6 - 7
KNK	mg.l ⁻¹	10,29 ± 0,60	20-25	0,5 - 2
SO ₄	mg.l ⁻¹	2479,72 ± 240,74	4500 - 5500	200 - 300
Ca	mg.l ⁻¹	220,03 ± 9,78	420 - 450	50 - 100
Mg	mg.l ⁻¹	80,85 ± 19,29	250 - 320	20 - 35
K	mg.l ⁻¹	22,44 ± 2,37	16 -18	15 - 25
Na	mg.l ⁻¹	725,26 ± 43,70	800 - 1200	30 - 55
Fe	mg.l ⁻¹	0,1 ± 0,02	7 - 11	0,5 - 2

Tabulka 4: Porovnání aktuálních a historických dat u spodních uzávěrů

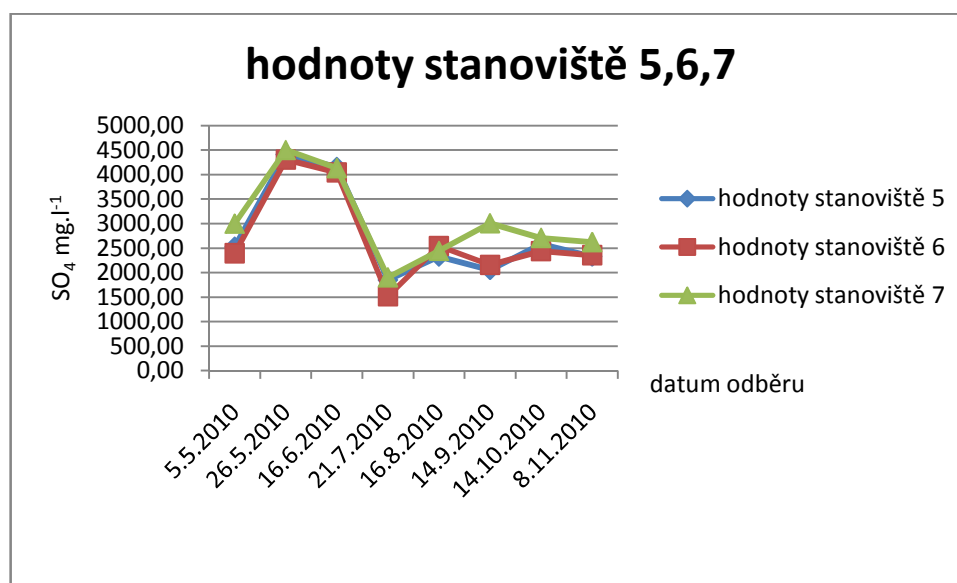
		Aktuální data (2011)	Historická data (2001)	
		3., 7., 8. odběrové místo	výsypka	předpolí
pH		7,70 ± 0,06	6,5-6,8	6 - 7
KNK	mg.l ⁻¹	13,18 ± 0,38	20-25	0,5 - 2
SO ₄	mg.l ⁻¹	2795,96 ± 199,96	4500 - 5500	200 - 300
Ca	mg.l ⁻¹	268,71 ± 28,75	420 - 450	50 - 100
Mg	mg.l ⁻¹	151,88 ± 10,15	250 - 320	20 - 35
K	mg.l ⁻¹	16,12 ± 0,77	16 -18	15 - 25
Na	mg.l ⁻¹	749,52 ± 25,72	800 - 1200	30 - 55
Fe	mg.l ⁻¹	0,12 ± 0,09	7 - 11	0,5 - 2

Sířany stále dosahují nejvyšších hodnot, jak vyplývá z porovnání výsledků s historickými daty. Hodnoty koncentrací se pohybují od 2500 mg.l⁻¹ (nádrže) do 3800 mg.l⁻¹ (horní uzávěry). Došlo k jejich výraznému snížení cca o 50 %. Ke snížení došlo i u vápníku, který se z hodnot 420 - 450 mg.l⁻¹ snížil na 310 mg.l⁻¹ (horní uzávěry) a na 220 mg.l⁻¹ (nádrže). U železa se snížily hodnoty pouze na 0,1 mg.l⁻¹ z původních 7 - 11 mg.l⁻¹. Svými hodnotami se železo přibližuje prostým povrchovým vodám.

Dochází k poklesu všech sledovaných hodnot v porovnání s historickými daty. Horní a dolní uzávěry se svými hodnotami stále podobají spíše hodnotám výsypky. U nádrží došlo k většímu poklesu než u horních a dolních uzávěrů. Svými hodnotami se začínají přibližovat hodnotám předpolí, a to zvláště u Fe a K. U dolních uzávěrů dochází k výraznému poklesu hodnot oproti horním tokům.

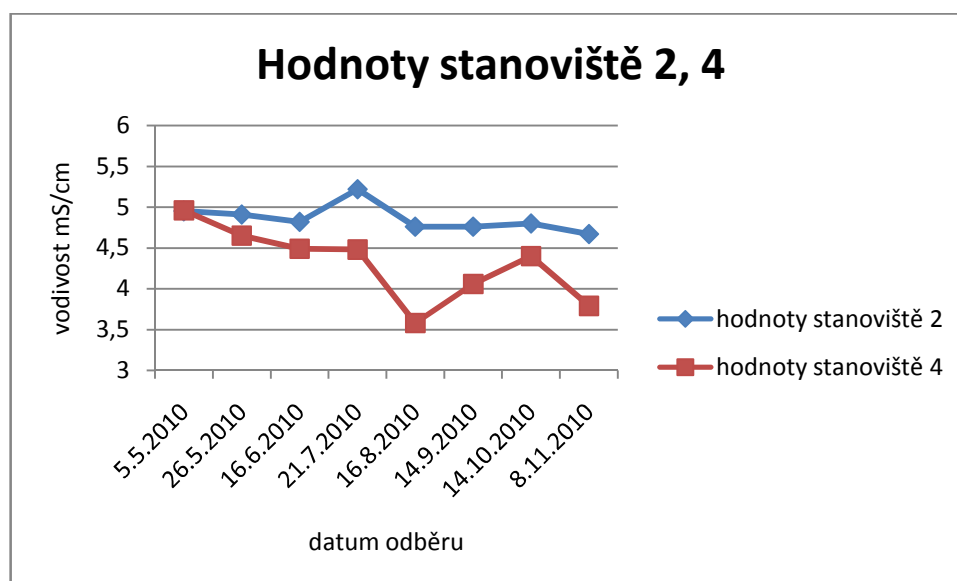
Mimo porovnání s historickými daty byly sledovány i změny v průběhu roku (Graf 1, 2, 3). Nejzajímavější výsledky přinesly hodnoty pH, vodivosti a síranů, proto jsou graficky vyobrazeny.

Graf 1: Hodnoty síranů na stanovišti 5, 6, 7



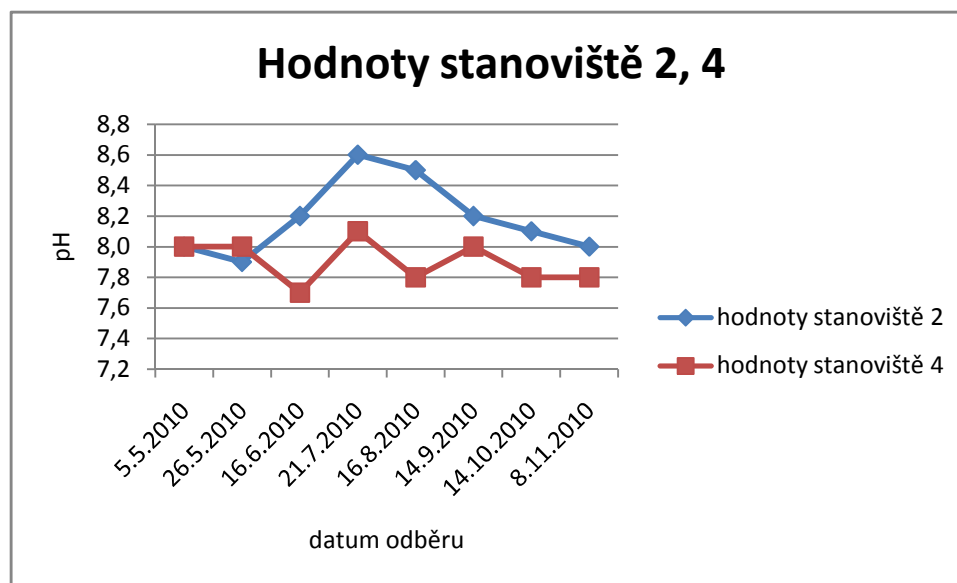
Graf 1 udává hodnotu síranů. Pohybovala se od 1500 do 4500 mg.l⁻¹. Nejvyšší hodnoty byly naměřeny 26. 5. 2010 a nejnižší 21. 7. 2010. Hodnoty na jaře byly vyšší než v létě, kromě 5. 5. 2010. Tato tři stanoviště se svými hodnotami přibližně shodovala. Hodnota síranů byla 14. 9. 2010 na stanovišti 7 o 1000 mg.l⁻¹ vyšší než na stanovišti 5 a 6.

Graf 2: Hodnoty vodivosti na stanovišti 2, 4



Graf 2 udává hodnotu vodivosti. Pohybovala se od 3,5 do 5,2 mS/m. Nejvyšší hodnoty byly naměřeny 21. 7. 2010 a nejnižší 16. 8. 2010. U stanoviště 2 jsou hodnoty vyrovnané, u stanoviště 4 došlo k výraznému snížení vodivosti 16. 8. 2010 a to cca o 1,0 mS/m.

Graf 3: Hodnoty pH na stanovišti 2, 4



Graf 3 udává hodnoty pH. Nejvyšší byly naměřeny 21. 7. 2010 u stanoviště 2 s hodnotou 8,6 a u stanoviště 4 s hodnotou 8,1. Hodnoty stanoviště 2 jsou vyšší a dochází k pomalému zvyšování hodnot. U stanoviště 4 dochází v letních měsících k oscilaci pH.

5. DISKUSE

Všude, kde probíhá těžba nerostných surovin, dochází k silnému poškozování krajiny a jejího vodního cyklu. Způsobuje to vlastní těžba nebo snížení hladiny podzemních vod v celé oblasti. Při povrchové těžbě se hladina podzemních vod sníží i o několik desítek metrů. Naproti tomu z důlních děl odtéká velké množství důlních vod. Vyznačují se specifickým složením (Příkryl a kol. 1995).

Mezi hlavní anionty důlních vod patří SO_4^{2-} , Cl^- , CO_3^- , HNO_3^- a hlavní kationty Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ (Lotermosser, 2003). Důlní vody se vyznačují vysokými hodnotami síranů a nízkým pH. Kyselost vod je způsobena protony H^+ , které vznikly oxidací pyritů na kyselinu sírovou. Z kationtů mají nejvyšší zastoupení Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Fe^{3+} , Mn a z aniontů HCO_3^- , Cl^- (Hezina, 2001).

Výsypkové vody se stejně jako důlní vody vyznačují vysokým obsahem síranů, avšak vykazují vysoké hodnoty pH. Na Velké podkrušnohorské výsypce se ukázalo, že na neutralizaci kyselých vod se podílí zejména cyprisové jíly z nadloží uhelné sloje. Hezina (2001) potvrdil schopnost velmi dobře neutralizovat volnou kyselinu sírovou ve vodě.

Dominantním prvkem vod na výsypce jsou sírany. V povrchových vodách se koncentrace síranů obvykle pohybuje v desítkách až stovkách mg.l^{-1} , na výsypce jsme naměřili 1500 až 4500 mg.l^{-1} . Příčinou vysokých koncentrací síranů v těchto vodách je oxidace sulfidických rud. Přítomnost vysoké koncentrace Ca^{2+} a Mg^{2+} lze předpokládat tvorbu sulfátokomplexů CaSO_4 a MgSO_4 . Tvorbu těchto sulfátokomplexů může výrazně ovlivnit rozpustnost síranu vápenatého, vápenato-uhličitanovou rovnováhu, a tím stabilitu a agresivitu vody, rychlost oxidace železa a manganu kyslíkem rozpuštěným ve vodě (Pitter, 1999).

Při oxidaci pyritu nedochází jenom k uvolnění síranů, ale i Fe^{2+} , u kterého dochází k další oxidaci na Fe^{3+} . Koncentrace Fe na Velké podkrušnohorské výsypce se v porovnání s historickými daty snížila z hodnot 7 – 11 mg.l^{-1} . Při neutrálních hodnotách pH je oxidace Fe^{2+} na Fe^{3+} relativně rychlá. Značně se zpomalí, když dojde k poklesu pH. Při $\text{pH} > 3$ se vysráží hydroxid železitý v reakci, která produkuje aciditu (kyselost): $\text{Fe}^{3+} + 3 \text{H}_2\text{O} = \text{Fe}(\text{OH})_3 + 3 \text{H}^+$. Vytváří se oranžové povlaky hydroxidu železitého, které je možno vidět na dně povrchových toků, kde do nich vtékají vody z důlních odpadů. (Šráček, 1997)

Při větších koncentracích SO_4^{2-} se může tvořit $[\text{FeSO}_4]^+$, v přítomnosti Cl^- $[\text{FeCl}]^{2+}$, $[\text{FeCl}_4]^-$, v přítomnosti fosforečnanů pak $[\text{FeHPO}_4]^+$, $[\text{Fe}(\text{H}_2\text{PO}_4)]^{2+}$. (Pitter, 1999)

Se stoupajícím nasycením pórů vodou rychle klesá efektivní koeficient difúze. Intenzivní oxidace probíhá v dobře provzdušněné zóně mezi povrchem a hladinou podzemní vody. Produkty oxidace pyritu jsou transportovány pronikající vodou do hlubší, zcela zvodněné zóny a tam probíhá řada dalších reakcí, jako je neutralizace kyselosti rozpouštěním karbonátu a vysrážení sekundárních minerálů, např. sádrovce, $\text{CaSO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$. V mechanismu oxidace pyritu se uplatňují i biochemické procesy. Biochemická oxidace probíhá chemolitotrofními mikroby rodu *Thiobacillus* nebo *Ferrobacillus*. (Šrámek, 1997)

Ve výsypkových vodách se nachází vysoký obsah rozpuštěných látek z mineralizace substrátu navršeného na výsypku (Broumová, 2002), což způsobuje vysoké hodnoty vodivosti. U povrchových a prostých podzemních vod se pohybuje od 0,05 – 0,5 mS/m (Pitter, 1999) v porovnání s výsypkovými hodnotami 3,8 – 5,2 mS/m. Na vysoké hodnoty vodivosti mají rozhodující vliv sírany, jelikož jsou zde rozhodujícím aniontem. Svou roli zde sehrává i srážková činnost, kdy dochází ke zředění a hodnoty vodivosti stoupají.

6. ZÁVĚR

Na rekultivovaných územích Velké podkrušnohorské výsypky byl sledován chemismus povrchových vod na vybraných lokalitách. Výsypkové vody ve srovnání s prostými povrchovými vodami mají vysoké koncentrace rozpuštěných látek z mineralizace substrátu navršeného na výsypku. Dominujícím prvkem těchto vod jsou stejně jako u důlních vod sírany. Při porovnání s historickými daty dochází k jejich snižování, a to díky sedimentaci sulfatokomplexů CaSO_4 a MgSO_4 . Oproti důlním vodám se vyznačují vysokým pH, což je způsobeno neutralizací síranových vod cyprisovými jíly. Z výsledků vyplývají překvapivé hodnoty u železa, které je svými hodnotami srovnatelné s vodami prostých povrchových vod. Nastává snižování u všech sledovaných parametrů. Hodnotami se začínají přibližovat prostým povrchovým vodám.

7. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

Ambrožová J. (2003): Aplikovaná a technická hydrobiologie. Vydavatelství VŠCHT, Praha, 30, 38 – 40 s.

Bejšovec Z., Milič J. (1994): Zhodnocení vodního režimu v okolí vytypovaných zbytkových jam vlivem ukončení těžební činnosti. Závěrečná zpráva PO2 Hydrologie jako limitující faktor těžební činnosti v Sokolovské pánvi, VÚHÚ Most, 5 – 18 s.

Broumová H. (2002): Charakteristika povrchových vod Velké podkrušnohorské výsypky. [Diplomová práce]. České Budějovice, str. 33 – 34, 49. Jihočeská univerzita, Zemědělská fakulta

Dimitrovský K. (2001): Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. Sokolovská uhelná, a.s., Praha, 17 – 20, 100 – 102 s.

Dimitrovský K., Kupka I. (2006): Silvicultural assessment of reforestation under specific spoil bank conditions. Journal of forest science, 52, 410 – 416 s.

Diviš M. (2008): Monitorování vod. Vydavatelství SPŠ Karviná, 6 s.

Farský M., Zahálka J. (2008): North Bohemian Brown Coal Field: the Determination and the Disparities of Landscape Development. Život. Prostr., Vol, 42, No. 4, 212 – 216 s.

Forman R. T. T., Gordon M. (1993): Krajinná ekologie. Academia, Praha, 56 s.

Havlíček a kol. (1986): Agrometeorologie. SPN, Praha, 204 – 206 s.

Hezina T. (2001): Vliv rekultivačních prací na koncentrace železa a manganu ve výsypkových vodách a oživení malých vodních nádrží na Velké podkrušnohorské výsypce. [Disertační práce]. České Budějovice, str. 49 – 52. Jihočeská univerzita, Zemědělská fakulta

Horáková M., Lischke P., Grünwald A. (1986): Chemické a fyzikální metody analýzy vody. SNTL/Alfa, Bratislava, 51, 63 – 64, 124, 156 – 157, 205, 282 s.

- Horáková, M. (2003): Analytika vod. Vydavatelství VŠCHT, Praha, 110, 146, 154, 186, 226 s.
- Chapin F. S., Matson P. A., Mooney H. A. (2002): Principles of terrestrial ecosystem Ecology. Springer Science and Business Media, New York, 352 s.
- Kalač P., Tříška J., Kolář L., Jírovcová E.(2010): Chemie životního prostředí. Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích 106 – 107, 111, 114 s.
- Kalavská D., Holoubek I. (1987): Analýza vod. SNTL/Alfa, Bratislava, 14 – 16, 30 s.
- Kočková E, Heteša J. (1997): Hydrochemie. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 14 – 15, 36 – 37, 40 – 44, 52, 54, 59, 64, 67 s.
- Lellák J., Kubíček F. (1991): Hydrologie. Karolinum, Praha, 245 s.
- Lottermoser B. (2003): Mine Wastes. Springer Science and Business Media, New York, 4 – 9 s.
- Pitter P. (1999): Hydrochemie. Vydavatelství VŠCHT, Praha, 19, 85 – 89, 112, 123, 205 – 206, 231, 278, 355, 412 s.
- Příkryl I.(2006): Vody vznikající v Podkrušnohoří v souvislosti s těžbou nerostů. Sborník příspěvků XIV. konference České limnologické společnosti a Slovenskej limnologickej spoločnosti, Nečtiny, 64-65 s.
- Příkryl, I. A Fajna, R. (1995): Vyhodnocení potřeby záchranných prací v předpolí lomu Jiří do roku 2001. In: Dílčí zpráva, VÚRH Vodňany
- Rajchard J., Balounová Z., Květ J., Šantrůčková H., Vysloužil D.(2002): Ekologie III. Koop, České Budějovice, 66, 137, 155 s.
- Reichholf J. (1998): Pevninské vody a mokřady. Ikar, Praha, 30 s.
- Schlesinger W. H. (1997): Biochemistry: An analysis of global change. Academic Press, San Diego, California, 357 s.
- Šilar J. (1996): Hydrologie v životním prostředí. Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava, 11 s.
- Šráček O. (1997): Vesmír 76,190 s.

Štýs S. (1990): Rekultivace území devastovaných těžbou nerostů. Státní nakladatelství technické literatury, Praha, 14 s.

Vráblíková J. a kol.(2008): Revitalizace antropogenně postižené krajiny v Podkrušnohoří. Vydavatelství Univerzita Jana Evangelista Purkyně v Ústí nad Labem, 30, 34 s.

Wetzel R. G. (1983): Limnology. Harcourt Brace College Publ., Forth Worth, 770 s.

http://www.lifewater.ca/Appendix_C.htm, staženo dne 10. 3. 2011

<http://www.infoglobe.cz/zajimavosti/vite-ze-nej-stroj-cr/>, staženo dne 10. 3. 2011

8. PŘÍLOHY

Foto 3: Odběrné místo 3 (vlastní foto)



Foto 4: Odběrné místo 4 (vlastní foto)



Foto 5: Odběrné místo 5 (vlastní foto)



Foto 6: odběrné místo 6 (vlastní foto)



Foto 7: Odběrné místo 7 (vlastní foto)



Foto 8: Odběrné místo 8 (vlastní foto)

