

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Ochrana životního prostředí



DIPLOMOVÁ PRÁCE

VLASTNOSTI REKULTIVOVANÝCH POVODÍ A JEJICH VLIV NA CHEMISMUS ODTÉKAJÍCÍ VODY

Zpracovala:

Renata Hurychová

Vedoucí závěrečné práce:

RNDr. Ivo Přikryl

Konzultant závěrečné práce:

Doc. Ing. Mgr. Jan Frouz, CSc.

Praha, 2013

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně s využitím uvedené literatury a informací, na něž odkazuji. Svoluji k jejímu zapůjčení s tím, že veškeré (i přejaté) informace budou řádně citovány. Rovněž prohlašuji, že předložená diplomová práce je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze dne Podpis

Na tomto místě bych ráda poděkovala vedoucímu své diplomové práce, RNDr. Ivu Přikrylovi za cenné připomínky a odborné rady. Dále děkuji prof. Ing. Mgr. Janu Frouzovi CSc. za jeho čas, ochotu a pomoc. V neposlední řadě velký dík patří všem mým blízkým, kteří mne podporovali při zpracování diplomové práce.

Abstrakt:

Po skončení hydrické rekultivace z monitorovaného zdroje napouštění jsou uměle vytvořená jezera napájena vodou z vlastního povodí. Voda z vlastního povodí však není tak systematicky monitorována jako voda ze zdrojů pro zatápění a v nově vzniklém vodním útvaru. Práce se snaží shrnout poznatky o vývoji uměle vybudovaného povodí v těžební lokalitě a objasňuje rozdílnosti mezi jednotlivými povodími. Dále se práce zabývá vlastnostmi odtékající vody, která napájí Chabařovické jezero (Milada) vzniklé hydrickou rekultivací těžební jámy hnědouhelného lomu Chabařovice. Zkoumaná povodí mají různou plochu, svažitost, vegetační kryt, se kterým je spjata distribuce látek. Tyto faktory značně ovlivňují vlastnosti vod v přítocích.

Bylo zjištěno, že přítoky z vlastního povodí mají vysokou koncentraci rozpuštěných látek a dochází tak k nežádoucímu obohacování jezera. Zvlášť problematické jsou vysoké koncentrace síranů a dusičnanů, které ve všech přítocích, kromě jediného, překračují limity pro povrchové vody. Vysoké koncentrace látek se postupem času snižují. Jednotlivé přítoky se mezi sebou liší a hlavní faktor, který ovlivňuje vlastnosti vod je sklon, charakter koryta a podklad (navážka ornice).

Abstract:

After the end of hydric recultivation from the monitored source of watering, artificially built-up lakes are fed with the water from their own basin. This water is not so systematically monitored as compared to the water from the new lake and the sources of its filling. This thesis summarizes findings about the development of artificially made basin in the mining area and explains differences between various basins. Further, this work deals with the characteristics of water feeding lake „Chabarovicke jezero (Milada)“, which was built-up during hydric recultivation of the mineshaft in the soft-coal quarry Chabarovice. Monitored basins have different area, slope, vegetation coverage and distribution of dissolved compounds. These factors have significant impact on the character of the water in affluents.

We found out, that affluents from the own basin have high concentration of dissolved compounds resulting in the unwanted enrichment of the lake. Big problem was the high concentration of sulphates and nitrates, which in all affluents, except for one, exceed tolerated limits for surface waters. In the course of time, concentrations of dissolved compounds go down. Particular affluents differ between each other and the main impact on the water characteristic is the slope, exposition and area. In the beginning of the feeding, the lake was mostly influenced by the artificial feeding sources. After that, the affluents of its own basin gained on impact.

OBSAH

1. ÚVOD	8
2. CÍL PRÁCE.....	10
3. LITERÁRNÍ REŠERŠE.....	11
3.1. Území postižená těžbou nerostných surovin	11
3.2. Vliv těžby na složky životního prostředí.....	12
3.2.1. Vliv těžby na atmosféru.....	12
3.2.2. Vliv těžby na pedosféru.....	13
3.2.3. Vliv těžby na biosféru	14
3.2.4. Vliv těžby na socioekonomickou sféru	14
3.2.5. Vliv těžby na hydrosféru	14
3.3. Problematika vod na území po těžbě nerostných surovin	15
3.3.1. Pojem „důlní vody“	15
3.3.2. Charakteristické vlastnosti vod v těžebním území	16
3.3.3. Vývoj kyselých důlních vod po těžbě	18
3.4. Faktory ovlivňující odtokový režim	21
3.4.1. Vegetace	22
3.4.2. Reliéf.....	23
3.4.3. Klimatické podmínky	23
3.4.4. Geologické podmínky	24
3.5. Popis zájmového území.....	24
3.5.1. Historie	26
3.5.2. Klimatické poměry	28
3.5.3. Geologické poměry	30
3.5.4. Hydrologické poměry.....	32
3.5.4. Monitoring kvality vody zabezpečený Palivovým kombinátem	45
4. POUŽITÉ METODY	47
4.1. Terénní práce.....	47
4.1.1. Reakce vody (pH).....	47
4.1.2. Teplota.....	48
4.1.3. Elektrolytická vodivost (konduktivita).....	48
4.1.4. Průtok	48
4.2. Laboratorní práce	48

4.2.1. Stanovení neutralizační kapacity	48
4.2.2. Stanovení tvrdosti	49
4.2.3. Stanovení dusičnanů	50
4.2.4. Stanovení dusitanů	50
4.2.5. Stanovení amonných iontů	51
4.2.6. Stanovení fosforečnanů	51
4.2.7. Stanovení veškerého železa	52
4.2.8. Stanovení chloridů (podle Mohra):	52
4.2.9. Stanovení vápníku	53
4.2.10. Stanovení manganu	53
4.2.11. Stanovení síranů	53
4.3. Zpracování dat	54
4.3.1. Příprava dat	54
4.3.2. Určení povodí a land use, sklonu a expozice v programu ArcGIS	55
4.3.3. Ordinační analýza – RDA, PCA	59
5. VÝSLEDKY	61
5.1. Kvalita jednotlivých přítoků	64
5.2. Trendy vybraných ukazatelů v přítocích, jezeře a vrtu	69
5.3. Faktory ovlivňující kvalitu vody:	75
6. DISKUZE	78
7. ZÁVĚR	85
8. LITERATURA	87

1. ÚVOD

S rozvojem společnosti se intenzita vlivů lidské činnosti na životní prostředí v posledních několika desetiletích prudce zvýšila a její trend je stále rostoucí (Shafiee, Topal, 2009). V této souvislosti stoupají nejenom nároky na produkci potravin, ale zvyšuje se i životní úroveň. Aby byly uspokojeny veškeré nároky lidí, dochází k rozsáhlému rozvoji průmyslu. Jedním z klíčových průmyslových odvětví je těžba uhlí, která přispívá k hospodářskému rozvoji (Tiwary, 2001). Předpokládá se, že v roce 2030 budou hlavním zdrojem energie fosilní paliva a to až z 84% (Shafiee, Topal, 2009).

Každá těžba a zpracování nerostných surovin je spjata s negativními vlivy, jako je přeměna krajiny a narušování jejích důležitých funkcí – ekologických, produkčních, hygienických, apod. Díky snazšímu dobývání je dávana přednost povrchové těžbě, která s sebou nese mnoho negativních dopadů (Štýs, 1981; Tiwary, 2001). Při této činnosti dochází k významnému ovlivňování území, kde těžba probíhá, ale zároveň je ovlivněno i přilehlé okolí. Při dobývání ložisek nerostných surovin jsou likvidovány rostliny a živočichové. Následné zpracování surovin zatěžuje životní prostředí emisemi znečišťujících látek (Frouz, et al., 2007; Štýs 1981). Těžební činnost výrazně přeměňuje horninové prostředí, kdy dochází k přeměně mocného profilu litosféry a devastuje se celý prostor pedosféry. V neposlední řadě je významným způsobem zasažen i hydrologický režim na dané lokalitě. Právě kontaminace vod v důsledku těžby se stala jedním z hydrogeologických a hydrogeochemických problémů plynoucích z narušení geosféry (Štýs, 1981).

Při povrchové těžbě uhlí je odvodňováno dané území omezením přítoků a snižováním hladiny podzemních vod, mění se odtokové poměry. Náprava tohoto nepříznivého stavu krajiny se provádí pomocí sanačních a rekultivačních činností. Po ukončení povrchové těžby vznikají velké zbytkové jámy, které musí být ze zákona rekultivovány. Je důležité zvolit

vhodné technologické a geomorfologické řešení k tvorbě nové krajiny (Pecharová, 2013; Štýs, 1981). Zatopení takovýchto jam představuje jednu z možností nápravy (Ambrožová, Ivanová, 2013). Nově vznikající vodní útvary i zdroje pro jejich řízené zatápění bývají podrobně monitorovány, ale o nově vzniklých přilehlých povodích, jejichž význam je nezanedbatelný, není dostatek informací. Provedené studie ukazují, že zdroje řízeného zatápění určují kvalitu vody ve vznikajících vodních útvarech. Po skončení napouštění z řízených zdrojů určuje kvalitu vody voda z vlastního povodí (Příkryl, 2007).

Tato diplomová práce se snaží shrnout poznatky o vývoji uměle vybudovaného povodí v těžební lokalitě, objasňuje rozdílnosti mezi jednotlivými povodími a snaží se určit faktory, které mají největší vliv na kvalitu vody v přítocích.

2. CÍL PRÁCE

Cílem této práce je zjistit, jakou kvalitu má voda v přítocích, které jsou přiváděny do Chabařovického jezera (Milada). Součástí je popis vztahů jednotlivých ukazatelů v přítocích, řízeném zdroji napouštění (vrtu) a v jezeře. Úkolem práce je najít faktory, které nejvíce ovlivňují kvalitu vody. Práce je založena na následujících hypotézách:

- a) Během napouštění byla kvalita vody významně ovlivněna především zdroji z řízeného zatápnění (vrt), voda z vlastního povodí nehrála důležitou roli. Po skončení řízeného napouštění nastala změna, kdy zdroje z vlastního povodí mají rozhodující vliv na kvalitu vody v jezeře, proto je důležité zjistit, jakou kvalitu má voda z vlastního povodí. Předpokládám, že voda se bude lišit od zdroje řízeného zatápnění (vrtu) a bude mít vysoké koncentrace rozpuštěných látek.
- b) Zpočátku napouštění měla voda v jezeře velký obsah látek, jejichž koncentrace v průběhu let klesaly, stejný trend očekávám i u vody z vlastního povodí.
- c) Předpokládám, že jednotlivá povodí se od sebe navzájem liší a hlavními faktory, které by mohly mít vliv na vlastnosti povodí, by mohl být způsob rekultivace (lesnická/zemědělská) a navážka ornice.

3. LITERÁRNÍ REŠERŠE

3.1. Území postižená těžbou nerostných surovin

Člověk začal měnit nejenom složení biocenóz, ale podepisuje se i na geologických procesech. Jde především o těžbu nerostných surovin, která mění tvář krajiny (Markert, et al., 1966; Štýs, 1996). Zmínky o této činnosti jsou již ze středověku. Největší těžební rozmach byl zaznamenán v 50. - 80. letech 20. století, kdy docházelo doslova k drancování ložisek nerostných surovin (Rojík, 2011; www.litvinov.sator.eu). Význam uhlí při výrobě energie neustále roste a se světovým zvýšením cen ropy je tento trend umocněn. Spalování uhlí je dnes nezbytnou součástí civilizace, bohužel však díky těmto činnostem vstupují do různých složek životního prostředí cizorodé látky (Markert, et al., 1996).

Dobývat nerostné suroviny lze buď povrchově, nebo podpovrchově. Při povrchové těžbě, která má mnohem větší devastiční účinky než těžba hlubinná, dochází k přesunu milionů kubíků zemin a vznikají nové geomorfologické tvary v krajině (výsypky), které jsou předmětem celosvětového zájmu vědců (Frouz, et al., 2007; Štýs 1981). Pro vyšší využitelnost surovin (až 90% zásob) je dáвана přednost těžbě povrchové. Povrchový způsob těžby je ekonomicky výhodnější a lze zajistit vyšší mechanizaci těžebního prostoru, nedochází k tak výrazné expozici pracovníků, jako je tomu při těžbě hlubinné (Štýs, 1981). Oblasti, kde povrchová těžba probíhá, či v minulosti probíhala, dochází nejenom k rozsáhlé devastaci území, ale je omezena technická infrastruktura a je ovlivněn charakter sociálního prostředí. Také jsou významně ovlivněny všechny složky životního prostředí, včetně povrchových a podpovrchových vod (Bian, et al., 2010; Černík, 2008).

Ze zákona č. 44/1988 Sb., o ochraně a využití nerostného bohatství a zákona č. 334/1992 Sb. České národní rady o ochraně zemědělského půdního fondu, vyplývá nutnost zajištění sanace a rekultivace všech ploch postižených těžbou uhlí. Odpovědným subjektem je

důlní organizace, která má povinnost odstranit napáchané škody (zákon č. 44/1988).

Rekultivací jsou zahlazeny důsledky těžby a to ať už se jedná o těžbu hlubinnou či povrchovou. Obecně lze říci, že se jedná o soubor sanačních a rekultivačních prací, které respektují technickou i biologickou charakteristiku oblasti (Pecharová, 2013). Zavedený a nejčastěji využívaný postup rekultivace je komplexním souborem prací, které zahrnují terénní úpravy, stabilizaci, hydrotechnická opatření, vhodný výběr biotechnického typu rekultivace. Vhodná rekultivace je zvolena na základě geografické polohy, nadmořské výšky a klimatických podmínek (Ambrožová, Ivanovová, 2013; Pecharová, 2013).

Projektant vytvářející podklady pro plán sanace a rekultivace musí mít jasnou představu o fungování budoucí krajiny. Velmi často se stává, že je území po těžbě vytvarováno do striktně pravidelného tvaru a případné nerovnosti jsou vyhlazeny. Z takového území je pak voda vedena velmi rychle pryč. Z báňského hlediska je takovéto území optimální, avšak takovýto terén neposkytuje dobré předpoklady pro funkční obnovu území (Pecharová, 2013).

V severočeském hnědouhelném revíru, který se rozkládá na severozápadě Čech v přirozeném úvalu mezi Krušnými horami na severozápadě a Českým středohořím na jihovýchodě bylo odtěženo 6 miliard tun uhlí, odtěžitelných známými báňskými postupy z celkových 9 miliard tun geologických zásob hnědého uhlí, které bylo uloženo pod zemí (<http://www.ecmost.cz>).

3.2. Vliv těžby na složky životního prostředí

3.2.1. Vliv těžby na atmosféru

Díky těžebním procesům se do ovzduší dostávají látky, které by se do této složky životního prostředí běžně nedostaly. Vydobyté zásoby uhlí se následně spalují a do atmosféry

jsou emitovány další škodliviny (Černík, 2008). Mezi významné emise patří oxid uhličitý a metan, což jsou skleníkové plyny, které přispívají ke globálnímu oteplování a změně klimatu. Ekologický problém je také přehřívání přízemních vzduchu zvláště tam, kde je na povrchu tmavý substrát (Hůnová, Janoušková, 2004).

3.2.2. Vliv těžby na pedosféru

Půdu lze chápat jako dynamický přírodní útvar, který je oživen a pokryt vegetací. Půda má mnoho významných funkcí, představuje jednu z důležitých složek životního prostředí, je to cenný neobnovitelný zdroj (Doran, Zeiss, 2000). Půda má také schopnost fungovat jako chemický filtr, absorbuje či neutralizuje znečišťující látky. Hranice půdy a nezvětralých hornin litosféry je obvykle neostrá (Doran, Zeiss, 2000; Smolík, 1957). Těžbou dochází k rozrušení půd, jejich morfologických a genetických znaků, které charakterizují určitý půdní profil (Smolík, 1957).

Hornická činnost prováděná povrchovým způsobem vyžaduje odkrytí nadložních zemin tak, aby se uvolnil potřebný prostor pro zahájení vlastní těžby nerostných surovin. Nadložní skrývkové hmoty jsou uloženy mimo dobývací prostor na tzv. vnější výsypky.

K hluboko uloženým vrstvám se tak dostane kyslík a dochází ke zvětrávání a následné oxidaci minerálů (Banks, et al., 1996). Tento jev nastává také při vyzdvižení hornin z hlubších vrstev na povrch. Za přítomnosti vzduchu, vody a některých bakterií se oxiduje disulfidicky vázaná síra, která se vyskytuje například v markazitu či pyritu. Tyto horniny jsou běžnou součástí uhelných slojí (Banks, et al., 1996; Piša, 1987).

Po skončení těžby velmi často dochází ke svahovým pohybům, které mohou být způsobeny např.: změnou sklonu svahu, zatížením svahu násypy, haldami, změnou režimu spodní i povrchové vody, apod. V těžebních oblastech častým jevem i větrná a vodní eroze, která je urychlena vykácením lesů, špatným obhospodařováním přilehlých polí a luk (Pecharová, 2013).

3.2.3. Vliv těžby na biosféru

Při těžbě a zpracování uhlí je přirozené prostředí rostlin a živočichů nemilosrdně zdevastováno (Černík, 2008; Štýs, 1981). Po skončení těžební činnosti je půda téměř bez vegetace. Proto je pro většinu živočichů a rostlin uchycení na takovémto stanovišti značně obtížné. Mezi první kolonizátory patří tzv. r-stratégové, kteří dobře snášejí extrémní vlastnosti. Společně s T-stratégými osidlují tato nehostinná místa i sukcesní specialisté, kteří byli z okolní krajiny vytlačeni. Díky velmi specifickým podmínkám, které na výsypce panují, je toto místo velmi cenným biotopem a nachází zde úkryt mnoho ohrožených živočichů a rostlin. Například kriticky ohrožená kutilka (*Bembix tarsata*) má relativně početnou kolonii právě na mosteckých výsypkách (Tropek, Řehounek 2012).

3.2.4. Vliv těžby na socioekonomickou sféru

Při těžbě uhlí dochází k výraznému zásahu do celé struktury a funkcí ekosystému, kterého jsme součástí. S otevřením lomů narůstá i množství pracovních míst. Lidé se do těchto míst stěhují za prací a mění se tak struktura obyvatelstva. Zároveň se mění i sociální a ekonomické podmínky a infrastruktura (Lockie, et al., 2009).

Problém nastává, po skončení těžby nerostných surovin, kdy dochází ke snížení pracovních míst a zvyšuje se tak nezaměstnanost v kraji (Rojík, 2011).

3.2.5. Vliv těžby na hydrosféru

Voda představuje jednu ze stěžejních strategických surovin, u které může velmi jednoduše dojít k jejímu znehodnocení v důsledku kontaminace (Johnson, Hallberg, 2005). Jelikož je voda nedílnou součástí horninového prostředí, dopady dobývání nerostných surovin mají vliv na celý odtokový režim a infiltraci (Černík, 2008). Dokonce i drobné zásahy do vodního režimu mohou výrazně ovlivnit charakter odtoku. Při povrchové těžbě uhlí je nezbytné, aby se voda odčerpala, nebo převedla jinam, než je těžební oblast. V případě, že by

toto nebylo učiněno, došlo by k zaplavení dobývacího prostoru. Při změně odtokového režimu dochází buď ke snížení anebo ke zvýšení celkového a bazálního odtoku ve srovnání se stavem před těžbou surovin. Změna odtoku závisí na mnoha faktorech, jako je sklon, propustnost podloží a další (Černík, 2008; Kleinmann, 2000).

Pokud je těžebním územím vedena voda, dochází k oxidaci pyritu a dalších minerálů obsahujících sulfid na kyselinu sírovou a tím dochází k vyčerpání neutralizační kapacity a následně tak klesá pH vody (viz Obr. 1) (Banks, et al., 1996).

Kontaminace důlních vod se stala jedním z hydrogeologických a hydrogeochemických problémů plynoucích z narušení geosféry lidskou činností (Akcil, Koldas, 2006; Banks, et al., 1996; Černík, 2008; Kleinmann, 2000).

Negativní vlivy povrchové těžby na životní prostředí převažují a je naší povinností jim předcházet, nebo je alespoň minimalizovat, a to už v prvních fázích zahájení (z.č.44/1988). Je třeba zdůraznit, že podstatným zakončením těžby je kvalitně provedená rekultivace (Pecharová, 2013).

3.3. Problematika vod na území po těžbě nerostných surovin

3.3.1. Pojem „důlní vody“

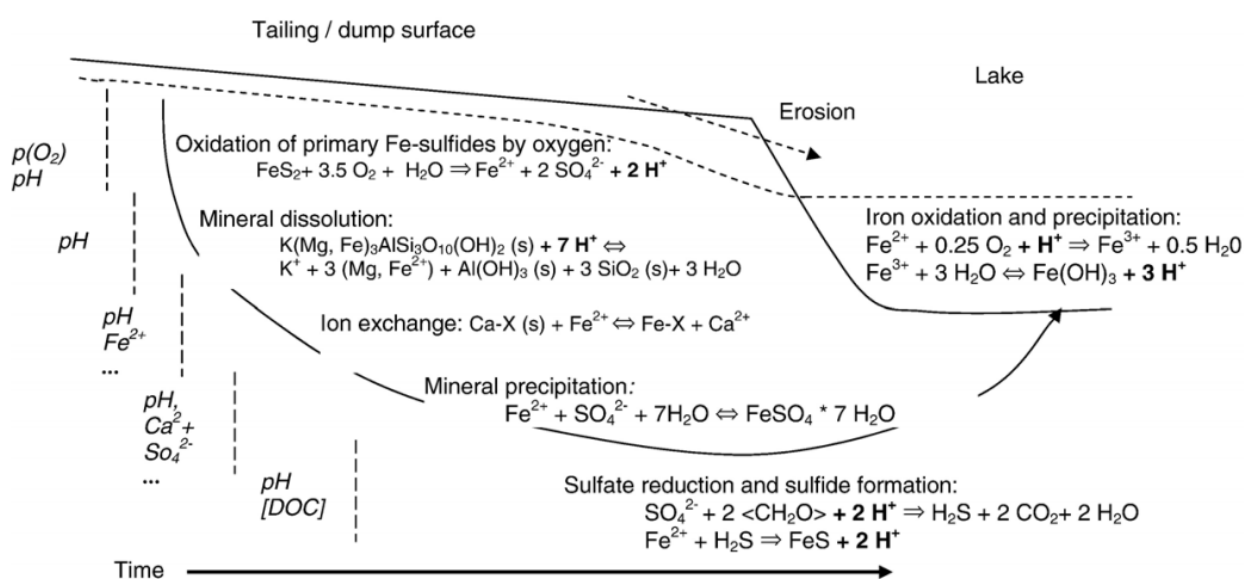
Chabařovické jezero vzniklo v dobývacím prostoru, kde probíhala těžba hnědého uhlí. Vody, které v tomto prostoru vznikly, nebo se do tohoto prostoru dostaly se podle zákona č. 44/1988 Sb., o ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon) nazývají vodami důlními. Přesná definice pojmu „důlních vod“ podle zmíněného zákona zní: *„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.“*

Z výše uvedené definice je jasné, že za důlní vody nepovažujeme pouze vody vzniklé na území dobývacího prostoru, ale jsou to i vody, které vznikly míšením vod z přírodních a antropogenních zdrojů. Vlastnosti vod z antropogenních zdrojů, které vnikají do prostoru dobývání, jsou povětšinou změněny v důsledku odplynění, ovlivnění proudění, apod. (Černík, 2008). Po skončení těžební činnosti dojde k obnově přírodního režimu, geologický a hydrodynamický systém se stabilizuje (Pecharová, 2013).

3.3.2. Charakteristické vlastnosti vod v těžebním území

Jak již bylo uvedeno výše, při těžbě dochází k poklesu hladiny podzemních vod, čímž je výrazně změněn a narušen odtokový režim na daném území (Bian et al., 2010; Černík, 2008). Dochází k obnažení půdy, která před touto činností byla hluboko pod povrchem a je tak vystavena vzdušnému kyslíku. Díky těmto procesům přichází voda do styku s různými vrstvami půdy a dochází k jejímu znečištění (Akcil, Koldas, 2006; Bian, et al., 2010). Významné jsou zejména sulfidické rudy, které tvoří hlavní složku opuštěných dolů. Zatímco jsou tyto minerály v anoxickém prostředí bez vody stálé, při vystavení vodě a vzduchu začnou spontánně oxidovat (Akcil, Koldas, 2006). Chemolitotrofní bakterie (*Thiobacillus*) proces oxidace zrychlují (Blodau, 2006). V případě vystavení sulfidických rud přítomnosti kyslíku, dochází k oxidaci sulfidů na kyselinu sírovou, je vyčerpávána neutralizační kapacita vody, která je dána zejména hydrogenuhličitanem a následně dochází k poklesu pH (Pitter, 2009). Voda v těžebních oblastech často má nižší pH. Na snižování pH se podílejí i sekundární geochemické a biogeochemické procesy, kdy dochází ke komplexaci kationtů kovů (viz Obr. 1). PH vody snižuje i zvětrávání uhličitanů nebo kyselé srážky (Blodau, 2006). Zvýšení reakce vody může být způsobeno dobrým prokysličením. PH vody je také zvýšeno, pokud voda protéká mokřadem, či jinak porostlým územím, kde jsou nárosty řas a bakterií (Blodau, 2006; Pitter, 2009).

Kyselý charakter vod představuje jeden z významných environmentálních problémů způsobený těžbou nerostných surovin. Nepříznivé vlivy mohou negativně působit na životní prostředí ještě několik staletí po skončení těžby nerostných surovin (Sarmiento, et al., 2009; Zhao, et al., 2007). Vznik a vývoj důlních vod je ovlivněn celou řadou jevů, které souvisí se vzájemným působením mezi pevnou fází horninového prostředí a vodou. Takovéto děje mohou ovlivňovat chemismus důlních vod, což úzce souvisí s pohybem prvků (Černík, 2008; Tiwary, 2001).



(Zdroj:Blodau, 2006)

Obr. 1: Schéma procesů, které se podílejí na vzniku a vyrovnání kyselosti v těžebních jamách.

Nízké pH zapříčiňuje narušení rovnováhy sodíku (Na^+) a chloridových iontů (Cl^-) v organismu. Ionty vodíku (H^+) vstupují do buňky a ionty sodíku (Na^+) jsou vyloučeny. Dalším důsledkem nízkého pH je omezení růstu bakterií, které pomáhají rozkládat organickou hmotu (Earle, Sheetz, 1998).

Hlavní znečišťující látky vod z hnědouhelných dolů jsou zejména rozpuštěné a nerozpuštěné anorganické látky, jejichž původ lze najít v navázkách ornice nebo v matečné hornině (Bian, et al., 2010; Younger, 1997). Younger (1997) ve své studii uvádí, že díky

oxidaci pyritu (FeS_2), který je běžnou součástí uhelných slojí, se do vody uvolňuje značné množství železa společně s malým, avšak významným množstvím kovů, především Mn, Zn, Ni, Pb, Al, ale i dalších látek, jako je např.: As, Bi, Cd, Co, Cu, Ga, In, Hg, Mo, Pb, Re, Sb, Se, Sn, Te a Zn (Banks, et al., 1996). Množství prvků, které se vyskytují ve vodě je dáno složením hornin (Hallberg, 2010).

Vody v těžebních oblastech mají zvýšené koncentrace prvků vzácných zemin (Verplanck, et al., 2004). V souvislosti se zvýšeným obsahem látek ve vodách je zvýšena i elektrolytická vodivost, která je přibližnou měrou látek ve vodě (Pitter, 2009).

Znečištění vod na těžebním území představuje jeden z hydrogeologických a hydrogeochemických problémů plynoucích z narušení geosféry lidskou činností. Snaha o zlepšení ekologické situace v takovýchto místech je poměrně náročná, neustále dochází ke změnám fyzikálně-chemických parametrů ve vodě (snížení pH, zvýšení konduktivity, zvýšení rozpustnosti těžkých kovů). Vody v těžebních oblastech mají zvýšené koncentrace kovů, jako železo, hliník, mangan, a jiné.

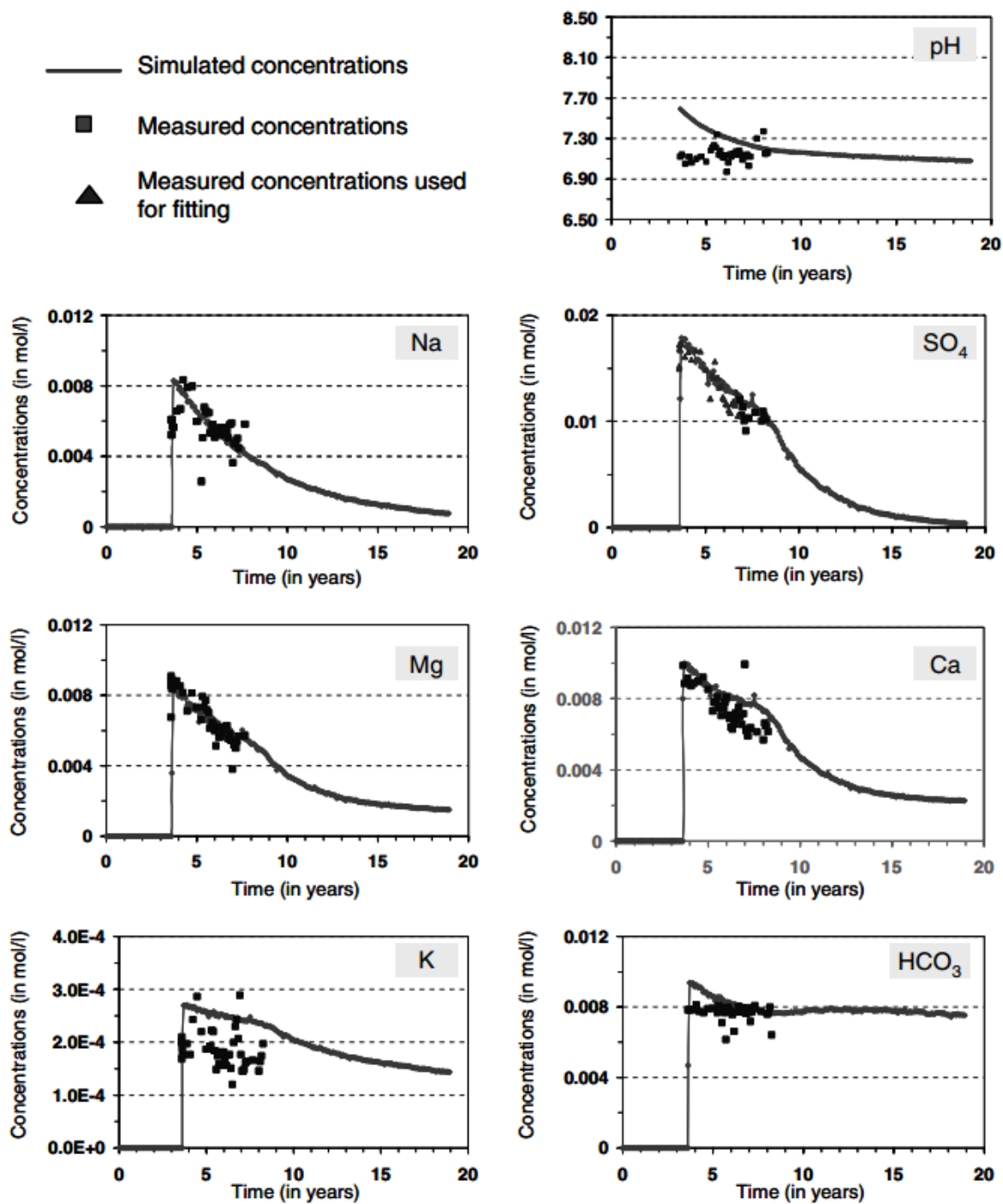
3.3.3. Vývoj kyselých důlních vod po těžbě

Po těžbě nerostných surovin, kdy došlo k narušení vodního režimu na daném území, dochází k reakcím, které se snaží dosáhnout chemické a dynamické rovnováhy (Collon, et al., 2006). Vývoj důlních vod je velmi složitý. Záleží na mnoha faktorech, které ovlivňují kvalitu vody, jako jsou geologické faktory, geochemické faktory, hydrologické faktory, atd. (Kleinmann, 2000).

Collon (2006) ve své studii, která probíhala ve Francii, se snaží vytvořit model vývoje kvality vody po skončení těžby nerostných surovin. Klade důraz hlavně na strukturu vodní sítě, objem vody, počáteční koncentraci látek a to ve všech fázích (pevné, kapalné, plynné) a důležitá je i reakce mezi těmito fázemi. Jak lze vidět z Obr. 2, vysoké koncentrace síranů, ale i dalších látek postupně klesají. Koncentrace síranů, které jsou velkým problémem v dolech po

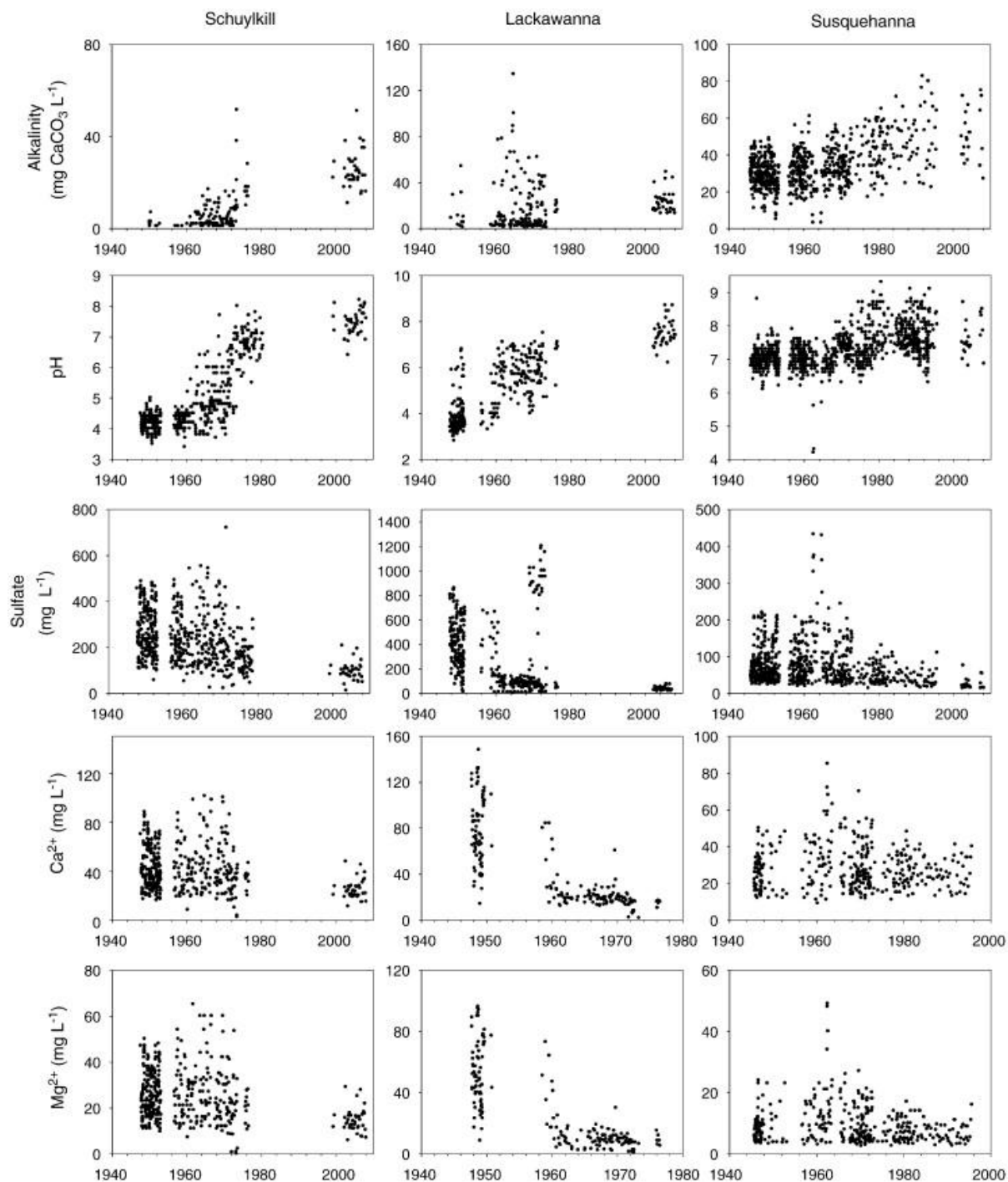
těžbě nerostných surovin, jsou na nízkých hodnotách až po několika letech (Collon, 2006). Collonův (2006) model předpokládá snížení za poměrně krátkou dobu. Raymond a Oh (2009) předpokládají snížení koncentrací problematických látek až h horizontu několika desítek let (viz Obr.3). Tento model se potvrzuje i ve studiích probíhajících na území ČR (Přikryl, 2009).

Po ukončení těžby a obnově hydrologického režimu na postiženém území dochází ke strmému nárůstu koncentrací. Postupem času se však koncentrace látek ve vodě snižuje, avšak u jednotlivých složek různou rychlostí. Celkový dlouhodobý klesající trend je výrazně ovlivňován sezónními vlivy (Zeman, 2005).



(Zdroj: Collon, 2006)

Obr. 2: Collonův model znázorňující trend vývoje měřených ukazatelů (čtverce, trojúhelníky) a predikce jejich vývoje (souvislá linie).



(Zdroj: Raymond, Oh; 2009)

Obr. 3: Grafické znázornění měřených koncentrací na třech různých lokalitách od roku 1940 do roku 2000.

3.4. Faktory ovlivňující odtokový režim

Odtokový režim vod je ovlivňován několika faktory. Jedním z důležitých vlivů jsou klimatické podmínky, neméně důležitý je pokryv půdy a samozřejmě i geografické podmínky.

Změna hydrologické situace na toku je zpravidla důsledkem působení určitých přírodních procesů, které jsou ovlivněny geografickými podmínkami a také činností člověka. Extrémní situace jsou pak ve většině případů způsobeny abnormálními meteorologickými situacemi a jimi vyvolanými jevy. Hlavním činitelem těchto jevů jsou na našem území atmosférické srážky. Nepřímý vliv však mají ale i další klimatické faktory a celá řada faktorů fyzickogeografických.

3.4.1. Vegetace

Vliv vegetace se projevuje v bilanci malých povodí, v režimu průměrných denních průtoků malých toků i ve velikosti velkých vod (Fullen, 1998).

- **Lesnická rekultivace:** Vliv lesů na vodu v krajině se projevuje v hydrologické bilanci malých povodí, v režimu průměrných denních průtoků malých povodí, ale i ve velikosti velkých vod. Nižší celkový odtok vody z lesních porostů oproti zemědělským kulturám je dán převážně podstatně vyšší intercepcí lesních porostů oproti loukám nebo polním kulturám. Lesní porost dokáže zachytit až 45% srážek. Množství zachycených srážek závisí na druhovém složení lesa (Fullen, 1998). Lesní půda má díky makropórum po zbytcích kořenů stromů vysokou infiltrační schopnost a zároveň má i dobrou retenční schopnost podzemní vody. Lesní půda pozvolna vydává své zásoby vody a suchá období nemají v lesích tak dramatický průběh, jako např. v lučních ekosystémech. Pro vysokou infiltrační schopnost lesních půd, zvláště pak půd listnatých lesů se plošný povrchový odtok v lesích prakticky nevyskytuje a srážková voda dopadající k povrchu půdy se vsakuje nejprve do svrchní vrstvy půdy, která je obohacena humusem, kde se hromadí a volněji proniká do dalších vrstev půdy a jejího podloží (Smolík, 1957).

- **Zemědělská (luční) rekultivace:** Na zemědělsky obhospodařovaných plochách je zřejmý vyšší celkový odtok vody v porovnání s lesnickými rekultivacemi. Je to způsobeno rozdílným vegetačním pokryvem (Fullen, 1998).

3.4.2. Reliéf

Odtokový režim výrazně ovlivňuje reliéf. Jednou z rozhodujících vlastností je sklon svahu, neméně důležitou vlastností je délka a tvar svahu. Při sklonu větším jak 5° hrozí eroze. Terénní výzkumy však dokázaly, že eroze nastává i při mírnějším sklonu, závisí totiž také na vegetačním krytu, který erozi zmírňuje. Při vysokém sklonu se zejména za deštivých podmínek do vody dostává více materiálu z přilehlého okolí, který je deštěm splachován (Fullen, 1998).

3.4.3. Klimatické podmínky

Nemalý vliv mají na odtokový režim vod klimatické podmínky. Při výjimečných situacích, jako jsou intenzivní deště, jarní tání, apod., jsou z půdy vymývány látky, které se touto cestou dostávají do vodních toků a zvyšují se koncentrace látek obsažených ve vodě. Toto potvrzuje studie, kterou provedl Haunch, et al. (2013), který zkoumal koncentraci železa a síranů v tocích v závislosti na průtoku. Při vyšším průtoku byla koncentrace železa a síranů vyšší než při nízkém průtoku.

Chemické složení atmosférických srážek je úzce spjato se složením atmosféry a s jejím znečištěním, které může být jak přírodního, tak antropogenního původu (Hůnová, Janoušková, 2004). Stupeň mineralizace těchto vod je většinou velmi nízký a má tak nízký obsah hydrogenuhličitanů a její neutralizační kapacita je nepatrná. PH srážkových vod se obvykle pohybuje v rozmezí 5-6. Srážkové vody proto snižují pH povrchových vod. Při dramatickém okyselení vody ($\text{pH} < 3$) vyvolává úhyn ryb, snížení jejich reprodukce, deformaci kostry a zvýšenou akumulaci těžkých kovů. Dále vyvolávají u vodních organismů zvýšení propustnosti buněčných membrán a tím i snížení obsahu solí v plasmě a snížení pH

krve. Srážky s nižším pH mají vliv i na půdu, která je ochuzována o výměnné kationty ze sorpčního komplexu jejich náhradou za H^+ a pH půdy se tak snižuje, čímž dochází k mobilizaci doposud v půdě pevně vázaný Al^{3+} (Hůnová, Janoušková, 2004).

3.4.4. Geologické podmínky

Geologické podloží dává vznik půdy, která má také vliv na odtokový režim.

Uznávanou teorií, která se zabývá vlivem srážek na odtokový režim, je Hortonova teorie, někdy nazývána také jako „infiltrační teorie“ či „teorie povrchového odtoku“. Půda působí jako separátor podzemního a povrchového odtoku, přičemž podzemní odtok se podílí na průtoku v přítocích. Povrchový odtok vzniká při překročení infiltrační kapacity půd (Smolík, 1957).

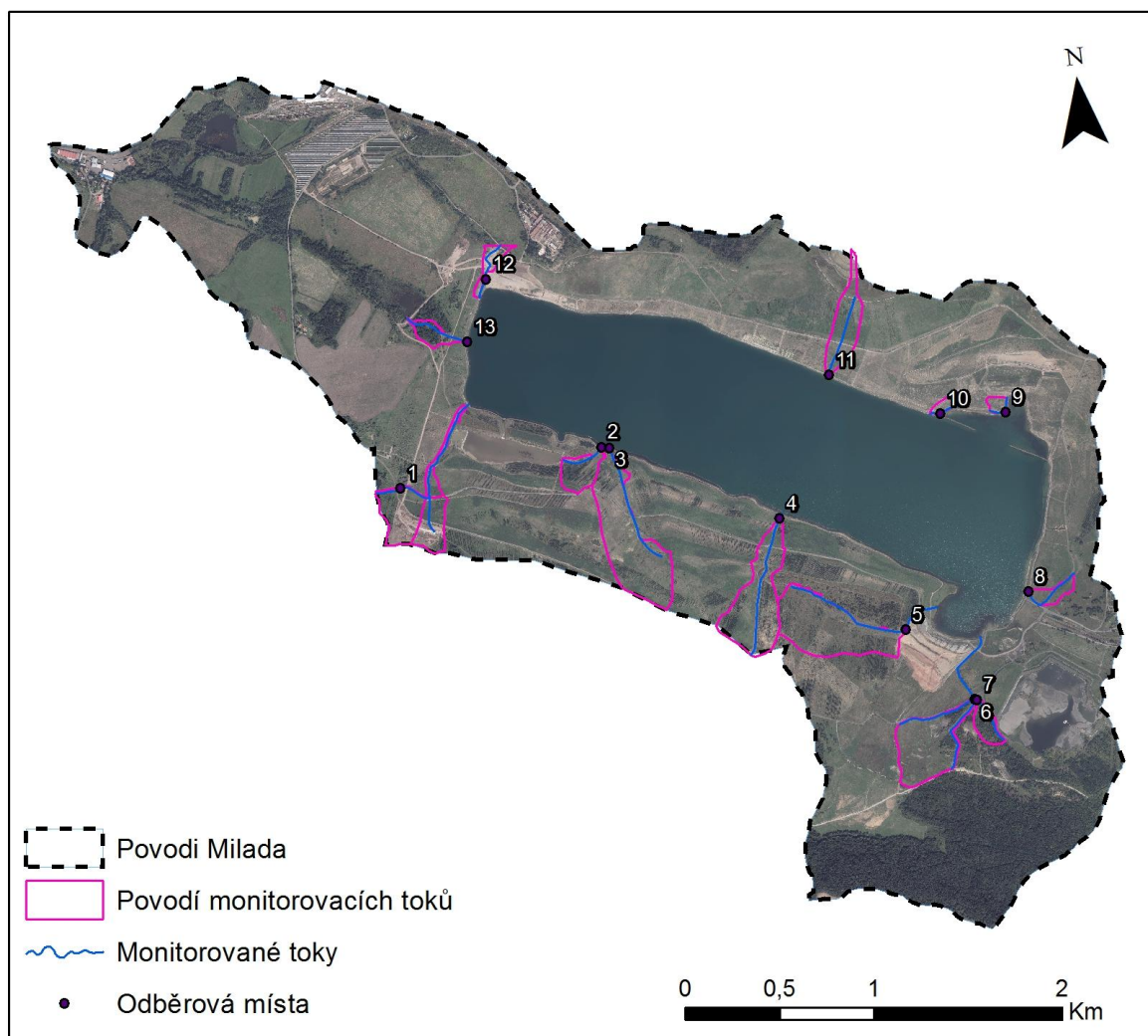
Geologické podloží má také podstatný vliv na obsah látek ve vodě. Z matečné horniny se utváří půda, jejíž důležitou vlastností je infiltrační a retenční schopnost (Smolík, 1957).

3.5. Popis zájmového území

Chabařovické jezero se nachází v Severočeské hnědouhelné pánvi mezi Ústím nad Labem a Teplicemi nedaleko obce Chabařovice. Toto jezero je známé také pod názvem Milada. Oblast Chabařovic, Podkrušnohoří a Severočeského kraje je spojována s masivní důlní činností, devastovanou krajinou a zhoršeným životním prostředím (Ambrožová, Ivanovová, 2013). Do druhé poloviny 19. století před zprovozněním hnědouhelných dolů, byla krajina Podkrušnohoří a Českého středohoří charakteristická rozlehlými vodními plochami a různorodými ekosystémy. Nález hnědého uhlí, které bylo využitelné, měl za následek příliv obyvatel, kteří zde našli nové pracovní příležitosti, měnil se tak i charakter krajiny. Po 2. světové válce se trend devastace krajiny a masivní těžby ještě posílil, byly zlikvidovány stovky obcí - 76 obcí zaniklo, 28 obcí bylo částečně zničeno (Ambrožová, Ivanovová, 2013; Rojík, 2011).

Postupem času důlní činnost začala stagnovat a do popředí zájmu se dostala nutnost sanace a renovace krajiny poškozené těžbou. Lom Chabařovice společně s lomem Ležáky a dalšími patří k lokalitám, kde byla těžba nerostných surovin ukončena (Ambrožová, Ivanovová, 2013; Rojík, 2011).

Vzniklá zbytková jáma po těžbě uhlí je v České republice prvním realizovaným projektem řízeného zatápění (Vlasák, 2009). Zatápění chabařovické jámy začalo v červnu roku 2001. Hlavním zdrojem byla voda z nedaleké nádrže Kateřina, odkud byla voda vedena bývalým požárním vodovodem. Voda do jezera byla přiváděna také přelivovým vrtem důlních vod na severní straně jezera. V roce 2010 bylo ukončeno napouštění jezera Chabařovice (viz Obr. 4) (www.pku.cz).



Zdroj: Podkladová data - Zdroj dat digitálního modelu terénu - ČUZK

Zpracováno v programu ArcGIS 10.1

Obr. 4: Zájmové území s dílčími přítoky a jejich povodími.

Do jezera vtéká přibližně 30 přítoků a každý z nich má vlastní povodí. Tato povodí se liší svou velikostí velikosti, ale i charakterem provedené rekultivace, sklonem a expozicí. Na jižním svahu byla zvolena lesnická rekultivace. Severní strana je určená pro rekreační využití, tudíž je tento svah zatravněn a nejsou zde žádné vyšší dřeviny. V severozápadní části se nad svahem se nachází ocelárna. Východní svahy, jsou zatravněné a v horní části je provedena lesnická rekultivace. Na dohled je teplárna Trmice. Svah na západním okraji je zalesněn a nad svahem se nachází Zalužanská nádrž, ze které je veden stálý přítok do jezera Chabařovice.

3.5.1. Historie

V Ústeckém kraji byl jako první otevřen důl Gustav I ve Varvažově a to v roce 1895. V roce 1958 byl pak otevřený povrchový lom Gustav II, přejmenovaný na důl Antonín Zápotocký. Byl to jeden z prvních lomů, kde bylo zavedeno velkstrojové dobývání společně s dálkovou pásovou dopravou (www.pku.cz).

Těžba hnědého uhlí v lomu Chabařovice začala roku 1977 s cílem vytěžení veškerých zásob v nejuvýchodnější části severočeské hnědouhelné pánve. Vzhledem k Usnesení vlády ČR, které rozhodlo zachovat město Chabařovice i nedalekou ocelárnu, cíl těžby nebyl naplněn a těžba tak byla utlumena (www.pku.cz).

Těžba uhlí byla ukončena v roce 1997. Za dobu provozu Chabařovického lomu bylo vytěženo 61,7 milionů m³ nadložních zemin. Díky předčasnému ukončení těžby nedošlo k vytěžení plánovaných lokalit ani k plánovanému založení vnitřních výsypek, které měly plnit funkci stabilizačního prvku. Po předčasném ukončení těžby se projevil deficit výsypkových zemin a dosypání etáží tak nebylo provedeno do projektované úrovně. Postupem času nastal rozvoj svahových pohybů, které jsou patrné i dnes při větších dešťových srážkách. Stabilizace svahů byla částečně řešena podchycením povrchové a spodní vody s odvodem otevřenými příkopy. Při rekultivaci území se jevily jako možné dvě možnosti a to suchou či mokrou cestou. Byla zvolena hydriická rekultivace, tedy mokrá cesta. Mokrá

varianta tak představovala nejenom značnou úsporu financí, ale i více krajinně estetický a ekologický význam. Pro plnění Chabařovického jezera byl odsouhlasen bezplatný odběr vody z nedalekého vodního díla Kateřina (www.pku.cz). Na Obr. 5 je znázornění systém napouštění Chabařovického jezera.



Obr. 5: Systém napouštění jezera Chabařovice.

Zdroj: www.pku.cz

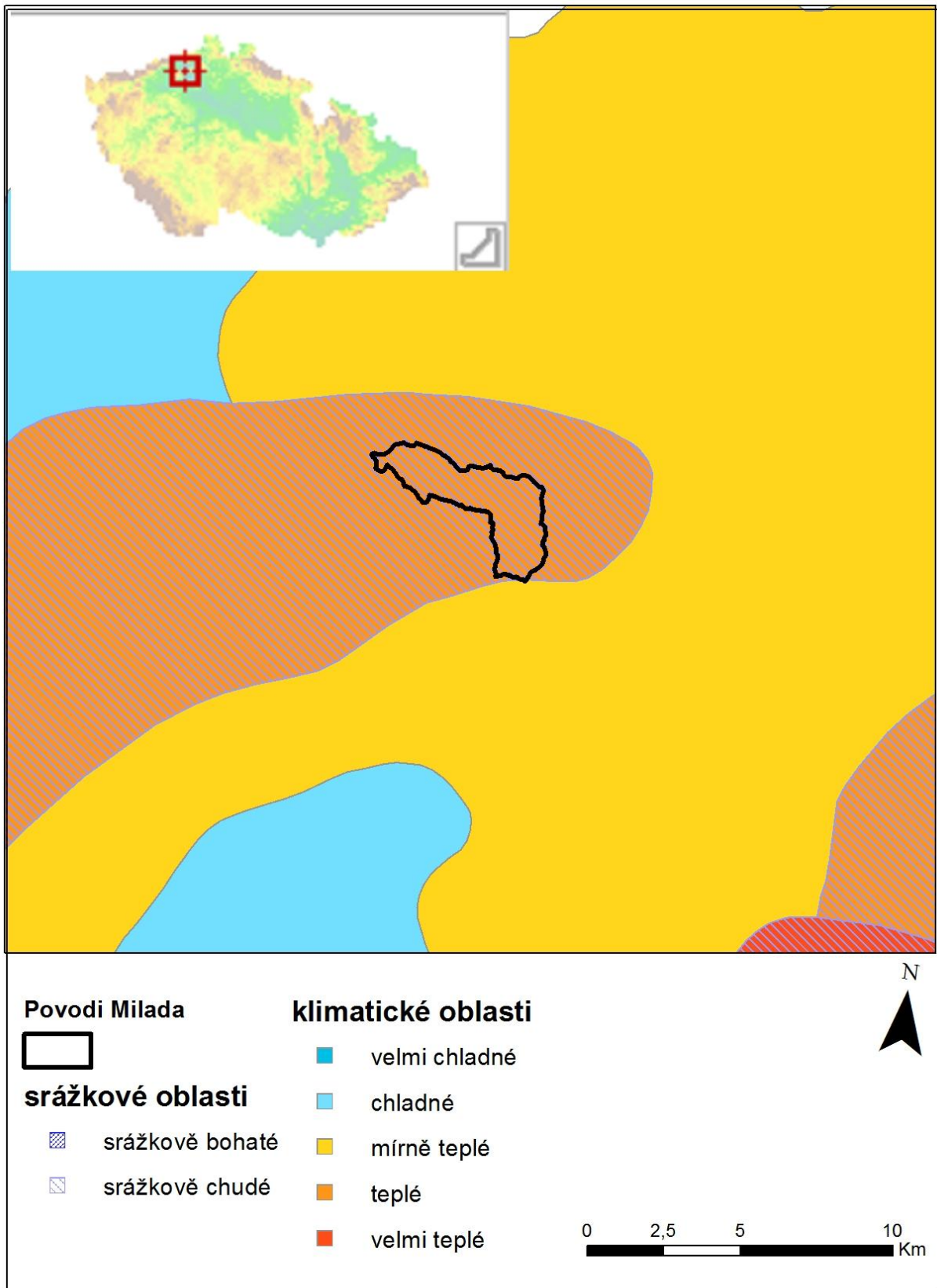
3.5.2. Klimatické poměry

Zájmové území náleží do teplé klimatické oblasti T2 s touto charakteristikou:

T2 - dlouhé léto, teplé a suché, velmi krátké přechodné období s teplým až mírným teplým jarem i podzimem, krátkou, mírně teplou, suchou až velmi suchou zimou, s velmi krátkým trváním sněhové pokrývky (Voženílek, et al., 2007). Grafické znázornění klimatické oblasti je znázorněno na Obr. 6.

Charakteristika klimatické oblasti T2:

• Počet letních dnů:	50-60	[dny]
• Počet dnů s průměrná teplota 10°C a více:	160-170	[dny]
• Počet mrazových dnů:	100-110	[dny]
• Počet ledových dnů:	30-40	[dny]
• Průměrná teplota v lednu:	-2 až -3	[°C]
• Průměrná teplota v dubnu:	8-9	[°C]
• Průměrná teplota v říjnu:	7-9	[°C]
• Průměrný počet dnů se srážkami 1 a více:	90-100	[mm]
• Srážkový úhrn ve vegetačním období:	350-400	[mm]
• Srážkový úhrn v zimním období:	200-300	[mm]
• Počet dnů se sněhovou pokrývkou:	40-50	[mm]
• Počet dnů zamračených:	120-140	[mm]
• Počet dnů jasných:	40-50	[mm]



Zdroj_ Podkladová data - Národní geoportál INSPIRE - <http://geoportal.gov.cz/web/guest/home>

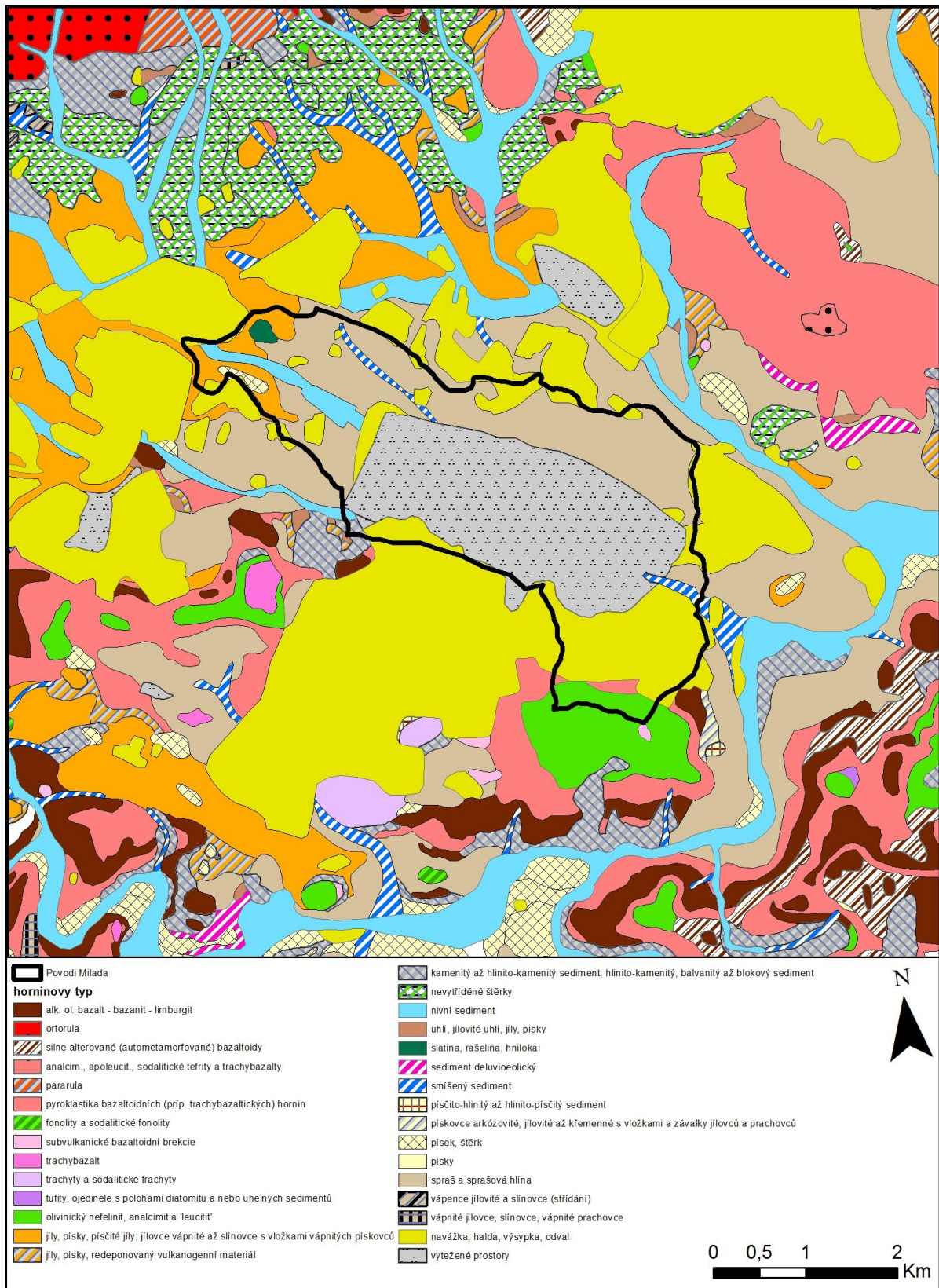
Zpracováno v programu ArcGIS 10.1

Obr. 6: Klimatická oblast Chabařovického jezera.

3.5.3. Geologické poměry

Většinu území Ústeckého kraje pokrývá severočeská hnědouhelná pánev, morfologicky se jedná o depresi protaženou ve směru jihozápad – severovýchod. Hlubší podloží pánve tvoří krystalické břidlice krušnohorského krystalinika, teplický křemenný porfyr a svrchokřídové usazeniny. K nejstarším terciérním horninám patří kaolinické písky a křemence, jenž jsou přiřazovány ke starosedelskému souvrství (paleogén). Dalšími terciérními horninami jsou horniny střežovského souvrství (pyroklastické a vulkanické horniny z terciérního vulkanismu). Bezprostředním podložím hnědouhelné sloje je souvrství tvořené světlešedými a pestrými jílovci a různě zrnitými písky. Na podloží hornin navazuje hnědouhelná sloj miocénního stáří, která je ve střední a východní části pánve vyvinuta jako jednotná “hlavní” uhelná sloj (Štýs, 1981).

Na území Chabařovického jezera jsou převážně spraše, které byly při těžbě hnědého uhlí odvezeny na nedalekou skrývku a po ukončení těžby byl tento materiál opět v tenké vrstvě (max. 0,2m) navezen zpět na území Chabařovického lomu s již odtěženými nerostnými surovinami (viz Obr. 7).



Zdroj_ Podkladová data - Česká geologická služba http://ags1.geology.cz/ArcGIS/services/rebilance/geocr50_wms/MapServer/WMS/Server

Zpracováno pomocí programu ArcGIS 10.1

Obr. 7: Geologická oblast zájmového území

3.5.4. Hydrologické poměry

České středohoří je dnes vnímáno jako suchá oblast díky srážkovému stínu Krušných hor, v minulosti tomu tak nebylo. Hojně se zde vyskytovaly mokřady, jezírka a vodní toky, nejrozsáhlejším útvarem pak bylo Komořanské jezero. Rozlehlé vodní útvary existovaly na této lokalitě až do začátku minulého století, nicméně musely ustoupit těžbě (Ambrožová, Ivanovová, 2013). Při odvodňování území bylo běžnou praxí narovnání vodních toků a v některých částech byly toky zcela zatrubněny.

Charakteristika přítoků

Monitorované přítoky se nacházejí po celém obvodu čtvercovitého Chabařovického jezera. Povodí Chabařovického jezera je značně dynamické a některé toky velmi rychle zanikají, jiné jsou naopak budovány. Níže uvedené monitorované přítoky jsou však přítoky pevně vybudované a předpokládá se jejich dlouhodobé využití.

Severní svahy:

Severní svahy byly po těžbě pokryty vrstvou ornici o mocnosti 10–15 cm a svah byl osázen bylinnou směsí. V dnešních dnech na svazích nalezneme souvislý travnatý porost, kde se vyskytuje pýr plazivý (*Elytrigia repens*), třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*), ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*) a podběl (*Tussilago farfara*). Pouze malá část severního svahu je zamýšlena jako pláž pro budoucí rekreační využití. Travnaté plochy jsou zpravidla koseny dvakrát ročně. Na severních svazích byla vybudována síť drénů, které sbírají vodu z jejich okolí.

- *Přítok PO „Pod ocelárnou“* (N 50°39'34.854"; E 13°55'42.729"): Tento přítok se nachází na severní straně jezera pod bývalou ocelárnou. Podél koryta je vedena nezpevněná komunikace a opačný břeh je porostlý nízkými travinami, jako je pýr plazivý (*Elytrigia repens*), podběl (*Tussilago farfara*), apod. Koryto je betonovo-kamenité a jsou zde patrné

nárůst řas, hlavně v letních měsících (viz Obr. 8). Sklon tohoto toku je společně s přítok SPH největší ze všech sledovaných přítoků (11,6 %). Povodí tohoto přítoku má velikost 17332 m². Hodnoty ukazatelů jsou stále bez výrazných výkyvů. Výkyvy lze zaznamenat při dešťových situacích a jarním tání. V prvním odběru se projevilo jarní tání, kdy došlo ke splachu látek z okolí.



Obr. 8: Odběrové místo přítoku „Pod ocelárnou“(PO).

Zdroj: Renata Hurychová

- *Přítok SPH „Sever pod haldou“* (N 50°39'25.438"; E 13°57'17.829"): Voda je vedena zpevněným korytem z kamenitých kvádrů. Koryto a přilehlé břehy jsou porostlé pýrem plazivým (*Elytrigia repens*) a další byliny charakteristické pro výsypkové substráty (viz Obr. 9). Sklon tohoto toku je největší (13,9%) ze všech sledovaných přítoků. Velikost povodí je 58642 m².



Zdroj: Renata Hurychová

Obr. 9: Odběrové místo přítoku „Pod svahovou oblastí“ (PSO).

- *Přítok S16 „S16“* (N 50°39'21.455"; E 13°57'49.443"): Do tohoto přítoku přitéká voda ze svahu přilehlého k pláži. Toto povodí má velikost 11032 m². Koryto je nezpevněné (tzv. kamenitý zához), porostlé vodní vegetací a řasou (viz Obr. 10). Podél přítoku vede komunikace, která je zpevněná pouze štěrkem. Svahy, ze kterých je voda sbírána, jsou porostlé bylinami stejnými, jako u předchozích přítoků. Vzhledem k tomu, že tento přítok je veden podél jezera Chabařovice, sklon je velmi mírný (1,3%).



Zdroj: Renata Hurychová

Obr. 10: Odběrové místo přítoku „S16“ (S16).

- *Příkop UP „U pláže“* (N 50°39'23.518"; E 13°58'6.676"): Tento příkop je velmi podobný předešlému a sbírá vodu z přilehlého svahu, který je velmi mírný a v budoucnosti bude sloužit jako rekreační plocha pro širokou veřejnost. Velikost povodí je 7570 m² a sklon velmi mírný (0,4%). Koryto příkopu je zpevněné pouze kamenitým záhozem, porostlé vegetací a podél je vedena štrkem sypaná komunikace (viz Obr. 11).



Zdroj: Renata Hurychová

Obr. 11: Odběrové místo přítoku „U pláže“ (UP).

Jižní svahy:

Na jižních svazích byla zvolena lesnická rekultivace, avšak spodní partie svahu povětšinou zalesněné nejsou. Jižní svah je poměrně nestabilní a na některých místech zde dochází k sesuvům půdy a to zejména při dešťových událostech.

- *Přítok N „N“* (N 50°39'07.058"; E 13°56'19.723"): Sklon tohoto přítoku je 6,3% a velikost povodí je ve srovnání s ostatními přítoky malá (33807 m²), hlavním zdrojem vody v tomto přítoku je voda z protieutrofizační nádrže (viz Obr. 12), která se nachází ve vyšší nadmořské výšce než Chabařovické jezero, avšak v jeho blízkosti. Do této nádrže je veden přítok z Kateřiny a přítok od obce Roudníků a další přítoky z blízkého okolí nádrže, proto lze v této vodě předpokládat zvýšený obsah dusičnanů, fosforu a dalších látek antropogenního znečištění. V nádrži dochází k usazování těchto látek a vytékající voda má lepší kvalitu. Koryto toku je zpevněné kamenitými kvádry, které jsou porostlé řasou (viz Obr. 13). Sklon tohoto toku je zpočátku prudší, posléze je však mírný. Drén je veden porostem olší. V průběhu napouštění Chabařovického jezera protékala protieutrofizačním jezerem voda z Kateřiny. Tato povrchová voda měla nízkou vodivost a alkalitu. Díky sesuvům půdy na jižním svahu byly do vody zaústěny některé přítoky z výsypky, což změnilo vlastnosti vody v nádrži i na jejím odtoku. Rozkolísanost hodnot některých ukazatelů (NO₃⁻, NO₂⁻) může být způsobena odvozem materiálu, který byl v důsledku sesuvů odebrán.



Zdroj: Renata Hurychová

Obr. 12: Protieutrofizační nádrž



Zdroj: Renata Hurychová

Obr. 13: Přítok „N“ z protieutrofizační nádrže (N).

- *Přítok M „M“* (N 50°39'7.210"; E 13°56'22.215"): Horní část toku protéká porostem olší (*Alnus glutinosa*), spodní část protéká zatravněnou plochou. Koryto toku je pevné z kamenných kvádrů, avšak je již značně porostlé vegetací a to jak vegetací příbřežní, tak i vegetací vodní, jako jsou řasy, apod. (viz Obr. 14). Sklon tohoto toku je v horní části prudký, ve spodní části mírnější a celkově je průměrný ve srovnání s ostatními přítoky (5,8%). Velikost tohoto povodí je v porovnání s ostatními vyšší (167283 m²).



Obr. 14: Přítok „M“ (M).

Zdroj: Renata Hurychová

- *Přítok K „K“* (N 50°38'59.976"; E 13°57'10.806"): Tento tok je oproti ostatním poměrně dlouhý a v horní části je do přítoku K svedena voda z horní části svahu, kde rostou zejména olše (*Alnus glutinosa*). Horní část toku není dobře zpevněna a až po několika metrech jsou patrné kamenné kvádry, které jsou porostlé vegetací (viz Obr. 15). Spodní část toku protéká zatravněnou plochou, která je pravidelně kosena. Sklon tohoto toku je průměrný (6,3%) a velikost povodí je 128249 m².



Obr. 15: Odběrové místo přítoku „K“ (K).

Zdroj: Renata Hurychová

Východní svahy:

Východní svahy byly překryty velmi slabou, téměř žádnou vrstvou ornice. Plocha je v současnosti pokryta travinami, jako je pýr plazivý (*Elytrigia repens*), podběl (*Tussilago farfara*), apod. V horní části svahu byla provedena lesnická rekultivace, která blíže k jezeru řídne. Přilehlé svahy k jezerní ploše jsou pak pokryty bylinami bez stromů.

- *Přítok VI „VI“* (N 50°38'53.391"; E 13°58'19.366"): Koryto tohoto přítoku je tvořeno kamenitými kvádry, které jsou porostlé na některých místech řasou (viz Obr. 16). Po obou stranách koryta jsou traviny, zejména pýr plazivý (*Elytrigia repens*). Sklon tohoto toku je 8,5 %. Povodí tohoto přítoku má velikost 17787m².



Zdroj: Renata Hurychová

Obr. 16: Odběrové místo přítoku „VI“ (VI).

- *Přítok PSR „Pod svahy rovného“* (N 50°38'33.809"; E 13°58'9.839"): Přítok se nachází na východní straně jezera a protéká lesním ekosystémem, kterým může být ovlivněn. Voda teče korytem, které je nezpevněné a tvoří jej nerektivovaná půda, která obsahuje značné množství sulfidických rud, které se oxidují (viz Obr. 17). Lze proto předpokládat, že tento přítok bude mít oproti ostatním nižší pH. Sklon toku není nikterak strmý (6,6 %) a povodí je ve srovnání s ostatními přítoky spíše menší (21225 m²).



Zdroj: Renata Hurychová

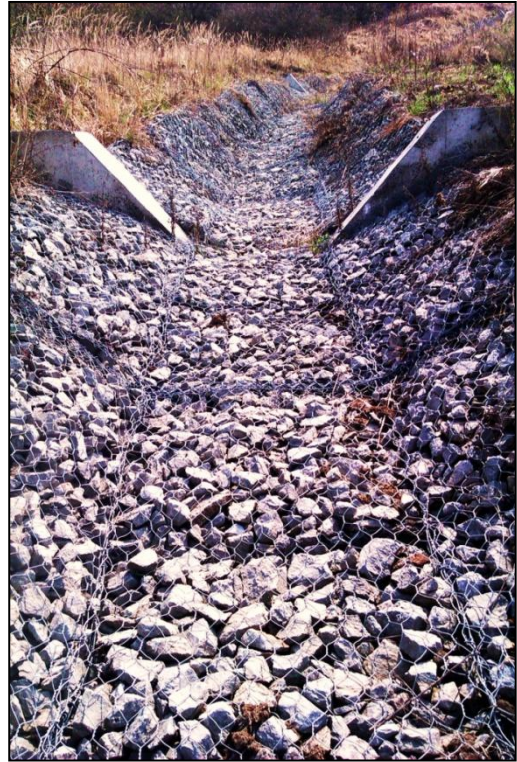
Obr. 17: Odběrové místo přítoku „Pod svahy Rovného“ (PSR).

- *Přítok SV „Suchovod“* (N 50°38'33.518"; E 13°58'9.044") – Tento přítok je oproti ostatním velmi dlouhý a jeho koryto je betonovo-kamenité (viz Obr. 18), bez znatelných nárostů vegetace. Jak ale název napovídá, voda si v poslední čtvrtině toku zvolila svou vlastní cestu a neteče korytem, nýbrž teče podél nezpevněné komunikace (viz Obr. 19). Koryto v těchto místech je nevyztužené a podél břehů rostou šípky, břízy a vyšší vegetace. Horní část toku sbírá vodu z poměrně strmého svahu, který je zarostlý pýrem a dalšími nižšími bylinami. Velikost povodí je 108864 m². Sklon je zpočátku vcelku míry, posléze však prudce klesá (průměrný sklon=8,7), a proto voda při dešťových obdobích a jarním tání nabírá na síle.



Zdroj: Renata Hurychová

Obr. 18: *Koryto přítoku „Suchovod“ (SV).*



Zdroj: Renata Hurychová

Obr. 19: *Odběrové místo přítoku „Suchovod“ (SV).*

Západní svahy:

Západní svahy byly nejméně dotčeny těžbou hnědého uhlí oproti ostatním, nebylo zde proto třeba navážet ornici. V současné době jsou tyto svahy porostlé vzrostlými stromy a pouze ve spodní části svahu dominuje bylinné patro. Nad západním svahem je vodní nádrž, jejíž okraje jsou porostlé makrofyty (viz Obr. 20).

- *Přítok VDZ „Z vodního díla Zalužany“* (N 50°39'22.125"; E 13°55'38.639"): Zalužanským potokem byla při napouštění jezera vedena voda z nádrže Kateřina do Chabařovického jezera skrz Zalužanský rybník (viz Obr. 20), který se nachází 400 metrů od zájmového jezera. Koryto tohoto toku je zpevněné a nepropustné a jsou zde patrné nárosty řas (viz Obr. 21). Sklon tohoto toku je poměrně strmý ve srovnání s ostatními přítoky (9,7%).



Obr. 20: *Vodní dílo Zalužany.*

Zdroj: Renata Hurychová



Obr. 21: *Odběrové místo přítoku „Z vodního díla Zalužany“ (VDZ).*

Zdroj: Renata Hurychová

Přelivový vrt (N 50°39'30.03"; E 13°56'18.41"):

Přelivový vrt byl (viz Obr. 22) jeden ze zdrojů řízeného zatápění, kterým byla přiváděna voda do Chabařovického jezera. Vody, které byly tímto vrtem vedeny, pocházely z opuštěných hlubinných dolů. Tyto vody jsou kyselé a obsahují ionty kovů, které se ve vodách běžně nevyskytují.

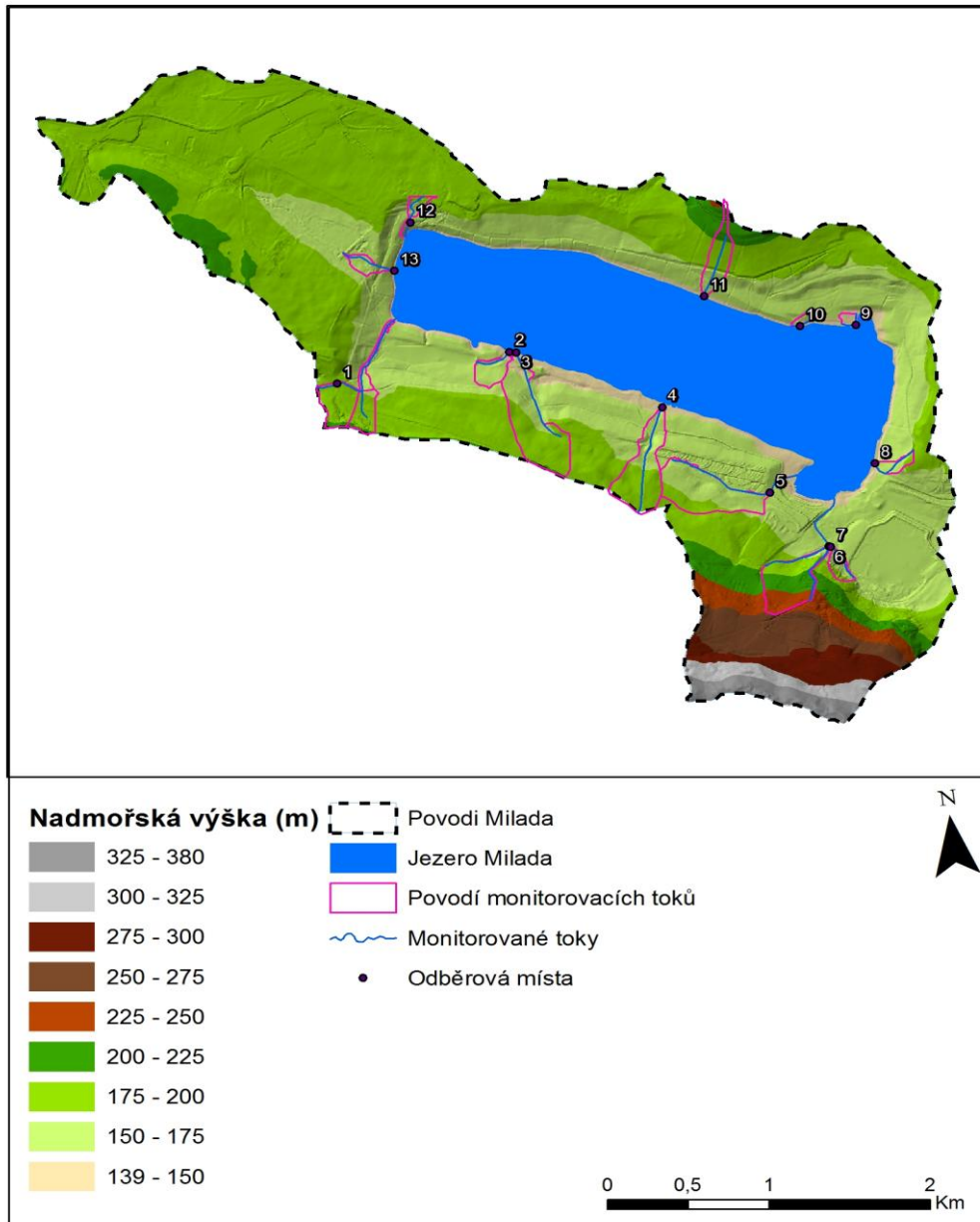


Obr. 22: Přelivový vrt.

Zdroj: Renata Hurychová

Chabařovické jezero:

Zpočátku měla nádrž charakter mělkého mokřadu s porosty mokřadní vegetace a počáteční hloubka byla max. 2,2 m. Současná rozloha Chabařovického jezera je 247,6 ha s průměrnou hloubkou 15,5 m, maximální hloubkou 24,7 m a nadmořská výška hladiny dosahuje 147,5 m. n. m. Celkový objem vody je podle propočtů 35,6 mil. m³ (www.pku.cz). Jezero má téměř pravidelný obdélníkový tvar, kde delší strana měří cca 3km a kratší cca 0,7 km. Dnes do jezera vtéká přibližně 30 přítoků a to hlavně ze severní strany (viz Obr. 23). Většina z nich je ale po většinu roku suchá.



Zdroj: Podkladová data - Zdroj dat digitálního modelu terénu - DMR 4G - ČUZK

Zpracováno pomocí programu ArcGIS 10.1

Obr. 23: Grafické znázornění nadmořské výšky území Chabařovického jezera s jednotlivými přítoky a jejich povodími.

3.5.4. Monitoring kvality vody zabezpečený Palivovým kombinátem

Řízené zatápění zbytkové jámy Chabařovice bylo zahájeno 15. Června 2001. Již měsíc po zahájení napouštění byly provedeny první odběry vzorků vody z jezera i ze zdrojů napouštění. Tyto vzorky pak byly podrobeny fyzikálně chemickým a bakteriologickým rozborům. Od poloviny roku 2002 se ustálilo sledování 3 profilů v jezeru (JCH3, JCH4 a

JCH5), které jsou označeny stabilními bójemi. Odběry byly prováděny měsíčně, kdy byly vzorky brány z jezera od hladiny ke dnu zpočátku v metrových odstupech, od začátku roku 2006 ve dvoumetrových odstupech. U některých ukazatelů se stabilními nebo nízkými hodnotami provádí monitoring pouze několikrát ročně. Od roku 2006 jsou intenzivněji sledovány přítoky z vlastního povodí, ovšem bez pravidelnosti. Chabařovické jezero je kromě Palivového kombinátu sledováno i V.Ú.V T.G.M. v Praze (Přikryl, 2009).

Pro tuto diplomovou práci byly použity průměrné hodnoty vzorků z profilu JCH4. Tento profil je uprostřed jezera u hladiny. Hodnoty ukazatelů v tomto profilu jsou rozhodující pro kvalitu vody, která je určena pro rekreační využití.

4. POUŽITÉ METODY

Na sledované lokalitě byl v roce 2011 proveden mnou první podzimní odběr v rámci této diplomové práce. V roce 2012 byly provedeny čtyři odběry vody z tekoucích přítoků a v roce 2013 byla odebrána pátá sada vzorků. Při vzorkování bylo v terénu provedeno manuální měření průtoku, pomocí kalibrovaných nádob. Dále bylo měřeno pH, vodivost a teplota vody pomocí terénního pH-metru Hanna Combo waterproof. V laboratoři Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy pak byly podle zavedených metod měřeny následující veličiny: alkalita, acidita, tvrdost, koncentrace dusitanů, dusičnanů, amonných iontů, fosforečnanů, chloridů, vápníku, manganu a železa.

Data z let 2006 až 2013 (únor) byla poskytnuta Palivovým kombinátem, který odběr a analýzu vod nechal zpracovat akreditovanou laboratoří LAB Vaňov. Odběr vzorků byl prováděn několikrát ročně na různých profilech, podle aktuálních potřeb Palivového kombinátu.

Hydrometeorologická data byla získána od Českého hydrometeorologického ústavu ČR. K dispozici byly jak denní úhrny srážek, tak roční průměrné teploty pro každý rok a průměrné teploty každého roku.

4.1. Terénní práce

4.1.1. Reakce vody (pH)

Reakce vody je definována jako záporný dekadický logaritmus aktivity oxoniových iontů. Je to bezrozměrné číslo a jeho hodnota je závislá na teplotě vody (Horáková, 2003). PH vody bylo měřeno pomocí terénního pH-metru Hanna Combo pH&ORP. 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 (Pitter, 2009). Reakce vody může být ovlivněna řadou

faktorů, jako je ředění jinými přítoky či srážkami, uvolnění kovů či adsorpce sedimentů kyseliny (Pitter, 2009).

4.1.2. Teplota

Teplota vody patří mezi významné veličiny. Měří se pomocí teploměru a uvádí se ve stupních celsia [$^{\circ}\text{C}$] nebo kelvinech [K]. Teplota významně ovlivňuje chemickou a biochemickou reaktivitu (Horáková, 2003; Pitter 2009).

4.1.3. Elektrolytická vodivost (konduktivita)

Elektrolytická vodivost je fyzikální veličina popisující schopnost elektrolytu vést elektrický proud. Jednotka vodivosti je siemens na metr [$\text{S}\cdot\text{m}^{-1}$], ale běžně se používá milisiemens na centimetr [$\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$]. Je závislá na koncentraci iontů, jejich nábojovém čísle, na jejich pohyblivosti a na teplotě. Vzhledem k tomu, že změna teploty měřené vody o 1°C způsobuje změnu konduktivity nejméně o 2%, je velmi důležité vzorek buď temperovat, nebo konduktivitu přepočítat na standardní teplotu, obvykle na 25°C . Ve výsledcích je konduktivita vztažena na teplotu 25°C (Pitter, 2009).

4.1.4. Průtok

Jelikož jsou přítoky malé, jejich průtok byl snadno změřen kalibrovanou nádobou. V terénu byl měřen čas, za který se kalibrovaná nádoba naplní. Průtok byl při každém měření změřen třikrát na každém odběrovém místě, aby se předešlo chybě.

4.2. Laboratorní práce

4.2.1. Stanovení neutralizační kapacity

Neutralizační kapacita vody je schopnost vody vázat vodíkové nebo hydroxidové ionty. Je způsobena různými protolytickými systémy, v přírodních vodách převažuje uhličitanový systém.

- Stanovení celkové alkality – KNK_{4,5}

K 100 ml vzorku byly přidány 2 kapky fenolftaleinu, který vzorek zbarvil do fialova. 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 cibulového zbarvení. Byla odečtena a zapsána hodnota spotřeby činidla a podle níže uvedeného vzorce byla vypočítána alkalinita (Horáková, 2003).

$$KNK_{4,5} = \frac{V_e \cdot f_{HCl} \cdot c_{HCl} \cdot 10^3}{V_0}$$

V_e – spotřeb odměrného roztoku HCl (ml)

C_{HCl} – koncentrace odměrného roztoku HCl (mol/l)

V_0 – původní objem vzorku (ml)

- Stanovení celkové acidity – ZNK_{8,5}

Do 250 ml titrační baňky bylo odpipetováno 100 ml vzorku vody. Poté bylo přidáno několik kapek fenolftaleinu. Roztok byl titrován hydroxidem sodným z bezbarvého do fialového zbarvení. Byla odečtena a zapsána hodnota spotřeby činidla a následně byla spočítána celková acidita (Horáková, 2003).

$$ZNK_{8,3} = \frac{V_e \cdot f_{NaOH} \cdot c_{NaOH} \cdot 10^3}{V_0}$$

V_e – spotřeb odměrného roztoku NaOH (ml)

C_{NaOH} – koncentrace odměrného roztoku NaOH (mol/l)

V_0 – původní objem vzorku (ml)

4.2.2. Stanovení tvrdosti

K 100 ml vzorku bylo přidáno pro odstranění celkové alkality 5ml tlumivého roztoku. Po dokonalém promíchání bylo přidáno tolik směsi tuhého indikátoru eriochromové černi T,

dokud se roztok 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, 2003).

$$T = \frac{V_e \cdot f_{CH3} \cdot c_{CHIII} \cdot 10^3}{V_0}$$

V_e – spotřeb odměrného CHIII (ml)

C_{CHIII} – koncentrace odměrného roztoku CHIII (mol/l)

V_0 – původní objem vzorku (ml)

Stanovením tvrdosti se vyjadřuje obsah rozpuštěných nerostů ve vodě, nejčastěji CaO a MgO (Pitter, 2009).

4.2.3. Stanovení dusičnanů

Nejprve byla vytvořena kalibrační křivka, a to následujícím způsobem:

Do 50ml odměrných baněk bylo odpipetováno přesné množství roztoku v různých koncentracích. Vzorek byl doplněn po rysku destilovanou vodou. Byla provedena kolorimetrie proti destilované vodě při 214 nm v 1cm kyvetách.

Vzorek byl měřen stejným způsobem jako standardy. Podle výpočtu byl stanoven obsah dusičnanů ve vzorku (Horáková, 2003).

4.2.4. Stanovení dusitanů

Nejprve byla vytvořena kalibrační křivka, a to následovně:

Do 50 ml odměrných baněk byla pomocí pipety připravena řada kalibračních standardů. Byl přidán 1ml kyseliny sulfanilové a roztok řádně promíchán. Po pěti minutách stání byl přidán 1ml α -naftylaminu a vzorek byl opět řádně promíchán. Kolorimetrie byla provedena po 40 minutách proti slepému vzorku při 520 nm ve 4 cm kyvetách.

Po vytvoření kalibrační křivky byly stanoveny vzorky:

Do kádinky bylo odpipetováno 50 ml vzorku a byl doplněn po rysku destilovanou vodou. Další chemikálie byly přidávány stejně jako u standardů a měření bylo provedeno za stejných podmínek proti slepému vzorku. Podle vzorce byla spočítána koncentrace dusitanů (Horáková, 2003).

4.2.5. Stanovení amonných iontů

Do 50 ml odměrných baněk bylo postupně odpipetováno dané množství kalibračního roztoku (roztok NH_4Cl) podle tabulky a dělenou pipetou byl přidán objem demineralizované vody do 40 ml. Poté byly přidány 4 ml vybarvovacího činidla a 4 ml dichlorisokyanatanu sodného, vzorek byl řádně promíchán a doplněn demineralizovanou vodou k rysce a opět promíchán. Vzorek byl ponechán 1 hodinu při pokojové teplotě a poté byla změřena absorbance v 1 cm kyvetách při 655 nm. Podle vzorce byla vypočtena koncentrace amonných iontů (Horáková, 2003).

4.2.6. Stanovení fosforečnanů

Nejprve byla vytvořena kalibrační křivka a to následujícím způsobem:

Do 50ml odměrných baněk byla odpipetována škála standardů podle tabulky a roztok byl doplněn do 50ml destilovanou vodou. Byl přidán 1 ml kyselého roztoku molybdenanu amonného. Poté byl roztok promíchán. Po pěti minutách byl přidán mikropipetou 0,1 ml SnCl_2 a vzorek vody byl opět promíchán. Vzorek byl změřen na spektrofotometru proti slepému vzorku při 700 nm ve 4 cm kyvetách.

Po vytvoření kalibrační křivky, byl stanoven vzorek a to následovně:

Do kádinek bylo nepipetováno 50 ml vzorku vody a dále byl postup stejný, jako při tvorbě kalibrační křivky. Podle výpočtu byla stanovena koncentrace fosforečnanů (Horáková, 2003).

4.2.7. Stanovení veškerého železa

Byla sestrojena kalibrační křivka a to tak, že do 50 ml odměrných baněk byla odpipetována škála vzorků vody podle tabulky. Byl přidán 1 ml zředěné HCl, 1ml zředěného H₂O₂ a roztok byl řádně promíchán. Po pěti minutách byl vzorek doplněn vodou na 30-40 ml a bylo přidáno 5 ml KSCN. Nejpozději do 1minuty byl roztok doplněn na 50 ml destilovanou vodou a byl promíchán. Na spektrofotometru byl roztok měřen proti slepému vzorku při 500 nm ve 4 cm kyvetách.

Koncentrace železa ve vzorku byla stanovena následovně:

Do odměrné baňky bylo odpipetováno maximálně 40 ml vzorku vody a dále byl postup stejný jako u škály standardů. Podle výpočtu bylo stanoveno celkové železo (Horáková, 2003).

4.2.8. Stanovení chloridů (podle Mohra):

Do titrační baňky bylo odměřeno 100 ml vzorku, nebo menší množství vzorku, které bylo doplněno destilovanou vodou na 100 ml. Byl přidán 1 ml roztoku chromanu draselného (K₂CrO₄) a za stálého míchání byl vzorek titrován odměrným roztokem dusičnanu stříbrného (AgNO₃) do prvního trvalého přechodu barvy ze světle žluté do oranžově hnědé. Bylo provedeno stanovení slepého vzorku se 100 ml destilované vody. Stejně jako u předchozího vzorku byla provedena titrace u všech zbývajících vzorků. Podle výpočtu byly stanoveny chloridy ve vodě (Horáková, 2003).

$$c_{Cl^-} = \frac{(V_e - V_s) \cdot f_{AgNO_3} \cdot c_{AgNO_3} \cdot 35,45 \cdot 10^3}{V_0}$$

V₀ – původní objem vzorku (ml)

V_e – spotřeba odměrného roztoku AgNO₃ (ml)

V_s – spotřeba odměrného roztoku AgNO₃ (ml)

C_{AgNO₃} – koncentrace odměrného roztoku AgNO₃ (mol/l)

35,45 – molekulová hmotnost Cl

4.2.9. Stanovení vápníku

Do titrační baňky bylo odpipetováno 100 ml s množstvím vápníku nejvýše 20 mg nebo menší množství vzorku, které bylo doplněno na 100 ml destilovanou vodou. Byly přidány 2 ml 1 M 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, 2003).

4.2.10. Stanovení manganu

Nejprve byla stanovena kalibrační křivka a to následujícím způsobem:

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

Stanovení vzorku bylo následovné:

Do titračních baněk (250 ml) bylo odpipetováno 100 ml vzorku vody a byly přidány 2 ml koncentrované kyseliny dusičné (HNO_3). K vzorku byl přikapáván dusičnan stříbrný (AgNO_3) až do vzniku zákalu. Byly přidány ještě 2 ml dusičnanu stříbrného (AgNO_3) jako přebytek a vzorek byl zfiltrován. Byla přidána 1 lžička (cca 0,5g) persíranu a dále byl postup stejný jako u stanovení kalibrační křivky. Podle vzorce bylas spočtena koncentrace manganu ve vodě (Horáková, 2003).

4.2.11. Stanovení síranů

Sírany byly stanoveny laboratoří Vaňov. V laboratoří vod PŘF UK se metoda na stanovení síranů neprovádí. Laboratoř Vaňov stanovovala sírany podle české státní normy ISO 22743.

4.3. Zpracování dat

4.3.1. Příprava dat

Získaná data z Palivového kombinátu byla zpracována nejprve v programu Excel. V tomto programu byly výsledky shrnuty do kontingenční tabulky, tak, aby byly výsledky co nejvíce přehledné. Vznikla tak souvislá časová řada pro vybrané sledované ukazatele v monitorovaných přítocích. U některých ukazatelů leží hodnoty pod mezí stanovitelnosti, proto byly nahrazeny polovinou nejmenší stanovené hodnoty. Pokud v sadě dat chyběla jedna hodnota v proměnné, byla doplněna střední hodnotou dané proměnné a tím byla datová sada kompletní. V datových sadách se v několika případech vyskytly velmi rozdílné hodnoty oproti ostatním (odlehlá pozorování), které byly z velké pravděpodobnosti způsobeny chybou. Tyto hodnoty byly proto vyloučeny. Jedná se konkrétně o tato data:

- Přítok K – rok 2007, 2008, 2009; ukazatel Mn^{2+}
- Přítok N – rok 2006, 2010; ukazatel Ca^{2+} ,
 - rok 2010; ukazatel $\text{Fe}^{2+/3+}$, Mg
 - rok 2012, 2013, ukazatel SO_4^{2-}
 - Přítok SPH – rok 2013, ukazatel SO_4^{2-}
- Přítok ZPS – rok 2006, ukazatel SO_4^{2-}
 - rok 2011, ukazatel Ca^{2+}
- Přítok PSR – rok 2007, 2008, ukazatel Ca^{2+}
 - rok 2012, 2013, ukazatel SO_4^{2-}

Poté byly u jednotlivých přítoků zhodnoceny jejich ukazatele, které byly srovnány se standardy ukazatelů přípustného znečištění povrchových vod (NV č.229/2007 Sb.). Přítoky byly srovnány i mezi sebou a srovnány byly i přítoky s jezerem. Pro toto zhodnocení byl použit statistický program OriginLab, který umožňuje vytvoření grafů a zároveň obsahuje pokročilé statistické a regresní funkce. Srovnání kationtů a aniontů v Chabařovickém jezeře,

přítocích a vrtu bylo provedeno v programu AqQa, který je vhodný pro analýzu vody.

V tomto programu byly vytvořeny piper ploty.

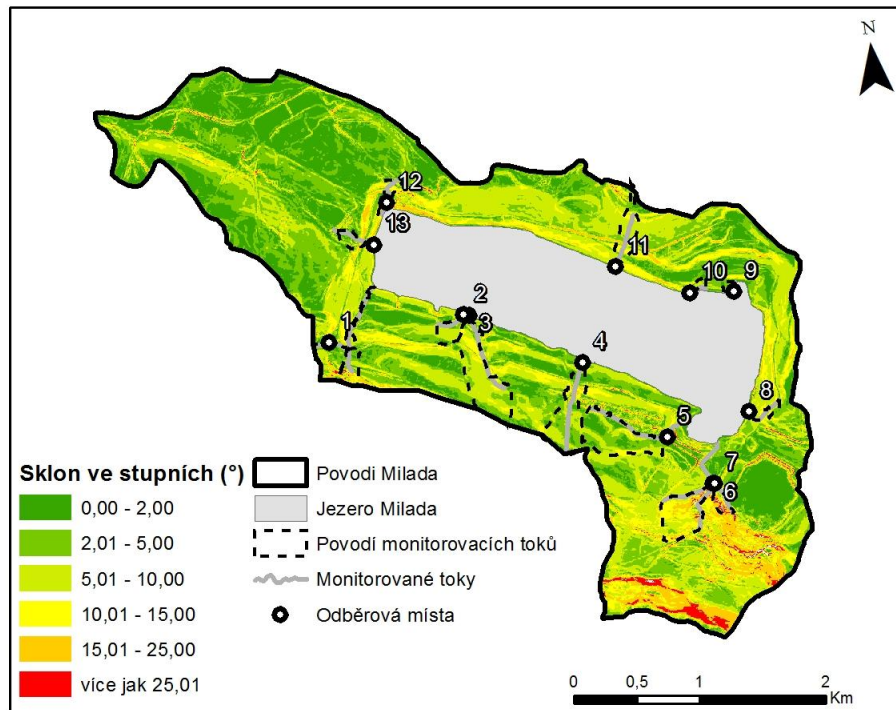
4.3.2. Určení povodí a land use, sklonu a expozice v programu ArcGIS

Data potřebná k práci v GIS byla získána z ČÚZK, jedná se o data Zabaged - DMR 4G a Ortofotomapy, poskytovatelem byl Český úřad zeměměřičský a katastrální. Analýzy byly provedeny v programu ArcGIS 10.1.

- Vytvoření digitálního modelu terénu (DMT): Digitální model terénu (DMT) je složen z vektorových dat, které obsahují body, vrstevnice a hrany. Tato data jsou získána ze zaměřeného terénu (letecké laserové skenování). Pro získání DMT je nezbytné vytvoření TIN, který získáme pomocí 3D Analyst.

- Určení sklonu a expozice: Z rastrového modelu terénu byl vytvořen rastr sklonů a expozic.
- **Sklon** se počítá jako podíl změny výšky na určitém úseku. Lze vyjádřit ve stupních nebo v procentech (Štych, 2008).

Sklon (Slope): Spatial Analyst → Surface → Slope (viz Obr. 24)



Zdroj: Podkladová data - Digitální model terénu - DMR 4G - ČUZK

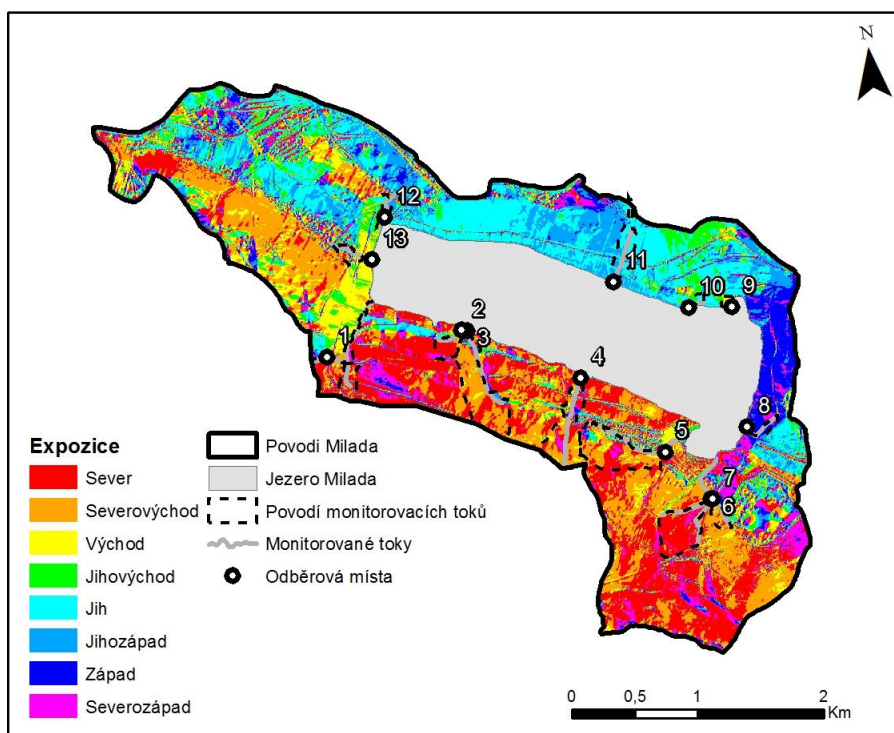
Zpracováno v programu ArcGIS 10.1

Obr. 24: Expozice území Chabařovického jezera.

- **Expozice** je horizontální úhel ve stupních sevřený mezi zeměpisným severem a gradientem (ve smyslu směru hodinových ručiček). Jako výchozí bod (0°) se mívá směr sever. Úhel se mění po směru hodinových ručiček (východ – 90° , západ – 240° , jih – 180°).

Expozice: Spatial Analyst → Surface → Aspect

(viz Obr. 25)



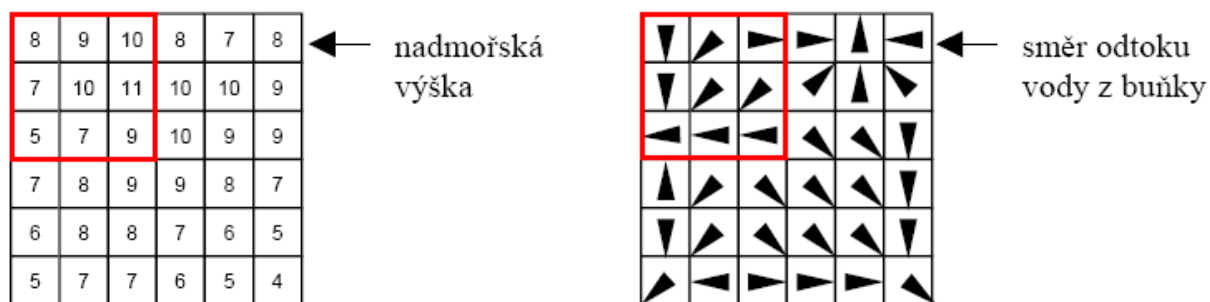
Zpracováno v programu ArcGIS 10.1

Obr. 25: Expozice území Chabařovického jezera.

- Určení jednotlivých povodí:

Jako první byla vytvořena TIN algoritmem triangulace modifikovaným s ohledem na orografické linie. Poté byla TIN převedena na rastr (TIN to Raster).

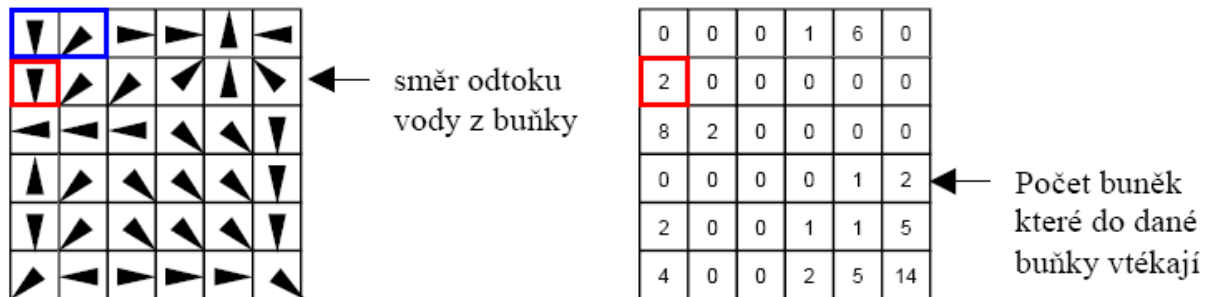
Byl získán rastr směru odtoku z buňky, což bylo provedeno tak, že pro vybranou buňku z DMR byl zjištěn směr největšího spádu, tzn. buňka, jenž má z okolí nejmenší nadmořskou výšku. Tento algoritmus byl použit u všech buněk z rastru DMR (viz Obr. 26).



Zdroj: Jedlička, K., Mentlík, P.; 2002

Obr. 26: Rastr směru odtoku z buňky

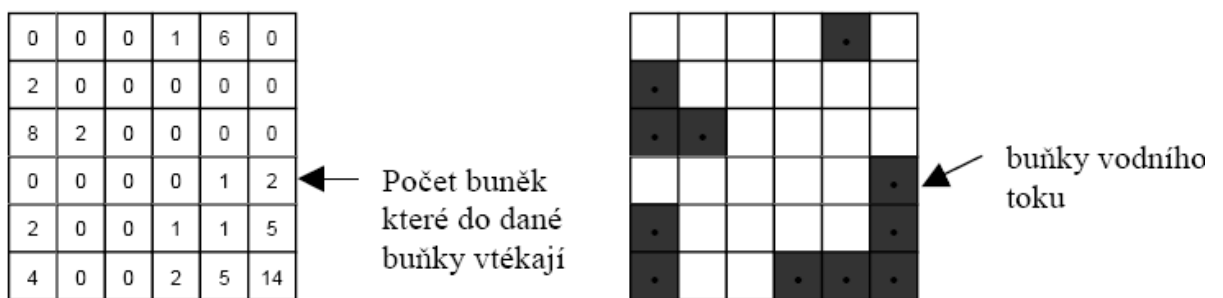
Na Obr. 27 je znázorněn rastr akumulace vody, jenž byl zjištěn podle toho, kolik buněk do této buňky vtéká. Celý algoritmus byl aplikován na všechny buňky (Jedlička, Mentlík, 2002).



Zdroj: Jedlička, K., Mentlík, P.; 2002

Obr. 27: Rastr směru odtoku z buňky a z něj spočtený rastr akumulace vody.

Rastr vodních toků je vytvořen tzv. prahováním, což je metoda pro segmentaci, kdy nastavením hodnoty prahu T, je dosaženo toho, že hodnoty menší než práh T nabudou 0 a hodnoty větší nebo rovno prahu T nabudou 1. Tímto je vytvořen binární rastr (viz Obr. 28).



Zdroj: Jedlička, K., Mentlík, P.; 2002

Obr. 28: Rastr akumulace vody a z něj spočtený rastr vodních toků.

Byl vytvořen rastr povodí a to tak, že by bylo zjištěno, které buňky rastru směru odtoku z buňky odtékají do stejného toku. Tyto skupiny buněk pak vytvářejí jednotlivá povodí (viz Obr. 29)

0	0	0	1	6	0
2	0	0	0	0	0
8	2	0	0	0	0
0	0	0	0	1	2
2	0	0	1	1	5
4	0	0	2	5	14

Zdroj: Jedlička, K., Mentlík, P.; 2002

Obr. 29: Rastr povodí

Vzniklé povodí v prostředí ArcGIS bylo podle znalostí místního terénu upraveno.

- Určení Land Use (LU): Land use je charakterizované jako využití území člověkem. V této práci bylo LU rozděleno na dvě základní kategorie a to lesnické LU a luční (LU). Samotné určení LU v prostředí ArcGIS bylo určení pomocí editace (Editing), kdy lesnická LU měla hodnotu 1 a zemědělská LU hodnotu 0.

4.3.3. Ordinační analýza – RDA, PCA

Pro vyhledání nejvýznamnějších faktorů byla zvolena ordinační analýza, která zjednodušuje mnohorozměrný prostor, kdy nedochází k redukci, ale pouze k rotaci pohledu.

Osy ve vzniklých grafech pak znamenají následující:

- 1. osa zachycuje směr největší variability v hyperprostoru
- 2. Osa zachycuje další směr největší variability v mnohorozměrném prostoru a nekoreluje s první osou.
- Další osy zachycují další směry největší variability

Ke zjištění struktury a vazby mezi proměnnými byla použita nepřímá analýza hlavních komponent (PCA - *Principal Component Analysis*), kdy dojde k lineární transformaci původních znaků na nové, nekorelované proměnné, zvané hlavní komponenty. Hlavní komponenty jsou seřazeny podle stupně důležitosti (tj. klesajícího rozptylu) od největšího

k nejmenšímu. Analýza PCA tak vystihuje téměř proměnlivost původních proměnných a jsou vzájemně nekorelované.

Byla také provedena přímá gradientová analýza RDA (*Redundancy Analysis*) a popisuje kolik variability dané proměnné je vysvětleno ostatními proměnnými v modelu. Zároveň byl proveden i Monte-Carlo permutační test s 499 opakováními. Tento test ověřuje, zda vybrané proměnné prostředí, mají signifikantní vliv na kvalitu vody.

5. VÝSLEDKY

Základní parametry měřených veličin jednotlivých přítoků, Chabařovického jezera a vrtu jsou uvedeny v Tab. 1. Průměrné pH všech přítoků dosahuje 7,6, což odpovídá hodnotě běžných povrchových vod (Pitter, 2009). EC dosahuje v přítocích průměrné hodnoty 231,8 mS/m, v Chabařovickém jezeře 96,3 mS/m a ve vrtu 172 mS/m. TDS mají v přítocích průměrnou hodnotu 2348,8 mg/l, v jezeře 960 mg/l a ve vrtu 1017,5 mg/l. Aciditu, nebo-li celkovou zásadovou kapacitu má nejvyšší vrt (1,9 mmol/l), dále přítoky (0,9 mmol/l) a nejnižší aciditu má Chabařovické jezero (0,1 mmol/l). Nejvyšší hodnota koncentrace SO_4^{2-} byla zaznamenána v přítoku S16 (1785 mg/l) a nejnižší v přítoku PO (277,5 mg/l). Průměrná koncentrace SO_4^{2-} v jezeře je 985 mg/l a ve vrtu 235 mg/l. Průměrná hodnota alkalinity v přítocích je 5,7 mmol/l, v jezeře alkalinita nabývá průměrné hodnoty 5,24 mmol/l a vrt má průměrnou hodnotu alkality 2,9 mmol/l.

Tab. 1: Souhrnná tabulka s fyzikálně-chemickými vlastnostmi vody v jednotlivých přítocích (K, N, SPH, PO, UP, S16, SV, ZPS, PSR), Chabařovickém jezeře a vrtu.
 Jednotky: EC mS/m; alkalinita + acidita mmol/l; Al³⁺ µg/l; ostatní mg/l; pH – bezrozměrná jednotka.
 (Data jsou za období 2006 – 2013)

	K			N			SPH			PO			UP		
	Max	Min	Avg	Max	Min	Avg	Max	Min	Avg	Max	Min	Avg	Max	Min	Avg
pH	8,2	7,6	7,9	8,3	7,3	7,8	8,6	7,3	8,0	8,3	7,9	8,1	8,2	7,5	7,9
EC	419,0	230,0	324,5	501,0	70,0	285,5	293,0	149,0	221,0	124,0	96,1	110,1	401,0	166,0	283,5
TDS	2800,0	2400,0	2600,0	450,0	430,0	440,0	2300,0	1900,0	2100,0	920,0	860,0	890,0	3000,0	2800,0	2900,0
Acidita	2,5	0,4	1,5	2,2	0,1	1,2	1,0	0,1	0,6	1,2	0,1	0,7	1,2	0,1	0,6
Alkalinita	14,5	8,4	11,5	13,8	3,4	8,6	10,8	3,5	7,2	7,0	3,4	5,2	7,4	4,3	5,9
NH ₄ ⁺	0,95	0,03	0,49	0,62	0,01	0,32	0,93	0,07	0,50	0,68	0,03	0,35	0,68	0,03	0,36
NO ₂ ⁻	0,29	0,01	0,15	0,12	0,00	0,06	0,26	0,01	0,13	0,02	0,00	0,01	0,23	0,03	0,13
NO ₃ ⁻	83,00	21,00	52,00	240,00	3,40	121,70	35,10	1,40	18,25	8,22	0,10	4,16	240,00	3,36	121,68
SO ₄ ²⁻	1750,00	1100,00	1425,00	1600,00	105,00	852,50	1570,00	780,00	1175,00	320,00	235,00	277,50	1550,00	790,00	1170,00
Cl ⁻	27,00	16,00	21,50	51,00	1,30	26,15	96,00	1,20	48,60	60,00	21,00	40,50	34,00	16,00	25,00
HCO ₃ ⁻	1200,00	540,00	870,00	810,00	200,00	505,00	680,00	330,00	505,00	460,00	190,00	325,00	500,00	260,00	380,00
Fe ^{2+/3+}	0,09	0,03	0,06	0,11	0,01	0,06	0,12	0,001	0,06	0,29	0,03	0,16	0,20	0,02	0,11
Al ³⁺	57,00	53,00	55,00	45,00	56,00	50,50	453,00	73,00	263,00	52,00	25,00	38,50	35,00	27,00	31,00
Ca ²⁺	357,00	160,00	258,50	320,00	14,00	167,00	363,00	28,00	195,50	175,00	75,00	125,00	290,00	87,00	188,50
Mg ²⁺	229,00	118,00	173,50	218,00	39,00	128,50	132,00	115,00	123,50	39,00	24,00	31,50	180,00	69,00	124,50
Mn ²⁺	1,04	0,08	0,56	3,10	0,12	1,61	1,80	0,05	0,93	0,35	0,03	0,19	0,25	0,05	0,15

	S16			SV			ZPS			PSR			VDZ		
	Max	Min	Avg	Max	Min	Avg	Max	Min	Avg	Max	Min	Avg	Max	Min	Avg
pH	7,6	6,8	7,2	7,4	6,9	7,2	8,3	7,2	7,8	7,1	6,0	6,6	8,0	7,8	7,9
EC	636,0	203,0	419,5	201,0	166,0	183,5	190,0	115,0	152,5	198,0	121,0	159,5	134,0	121,0	127,5
TDS	4700,0	4500,0	4600,0	2550,0	2350,0	2450,0	1600,0	1400,0	1500,0	1900,0	1600,0	1750,0	920,0	920,0	895,0
Acidita	2,1	0,5	1,3	0,5	0,3	0,4	0,8	0,3	0,5	2,6	0,3	1,5	6,9	0,200	5,900
Alkalinita	10,9	4,5	7,7	2,8	2,0	2,4	8,4	0,2	4,3	2,8	1,0	1,9	19,1	6,860	13,000
NH ₄ ⁺	10,50	0,01	5,26	1,80	1,35	1,58	3,90	0,09	2,00	2,20	0,75	1,47	0,23	0,012	0,119
NO ₂ ⁻	3,06	0,02	1,54	0,01	0,01	0,01	0,70	0,02	0,40	0,08	0,00	0,04	0,40	0,014	0,207
NO ₃ ⁻	192,00	42,35	117,17	0,90	0,20	0,55	3,90	0,09	2,00	1,48	0,15	0,82	1,00	0,005	0,503
SO ₄ ²⁻	2450,00	1120,00	1785,00	1350,00	820,00	1085,00	680,00	280,00	480,00	1350,00	680,00	1015,00	195,00	95,000	145,000
Cl ⁻	170,00	24,00	97,00	56,00	50,00	53,00	860,00	52,00	456,00	79,00	4,89	41,95	48,00	195,000	145,000
HCO ₃ ⁻	710,00	280,00	495,00	690,00	670,00	680,00	480,00	130,00	305,00	150,00	100,00	125,00	720,00	720,000	705,000
Fe ^{2+/3+}	0,13	0,01	0,07	5,10	2,60	3,85	1,8	0,04	0,9	12,20	0,04	6,12	1,70	0,050	0,875
Al ³⁺	510,00	25,00	267,50	140,00	25,00	82,50	180,00	25,00	102,50	140,00	25,00	82,50	86,00	86,000	55,500
Ca ²⁺	413,00	163,00	288,00	325,00	235,00	280,00	300,00	115,00	207,50	340,00	235,00	287,50	158,00	9,000	83,500
Mg ²⁺	245,00	185,00	215,00	70,00	54,00	62,00	78,00	38,00	58,00	67,00	45,00	56,00	45,00	18,000	31,500
Mn ²⁺	2,10	0,03	1,06	1,75	1,20	1,48	3,50	0,14	1,80	3,40	1,20	2,30	1,50	0,500	1,000

EC — Electrical conductivity (vodivost); TDS — Total dissolved solids (rozpuštěné látky); Min — Minimum; Max — Maximum; Avg — Average (průměr)

Tab. 1 - Pokračování: Souhrnná tabulka s fyzikálně-chemickými vlastnostmi vody v jednotlivých přítocích (K, N, SPH, PO, UP, S16, SV, ZPS, PSR), Chabařovickém jezeře a vrtu.

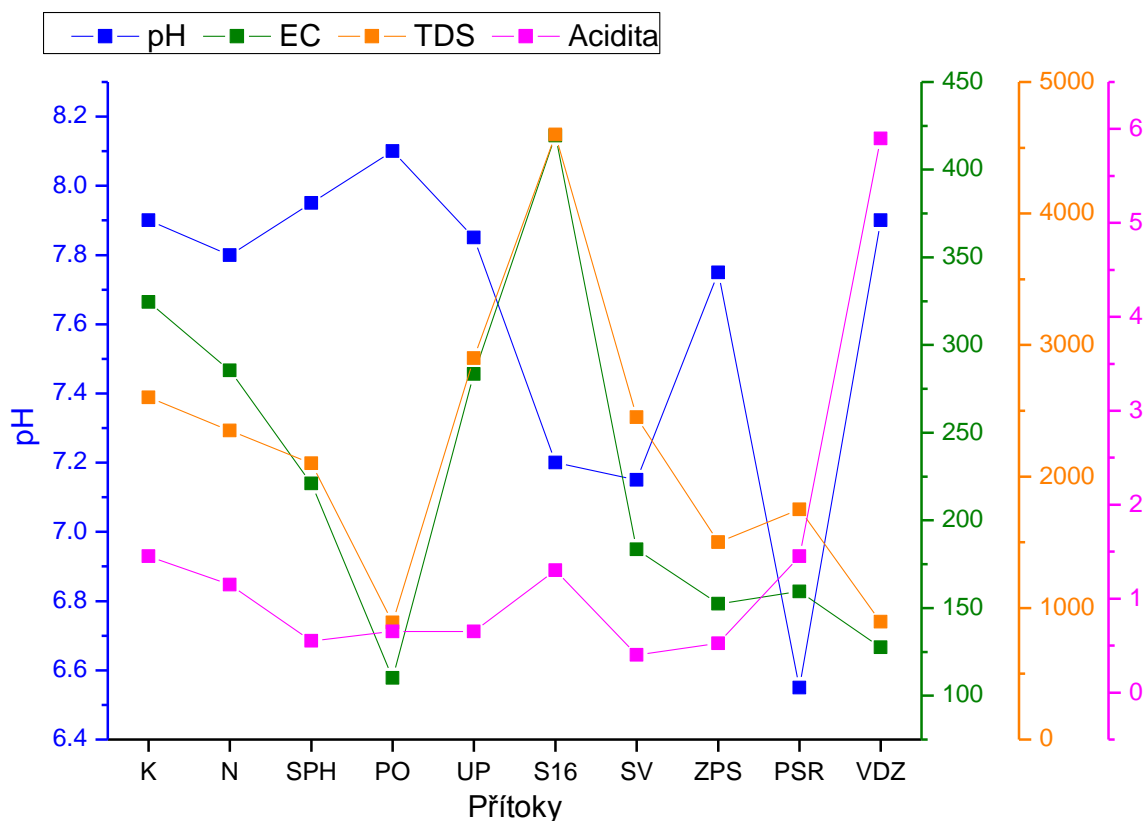
Jednotky: EC mS/m; alkalinita + acidita mmol/l; Al³⁺ µg/l; ostatní mg/l; pH – bezrozměrná jednotka.
(Data jsou za období 2006 – 2013)

	Jezero			Vrt			Přítoky
	Max	Min	Avg	Max	Min	Avg	Avg
pH	8,8	6,3	7,6	6,7	6,3	6,5	7,6
EC	92,5	96,0	96,3	179,0	165,0	172,0	231,8
TDS	1300,0	620,0	960,0	1040,0	995,0	1017,5	2348,8
Acidita	0,2	0,0	0,1	3,8	0,1	1,9	0,9
Alkalinita	6,95	3,92	5,24	3,9	1,8	2,9	5,7
NH ₄ ⁺	0,77	0,01	0,39	12,40	11,50	11,95	1,5
NO ₂ ⁻	0,15	0,02	0,08	0,01	0,00	0,01	0,3
NO ₃ ⁻	32,00	2,70	17,35	0,20	0,05	0,13	39,6
SO ₄ ²⁻	1300,00	670,00	985,00	300,00	170,00	235,00	1051,6
Cl ⁻	470,00	180,00	325,00	140,00	100,00	120,00	97,9
HCO ₃ ⁻	420,00	230,00	325,00	680,00	640,00	660,00	460,6
Fe ^{2+/3+}	0,15	0,02	0,08	4,90	2,70	3,80	1,9
Al ³⁺	123,00	25,00	74,00	54,00	25,00	39,50	115,3
Ca ²⁺	109,00	53,00	81,00	84,00	72,00	78,00	228,8
Mg ²⁺	67,00	34,00	50,50	59,00	47,00	53,00	105,5
Mn ²⁺	0,20	0,03	0,11	0,40	0,30	0,35	1,1

EC — Electrical conductivity (vodivost); TDS – Total dissolved solids (rozpuštěné látky); Min — Minimum; Max — Maximum; Avg — Average (průměr)

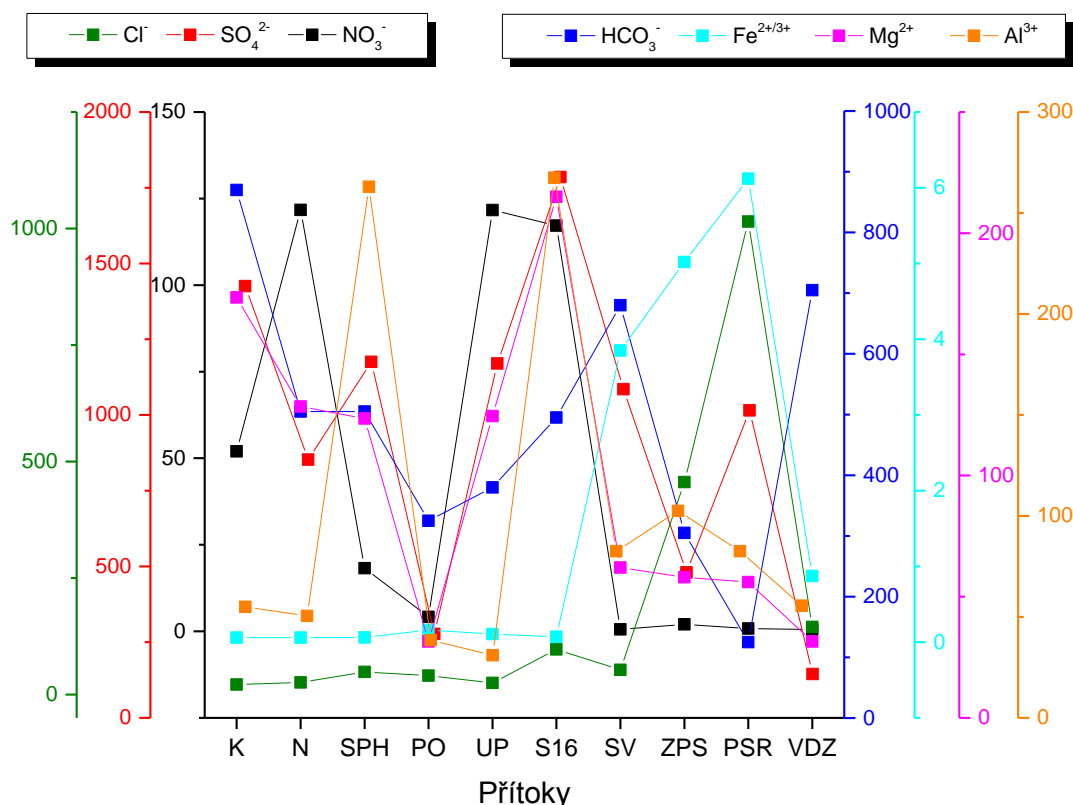
5.1. Kvalita jednotlivých přítoků

Jednotlivé přítoky jsou od sebe odlišné, avšak společnou vlastností přítoků je velké množství rozpuštěných látek a mnohé v rozdílných ukazatelích překračují limity pro povrchové vody (viz Tab. 2). Z grafů níže lze srovnat pH, EC, TDS, aciditu (viz Obr. 30) a Cl^- , SO_4^{2-} , NO_2^- , HCO_3^- , $\text{Fe}^{2+/3+}$, Mg^{2+} a Al^{3+} (viz Obr. 31) v jednotlivých přítocích. Na konci této části je shrnutí, kde je uvedena tabulka s přítoky, jejichž ukazatele překračují limitní hodnoty pro povrchové vody.



Zpracováno v programu Origin 9.

Obr. 30: Grafické znázornění průměrných hodnot pH, EC, TDS a acidity v jednotlivých přítocích. (pH – bezrozměrná veličina, EC – mS/m, TDS – mg/l, acidita – mmol/l)



Zpracováno v programu Origin 9.

Obr. 31: Grafické znázornění koncentrací látek v jednotlivých přítocích.
(Koncentrace: Al^{3+} - $\mu g/l$; ostatní - mg/l)

- Přítok K:** Hodnota pH tohoto přítoku se přibližuje 8, což je v porovnání s ostatními o něco vyšší, avšak ne nějak významně. Vyšší hodnoty nabývá ukazatel EC, který přesahuje hodnotu 300 mS/m (viz Obr. 30), což souvisí s vysokou koncentrací HCO_3^- a SO_4^{2-} . Tento přítok významně překračuje limity pro povrchové vody a to v následujících ukazatelích: rozpuštěné látky, SO_4^{2-} , NO_3^- , a Ca^{2+} (viz Tab. 2).
- Přítok N:** Tento přítok vede z protieutrofizační nádrže, jenž zabraňuje obohacování Chabařovického jezera, proto má přítok N v porovnání s ostatními přítoky velmi nízký obsah rozpuštěných látek, ale konduktivita je vyšší (285,5 mS/m). V přítoku dominují NO_3^- (viz Obr. 31), které společně se sírany a hořčíkem výrazně překračují limity pro povrchové vody (viz Tab. 2).

- Přítok SPH:** PH, EC, TDS a acidita je u tohoto přítoku v porovnání s ostatními průměrná (viz Obr. 30). Koncentrace Al^{3+} je v přítoku SPH vysoká ve srovnání s ostatními přítoky a přesahuje $250 \mu\text{g/l}$. Vyšší jsou i koncentrace Mg^{2+} , ale v porovnání s ostatními nikterak dramaticky (viz Obr. 31). V přítocích jsou koncentrace rozpuštěných látek, NO_3^- a SO_4^{2-} výrazně vyšší než limity pro povrchové vody (viz Tab. 2).
- Přítok PO:** EC a TDS spolu v tomto přítoku korelují (pearsonův korelační koeficient $-0,996$) a jejich hodnoty jsou nižší ve srovnání s ostatními přítoky. Hodnota pH u přítoku PO je oproti ostatním vyšší (viz Obr. 30), avšak koncentrace měřených látek jsou v porovnání s ostatními nízké. V tomto přítoku dominují HCO_3^- (viz Obr. 31). Tento přítok nepřekračuje limity pro povrchové vody, kromě rozpuštěných látek, amoniaku a síranů, jejichž koncentrace jsou oproti ostatním přítokům těsně nad limitem (viz Tab. 2).
- Přítok UP:** Hodnoty pH, EC, TDS a acidity jsou u tohoto přítoku v porovnání s ostatními průměrné (viz Obr. 31). Dominují NO_3^- , jejichž hodnoty jsou oproti ostatním přítokům velmi vysoké ($121,7 \text{ mg/l}$). Koncentrace NO_3^- jsou vyšší než vládou nařízené limity (viz Tab. 2). Vysoká je i koncentrace rozpuštěných látek a síranů, kde jsou limity také překročeny. Naopak velmi nízké koncentrace jsou zaznamenány u Al^{3+} (viz Obr. 31 a Tab. 2).
- Přítok S16:** Přítok S16 má poměrně vysoké hodnoty EC a TDS, které spolu korelují (pearsonův korelační koeficient $-0,9997$). Je proto zřejmé, že tento přítok má i vysoký obsah látek oproti ostatním přítokům. Nízké koncentrace jsou pouze $\text{Fe}^{2+/3+}$ a Cl^- , ačkoliv i koncentrace Cl^- jsou o něco vyšší v porovnání s ostatními přítoky (viz Obr. 31). Limity výrazně překračuje koncentrace rozpuštěných látek, dusičnanů, amoniaku a síranů (viz Tab. 2).

- **Přítok SV:** Tento přítok má v porovnání s ostatními průměrné hodnoty pH, EC a TDS. Acidita je oproti ostatním o něco nižší (viz Obr. 30.). V přítoku SV dominují HCO_3^- a $\text{Fe}^{2+/3+}$. Vyšší jsou i koncentrace SO_4^{2-} a překračuje tak obecné požadavky pro povrchové vody. Naopak velmi nízké v porovnání s ostatními přítoky jsou koncentrace NO_3^- (viz Obr. 31).
- **Přítok ZPS:** Průměrné pH tohoto přítoku je v porovnání s ostatními spíše vyšší a přibližuje se hodnotě 8. Konduktivita vody a množství rozpuštěných látek je v porovnání s ostatními přítoky nižší (viz Obr. 30). Z nízkých hodnot EC a TDS je zřejmé, že koncentrace látek v tomto přítoku není oproti ostatním přítokům vysoká, což lze vyčíst i z grafu výše (viz Obr. 31). V tomto přítoku jsou koncentrace $\text{Fe}^{2+/3+}$, SO_4^{2-} , NH_4^+ a rozpuštěných látek překračují limity pro povrchové vody (viz Tab. 2).
- **Přítok PSR:** Tento přítok má nejnižší pH, jehož průměrná hodnota činí 6,6. EC a TDS mají také nízké hodnoty. Naopak acidita je u přítoku PSR vyšší (viz Obr. 30). V tomto přítoku dominuje $\text{Fe}^{2+/3+}$ a vysoké jsou i koncentrace SO_4^{2-} a Cl^- (viz Obr. 31) a u těchto látek dochází k výraznému překročení limitů (viz Tab. 2).
- **Přítok VDZ:** Hodnota pH tohoto přítoku je v porovnání s ostatními vyšší. V přítoku VDZ dominují HCO_3^- . Koncentrace ostatních látek jsou velmi nízké v porovnání s ostatními přítoky (viz Obr. 31). Tento tok je zcela odlišný od ostatních. Překročený je limit pro rozpuštěné látky a hořčík, ovšem oproti ostatním přítokům je toto překročení nepatrné (viz Tab. 2).

Shrnutí: Všechny přítoky, kromě jediného (VDZ), překračují limit pro rozpuštěné látky. Stejně tak jsou téměř ve všech přítocích, mimo přítok VDZ, vysoké koncentrace síranů, které jsou vyšší než je stanovený limit pro povrchové vody. Problematické jsou i koncentrace dusičnanů, kde jsou limity několikanásobně překročeny. Koncentrace amoniakálního dusíku, hořčíku a vápníku jsou u mnoha přítoků také překročeny, avšak koncentrace ukazatelů přesahují limity jen o málo (viz Tab. 2).

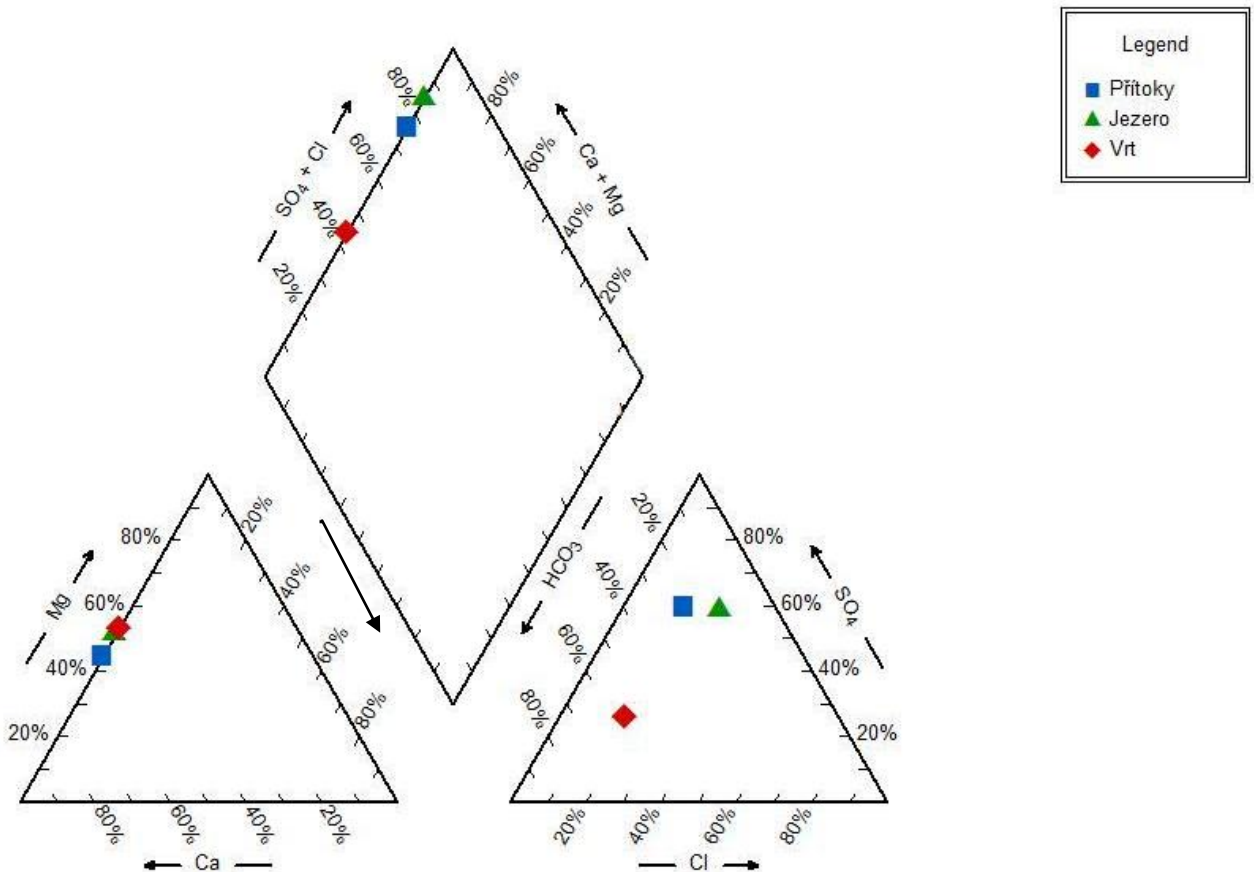
Jako nejvíce problematický se jeví přítok S16, který má vysoké koncentrace rozpuštěných látek, síranů a dusičnanů. Přítok, který má také mnoho ukazatelů překračující limity je přítok K, který má ve srovnání s ostatními velmi vysoké koncentrace síranů, ale i dalších látek. Dalším přítokem, který v mnoha ukazatelích překračuje limity pro povrchové vody je přítok UP. Naopak přítok, který téměř ve všech ukazatelích splňuje limity je přítok VDZ (viz Tab. 2).

Tab. 2: Přehled přítoků, jejichž ukazatelé překračují limity pro povrchové vody- nařízení vlády 61/2003 Sb. (červeně jsou označeny překročené ukazatele).

Přítok/Ukazatel	Rozpuštěné Látky [mg/l]	NO ₃ ⁻ [mg/l]	NH ₄ ⁺ [mg/l]	Cl ⁻ [mg/l]	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	Al ³⁺ [μg/l]	Mg ²⁺ [mg/l]	Mn ²⁺ [mg/l]	Ca ²⁺ [mg/l]	Fe ^{2+/3+} [mg/l]
Limit	750	5,4	0,23	150	200	1000	120	0,30	190	1,00
K	2800	52,0	0,49	22	1425	55	174	0,56	259	0,06
N	440	121,7	0,32	26	853	51	129	1,61	167	0,06
SPH	2100	18,3	0,50	49	1175	263	124	0,93	196	0,06
PO	890	4,2	0,35	41	278	39	32	0,19	125	0,16
UP	2900	121,7	0,36	25	1170	31	125	0,15	189	0,11
S16	4600	117,2	5,26	97	1785	268	215	1,06	288	0,07
SV	2450	0,6	1,58	53	1085	83	62	1,48	280	3,85
ZPS	1500	2,0	2,00	456	480	103	58	1,80	208	0,90
PSR	1750	0,8	1,47	42	1015	83	56	2,30	288	6,12
VDZ	895	0,5	0,12	145	145	56	32	1,00	84	0,88

5.2. Trendy vybraných ukazatelů v přítocích, jezeře a vrtu

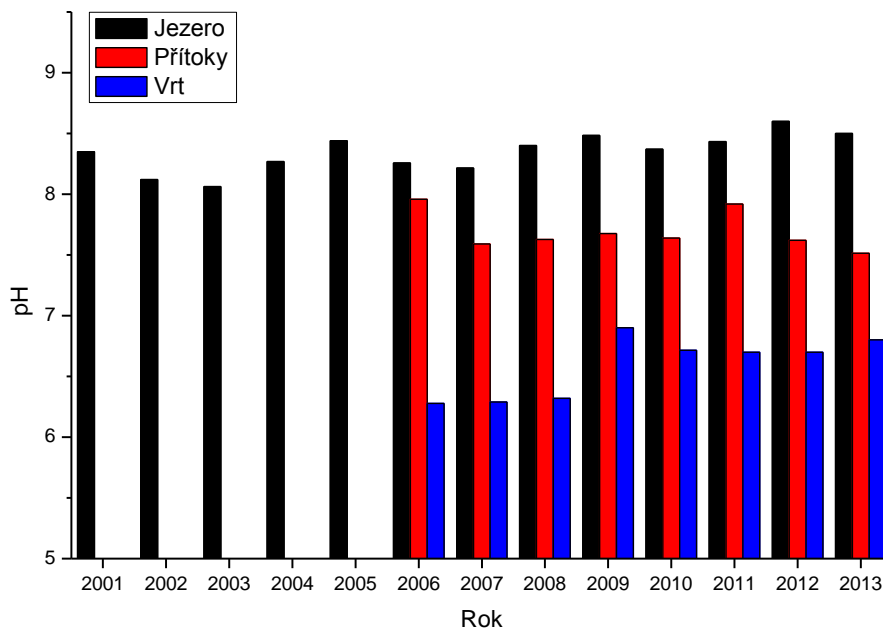
Z následujícího piper plotu (viz Obr. 32) lze vyčíst, že procentuální zastoupení kationtů a aniontů v přítocích a jezeře Chabařovice je velmi podobné. Procentuální zastoupení aniontů a kationtů ve vrtu se liší. Jezero a přítoky obsahují vyšší podíl SO_4^{2-} a Cl^- než voda z vrtu. Procentuální zastoupení Ca^{2+} a Mn^{2+} je v přítocích, jezeře a vrtu velmi podobné.



Zpracováno v programu AqQa.

Obr. 32: Piper plot znázorňující procentuální zastoupení kationtů a aniontů v přítocích, jezeře a vrtu.

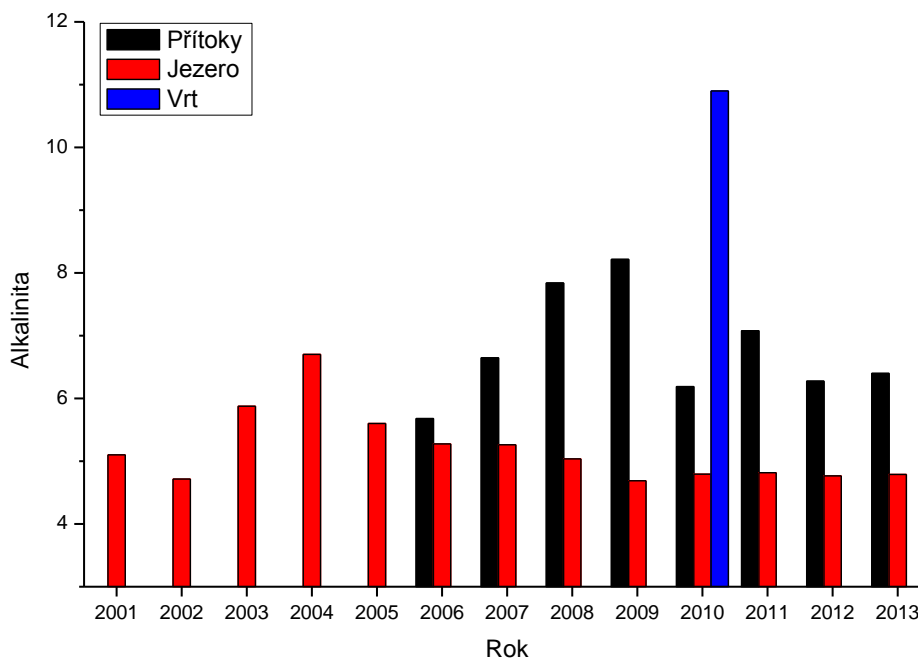
- **Reakce vody (pH):** Hodnoty pH v přítocích přímo neovlivňují pH v jezeře, ale hodnota pH však souvisí s chemickým složením vody, kdy dochází k přímému ovlivnění jezera přítoky. PH přítoků je o něco málo nižší než pH v jezeře (viz Obr. 33). V přítocích nebyla naměřena žádná extrémní hodnota, která by tak ovlivnila druhové složení organismů žijících ve vodě. Výrazně nižší pH má voda z vrtu. Do budoucna se nepředpokládá významná změna hodnoty pH v přítocích.



Zpracováno v programu Origin 9

Obr. 33: Grafické znázornění reakce vody (pH) v přítocích, jezeře a vrtu v průběhu let.

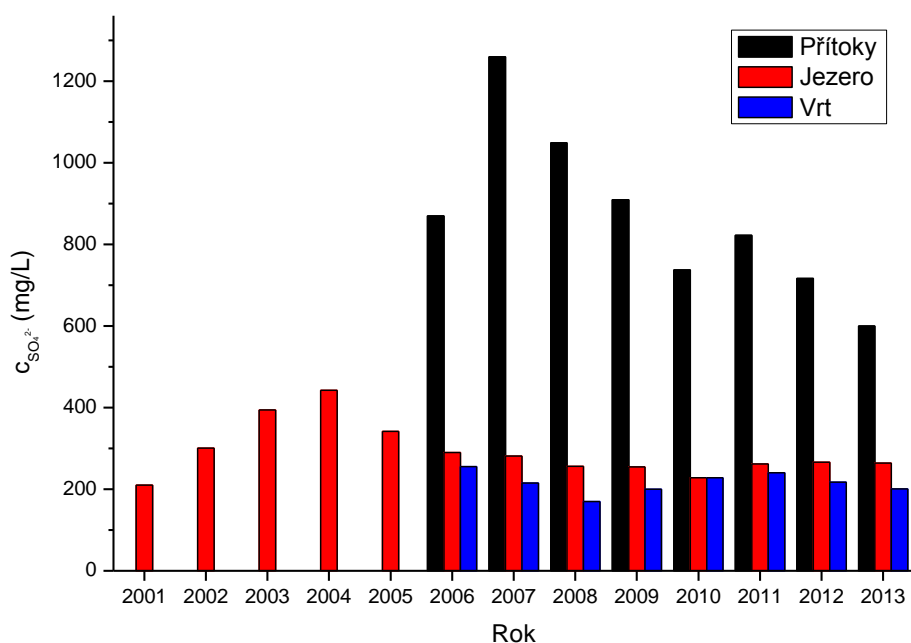
- Alkalinita (KNK_{4,5}):** Alkalinita v povrchových vodách úzce souvisí s uhličitanovým systémem. Čím je alkalinita vody nižší, tím je voda více náchylná k výkyvu pH. Jak lze z grafu níže pozorovat, v posledních letech je alkalinita vody v přítocích a jezeře ustálená (viz Obr. 34). V přítocích je hodnota alkalinity vyšší, ale v důsledku srážení nehrozí dramatické zvýšení alkalinity v jezeře.



Zpracováno v programu Origin 9

Obr. 34: Grafické znázornění alkalinity v přítocích, jezeře a vrtu v průběhu let.

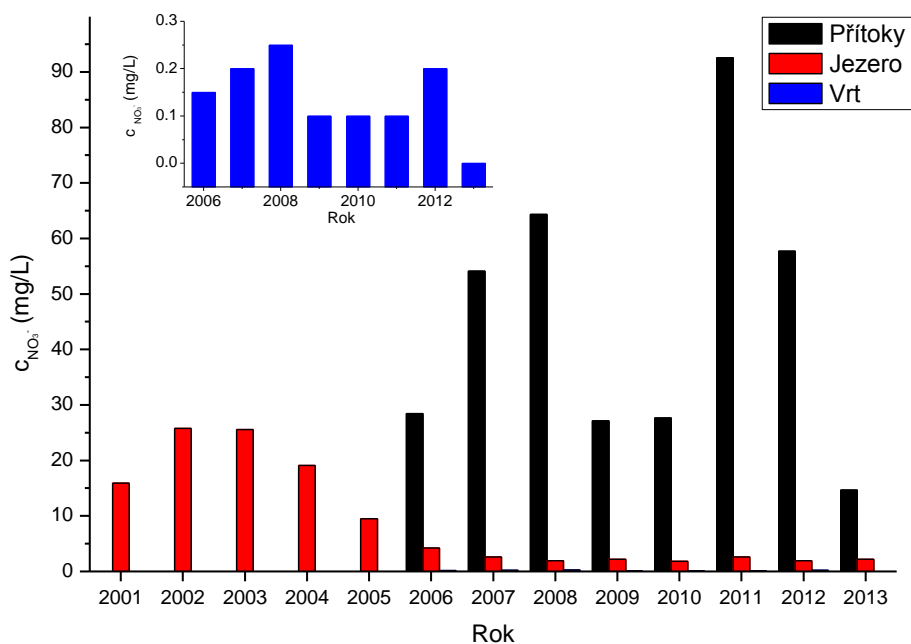
- Sírany (SO_4^{2-}):** Koncentrace síranů v jezeře má od roku 2004 klesající trend. Přítoky mají v porovnání s jezerem a vrtem mnohem vyšší koncentrace SO_4^{2-} . Sírany v přítocích výrazně překračují limit pro povrchové vody (200 mg/l). Je proto zřejmé, že přítoky jsou zdrojem síranů v jezeře. Protože je ale trend jak u jezera, tak u přítoků klesající, lze očekávat, že v budoucnu se koncentrace sníží pod limitní hodnotu pro povrchové vody (viz Obr. 35).



Zpracováno v programu Origin 9

Obr. 35: Grafické znázornění koncentrace síranů (SO_4^{2-}) v přítocích, jezeře a vrtu v průběhu let.

- Dusičnany (NO_3^-):** Ve vrtu jsou obsaženy dusičnany ve velmi malých koncentracích (<0,5 mg/l), tudíž obohacení jezera z tohoto zdroje je bezvýznamné. Naopak v přítocích jsou koncentrace NO_3^- vysoké, jsou překročeny limity pro povrchové vody a dochází tak k obohacování jezera dusičnany (viz Obr. 36). Díky velkému objemu jezera, se přísun dusičnanů koncentruje. Dalším mechanismem, který snižuje koncentrace dusičnanů v jezeře je jejich přeměna na jiné formy dusíku, např.: NH_4^+ (denitrifikace), který se z části uvolní do ovzduší a z části je využit rostlinami.

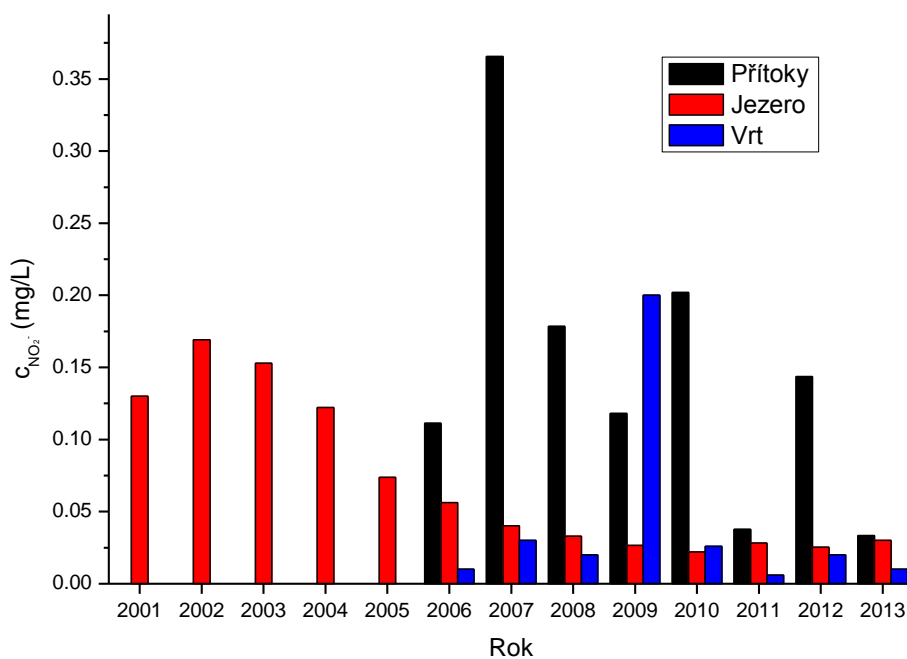


Zpracováno v programu Origin 9

Obr. 36: Grafické znázornění koncentrace dusičnanů (NO_3^-) v přítocích, jezeře a vrtu v průběhu let.

- **Dusitany (NO_2^-):** Koncentrace dusitanů v jezeře jsou v posledních letech nízké.

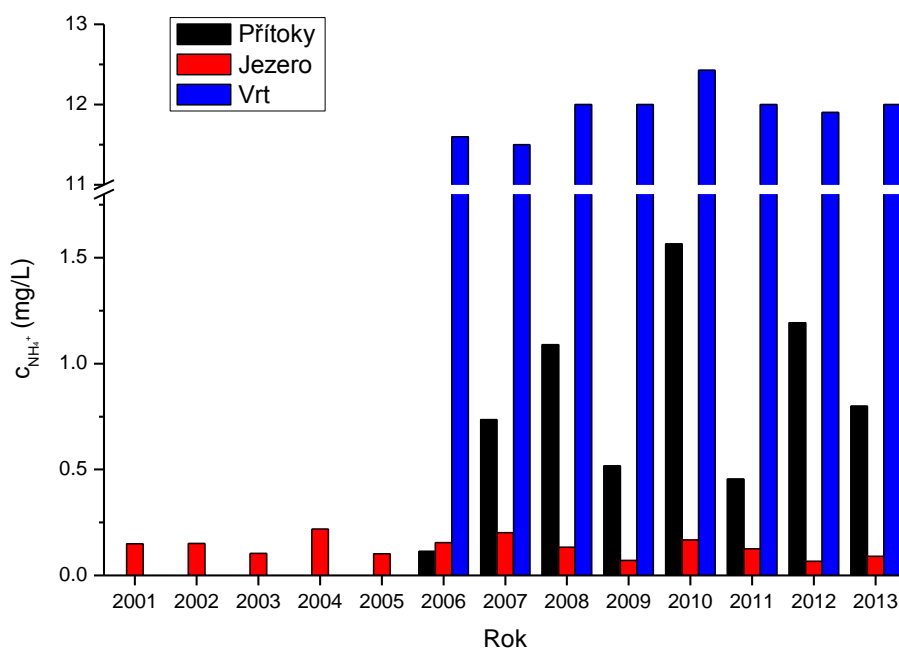
Koncentrace dusitanů v přítocích jsou sice o něco vyšší, ale jejich koncentrace jsou i přesto nevýznamné. Ve vrtu jsou hodnoty velmi nízké a nedochází tak k významnému obohacování jezera dusitany. Dusitanový dusík je pouze meziprodukt redukce dusičnanů na amoniak (viz Obr. 37).



Zpracováno v programu Origin 9

Obr. 37: Grafické znázornění koncentrace dusitanů (NO_2^-) v přítocích, jezeře a vrtu v průběhu let.

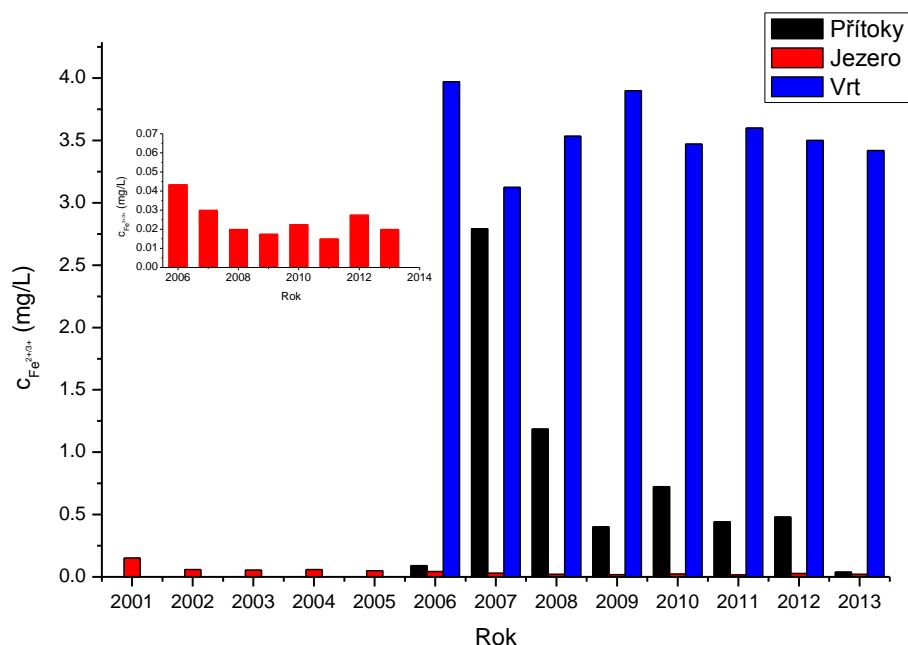
- Amoniak (NH_4^+):** Koncentrace amoniakálního dusíku v jezeře se od počátku napouštění nijak výrazně nemění, hodnoty se pohybují pod 0,5 mg/l. V přítocích jsou koncentrace amoniaku vyšší jak v Chabařovickém jezeře a oscilují kolem hodnoty 0,6 mg/l. Významným zdrojem amoniaku je vrt, jehož koncentrace překračují limity pro povrchové vody (0,5 mg/l). V přelivovém vrtu amoniakální dusík převažující formou dusíku a jeho průměrná koncentrace je 12 mg/l (viz Obr. 38). V dobře prokysličených vodách se amoniak snadno uvolní do ovzduší, nebo je využit organismy, proto není přísun amoniaku z vrtu problémem.



Obr. 38: Grafické znázornění koncentrace amonických iontů (NH_4^+) v přítocích, jezeře a vrtu v průběhu let. Zpracováno v programu Origin 9

- Železo ($\text{Fe}^{2+/3+}$):** Na začátku napouštění byly koncentrace železa v jezeře vyšší oproti dalším rokům, kdy došlo k jejich poklesu (viz Obr. 39). U přítoků se dá předpokládat, že jejich vývoj byl velmi podobný, kdy zpočátku koncentrace železa byly vyšší a postupně se jejich hodnota snižovala. Vysoké koncentrace jsou pravidelně měřeny ve vrtu. V jezeře i v přítocích jsou koncentrace železa v posledních letech pod hranicí

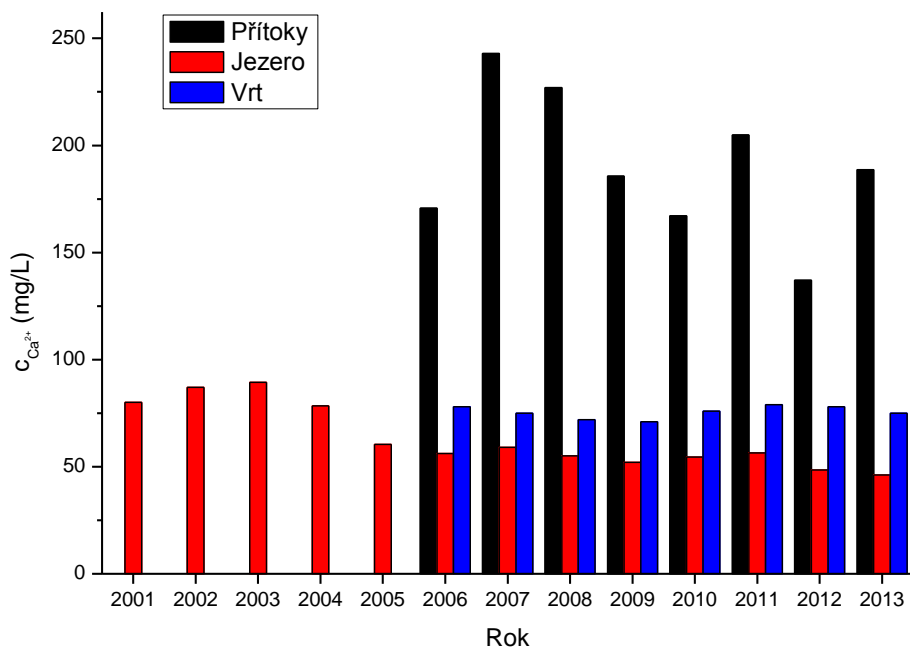
stanovitelnosti a to díky dostatečně vysokému pH a dobrému prokysličení. Z tohoto důvodu nehrozí výrazné obohacování jezera železem z vrtu. Železo se ihned vysráží a v okolí vrtu je viditelný oranžový povlak vysráženého železa.



Zpracováno v programu Origin 9

Obr. 39: Grafické znázornění koncentrace železa ($Fe^{3+/2+}$) v přítocích, jezeře a vrtu v průběhu let.

- Vápník (Ca^{2+}):** Koncentrace vápníku v Chabařovickém jezeře byla zpočátku vysoká a od roku 2005 se koncentrace snižovala na 46 mg/l. V přítocích se koncentrace vápníku oscilují kolem 175 mg/l. Ačkoliv jsou koncentrace vápníku v přítocích vyšší, obohacování jezera z vlastní povodí je zanedbatelné. Ve vrtu jsou koncentrace vápníku ustálené. V současné době nedochází k výrazným změnám a hodnoty Ca^{2+} (viz Obr. 40).



Zpracováno v programu Origin 9

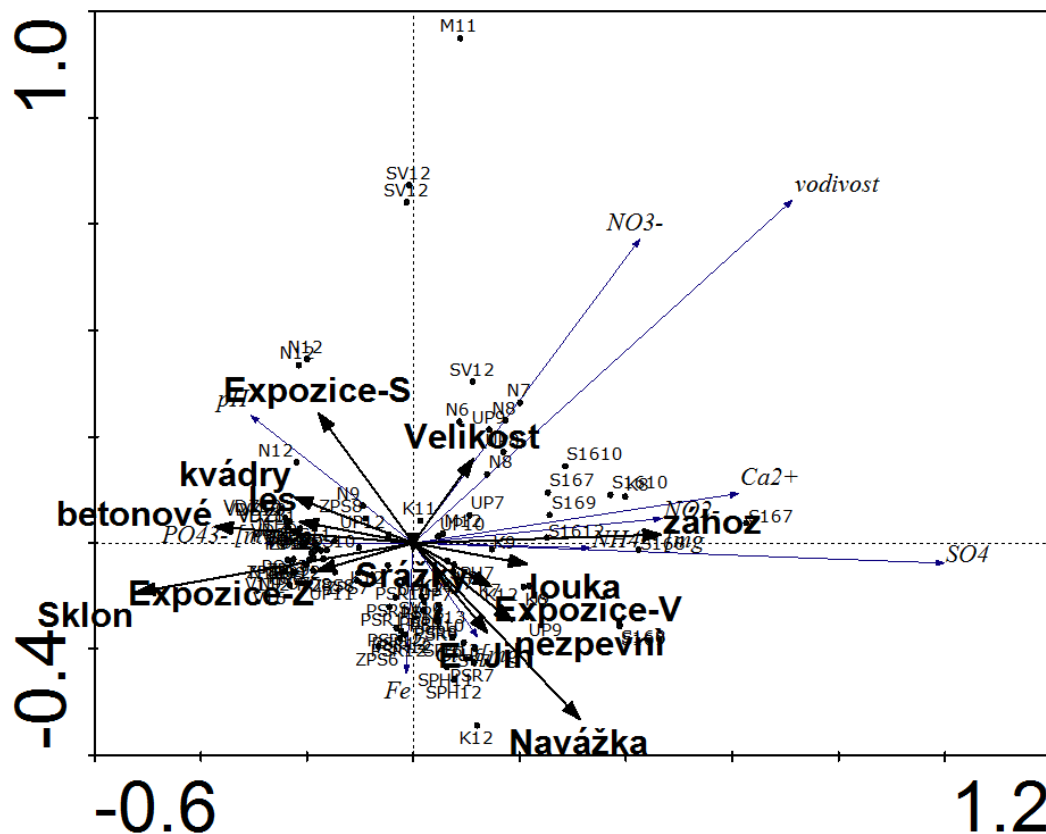
Obr. 40: Grafické znázornění koncentrace vápníku (Ca^{2+}) v přítocích, jezeře a vrtu v průběhu let.

5.3. Faktory ovlivňující kvalitu vody:

Byla provedena analýza hlavních komponent – PCA (viz kap 4.2.3.), která slouží ke snížení dimenze dat s co nejmenší ztrátou informace. Výsledkem PCA analýzy je níže uvedený graf (Obr. 41). Důležitou součástí je i korelační matice (viz Tab. 3), kde hodnoty v tabulce vyjadřují korelaci, resp. faktorovou zátěž mezi vektorem daného faktoru a osami grafu. Čím větší je faktorová zátěž, tím více se daný původní faktor podílí na „tvorbě“ nového faktoru a je tedy celkově významnější v celém původním souboru.

Dále byla provedena přímá gradientová analýza RDA (*Redundancy Analysis*), která popisuje kolik variability dané proměnné je vysvětleno ostatními proměnnými v modelu (viz Obr. 42). Zároveň byl proveden i Monte-Carlo permutační test s 499 opakováními.

Byl prokázán signifikantní vliv sklonu, expozice, velikosti povodí, zvolené rekultivace (louka), navážky ornice a charakteru koryta (kamenitý zához) na vlastnosti přítoků ($p=0,002$) (viz Tab. 4; Obr. 42). Tato analýza vysvětlila 59,9% variability dat.



Zpracováno v programu Canoco.

Obr.41: Ordinační analýza – výsledek analýzy PCA (Principal Component Analysis), kdy jsou původní proměnné transformovány do menšího počtu.

Tab. 3.: Korelační matice – PCA analýzy se zvýrazněnými silně významnými korelačními koeficienty.

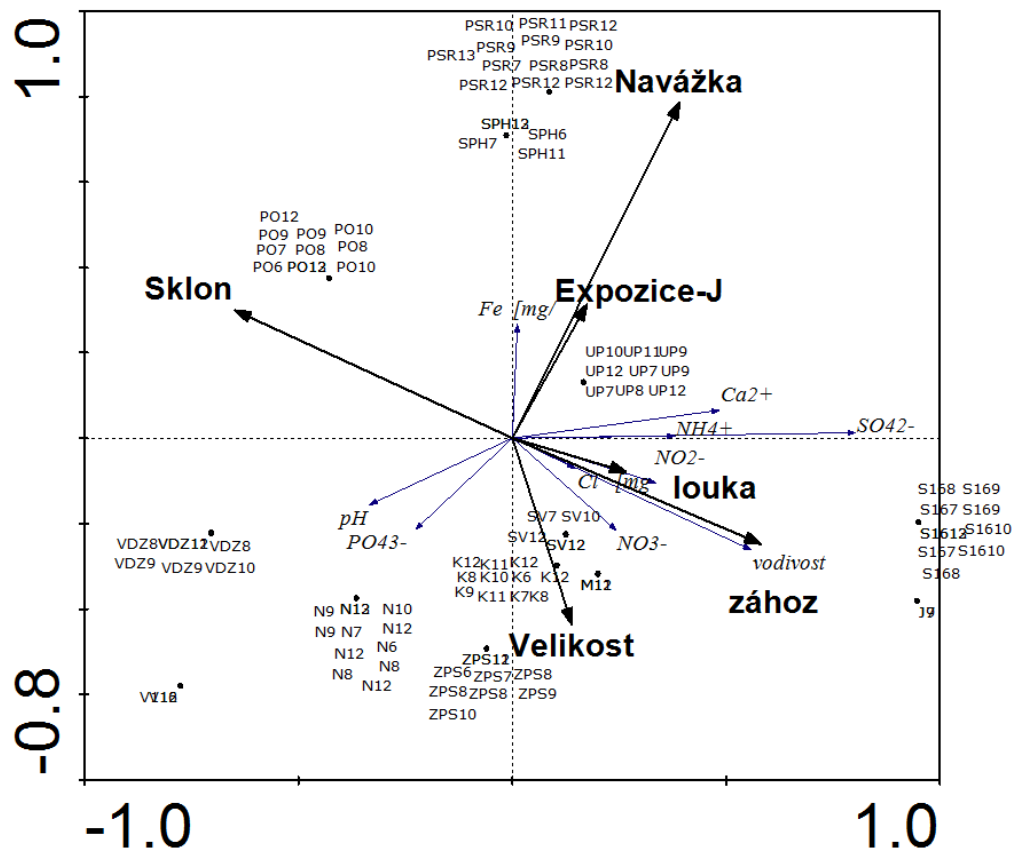
SPEC AX1	1							
SPEC AX2	0	1						
SPEC AX3	0	0	1					
SPEC AX4	0	0	0	1				
ENVI AX1	0,8167	-0,0595	-0,0893	0,0457	1			
ENVI AX2	-0,0939	0,517	-0,1589	0,2081	-0,115	1		
ENVI AX3	-0,1271	-0,1433	0,5733	-0,0672	-0,1557	-0,2771	1	
ENVI AX4	0,079	0,2277	-0,0816	0,4725	0,0967	0,4405	-0,1423	1
Velikost	0,1123	0,1575	-0,0918	-0,0216	0,1375	0,3047	-0,1601	-0,0458
louka	0,2137	-0,04	-0,0774	-0,0044	0,2616	-0,0774	-0,135	-0,0094
les	-0,2137	0,04	0,0774	0,0044	-0,2616	0,0774	0,135	0,0094
Srážky	-0,0007	-0,0167	0,1528	0,0543	-0,0009	-0,0323	0,2665	0,1149
Sklon	-0,5201	-0,093	-0,0624	-0,0064	-0,6368	-0,18	-0,1088	-0,0135
Expozice- Sever	-0,1787	0,2437	0,0947	0,1388	-0,2188	0,4713	0,1652	0,2939
Expozice- Jih	0,1391	-0,1696	-0,0204	0,0796	0,1703	-0,3281	-0,0357	0,1686
Expozice - Východ	0,1463	-0,0823	-0,0657	-0,2452	0,1791	-0,1592	-0,1146	-0,5189
Expozice - Západ	-0,1806	-0,0526	-0,0713	-0,0856	-0,2212	-0,1017	-0,1244	-0,1811
Navážka ornice	0,3131	-0,3315	0,0513	-0,0527	0,3834	-0,6412	0,0895	-0,1115
Nezpevněné koryto	0,186	-0,1471	0,0444	0,0091	0,2277	-0,2846	0,0775	0,0192
zához (koryto)	0,4655	0,0158	-0,1457	0,1674	0,57	0,0306	-0,2541	0,3544
kvádry (koryto)	-0,2235	0,0864	0,0421	-0,1468	-0,2737	0,1671	0,0735	-0,3107
Betonové (koryto)	-0,3737	0,0306	0,0248	0,0655	-0,4576	0,0592	0,0432	0,1387

(SPEC AX1= osa x, SPEC AX2 = y)

Tab. 4.: Výsledná tabulka z RDA analýzy, která určuje pořadí vlivů.

Conditional Effects			
Proměnná	Lambda A	P	F
Sklon	0,25	0,002	31,71
Expozice – Jih	0,09	0,002	12,44
Velikost	0,09	0,002	15,99
Rekultivace – louka	0,08	0,002	15,89
Navážka ornice	0,06	0,004	10,93
Zához (koryto)	0,03	0,004	7,36
Nezpevněné (koryto)	0,01	0,09	2,42
Expozice - Sever	0,00	0,488	0,65
kvádry (koryto)	0,01	0,17	1,73
Expozice - Východ	0,01	0,062	3,11
Srážky	0,00	0,642	0,33

(Lambda A=stupeň důležitosti; P hodnota =mezni hodnota významnosti ; F hodnota=hodnota testového kritéria, která porovnává dvojici modelů)



Zpracováno v programu Canoco.

Obr. 42: Ordinační diagram – výsledek analýzy RDA (Redundancy Analysis), znázorňující hlavní faktory ovlivňující povodí.

6. DISKUZE

Kvalita přítoků:

Téměř všechny přítoky překračují limity pro povrchové vody a to hned v několika ukazatelích najednou. Protože je tato práce svými výstupy ojedinělá, srovnání kvality vody v přítocích a jejich vliv na kvalitu vody v jezeře je nemožné. Proto jsem se pokusila srovnat alespoň přítoky, které protékají oblastmi, kde v minulosti probíhala těžba nerostných surovin. Průměrné hodnoty vybraných ukazatelů v chabařovických přítocích jsem srovnala s jinými lokalitami, kde v minulosti probíhala těžba nerostných surovin. Jednou z lokalit je Galicia ve Španělsku, kde probíhala těžba uhlí a postiženou lokalitou protéká tok, ze kterého byly každý měsíc po dobu dvou let odebírány vzorky (Monterosso, Macias, 1998). Další srovnávaná oblast leží ve Spojených státech v Ohio a v minulosti zde probíhala těžba nerostných surovin (Mitsch, Wise, 1997). Vzorky z této lokality byly odebírány nepravidelně po dobu jednoho roku. Lokalita Sitai v Číně patří také mezi dotčené těžbou. Vzorky byly odebírány na více místech po dobu dvou let. Pro srovnání jsem vybrala vzorky přímo z postižené oblasti (Zhao, 2007). Průměrné hodnoty ukazatelů v zahraničních přítocích jsou srovnány s průměrnými hodnoty chabařovických přítoků (viz Tab. 3).

Tab. 3: Srovnání vybraných ukazatelů z oblasti Chabařovice (ČR), Španělska, Spojených států a Číny.

Ukazatel/Oblast	Chabařovice	Španělsko - Galicia	US - Allegheny Plateau Region	Čína -Sitai
pH	7,6	4,03	3,2	3,62
alkalinita	5,7	-	-	1,3
SO ₄ ²⁻ [mg/l]	1051,6	2602	2193	2128
NO ₃ ⁻ [mg/l]	39,6	1,12	11,3	1,74
NH ₄ ⁺ [mg/l]	1,5	1,38	-	-
Fe ^{2+/3+} [mg/l]	1,9	395,5	366	16,2
Mg ²⁺ [mg/l]	105,5	140	6,5	-
Ca ²⁺ [mg/l]	228,8	352,6	-	242

Zdroj: vlastní monitoring, data Pkú; Monterosso, Macias, 1998; Mitsch, Wise, 1997; Zhao, 2007

Ze srovnání je zřejmé, že ačkoliv koncentrace síranů několikanásobně překračují limity pro povrchové vody, nedosahují tak alarmujících hodnot jako koncentrace síranů v jiných oblastech. Velkým problémem jsou v chabařovických přítocích dusičnany, jejichž koncentrace také překračují mnohonásobně limity pro povrchové vody a ve srovnání s ostatními lokalitami jsou jejich koncentrace výrazně vyšší.

Jako velmi problematické toky se jeví zejména tok S16, který má kromě vysokých koncentrací síranů a dusičnanů také nejvyšší koncentrace ostatních rozpuštěných látek, dalšími toky s vysokými koncentracemi iontů jsou přítoky SV, UP, K, PSR a SPH.

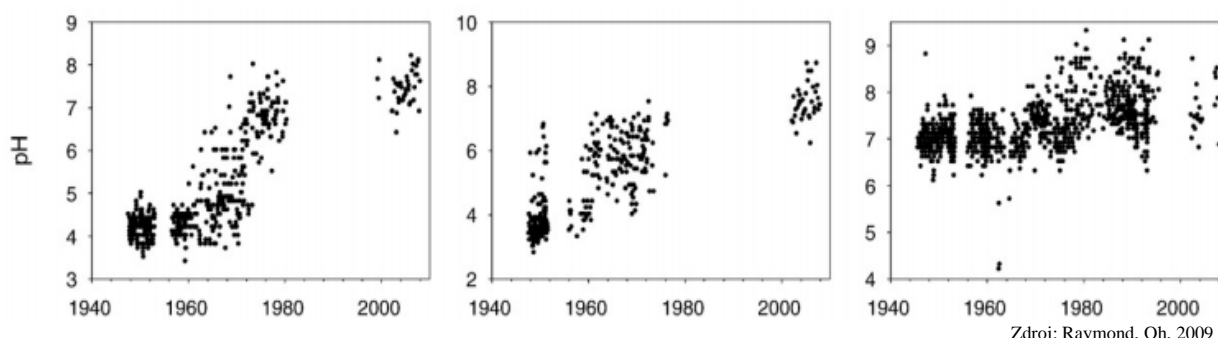
Zvýšené koncentrace manganu, vápníku a železa jsou v postižených oblastech běžné. Na území chabařovického lomu jsou však koncentrace těchto ukazatelů ve srovnání s jinými lokalitami nižší.

Možné řešení: Přítoky, které mají velmi vysoké koncentrace rozpuštěných látek, zejména dusičnanů a síranů, by bylo vhodné zaústit mimo Chabařovické jezero, aby nedocházelo k nežádoucímu obohacování jezera. Toto řešení by bylo vhodné pro přítoky K, PSR, a SV, které se nacházejí na jižních svazích, kudy vede i přeložka Modlanského potoka, do které by bylo zaústění těchto toků možné. Přeložení přítoků s vysokými hodnotami ukazatelů na severní straně není bohužel možné. Zde se jako řešení jeví vybudování malých protieutrofizačních nádržek, které by snížily hodnoty některých ukazatelů, jako jsou sírany, dusičnany, apod. a tím se zlepšila kvalita vody přitékající z přítoků do jezera. Toto řešení by bylo vhodné pro přítok S16, UP a SPH.

Zároveň bych ráda upozornila na vhodné zaústění přítoků PO, VDZ a UP do jezera Chabařovice. Díky jejich nízkým koncentracím sledovaných látek dochází v jezeře k naředění a tím se zlepšuje kvalita vody.

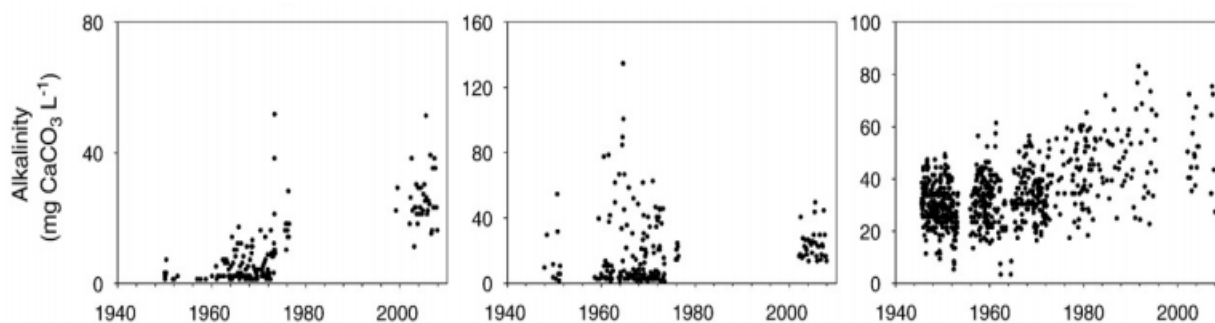
Trendy vybraných ukazatelů v přítocích, jezeře a vrtu

pH – Vývojový trend pH je v přítocích vzrůstající. Původně nižší pH je způsobeno oxidací sulfidických rud a nízké hodnoty pH jsou v těžebních a post-těžebních oblastech obvyklé. Jak ale potvrzuje mnoho prací (Černík, 2008; Raymond, Oh, 2009), po určité době dochází k jeho zvyšování. Na obrázku níže jsou uvedeny tři grafy, které zachycují vývoj pH ve třech odlišných oblastech po těžbě nerostných surovin. Všechny tři oblasti se nachází ve Spojených státech. Z grafů lze vyčíst, že po určité době se pH z kyselých hodnot zvyšuje do neutrální oblasti (viz Obr. 43). Lze proto usuzovat, že pH přítoků, které se v současnosti pohybuje kolem hodnot 7,6, bude mírně růst k hodnotě kolem 8. To potvrzují i již zmíněné studie.



Obr. 43: Vývoj pH v průběhu let 1940 – 2000 v lokalitě Schuylkill, Lackawanna, Susquehanna

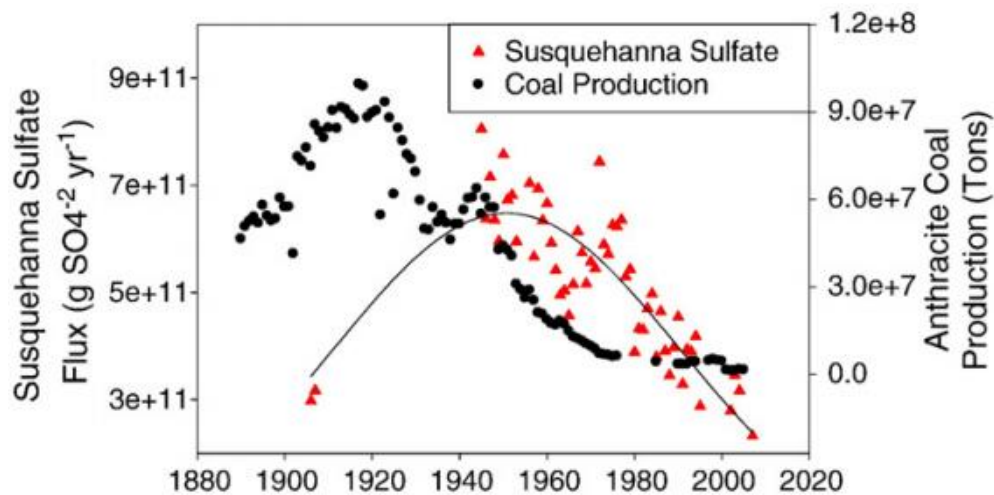
Alkalinita – Hodnota alkalinity, stejně jako pH, stoupá z velmi nízkých hodnot. Nízké hodnoty alkalinity jsou ve vodě velmi problematické, protože voda je tak náchylná k okyselení (Příkryl, 2009). Z uvedených grafů je jasně vidět vzrůstající trend vývoje alkalinity (viz Obr. 44). U monitorovaných přítoků v této studii je ale trend opačný, kdy z vyšších hodnot mírně klesá. Je to dáno dominancí uhličitánového systému (Pitter, 2009; Příkryl, 2009). Voda se vždy snaží dosáhnout rovnovážného stavu. Pokud je tedy hodnota alkalinity moc nízká nebo naopak vysoká, vždy dochází v průběhu času k postupnému zvýšení či snížení na běžnou hodnotu.



Zdroj: Raymond, Oh, 2009

Obr. 44: Vývoj alkalinity v průběhu let 1940 – 2000 v lokalitě Schuylkill, Lackawanna, Susquehanna.

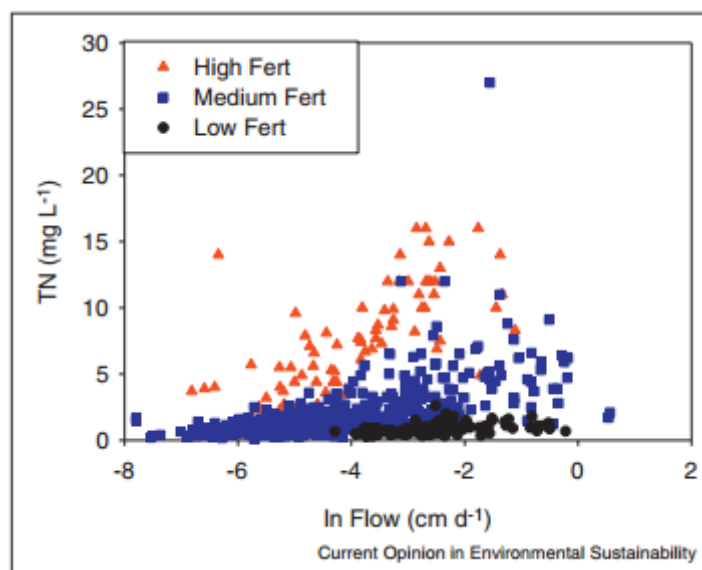
Sírany – Sírany tvoří největší podíl na celkové koncentraci rozpuštěných látek u monitorovaných přítoků, a jak již bylo zmiňováno výše, jejich hlavním zdrojem v jezeře jsou právě přítoky z vlastního povodí. Vysoké koncentrace síranů v oblastech po těžbě nerostů nejsou neobvyklé a jejich trend je klesající. Collon (2006) se ve své studii zabývá modelem vývoje důležitých ukazatelů ve vodě v opuštěných lomech po těžbě nerostných surovin (Collon, 2006). Pokles síranů na běžné hodnoty v povrchových vodách se odhaduje po více než patnácti letech. Doba, za kterou odhaduje snížení síranů, je však oproti studii Raymonda a Oha (2009) velmi krátká. Odlišný odhad je nejspíše způsob tím, že Collon počítal s velmi nízkými počátečními koncentracemi. Pro vývoj koncentrace síranů v Chabařovickém jezeře je pravděpodobnější scénář Raymonda a Oha (2009), který je znázorněn níže (viz Obr. 45) a sírany v přítocích a následně i v jezeře budou pod limitními hodnotami po několika desítkách let. Předpokládá se, že sírany v chabařovických přítocích, ačkoliv přesahují limity pro povrchové vody, nebudou představovat žádný problém, ale je třeba mít na paměti, že voda s vysokými koncentracemi síranů je agresivní vůči betonu (Pitter, 2009; Příkryl, 2009).



Zdroj: Raymond, Oh; 2009

Obr. 45: Vývoj koncentrace síranů po ukončení těžby. (Černé tečky – těžba; červené čtverečky – koncentrace síranů)

Dusičnany – V chabařovických přítocích jsou koncentrace dusičnanů velmi vysoké, což je způsobené hnojením přilehlých ploch. Přítoky jsou proto významným zdrojem obohacování Chabařovického jezera. Vysoké koncentrace NO_3^- v důsledku hnojení potvrzuje mnoho studií (Raymond, et al., 2012). Raymond (2012) dokázal, že z plochy povodí, kdy bylo použité velké množství hnojiva, se při vyšším průtoku dostává do vody mnohem více dusičnanů než při nízkém průtoku. U ploch, kde nebylo použito hnojivo, nebo velmi málo, téměř na průtoku nezáleží (viz Obr. 46).



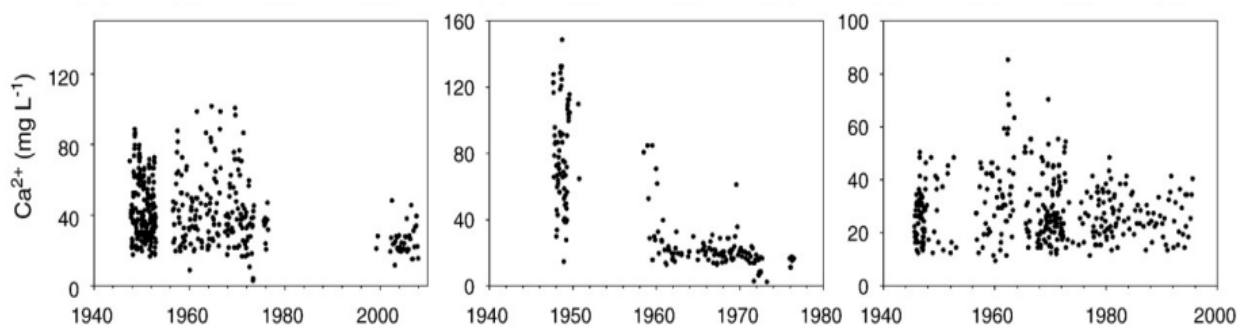
Zdroj: Raymond, et al.; 2012

Obr. 46: Křivka rozdílně hnojených povodí splach látek do vody při různém průtoku. (Černé tečky – povodí s nízkou koncentrací dusičnanů – bez hnojiva; modré čtverečky – povodí se střední koncentrací dusičnanů – střední dávky hnojiva; červené trojúhelníčky – povodí s vysokými koncentracemi dusičnanů – vysoké dávky hnojiva)

Dusičnany se z půdy vymývají a jejich koncentrace tak klesá, pokud nejsou plochy pravidelně hnojeny (Raymond, et al., 2012). V současnosti je hnojení na sledované lokalitě omezeno a lze proto předpokládat, že koncentrace dusičnanů v chabařovických přítocích se budou postupně snižovat a nebude tak docházet k nechtěnému obohacování jezera.

Železo: Vysoké koncentrace železa jsou častým problémem důlních vod. Dalo by proto očekávat, že jejich koncentrace v chabařovických přítocích budou vysoké, ale ve skutečnosti tomu tak není. Důvodem je dobré prokysličení přítoků a jejich dostatečně vysoké pH. Neopomenutelný vliv má i navážka ornice. V monitorovaných přítocích proto není zaznamenán žádný vývojový trend.

Vápník: Koncentrace vápníku v přítocích jsou poměrně vysoké, což je způsobeno intenzivním zvětráváním uhličitánů. V jezeře byly vysoké koncentrace na začátku napouštění a postupně koncentrace vápníku klesaly. Klesající trend u vod s vysokými koncentracemi potvrzují i Raymond a Oh (2009), kteří sledovali vývoj vybraných ukazatelů v čase ve třech různých lokalitách po těžbě nerostných surovin (viz Obr. 48). Proto lze očekávat, že koncentrace vápníku v přítocích bude mít klesající trend.



Obr. 47: Vývoj koncentrace vápníku v průběhu let 1940 – 2000 v lokalitě Schuylkill, Lackawanna, Susquehanna Zdroj: Raymond, Oh; 2009

Faktory ovlivňující kvalitu vody:

Z výsledků byl prokázáný signifikantní vliv sklonu, expozice, velikosti povodí, navážky ornice a charakteru koryta na kvalitu vody, kdy největší vliv na chemismus odtekající vody má sklon toku. Cerdá a García-Fayos (1997) ve své studii potvrzují důležitost sklonu, kdy s jeho růstem dochází k vyšší erozi a tím se dostává i více látek do vodních toků. Zároveň ale dodává, že důležitý je i vegetační pokryv, který je do jisté míry také ovlivněn sklonem. Při velkém sklonu dochází ke stržení semen rostlin, které se na svazích s velkým sklonem nejsou schopny uchytit. Svah tak zůstává holý a tudíž náchylnější k erozi (Cerdá a García-Fayos 1997). Z těchto svahů se tedy do vody dostává mnohem více látek. Platnost této teorie lze sledovat i u některých přítoků na chabařovickém území.

Pokryv území, resp. využití území (land use) má také vliv na chemismus vody (Tong, Chen, 2002). Jak potvrdily studie provedené ve Spojených státech, zemědělské půdy jsou významným zdrojem uhlíku a fosforu ve vodách a to v závislosti na používaném hnojivu. Čím více se hnojí, tím více látek se do vod dostává (Almasri, Kaluarachchi, 2004). Almasri a Kaluarachchi zároveň dodávají, že záleží i na množství srážek, díky kterým se látky z půdy splachují. Tato hypotéza se na území lomu Chabařovice potvrdila. V předchozích letech, kdy se rekultivované plochy intenzivně hnojily, množství dusičnanů ve vodě rapidně vzrostlo. Nyní jejich koncentrace klesají a to díky omezení hnojení.

Charakter koryta má velmi důležitý vliv na infiltraci látek z vody do půdy, ale i naopak (Sophocleous, 2001). Pokud je koryto zpevněno, např. betonovými kvádry nebo jiným nepropustným materiálem, nedochází ke kontaktu mezi tekoucí vodou v korytu a půdou. Naopak, pokud je koryto bez zpevnění, nebo je zpevněno pouze částečně, dochází ke kontaktu mezi tekoucí vodou v korytu a podkladem (Doussan, et al., 1997; Sophocleous, 2001). V této práci bylo jasně prokázáno, že nezpevněné koryto ovlivňuje chemismus vody, což potvrzují Sophocleous (2001) i Doussan, et al. (1997).

7. ZÁVĚR

Do Chabařovického jezera, které vzniklo zatopením jámy po povrchové těžbě hnědého uhlí, vtéká přibližně třicet přítoků, hlavně ze severní strany, mnohé jsou však po většinu roku suché a odvádí vodu pouze při srážkových situacích nebo jarním tání.

Voda při řízeném zatápnění pocházela z monitorovaných povrchových zdrojů a přelivného vrtu důlních vod. Po napuštění a ukončení řízeného přívodu vody narůstá význam přítoků z vlastního povodí, které nebyly prozatím dostatečně zhodnoceny. Tyto přítoky ovlivňují kvalitu vody v jezeře.

Cílem diplomové práce bylo zhodnotit kvalitu vody přitékající do jezera Chabařovice, pokusit se určit faktory, které mají výrazný vliv na kvalitu vodu v přítocích a zhodnotit variabilitu vody v přítocích a jezeře. Závěry lze shrnout následovně:

- Výsledky ukázaly, že voda z vlastního povodí má vysoké hodnoty většiny měřených ukazatelů, které tak mnohonásobně překračují limity pro povrchové vody. Jedná se zejména o vysoké koncentrace rozpuštěných látek, hlavně síranů a dusičnanů. Díky přítokům s takto vysokými koncentracemi je Chabařovické jezero nechtěně obohacováno. Jako velmi problematické přítoky se jeví přítoky S16, UP, K a SPH. Možné řešení, jak zabránit obohacování jezera je zaústit přítoky do nedaleké přeložky Modlanského potoka. U některých přítoků toto není možné a jako další možné řešení je vybudování malých protieutrofizačních nádržek. Zaústění přítoků VDZ a PO do Chabařovického jezera je vhodné díky jejich nízkým hodnotám měřených ukazatelů.
- Vysoké hodnoty některých ukazatelů, jako je pH, alkalinita, koncentrace dusičnanů, síranů, vápníku, apod. mají jasný trend v čase. Vysoké koncentrace látek se prokazatelně snižují a jejich klesající trend se dá předpokládat i do

budoucná, kdy pravděpodobně dojde i ke snížení jejich hodnot pod limitní hodnoty, které v současnosti mnohonásobně překračují.

- Nejvýznamnějším faktorem, který má vliv na chemismus odtékající vody, byl vyhodnocen sklon. Se vzrůstajícím sklonem roste i náchylnost k erozi. Čím příkřejší je svah, tím více látek se do vody uvolní. To ale závisí nejenom na sklonu, ale i na dešťových událostech. Dalším důležitým faktorem je charakter koryta, kdy nezpevněné koryto umožňuje kontakt vody s půdou, naopak betonové či jinak nepropustné koryto kontakt neumožňuje. Chemismus vody ovlivňuje i navážka ornice.

8. LITERATURA

- Almasri, N.,M., Kaluarachchi, J., J. (2004): *Assessment and management of long-term nitrate pollution of ground water in agriculture-dominated watersheds*. Journal of Hydrology. Str.: 225 - 245
- Akcil, A., Koldas, S. (2006): *Acid mine drainage (AMD): causes, treatment and case studies*. Journal of Cleaner Production. Str.: 1139-1145
- Ambrožová, Ř. J., Ivanová, P. (2013): *Hydrická rekultivace na Mostecku. První výsledky hydrobiologického průzkumu hydridy rekultivovaného Mostecku*. Vodní hospodářství. Str.: 102-106.
- Banks, D., Younger, L., P., Arnesen, R.-T., Iversen, E., R., Banks, S., B. (1996): *Mine-water chemistry: the good, the bad and the ugly*. Environmental Geology. Str.:157-174.
- Bian, Z., Inyang, H., Daniels, J., Otto, F., Struthers, S. (2010): *Environmental issues from coal mining and their solutions*. Mining science and technology. Str.:215-223.
- Blodau, Ch. (2006): *A review of acidity and consumption in acidic coal mine lakes and their watersheds*. Science of the Total Environmental. Str.: 307-332
- Cerdá, A., García-Fayos, P. (1997): *The influence of slope angle on sediment, water and seed losses on badland landscape*. Geomorphology. Str.: 77-90
- Collon, P., Fabriol, R., Bués, M. (2006): *Modelling the evolution of water quality in abandoned mines of the Lorraine Iron Basin*. Journal of hydrology. Str.: 620-634
- Černík, M. (2008): *Geochemie a remediace důlních vod*. AQUATEST a.s., Praha
- Doran, J., W., Zeiss, M., R.(2000): *Soil health and sustainability: managing the biotic*. Applied Soil Ecology, Str.: 3-11
- Doussan, C., Poitevin, G., Ledoux, E., Detay, M. (1997): *River bank filtration: modelling of the changes in water chemistry with emphasis on nitrogen species*. Journal of Contaminant Hydrology. Str.: 129-156
- Earle, R., Sheetz, B., E. (1998): *Utilization of fly ash*. Materials Research Laboratory. Str.: 510-520
- Frouz, J., Přikryl, I., Pižl, V. (2007): *Tvorba nové krajiny na Sokolovsku*. Sokolovská uhlená, právní nástupce a.s. Sokolov.
- Fullen, M., A. (1998): *Effects of grass ley set-aside on runoff, erosion and organic matter levels in sandy soils in East Shropshire, UK*. Soil & Tillage Research. Str.: 41 - 49
- Hallberg, K., B. (2010): *New perspectives in acid mine drainage microbiology*. Hydrometallurgy, Str.: 448–453.
- Haunch, S., MacDonald, A., M., Brown, N., McDermott, C., I. (2013): *Flow dependent water quality impacts of historic coal and oil shale mining in the Almond River catchment*. Scotland. Applied Geochemistry. Str.:In press
- Horáková, M. (2003): *Analytika vody*. VŠCHT Praha. Praha
- Hůnová, I., Janoušková, S. (2004): *Úvod do problematiky znečištění venkovního ovzduší*. Karolinum. Praha
- Jedlička, K., Mentlík, P. (2002): *Hydrologická analýza a výpočet základních morfometrických charakteristik povodí s použitím GIS*. Sborník GEOINFORMATIKA. Str.: 46-58.

- Johnson, B. D., Hallberg, B., K. (2005): *Acid mine drainage remediation options: a review*. Science of the Total Environment, Str.: 3 – 14.
- Kleinmann, R., L., P. (2000): *Prediction of water quality at surface coal mines*. The National Main Land Reclamation Centre. West Virginia.
- Lockie, S., Franettovich, M., Petkova-Timmer, V., Rolfe, J., Ivanova, G. (2009): *Coal mining and the resource community cycle: A longitudinal assessment of the social impacts of the Coppabella coal mine*. Environmental Impact Assessment Review. Str.:330 - 339
- Markert, B., Herpin, U., Siewers, U., Berlekamp, J., Lieth, H. (1996): *The German heavy metal survey by means of mosses*. The Science of the Total, Str.: 159-166.
- Mitsch, J., E., Wise, K., M. (1997): *Water quality, fate of metals, and predictive model validation of a constructed wetland treating acid mine drainage*. Pergamon. Str.: 1888 – 1900
- Monterosso, c., Macias, F. (1998): *Drainage waters affected by pyrite oxidation in a coal mine in Galicia (NW Spain): Composition and mineral stability*. Science of the Total Environment. Str.: 121 - 132
- Pecharová, E. (2013): *Obnova jezerní krajiny – odkaz Ivana Svobody*. Sborník příspěvků z konference „Jezera a mokřady ve zbytkových jamách po těžbě nerostů. Most
- Pitter, P. (2009): *Hydrochemie*. VŠCHT Praha. Praha.
- Piša, V. (1987): *Důlní vody v severočeském hnědouhelném revíru*. Vodní hospodářství, Str.: 239-243.
- Příkryl, I. (2007): *Posouzení kvality vody v jezeru Chabařovice*. Enki o.p.s. Třeboň
- Příkryl, I. (2009): *Jezero Chabařovice – hodnocení vývoje kvality vody*. Enki o.p.s. Třeboň
- Raymond, P., A., Oh, N., H. (2009): *Long term changes of chemical weathering products in rivers heavily impacted from acid mine drainage: Insights on the impact of coal mining on regional and global carbon and sulfur budgets*. Earth and Planetary Science Letters. Str.: 20 – 56
- Raymond, P., David, B., M., Saiers, J., E. (2012): *The impact of fertilization and hydrology on nitrology luxes from Mississippi watersheds*. Current Opinion in Environmental Sustainability. Str.: 2012 - 2018
- Rojík, P. (2011): *Nerostné bohatství Krušnohoří a jeho využití v průběhu věků*. Regionální sdružení Dialog. Karlovy Vary
- Sarmiento, A., M., Nieto, J., M., Olías, M., Cánovas, C., R. (2009): *Hydrochemical characteristics and seasonal influence on the pollution*. Applied Geochemistry, Str.: 697–714.
- Shafiee, S., Topal, E. (2009): *When will fossil fuel reserves be diminished*. Energy Policy, Str.: 181-189.
- Smolík, L. (1957): *Pedologie*. SNTL Praha. Praha.
- Sophocleous, M. (2001): *Interactions between groundwater and surface water: the state of the science*. Hydrogeology Journal. Str.: 52 - 67
- Stutter, M., I., Deeks, L., K., Low, D., Billet, M., F. (2006): *Impact of soil and groundwater heterogeneity on surface water chemistry in an upland catchment*. Journal of hydrology. Str.: 103 - 120
- Štych, P., Bláha, J. D., Bravený, M., Grill, S., Schneider, M. (2008): *Vybrané funkce geoinformačních systémů*. MPSV. Praha
- Štýs, S. (1981): *Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin*. Praha: Nakladatelství techn. lit.

- Štýs, S. (1996): *Proměny měsíční krajiny*. Ecoconsult pons. Most
- Tong, S., T., Y., Chen, W. (2002): *Modeling the relationship between land use and surface water quality*. Journal of Environmental Management. Str. 377 - 393
- Tropek, R., Řehounek, J. (2012): *Bezobratlí postindustriálních stanovišť: Význam, ochrana a management*. ENTÚ BC AV ČR & Calla, České Budějovice
- Tiwary, R., K. (2001): *Environmental Impact of Coal Mining on Water Regime and Its Management*. Water, Air and Soil pollution, Str.: 185-199
- Verplanck, P., L., Nordstorm, D., K., Taylor, H., E., Kimball, B., A. (2004): *Rare earth element partitioning between hydrous ferric oxides and acid mine water during iron oxidation*. Applied Geochemistry. Str.: 1339-1354
- Vlasák, P., H. (2009): *Jezero Chabařovice - vývoj ekosystému řízené zatápění zbytkové jámy po těžbě uhlí*. Vodní hospodářství, Str.: 9-11.
- Voženilek, V. a kol. (2007): *Atlas podnebí Česka*. Český hydrometeorologický ústav. Olomouc
- Younger, P., L. (1997): *The longevity of minewater pollution: a basis for decision-making*. Science of The Total Environment. Str.: 457 - 466
- Zeman, J. (2005): *Sezónní a dlouhodobý vývoj vod zatopených dolů ČR (a jeho ekologické dopady)*. Sborník z 2. sjezdu české geologické společnosti, Str.: 110-111
- Zhao, F. C. (2007): *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, Str.: 184–192.
- www.ecmost.cz/rekultivace.php?page=uhli_pocatky
- www.litvinov.sator.eu/kategorie/krusnohori/v-prirode/vliv-tezby-na-krajinu
- www.pku.cz
- Zákon č. 44/1988 Sb., o ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon)
- Nařízení vlády č. 61/2003 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod