

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI
PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA
KATEDRA GEOLOGIE



Výzkum sedimentů a úrovně kontaminace rybníka u Brněnské přehrady

Bakalářská práce

Karolína Theimerová

Environmentální geologie

Prezenční studium

Vedoucí práce: doc. Mgr. Jan Sedláček, Ph.D.

Olomouc 2024

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně za využití odborné, citované literatury a pod odborným dohledem vedoucího práce.

V Olomouci dne:

.....

Karolína Theimerová

Poděkování

Ráda bych poděkovala především doc. Mgr. Janu Sedláčkovi, Ph.D. za odborné vedení, veškerou pomoc v terénu i v laboratoři, za poskytnutí odborné literatury a za jeho vstřícnost a trpělivost. Poděkovat chci i panu Lukáši Tyblovi, zaměstnanci Povodí Moravy, s. p. za poskytnutí archivních dokumentů, map a zpráv týkajících se této práce.

Bibliografická identifikace

Jméno: Karolína Theimerová

Název práce: Výzkum sedimentů a úrovně kontaminace rybníka u Brněnské přehrady

Typ práce: bakalářská

Studijní obor: Environmentální geologie

Pracoviště: Univerzita Palackého v Olomouci, Přírodovědecká fakulta, Katedra geologie

Vedoucí práce: doc. Mgr. Jan Sedláček, Ph.D.

Rok obhajoby: 2024

Abstrakt: Cílem této bakalářské práce bude zpracování několika vrtných jader z rybníčních sedimentů a analýza stratigrafického záznamu se zhodnocením časové a prostorové variability sedimentačních podmínek. Výsledky budou využity pro posouzení míry a vývoje kontaminace vybranými těžkými kovy. Studovaný rybník se nachází v obci Veverská Bítýška na území Jihomoravského kraje a leží v těsné blízkosti Brněnské přehrady. Lokalita byla až do roku 1991 součástí přehradní nádrže, poté byla konstruována boční hráz, čímž vznikl samostatný rybník, stále ale napájený z řeky Svratky. Ze dna vypuštěného rybníka byla odebrána krátká sedimentární jádra, která byla posléze zpracována a podrobena měření magnetické susceptibility, měření hmotnostní aktivity radioizotopu ^{137}Cs , zrnitostnímu rozboru, spektrální odraznosti, EDXRF analýze a stanovení celkového organického uhlíku. V jednom jádře byly zachyceny podložní říční sedimenty z doby před napuštěním přehrady. Nadložní jednotka zahrnuje přehradní a rybníční sedimenty. V rybníce byly zjištěny proximálně-distální trendy v zrnitosti, hrubozrnnější sedimenty byly uloženy blízko vtoku do rybníka s vyšším podílem písčité frakce, zatímco dále ke středu rybníka převažovaly jemnozrnnější sedimenty. Hloubkové distribuce petrofyzikálních parametrů byly bez větších výkyvů, což značí klidné sedimentační prostředí bez velkých výkyvů. V jádrech byl detekován pík v hmotnostní aktivitě radioizotopu ^{137}Cs , který byl přiřazen spadu z Černobylské havárie v roce 1986, což umožnilo vypočítat průměrnou rychlost sedimentace 0,59 cm/rok v proximální části a 1,02 cm/rok v distálních partiích nádrže. Dále bylo zjištěno, že kontaminace prvky Cu, Pb a Zn jsou velmi nízké a jsou zčásti faciálně závislé a ovlivněny zrnitostí sedimentu. Vyšší koncentrace těžkých kovů lze pozorovat po nástupu přehradní a rybníční sedimentace. V Brněnské přehradě jsou míry kontaminace vyšší, což je spojeno s větším přísunem sedimentů přítokem.

Klíčová slova: rybník, Brněnská přehrada, kontaminace, těžké kovy, sedimentace, řeka Svratka, prvková analýza

Počet stran: 69

Jazyk: Český

Bibliographical identification

Author's first name and surname: Karolína Theimerová

Title: Research on sediments and contamination levels of the pond near the Brno Dam

Type of thesis: bachelor

Field of study: Environmental geology

Institution: Palacký University Olomouc, Faculty of Science, Department of Geology

Supervisor: doc. Mgr. Jan Sedláček, Ph.D.

The year of presentation: 2024

Abstract:

The aim of this bachelor's thesis will be the processing of several sedimentary cores from pond sediments and the analysis of their stratigraphic record with an evaluation of the temporal and spatial variability of sedimentation conditions. The results will be used to assess the level and development of contamination by selected heavy metals. The studied pond is located in the village of Veverská Bítýška in the South Moravian Region and lies in close proximity to the Brno reservoir. The locality was part of the reservoir until 1991, after this date a side dam was constructed, creating a separate pond, but still filled by the Svatka River. Short sedimentary cores were taken from the bottom of the drained pond, which were then processed and subjected to magnetic susceptibility measurement, ^{137}Cs radioisotope mass activity measurement, grain size analysis, spectral reflectance, EDXRF analysis and determination of total organic carbon. In one core, underlying river sediments from the time before the dam was filled were described. The upper unit includes reservoir and pond sediments. Proximal-to-distal grain size trends were found in the pond, coarser-grained sediments were deposited near the influx to the pond with a higher proportion of sandy fraction, whereas finer-grained sediments prevailed further towards the center of the pond. The depth distributions of petrophysical parameters were without major fluctuations, which indicates a calm sedimentary environment without major fluctuations. A peak in the mass activity of the radioisotope ^{137}Cs was detected in the cores, which was assigned to the fallout from the Chernobyl accident in 1986, which made it possible to calculate an average sedimentation rate of 0,59 cm/year in the proximal part and 1,02 cm/year in the distal parts of the reservoir. Furthermore, it was found that contamination with the elements Cu, Pb and Zn is very low and is partly facies dependent and influenced by the grain

size of the sediment. Higher concentrations of heavy metals can be observed after the onset of reservoir and pond sedimentation. Contamination rates are higher in the Brno reservoir, which is associated with a greater supply of sediments by the tributary.

Keywords: pond, Brno reservoir, contamination, heavy metals, sedimentation, Svatka River, element analysis

Number of pages: 69

Language: Czech

Obsah

1. Úvod.....	10
2. Umístění lokality a geomorfologie okolí	11
3. Regionální geologie.....	13
4. Hydrologie.....	17
5. Historie Brněnské přehrady a rybníka ve Veverské Bítýšce	19
5.1. Historie Brněnské přehrady	19
5.2. Historie rybníka ve Veverské Bítýšce	20
6. Sedimentace v přehradách a rybnících	23
6.1. Sedimentace v přehradách.....	23
6.2. Sedimentace v rybnících	24
7. Historie výzkumu na Brněnské přehradě	25
8. Těžké kovy a znečištění	28
9. Metodika.....	29
9.1. Terénní etapa	29
9.2. Laboratorní etapa.....	30
9.2.1. Sušení vzorků, jejich vážení a příprava.....	31
9.2.2. Magnetická susceptibilita	31
9.2.3. Gamaspektrometrie.....	31
9.2.4. RTG fluorescenční spektroskopie	31
9.2.5. Spektrální fotometrie	32
9.2.6. Zrnitostní analýza.....	32
9.2.7. Stanovení celkového organického uhlíku (TOC).....	32
10. Výsledky	33
10.1. Litologie.....	33
10.2. Magnetická susceptibilita	34
10.3. Gamaspektrometrie.....	35
10.4. RTG fluorescenční spektroskopie	36
10.5. Spektrální fotometrie	42
10.6. Zrnitostní analýza.....	44
10.7. Obsah TOC	45
11. Diskuze	47
11.1. Depoziční prostředí	47
11.2. Distribuce ¹³⁷ Cs a rychlosti sedimentace	48
11.3. Trendy v petrofyzikálních parametrech.....	50

11.3.1.	Magnetická susceptibilita	50
11.3.2.	Barva sedimentu a kolorimetrie.....	53
11.4.	Trendy v prvkové geochemii a kontaminace těžkými kovy.....	56
12.	Závěr.....	60
13.	Seznam literatury	61
14.	Přílohy	68

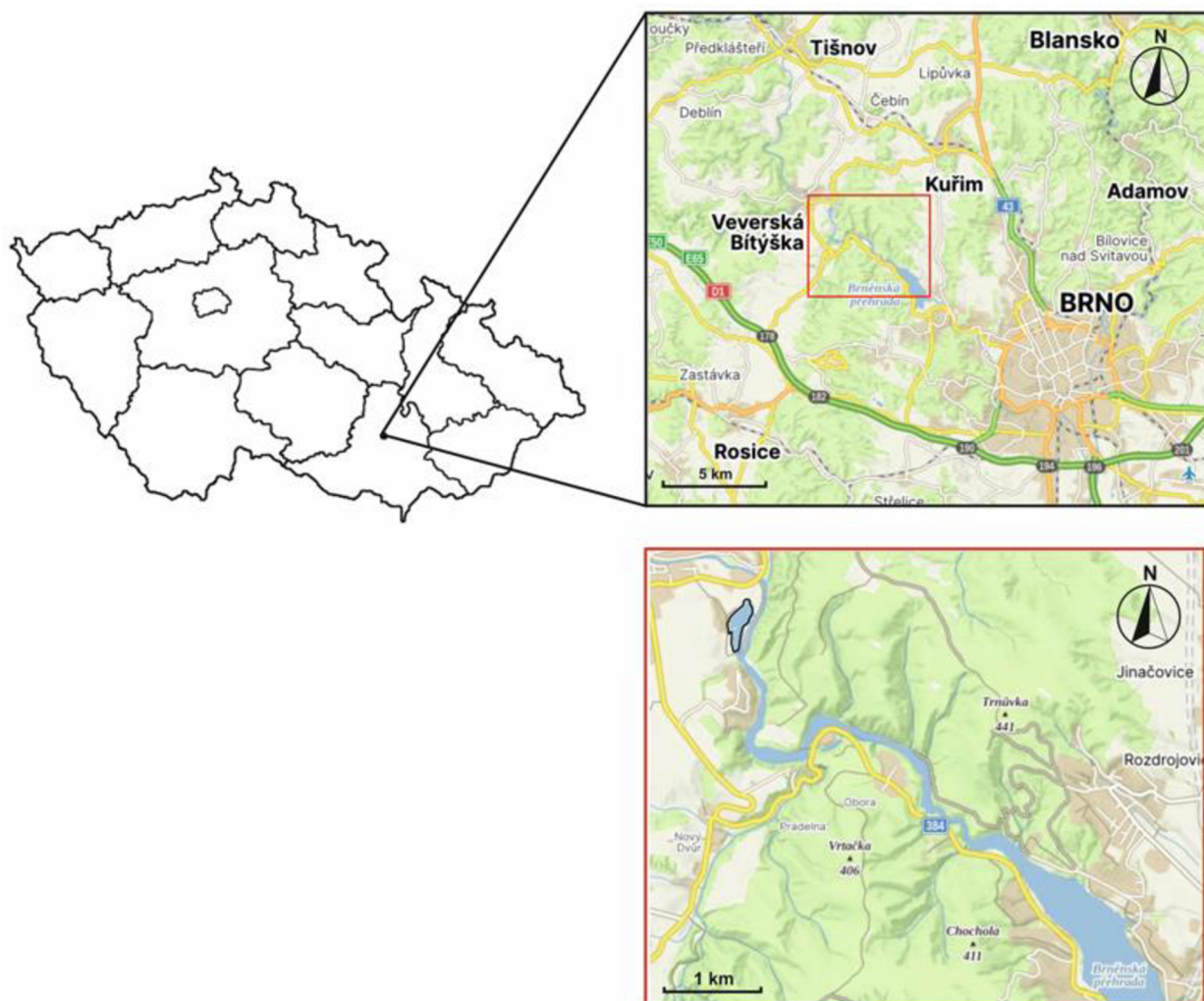
1. Úvod

Vodní nádrže, jako jsou přehrady či rybníky, fungují jako ideální sedimentační pasti pro materiál přinášený z povodí. Oproti jiným sedimentárním archivům je sedimentace v přehradách a rybnících často nepřerušovaná a obsahuje tak kontinuální sedimentární záznam, často s vysokým rozlišením. Moderní přístup ke studiu těchto archivů spočívá v použití více petrofyzikálních metod v kombinaci s chemickou analýzou. Výsledky mohou být použity k rekonstrukci depozičního prostředí, trendů v povodí a také pro určení míry a historie případné kontaminace. Většina rybníků a přehrad vykazuje velkou schopnost akumulovat jemnozrnné sedimenty spolu s navázanou kontaminací.

Cílem této bakalářské práce bude zpracování několika vrtných jader z rybníčních sedimentů a analýza stratigrafického záznamu se zhodnocením časové a prostorové variability sedimentačních podmínek. Výsledky budou využity pro posouzení míry a vývoje kontaminace vybranými těžkými kovy. Odběr vzorků sedimentů proběhne pomocí žlábkového odběráku ze dna vypuštěného rybníka. Analýza bude provedena celkem šesti metodami – měřením magnetické susceptibility, gamaspektrometrií, RTG fluorescenční spektroskopií, spektrální fotometrií, laserovou granulometrií a stanovením obsahu celkového uhlíku. Výsledky jednotlivých metod a jejich korelace přiblíží stav kontaminace v sedimentu. Studovaný rybník, situovaný v obci Veverská Bítýška v Jihomoravském kraji, se nachází v těsné blízkosti Brněnské přehrady a do jeho vzniku přehrazením v roce 1991 byl považován za její součást. V jeho sedimentárním záznamu tedy mohou být zaznamenány dvě odlišné fáze sedimentace. Sedimenty Brněnské přehrady již byly předmětem výzkumu mnoha prací a studií, včetně těch zabývajících se kontaminací těžkými kovy, studovaná lokalita nikoliv. Výsledky této práce budou proto porovnány s výsledky prací provedených na Brněnské přehradě, zejména budou diskutovány odlišnosti v rychlostech sedimentace, depozičním prostředí a míře kontaminace těžkými kovy.

2. Umístění lokality a geomorfologie okolí

Studovaný rybník se nachází na jihozápadním okraji obce Veverská Bítýška v Jihomoravském kraji, konkrétně v okrese Brno-venkov. Leží v boskovické brázdě, zhruba 25 km severozápadním směrem od Brna v těsné blízkosti Brněnské přehrady (obr. 1). Obec Veverská Bítýška se rozprostírá na soutoku Bílého potoka a řeky Svratky (www1). Významná města v okolí jsou města Tišnov, Kuřim a Brno (www2).

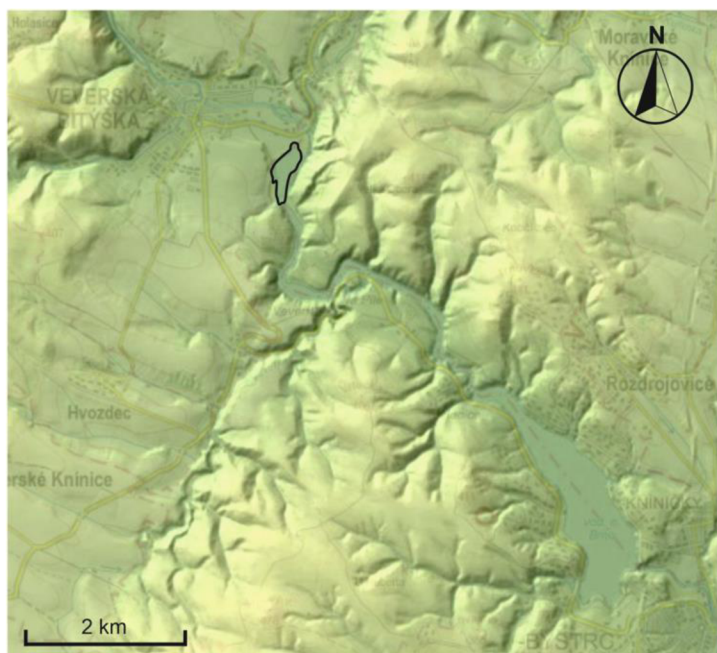


Obrázek 1: Umístění rybníka u obce Veverská Bítýška, mapy.cz (upraveno).

Veverská Bítýška se z geomorfologického hlediska nachází na styku dvou podsoustav. Z východní strany se jedná o Brněnskou vrchovinu, ze západní o Českomoravskou vrchovinu (Mejzlík, 1970). Obě jsou však součástí Česko-moravské soustavy (Demek et al., 2006).

Řeka Svratka, která napájí zájmový rybník, protéká od svého pramene po Veverskou Bítýšku Českomoravskou vrchovinou (www3). Ta byla vyzdvižena a formována v rámci terciérních horotvorných procesů. Řeky, které před těmito procesy tekly širokými údolními

tak začaly zpětnou erozí tvořit hluboká a strmá údolí, místy až kaňonovitá. Tento typ reliéfu je typický také pro okolí Veverské Bítýšky a Tišnova, kde údolními protéká řeka Svratka (obr. 2) (Mejzlík, 1970). V těchto místech mají svahy sklon až $73,94^\circ$. Mezní hodnoty nadmořských výšek okolí Veverské Bítýšky nabývají od maxima 441,11 m n. m. po minimum 228,25 m n. m. Bod s touto minimální hodnotou leží v místech studovaného rybníka (www4). Od Brna se Svratka rozlévá do nížinné krajiny Dyjsko-svrateckého úvalu (www5).



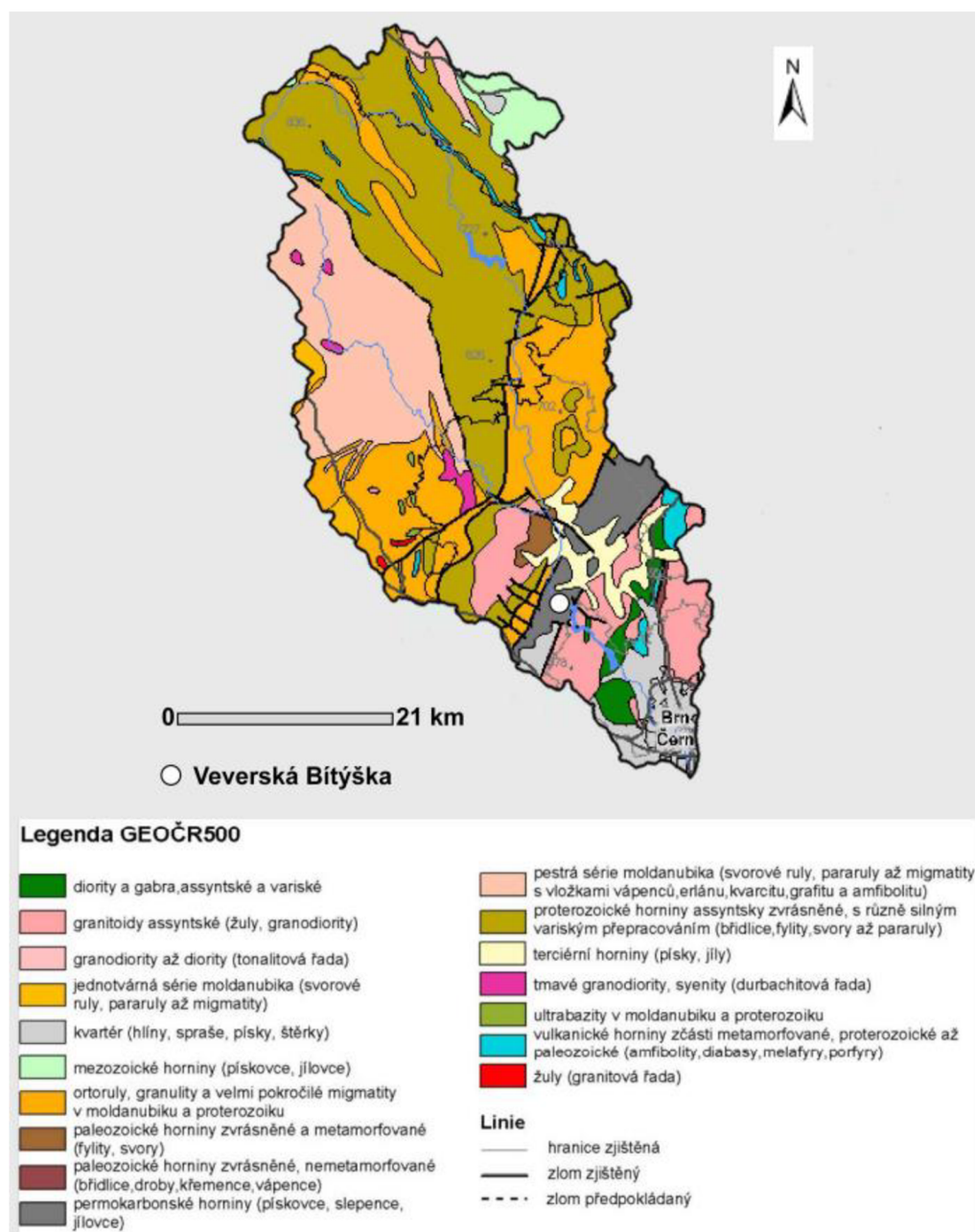
Obrázek 2: Digitální model reliéfu okolí Veverské Bítýšky a Brněnské přehrady zobrazující svahovitost terénu se zvýrazněným zájmovým rybníkem, ags.cuzk.cz (upraveno).

Svratka pramení u obce Cikháj poblíž Žďáru nad Sázavou v nadmořské výšce 772 m a končí svůj tok ústím do řeky Dyje skrze vodní nádrž Nové Mlýny v nadmořské výšce 163 m (Havlíček et al., 2011).

Krajina v okolí rybníka a Brněnské přehrady je z největší části zalesněná. K roku 2014 lesy tvořily až 44 % okolní krajiny. Orná půda pak zabírá zhruba 18 %, rekreační plocha 14 % a vodní plocha 9 % krajiny v blízkém okolí (Havlíček a Uhrová, 2017). Na samém počátku toku řeky Svratky, v okolí mezi pramenem a obcí Borovnice (asi 20 km po toku od pramene) tvoří okolní krajinu také nejvíce les, a to z cca 48 %. Zhruba 25 % okolní krajiny pak zabírala orná půda a 19 % trvalý travní porost (Havlíček et al., 2011).

3. Regionální geologie

Rybník ve Veverské Bítýšce je napojen na řeku Svatku, která protéká geologicky rozmanitým prostředím (obr. 3). Většina povodí řeky Svatky včetně studované lokality spadá pod Český masiv, menší část toku potom protéká skrze Západní Karpaty. Svatka pramení v kutnohorsko-svratecké oblasti a protéká jejími dílčími jednotkami – kutnohorským a svrateckým krystalinikem.



Obrázek 3: Geologická situace v povodí řeky Svatky od pramene po město Brno (Sklenář, 2013).

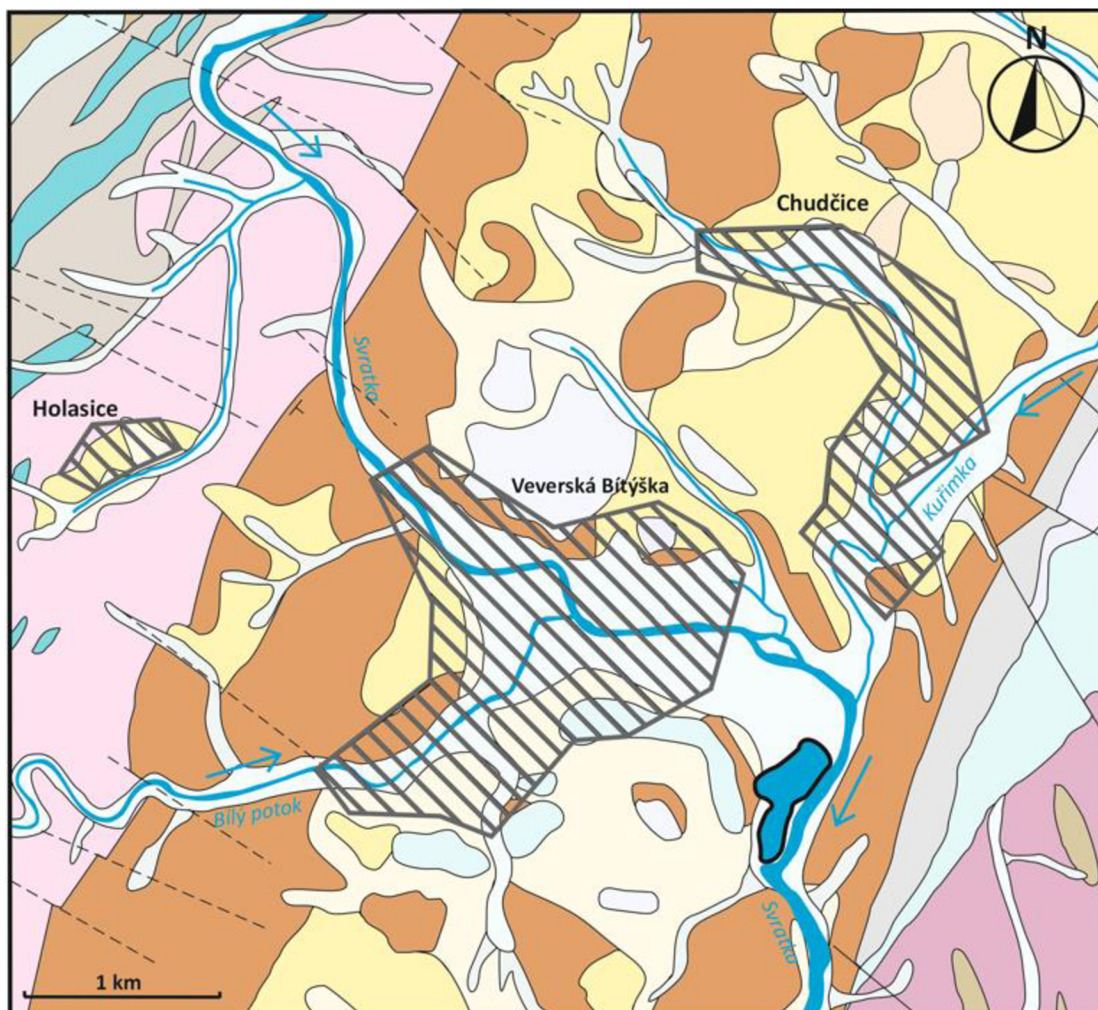
Kutnohorské krystalinikum je tvořeno převážně metamorfovanými horninami s méně častými vložkami vápenců, erlanů a grafitických kvarcitů (Svoboda et al., 1964). Svratecké

krystalinikum nese název po řece Svatce, jelikož zhruba středem krystalinika vede její dolní i horní tok. Horninová náplň území je podobná kutnohorskému krystaliniku, v podstatné části je tvořena metamorfovanými horninami, a to hlavně dvojslídnyými rulami, migmatity a ortorulami.

Svatka protéká pouze velmi krátkým úsekem i poličským krystalinikem, které je situováno v nadloží svrateckého krystalinika. Hranice se svrateckým krystalinikem je z petrografického hlediska výrazná vzhledem k absenci migmatitů a červených ortorul (Mísař et al., 1983).

Dále řeka protéká svrateckou klenbou, která je součástí regionálně-geologické jednotky moravika. Svratecká klenba je tektonické okno, v jehož jádru se vyskytují brunovistulické horniny s devonským pokryvem. Na ně jsou pak nasunuty silněji metamorfované jednotky moravika v podobě příkrovů, ke kterým se řadí charakteristická bítešská ortorula. Západně od svratecké klenby se rozprostírá boskovická brázda (Chlupáč et al., 2002).

Zájmová oblast rybníka ve Veverské Bítýšce se nachází na východním okraji boskovické brázdy. Boskovická brázda je nejlépe zachovanou strukturou tvořenou horninami permokarbonského stáří v Českém masivu (Jirásek et al., 2019). Převážně se jedná o slepence, pískovce a jílovce. Řeka protéká skrze boskovickou brázdu přes východní okrajový zlom do brněnského masivu (obr. 4).



LEGENDA

Fluviální sedimenty a sedimenty vodních nádrží, kvartér (holocén)	Pararuly až migmatity brněnského masivu, proterozoikum
Deluviofluviální sedimenty, kvartér (holocén)	Ortoruly moravika, proterozoikum
Písky a štěrky, kvartér	Granodiority brněnského masivu, proterozoikum
Deluviální sedimenty, kvartér	Obce
Spraše a sprašové hlíny, kvartér (pleistocén)	Vodní plochy - toky, nádrže
Fluviální sedimenty, písky, štěrky, neogén - kvartér (pliocén - pleistocén)	Zlom předpokládaný
Brakické a sladkovodní jíly, písky a štěrky, neogén (miocén)	Zlom zjištěný
Slepence, brekcie, pískovce boskovické brázdy, karbon - perm	Vrstevnatost
Droby Dražanské vrchoviny, karbon	Směr proudění vodního toku
Mělkovodní karbonáty moravskoslezského paleozoika, devon	
Krystalické vápence moravika, proterozoikum - paleozoikum	
Sericitické fylity moravika, proterozoikum - paleozoikum	

Obrázek 4: Geologická situace v okolí Veverské Bítýšky se zvýrazněným zájmovým rybníkem, geologická mapa 1:50 000, mapy.geology.cz (upraveno).

Brněnský masiv je geologicky rozmanitou, rozsáhlou jednotkou na území moravika. Řeka Svratka protéká západní a jižní částí masivu. Prostupuje biotitickým granodioritem a metabazitovou zónou (Misař et al., 1983).

Kvartérní pokryv všech zmíněných jednotek spadá do denudační oblasti Českého masivu, nebo z geomorfologického hlediska do oblasti České vysočiny. V této oblasti jsou nejrozšířenější svahové sedimenty, které bývají často rytmicky zvrstvené. Na mírných svazích se jedná hlavně o sedimenty, které jsou produktem mikrogelivace. Na příkřejších svazích převládají již hrubé hlinité sutě. Dále se v této oblasti často vyskytují spraše a sprašové hlíny a fluvialní sedimenty říčních teras, a to štěrky a písky (Czudek, 2005).

Dále z brněnského masivu řeka Svratka protéká karpatskou předhlubní, která je tvořena především terciárními a kvartérními sedimenty marinního, brakického a fluvio-lakustrinního původu, do příkrovových jednotek Západních Karpat. Nejprve teče pouzdřanskou jednotkou, která je okrajovou jednotkou příkrovového systému a je tvořena sedimenty terciárního stáří. Svůj tok končí na území ždánické jednotky, která je přesunuta přes pouzdřanský příkrov a je vyplněna horninami jurského až terciárního stáří (Stráník et al., 2021). Podobně jako Česká vysočina, i tato část Západních Karpat se řadí do denudační oblasti kvartérního pokryvu. Největší zastoupení zde mají svahové sedimenty, fluvialní sedimenty, spraše a sprašové hlíny (Czudek, 2005).

4. Hydrologie

Zájmový rybník ve Veverské Bítýšce se nachází v povodí řeky Svratky, která je s délkou 174 km největším levobřežním přítokem řeky Dyje. Celková plocha povodí je 4 115 km² (www6). Studovaná lokalita leží na 56. km toku (www7) a plocha povodí po studované lokalitě zaujímá 1 480 km², což představuje zhruba 20 % celkové plochy povodí Svratky (Sklenář, 2013). Pramen řeky Svratky se nachází ve výšce 823 m n. m. JV od Národní přírodní rezervace Žákova hora u obce Cikháj, která leží severně od Žďáru nad Sázavou v kraji Vysočina. Odtud Svratka pokračuje severovýchodně k obci Moravská Svratka a poté protéká na pomezí Pardubického kraje a kraje Vysočina. Jižně od obce Borovnice se řeka stáčí zpět na území kraje Vysočina, odkud pokračuje jihovýchodním směrem k Brnu. U obce Nedvědice překračuje hranici Jihomoravského kraje a protéká Tišnovem a Veverskou Bítýškou až do Brna. Od Brna řeka teče jižním směrem přes obce Rajhradice a Židlochovice až do vodní nádrže Nové Mlýny, skrze kterou zleva ústí do Dyje (www8).

Svratka má v rámci svého toku řadu přítoků. Mezi ty významné se řadí řeka Svitava, se kterou se slévá na území Brna a je jejím levým přítokem. Druhý největší přítok Svratky je řeka Litava, která se také vlévá z levé strany na jižní Moravě u obce Židlochovice. Dalšími důležitými levostrannými přítoky jsou např. vodní toky Hlučák, Bílý potok nebo Besének, pravostrannými pak např. Fryšávka, Nedvědička, Bítýška nebo Veverka (Třeštík, 2006).

Průměrný průtok se v různých místech v rámci celého toku řeky Svratky liší. K dispozici jsou data o dlouhodobém průměrném průtoku za období mezi lety 1981–2010 v několika úsecích toku řeky Svratky. Nejnižší hodnota průměrného průtoku je v úseku od pramene po Bílý potok u obce Borovnice a dosahuje 1,56 m³/s. V úseku řeky od Bílého potoka po vzdutí nádrže Vír I. hodnoty průměrného průtoku nabývají 3,52 m³/s. V rámci nádrže Vír I. je dlouhodobý průměrný průtok k profilu hráze 3,72 m³/s. Následující měřený úsek od hráze nádrže Vír I. po tok Bobrůvky u Tišnova má hodnotu průtoku 5,34 m³/s. Svratka má od toku Bobrůvky po vzdutí nádrže Brněnské přehrady průměrný průtok 8,28 m³/s a v rámci Brněnské přehrady k profilu hráze je průtok 8,47 m³/s. Od Brněnské přehrady k ústí do Dyje je průtok měřen už jen na třech úsecích – po soutok se Svitavou, kdy hodnota průtoku činí 7,83 m³/s, poté po soutok s Litavou, kdy je průtok 13,8 m³/s a nakonec po vzdutí nádrže Nové Mlýny, tedy po soutok s Dyjí. Zde nabývají hodnoty dlouhodobého průměrného průtoku v závěrovém profilu 15,2 m³/s. Lze tedy pozorovat trend zvyšujících se hodnot průtoku směrem od pramene po ústí (www9).

V obci Veverská Bítýška je situována jedna z hydrologických stanic na řece Svratce. Nachází se na pravém břehu Svratky zhruba 350 m od rybníka. Z hodnot naměřených stanicí vyplývá, že v období mezi lety 1980–2011 patřily mezi mimořádně vodné roky z důvodů povodní roky 1987, 1997 a 2010. Historicky největší průtok byl zaznamenán v březnu roku 1941, kdy maximální průtok Q_{\max} dosáhl hodnoty 73,893 m³/s. Za mimořádně suché roky v rozmezí let 1980–2011 pak byly označeny roky 1984, 1990 a 1991. Historicky nejnižší průtok byl zaznamenán v září roku 1947 a to s hodnotou minimálního průtoku Q_{\min} 0,517 m³/s.

Z měření stanice ve Veverské Bítýšce v období mezi lety 1927 a 2011 vyplývá, že nejvyšší průměrné měsíční průtoky na řece Svratce jsou nejčastěji v březnu (17,161 m³/s) a dubnu (13,647 m³/s), nejnižší pak v září (4,178 m³/s) a říjnu (4,515 m³/s). Hodnota průměrného ročního průtoku za stejné období pak činí 7,970 m³/s (Sklenář, 2013).

Svratka je největším levobřežním přítokem Dyje. Jsou na ní postaveny dvě významné nádrže – Vírská a Brněnská přehrada. Vírská přehrada byla vybudována v blízkosti města Bystřice nad Pernštejnem a uvedena do provozu byla v roce 1957. Tok řeky Svratky od pramene po Vírskou přehradu je stromovitým typem říční sítě, pravidelně posilovaný přítoky z obou stran. Oblast tohoto úseku řeky je z velké části součástí CHKO Žďárské vrchy, a tak zde není půdní eroze zvláště silná. Ohrožení půd erozí se zvyšuje po směru proudění od pramene po Vírskou přehradu (Kala, 2017). Oprchal (2009) se ve své práci věnoval historickým úpravám a změnám koryta Svratky a to v úseku od soutoku s Nedvědíčkou po soutok se Svitavou. Dle něj proběhly první rozsáhlejší úpravy toku v tomto úseku v druhé polovině 19. století, zejména v podobě úprav meandrů a napřimění toku. Nejčetnější úpravy ve velkém rozsahu pak nastaly v první polovině 20. století, kdy největším zásahem na toku byla výstavba Brněnské přehrady v letech 1936–1940. Dále tehdy probíhalo rozsáhlé rovnání koryta ve třech městských částech města Brna, prokopávání nových náhonů v obcích Nedvědice a Veverská Bítýška či úprava polohy koryta v prostorech města Tišnova. Zásahy v druhé polovině 20. století již byly minimální, jako například odstavení části ramene Svratky u brněnského výstaviště či zasypaní vedlejšího koryta v okolí obce Nové Štěpánovice. Úpravy vedly k celkovému zkrácení toku v úseku od soutoku s Nedvědíčkou po soutok se Svitavou o 2 387 m. Výrazně tomu napomáhá fakt, že v roce 1836 došlo k posunu místa soutoku Svratky se Svitavou o 2 056 m níže po toku k obci Přízřenice. Zkrácení délky toku má za následek zvýšení rychlosti odtoku a i mírné zahloubení řeky do terénu (Oprchal, 2009).

5. Historie Brněnské přehrady a rybníka ve Veverské Bítýšce

5.1. Historie Brněnské přehrady

Myšlenka vystavět přehradní hráz na řece Svatce přišla už na počátku 20. století. Důvodů pro její výstavbu bylo více, avšak mezi ty významné patřily regulace toku řeky Svatky (která se v dobách povodní často rozvodňovala a působila tak riziko pro Brno i okolní obce) a zajištění zdroje vody pro Brno (www10). Dalším důvodem byla i poválečná elektrifikace země, kdy bylo v zájmu města vybudovat ve své blízkosti přehradu s elektrárnou.

Pro výstavbu díla bylo zvoleno údolí severozápadně od Brna. Tehdy se zde nalézala obec Kníničky. Stavba přehrady tak vedla k vystěhování obyvatel a samotnému zániku obce. Nová obec Kníničky byla vybudována na zbytkových statcích a pozemcích okolních katastrálních území, zejména Bystřce, Ostrovačic, Prštic a Řičan (Kordiovský, 2017).

Konstrukce přehradní nádrže na Svatce započala v roce 1936 a ukončena byla v roce 1939. Nádrž byla zcela naplněna v roce 1940 (Bayer et al., 1954), a to při tehdejší letní povodni. Zatopeno bylo celé údolí, včetně budov staré obce Kníničky. Nově vzniklé vodní dílo dostalo název Kníničská přehrada, až v roce 1959 bylo přejmenováno na přehradu Brněnskou (www10).

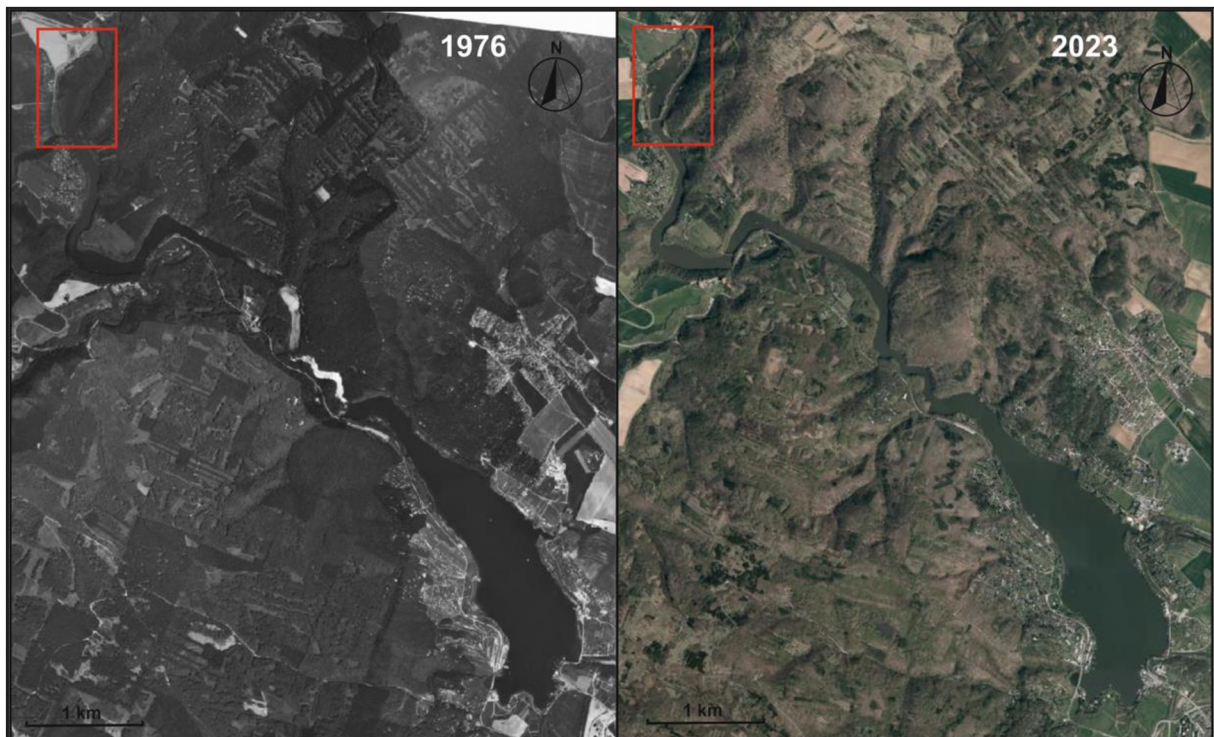
Nádrž kopíruje reliéf údolí, má tak charakteristický podlouhlý tvar. Objem vody zadržované v přehradě je zhruba 7,6 milionů m³, avšak maximální objem, který je přehrada schopná udržet, je až 18,4 milionů m³. Největší hloubka v nádrži je 18 m, délka vzdutí je zhruba 10 km, v nejširším místě má nádrž 0,8 km (Nehyba et al., 2011; Povodí Moravy). V současné době přehrada slouží pro zajištění minimálních průtoků, chovu ryb, k výrobě elektrické energie, jako ochrana proti povodním a v neposlední řadě k rekreaci (Broža et al., 2005).

V období před rokem 2008 se Brněnská přehrada potýkala s výrazným zhoršením kvality vody vyvolaným eutrofizací (Smutná et al., 2008). Státní podnik Povodí Moravy provádí od roku 2009 opatření ke zlepšení kvality vody v přehradě. Mezi opatření patří např. snížení množství fosforu na přítoku, promíchávání vodního sloupce a provoz aeračních věží. Tato opatření v rámci projektu „Realizace opatření na Brněnské údolní nádrži“ probíhají v etapách, přičemž roku 2023 odstartovala etapa čtvrtá. Dle Povodí Moravy jsou tato opatření efektivní, voda v přehradě je i v nejkritičtějších obdobích velkého tepla a nízkého přítoku vody nezávadná (www11).

5.2. Historie rybníka ve Veverské Bítýšce

Tato podkapitola byla sepsána z průvodních, závěrečných a technických zpráv, z archivních dokumentů a ústních sdělení předaných zaměstnancem státního podniku Povodí Moravy na pobočce v Brně dne 10. 11. 2023.

Rybník ve Veverské Bítýšce oficiálně nese název Bažiny a je situován na konci vzduť Brněnské přehrady (obr. 5). Jde o vodní nádrž o ploše cca 14,2–14,8 ha, avšak jeho přesný objem není znám. Hloubka nádrže při maximálním nadržení nabývá hodnot od 3,5 po 4 m. Před i po jeho vybudování je území rybníka považováno za součást vodního díla Brno, jelikož je silně ovlivňováno jeho režimem upouštění vody.



Obrázek 5: Poloha rybníka v rámci vzduť Brněnské přehrady v minulosti a dnes, *gis.brno.cz* (upraveno).

Rybník je lemován dvěma hrázemi. První, ochranná hráz byla vybudována ve 40. letech minulého století za účelem ochrany okolních pozemků od zatopení vzduť vodou tehdejší nádrže Kníničky. Tato hráz má v sobě zabudované čerpadlo napojené na meliorační systém, který byl vystavěn zároveň s hrází. Druhá ochranná, průcezná hráz vedla ke vzniku rybníka oddělením záplavové, tzv. inundační oblasti přehrad. Stavební práce na hrázi byly ukončeny v roce 1991 (obr. 6). Skrze tuto hráz voda z rybníka odtéká. Důvodem pro vznik rybníka bylo vytvoření prostoru, kde by bylo vhodné ukládat nános vytěžený při údržbě konce vzduť přehrad (např. kapacitní úpravy a údržba plavební dráhy). Obě hráze prošly v minulosti četnými opravami.



Obrázek 6: Historická a současná ortofota zachycující výstavbu průčezné hráze a celkovou změnu podoby rybníka, gis.brno.cz (upraveno).

Mezi lety 1997–1998 proběhly revitalizační úpravy v rybníce. Účelem těchto prací bylo zlepšení ekosystému v lokalitě Bažiny a životního prostředí pro rybí obsádku. V rámci tohoto projektu byla odtěžena část dna, oblast tzv. loviště, blízko hráze, kudy z rybníka voda odtéká. Dále vznikl prostor pro doplňkovou výsadbu, která zlepšovala vzhled okolí hráze. Opraven byl také přítok rybníka a hráz, která byla zvýšena, aby rybník nebyl ovlivňován povodňovými průtoky v řece Svatce.

V roce 2007 byla ochranná hráz oddělující rybník od řeky součástí plánu opravných prací na konci vzduší přehrady, a to v důsledku povodní z roku 2006. Opravné práce zahrnovaly především odtěžení nánosů z koryta řeky, kvůli kterým byla omezena plavební doprava, a oprava hráze rybníka Bažiny. Porušena byla obzvláště komunikace na koruně hráze. Opravy započaly v prosinci roku 2007 a ukončeny byly v listopadu 2008. Mezi lety 2009–2010 byla provedena sanace hráze oddělující rybník od řeky. Důvodem bylo prosakování vody skrze hráz do přehrady, a tak znemožnění napuštění rybníka i přes snížení hladiny v nádrži Brno.

Voda do rybníka přitéká přes čerpadlo v ochranné hrázi oddělující jej od přilehlých pozemků, ale hlavně potrubním a pak povrchovým přítokem od Tejkalova jezu vzdáleného zhruba 400 m. Dno rybníka bylo vápněno mezi lety 2008–2012 v rámci opatření na

Brněnské přehradě proti eutrofizaci. Těženo bylo pouze jednou a to v rámci již zmíněných revitalizačních prací v letech 1997–1998. Odtěžena byla jen malá část dna.

Dnes rybník slouží jako rybochovná nádrž. Je vypouštěn vždy jednou ročně na zimní období, kdy je snižována hladina vody v Brněnské přehradě. Dříve spadal pod správu obce Veverská Bítýška, nyní je však součástí katastrálního území MČ Brno-Bystrc a spravuje jej Povodí Moravy, s. p. (Povodí Moravy).

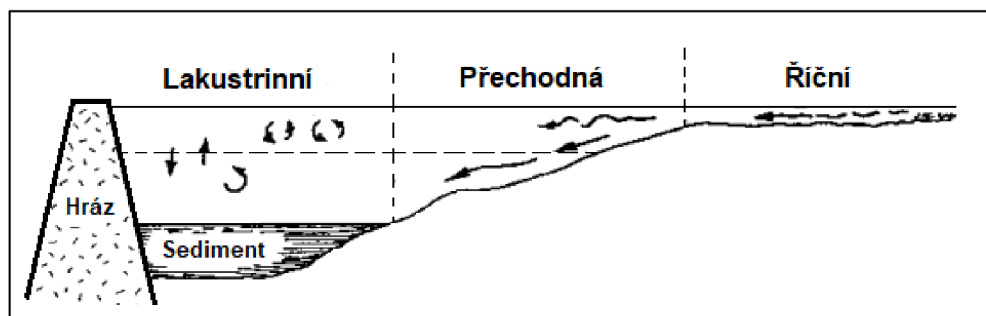
6. Sedimentace v přehradách a rybnících

6.1. Sedimentace v přehradách

Přehradní nádrže jsou vodní díla vystavěná na říčních tocích. Vzhledem k tomu, že zadržují obrovské množství vody na relativně malém úseku řeky, mění charakter a rychlost proudění vodního toku a materiál nesený řekou vlivem gravitační síly pak v nádrži sedimentuje (Smol, 2008). Usazující se materiál může negativně ovlivňovat fungování přehrady, nejčastěji přílišným zanesením fluviálními sedimenty (Sedláček et al., 2022).

V rámci vodní nádrže se vyskytují dva typy sedimentů – alochtonní a autochtonní. Rozdíl mezi nimi určuje jejich původ. Alochtonní sedimenty mají původ mimo danou nádrž a byly do ní dopraveny říčním přítokem. Jedná se například o pyl z rostlin a stromů, půdu erodovanou a transportovanou řekou nebo prach z ovzduší. Autochtonní sedimenty vznikají a sedimentují v rámci nádrže. Nejčastěji se jedná o schránky mlžů a odumřelé organismy, ať už živočichy, rostliny nebo řasy.

Podle charakteru proudění vody, usazovaného materiálu a výšky vodního sloupce lze u přehrad pozorovat zonální stavbu. Typicky se rozlišují 3 zóny: říční, přechodná a lakustrinní (obr. 7). Říční zóna se zpravidla vyskytuje nejbliže říčnímu přítoku, charakteristická je poměrně mělkým dnem a velkou rychlostí proudění. Sedimentace v této zóně připomíná spíše říční sedimentaci a usazuje se zde i hrubozrnnější, těžší materiál. Přechodná zóna se nachází mezi říční a lakustrinní zónou. Lakustrinní (nebo jezerní) zóna je pak část přehrady nejbliže hrázi. Vyznačuje se vysokým vodním sloupcem a pomalým prouděním vody, proto se zde usazuje již víceméně jemnozrnný materiál a sedimentace zde probíhá kontinuálněji než v zóně říční (Smol, 2008).



Obrázek 7: Zonálnost přehrady. Převzato z: Smol, 2008 (upraveno).

Přehradní nádrže jsou důležité a můžeme předpokládat, že do budoucna budou důležitější s rostoucí populací, ekonomikou a hlavně potřebou zavlažování vegetace. Právě zavlažování a výroba elektrické energie jsou největšími důvody, proč se přehradní nádrže

budují. Mezi další důležité využití a vlastnosti nádrží patří regulace toků (a tak ochrana před povodněmi), zdroj pitné vody nebo chov ryb.

Usazování materiálu přinášeného řekou v suspenzi v přehradách je ideální pro studium mnoha parametrů, které se dají ze sedimentárního záznamu vyčíst. Sedimentace má však i řadu negativních dopadů v různých ohledech. Mezi hlavní patří zanesení nádrže a tím snížení objemu, který je schopna udržet, abraze turbín vodních elektráren, menší množství generované energie a riziko zemětřesení vyvolaného tlakem sedimentů na hráz. Dále mohou sedimenty v přehradách způsobit znečištění ovzduší, když je přehrada vypuštěna a materiál ze dna eroduje a je transportován větrem (Morris a Fan, 1998).

6.2. Sedimentace v rybnících

Rybníky jsou uměle vytvořené vodní nádrže menší velikosti. Obvykle mají přítok i odtok a probíhá v nich za určitý čas obměna vody. Tato obměna je však často pomalá, voda od jejího přítoku setrvává v rybníce v rádech týdnů až měsíců a ani neprotéká vysokou rychlostí. Proto jsou rybníky ve většině případů statickými vodními systémy, dochází v nich k sedimentaci materiálu přineseného přítokem a stávají se tak prostorem pro sedimentaci.

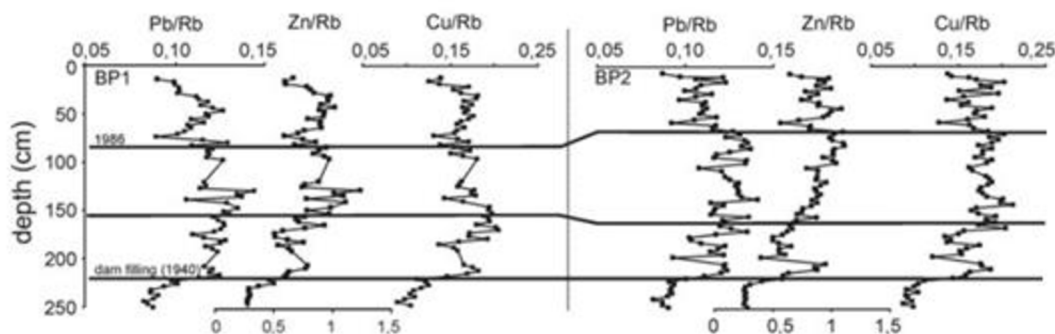
Podobně jako v přehradách, i v rybnících existují dva typy sedimentů. Jeden z nich má externí původ, jedná se tedy o materiál přinesený přítokem nebo větrem. Druhý typ má původ interní, vznikl tedy v samotném rybníce a zde i sedimentoval. K interním zdrojům se řadí i biologická aktivita živočichů žijících v rybníce (Boyd, 1995).

Problém se sedimentací v nádržích obecně je takový, že se usazovaným materiálem zanáší. Snižuje se tím jejich objem a udržují stále menší množství vody, čímž se snižuje i efektivita nádrží. Tento problém se stal významným zejména pro nádrže menších rozměrů, tedy i pro rybníky, jelikož zanesení sedimentem se v nich projevuje mnohem rychleji, než v například v přehradách. Životnost rybníka je tedy krátká, pokud nejsou sedimenty ze dna pravidelně odtěžovány (Verstraeten a Poesen, 2000). Zanášení nádrží negativně ovlivňují i nevhodné zásahy v okolí povodí přítoku, což způsobuje zrychlení eroze. Tyto zásahy mohou být například zemědělského charakteru (Sedláček et al., 2023). Kromě redukce objemu rybníka, sedimentace materiálu a erozní procesy mají vliv i na spoustu jiných vlastností těchto menších nádrží. Mezi ně se řadí i změna tvaru dna, ovlivnění struktury ekosystému a jeho funkce, nebo třeba postupná eroze hráze, pokud je přítomna (Boyd, 1995). K celkové erozi dna dochází větrem z pravidla v obdobích, kdy je rybník vypuštěn pro odtěžení. Rychlost eroze pak ovlivňují vlastnosti sedimentu, jako je velikost zrna nebo jeho složení (Sedláček et al., 2023).

7. Historie výzkumu na Brněnské přehradě

Brněnská přehrada byla v minulosti předmětem výzkumu mnoha prací a vědeckých článků. Nehyba et al. (2010) prováděli na Brněnské přehradě výzkum zaměřený na historii sedimentace a také identifikaci procesů podílejících se na depozici materiálu. Bylo zjištěno, že se sedimenty na dně přehrady mohou dělit na dvě hlavní vrstvy lišící se ve způsobu depozice. Níže položená vrstva je tvořena fluviálními sedimenty a pochází z doby před přehrazením řeky Svratky (a tím pádem před vznikem Brněnské přehrady). Tato níže položená vrstva může být dělena do dvou subjednotek. Spodní subjednotka vznikla bočním přirůstáním sedimentu v jesepeu meandru řeky, svrchní podjednotka má původ v období počátečního plnění přehrady, kdy se materiál ukládal také vlivem několika povodní, které přišly mezi lety 1939–1941. Nadložní vrstva je tvořena již přehradními sedimenty. Průměrné rychlosti sedimentace materiálu byly vypočteny pro tři období. V období mezi lety 1986–2007 činila průměrná rychlost sedimentace 3,2 cm za rok, mezi lety 1963–1986 byla rychlost sedimentace 3,4 cm za rok a v období mezi lety 1939–1963 pak rychlost sedimentace činila 3,1 cm za rok. Z toho vyplývá, že průměrná rychlost sedimentace od vzniku přehrady do roku 2007 byla víceméně konstantní.

Sedláček et al. (2013) zjišťovali vývoj kontaminace sedimentů Brněnské přehrady. V rámci tohoto výzkumu bylo ze dna přehrady odebráno pět jader. Vrstvy byly datovány pomocí radioizotopu ^{137}Cs , který vykazuje píky v letech 1952, 1963–1964 a 1986. Píky odpovídají historickým událostem vedoucím k celosvětové depozici tohoto izotopu, jako jsou testy jaderných zbraní a havárie Černobylské jaderné elektrárny. Míra znečištění těžkými kovy má tendenci se snižovat směrem k mladším vrstvám, což pravděpodobně souvisí se stagnací těžkého a strojírenského průmyslu po roce 1989 (obr. 8). Míra kontaminace sírou a fosforem narůstala hlavně v 60. a 70. letech minulého století. To je nejspíše způsobeno hojným užíváním hnojiv a detergentů v povodí řeky Svratky. Míra znečištění těmito kontaminanty však neklesá a to vede k stále trvajícím problémům s eutrofizací.



Obrázek 8: Trendy kontaminací Pb, Zn a Cu v jádrech BP1 a BP2, odebraných v blízkosti rybníka ve Veverské Bítýšce (Sedláček et al., 2013).

Franců et al. (2009) se zabývali úrovněmi organických polutantů v sedimentech Brněnské přehrady. Konkrétně se jednalo o perzistentní organické polutanty (POPs). Profil odebraných jader může být na základě analýz rozdělen do tří hlavních intervalů. Nejnižší interval v hloubce 218–292 cm odpovídá fluviální sedimentaci před vznikem přehradu vykazující nízkou míru kontaminace POPs. Dle autorů to ale nutně nemusí znamenat, že míra znečištění byla tehdy nižší, spíše silnější proud vody odnesl jemnozrný materiál, na který se kontaminanty zpravidla vážou nejlépe. Prostřední interval v hloubce 199–218 cm reprezentuje sedimentaci v období plnění přehradní nádrže a byly v něm zaznamenány vyšší hodnoty organického uhlíku. Nejvýše položený interval v hloubce 199–0 cm představuje přehradní sedimenty, obsahuje především jíl a prach s vysokou kontaminací POPs, ale nachází se v něm i dvě slabé vrstvy písku uložené pravděpodobně při povodních ve 40. a 60. letech minulého století. Tyto dvě vrstvy celkově obsahovaly menší podíl organických kontaminantů, pravděpodobně proto, že povodně některé z nich mobilizovaly a odplavily z přehradní nádrže pryč.

Straková et al. (2013) studovali vývoj přítomnosti toxických cyanobakterií v Brněnské přehradě, která se dlouhodobě potýká s problémem eutrofizace. Na základě dostupných dat bylo zjištěno, že se celkový obsah cyanobakterií od roku 2008 do roku 2013 snížil. K tomu dopomohly opatření pro zmírnění eutrofizace, jako např. provzdušnění sedimentů nebo regulace obsahu fosforu na přítoku (Straková et al., 2013). Na přehradě tato opatření probíhají od roku 2009. Snižující se trend obsahu vodního květu a cyanobakterií i v současnosti potvrzuje Povodí Moravy, spravující Brněnskou přehradu a provádějící zmíněná opatření (www12).

Problematikou cyanobakteriálních toxinů v Brněnské přehradě se zabývali i Bláha et al. (2010). Tento dlouhodobý monitoring probíhal v letech 1998–2008 a sledoval změny vývojového trendu cyanobakteriálního rodu *Microcystis* i ostatního fytoplanktonu nejen

v Brněnské přehradě, ale i ve Vířské přehradě a nádrži Nové Mlýny. Současný monitoring všech tří nádrží poskytuje unikátní model, na kterém lze sledovat, zda se fytoplankton a toxiny šíří po vodním toku řeky Svratky, na které všechny tyto nádrže leží. Míra výskytu cyanobakterie *Microcystis* byla sice během monitorovací doby v jednotlivých nádržích rozdílná, pozorovány však byly paralelní trendy mezi nádržemi, kdy se jeho koncentrace systematicky zvedla ve všech nádržích zároveň. *Microcystis* samotný svou četnost výskytu v nádržích během monitorovací doby drasticky neměnil, koncentrace ostatního fytoplanktonu již byly proměnlivější. Maximální koncentrace cyanotoxinů v biomase ve všech třech nádržích činila $6,1 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ sušiny a mediánové hodnoty byly v rozmezí $0,065\text{--}2,3 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ sušiny. Tyto hodnoty jsou obecně vyšší v porovnání s daty jiných nádrží České republiky i s celosvětovými daty.

Studium toxicity sedimentů na dně Brněnské přehrady prováděli Smutná et al. (2008). Zaměřili se na znečištění těžkými kovy a organickými polutanty. Důležitou součástí výzkumu bylo testování užitečnosti *Tubifex tubifex* a jeho biochemických markerů pro hodnocení přímé toxicity sedimentu. *Tubifex tubifex* je kroužkovec typicky žijící ve svrchní vrstvě sedimentu, který zde ve velkém množství požívá a je tím pádem vystavován kontaminantům v něm přítomným. Je tak vhodným k indikaci akutní či chronické toxicity a bioakumulace. Výzkum neprokázal žádnou významnou kontaminaci, pouze lokálně zvýšené koncentrace polycyklických aromatických uhlovodíků (PAH) a nepolárních extrahovatelných sloučenin (NEC). Výsledky testů s *T. tubifex* a jeho chemickými biomarkery korespondovaly s výsledky kontaminací lépe než jiné testy ekotoxicity, což dokazuje, že využívání této metody může být v budoucnu slibným nástrojem pro zjišťování toxicity sedimentů v nádržích.

8. Těžké kovy a znečištění

Asi osmdesát prvků periodické soustavy se řadí ke skupině kovů, k toxickým a těžkým se pak řadí třicet z nich (Kafka a Punčochářová, 2002). Pojmy stopové, těžké a toxické kovy jsou používány a často zaměňovány pro popis kovových prvků, které představují nebezpečí pro organismy (Harte et al., 1991). Stopové kovy jsou kovy přítomné v lidském těle ve velice malém množství, v řádu ppm (parts per milion). V lidském organismu se jedná například o zinek, chrom a železo (Kafka a Punčochářová, 2002). Těžké kovy se vyznačují atomovou hmotností vyšší než $5 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$. Jedná se například o kadmium, rtuť a olovo (Kafka a Punčochářová, 2002; Harte et al., 1991). Toxické kovy jsou kovy, které jsou v určitých koncentracích pro člověka i jiné organismy škodlivé. Ekotoxikologická klasifikace pro tuto skupinu upřednostňuje termín těžké kovy, a řadí k ní především rtuť, kadmium, zinek, měď, olovo a navíc i polokovy arsen a selen (Kafka a Punčochářová, 2002). Některé těžké kovy jsou esenciálními prvky, pokud jsou přítomny v těle v extrémně nízkých koncentracích. Zvýšené koncentrace těchto kovů by se však staly pro tělo toxickými vlivem akumulace (Živkovic a Dokic, 2022). Mezi esenciální kovové prvky patří v nízkých koncentracích a v určitých formách například selen, zinek, chrom či měď (Kafka a Punčochářová, 2002).

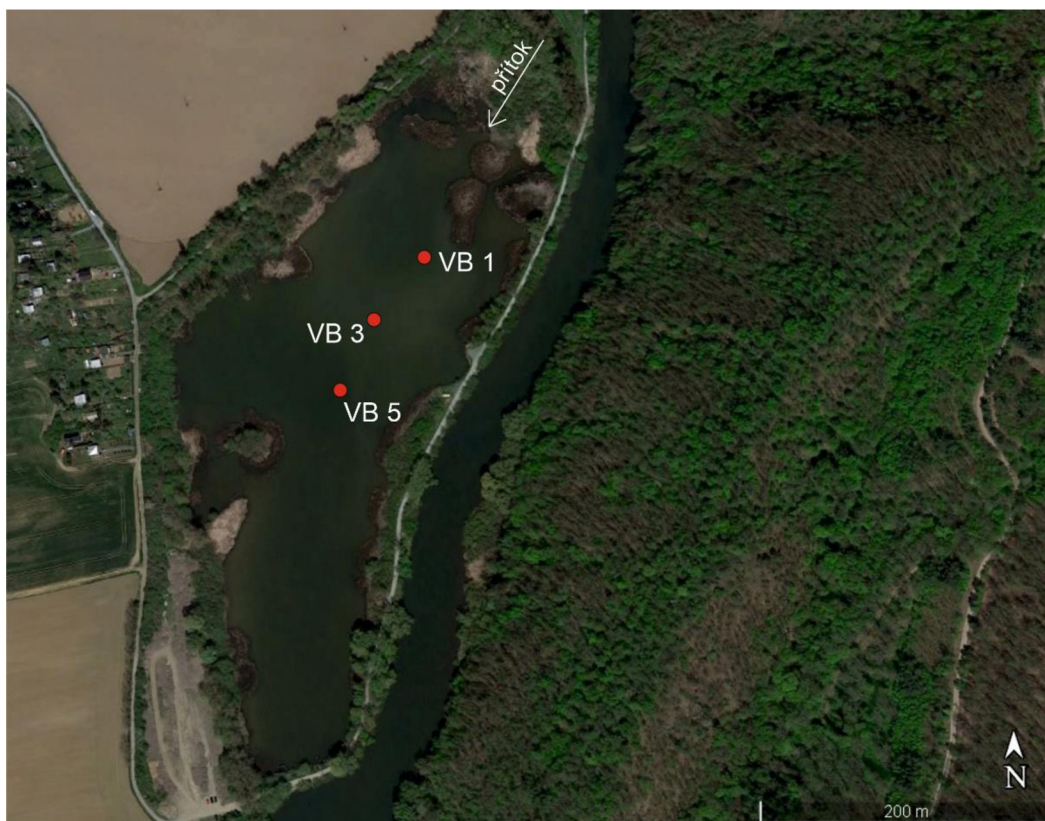
Těžké kovy se na Zemi vyskytují téměř ve všech typech hornin. Na povrch se dostávají vlivem eroze či sopečné činnosti, poté jsou transportovány vodním tokem a uloženy v sedimentech na dnech vodních nádrží, řek a oceánů. Časem se i tyto sedimenty vyzdvihnou a cyklus se opakuje. Lidská činnost tento přirozený cyklus ovlivnila a sama na mnoha místech přispěla ke zvýšení koncentrace kovů v přírodě. Hlavní lidskou činností ovlivňující koncentraci kovů je spalování fosilních paliv, která jsou přirozeně kovy kontaminovaná. Přidávání olova do pohonných hmot v minulosti, spalování odpadu, prosakování ze skládek, těžba a průmyslová výroba, či užívání pesticidů jsou jen další příklady, jak lidská činnost přispívá ke kontaminaci (Harte et al., 1991).

Zrnitost sedimentu je zásadní vlastností, která ovlivňuje jeho transport a depozici. Velikost zrna, hlavně tedy poměr velikosti zrna k jeho povrchu, je i hlavním faktorem ovlivňujícím míru kontaminace těžkými kovy v sedimentu. Nejvyšší míru znečištění obsahuje jemnozrná frakce, protože poměr velikosti zrna k jeho povrchu je zde veliký (Maslennikova et al., 2012). Míru kontaminace také přímo ovlivňuje obsah organického materiálu. Vyšší koncentrace organického materiálu v sedimentu ovlivňují míru jeho adsorpce, a tak i koncentraci těžkých kovů. Mezi koncentracemi organického materiálu a těžkých kovů platí přímá úměrnost (Lin a Chen, 1998).

9. Metodika

9.1. Terénní etapa

Ze dna rybníka ve Veverské Bítýšce bylo pro účely této práce odebráno celkem 6 krátkých sedimentárních jader začátkem března 2023, tedy v době, kdy byl rybník vypuštěný. Odebíralo se střídavě za pomoci žlábkového a pístového odběráku a jádra dostala označení VB1 až VB6. Jádra odebraná žlábkovým odběrákem o průměru 3 cm (Eijkelkamp, Nizozemí) nesou označení VB1, VB3 a VB5, jádra odebraná pístovým odběrákem o průměru vzorkovacích tub 4 cm (Eijkelkamp, Nizozemí) pak VB2, VB4 a VB6. Vzhledem k nízkým venkovním teplotám byl sediment zmrzlý a nedocházelo ke kompakci. Při těchto podmínkách byl ale ztížen odběr pístovým odběrákem, který je vhodný spíše pro zvodnělé sedimenty. Na místě odběru každého jádra byly odečteny také jejich GPS souřadnice pro zanesení míst odběru do mapy: VB1 (49.2724819 N, 16.4543367 E), VB3 (49.2720689 N, 16.4537253 E), VB5 (49.2714528 N, 16.4531458 E). Tato mapa vyobrazuje místa odběru pouze těch jader, které byly použity pro laboratorní analýzu (obr. 9).



Obrázek 9: Mapa míst odběru jader žlábkovým odběrákem, mapy.cz (upraveno).

Jádra odebraná žlábkovým odběrákem (obr. 10) byla fotografována, popsána a vzorkována ve vertikálním intervalu 2 cm přímo v terénu. Vzorkování bylo provedeno nožem, který byl mezi odběrem jednotlivých vzorků očištěn, aby nedocházelo ke kontaminaci mezi vzorky. Každý vzorek byl poté vložen do uzavíratelného polypropylenového sáčku, ve kterém byl dopraven k následnému laboratornímu zpracování.



Obrázek 10: Odběr jádra žlábkovým odběrákem, vlastní fotografie (1. 3. 2023)

Jádra odebraná pístovým odběrákem byla přímo dopravena k laboratornímu zpracování, tj. v terénu s nimi nebylo nijak dále zacházeno. V laboratoři byla jádra vytlačena z tuby a popsána jejich litologie, ve výsledku však bylo upuštěno od jejich dalšího laboratorního zpracování a z důvodu jejich malé délky, která byla max. 20 cm. Dále v textu této práce tudíž nejsou jádra VB2, VB4 a VB6 zmíněna.

9.2. Laboratorní etapa

Odebrané vzorky byly v době do jejich laboratorního zpracování uchovány v chladičím zařízení při teplotě 2°C. Všechny vlastní analýzy a laboratorní úkony, kromě stanovení TOC, byly provedeny na Katedře geologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci.

9.2.1. Sušení vzorků, jejich vážení a příprava

Po dopravení do laboratoře byly vzorky umístěny do plastových nádobek a vysušeny v laboratorní sušárně Venticell při teplotě 45 °C po dobu 72 hodin. Po usušení byly vzorky opět zabaleny do uzavíratelných polypropylenových sáčků a připraveny pro další analýzy. Před zahájením dalších prací byly jednotlivé vzorky ještě zváženy.

9.2.2. Magnetická susceptibilita

U všech vzorků jader VB1, VB3 a VB5 byla měřena hmotnostně-specifická magnetická susceptibilita (MS), ukazující na schopnost materiálu se magnetizovat ve vnějším magnetickém poli. Pro tento účel byl použit laboratorní kappa můstek KLY-4 s citlivostí $3 \cdot 10^{-8}$ SI, intenzitou magnetického pole 300 Am^{-1} při operační frekvenci 920 Hz (výrobce je AGICO s.r.o., ČR). Před začátkem měření byl přístroj kalibrován s ohledem na plastový držák a prázdný uzavírací sáček. Jedno měření trvalo přibližně 20 sekund, každý vzorek byl změřen dvakrát a výsledky byly zprůměrovány. Hodnota z přístroje byla přepočítána s ohledem na hmotnost vzorku dle vzorce (1) a poté uvedena v jednotkách $\text{m}^3 \text{ kg}^{-1}$:

$$(1) \text{ MS} = (\text{SI/hmotnost vzorku [g]} \cdot 10) / 1000 = \text{m}^3 \text{ kg}^{-1}$$

9.2.3. Gamaspektrometrie

Hmotností aktivita radioizotopu ^{137}Cs byla změřena u všech vzorků v plastových uzavíratelných sáčcích u jader VB1 a VB3. Měřeno bylo za pomoci laboratorního gamaspektrometru SG1000 LAB (výrobce Nucleus, USA) se scintilačním studnovým detektorem RT-50 z krystalu NaI(Tl) a detekčním limitem $0,02 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$. Doba jednoho měření činila 30 minut. Vzorky byly zváženy a hodnoty vyjádřeny v $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ jako hloubková distribuce hmotnostní aktivity ^{137}Cs .

9.2.4. RTG fluorescenční spektroskopie

Pro účely prvkové analýzy metodou energiově-disperzní rentgenové fluorescence (EDXRF) byla cca polovina každého vzorku u jader VB1, VB3 a VB5 pomleta na analytickou jemnost v třecí achátové misce. Takto připravené vzorky byly nasypány do plastové kyvety o objemu 4 cm^3 , kryté mylarovou fólií a měřeny po dobu 240 sekund na ručním fluorescenčním spektrometru DELTA (Innov-X, Inc., USA) v režimu geochem. K buzení RTG záření v přístroji byla použita rheniová lampa s rozsahem napětí od 8 do 10 keV, s rozpětím proudu od 5 do 200 μA . Výsledkem měření bylo stanovení koncentrace vybraných prvků (Al, Si, K, Fe, Ti, P, Ca, Mn, Rb, Zr, Ni, Cu, Zn, As, Pb) vyjádřené v % nebo ppm. Výsledky měření byly dále zpracovány v programu MS Excel.

9.2.5. Spektrální fotometrie

Všechny vzorky jader (stejně jako na EDXRF) VB1, VB3 i VB5 byly analyzovány ručním spektrálním fotometrem s kulovou geometrií SP 62 (výrobce X-Rite, USA) pro měření spektrální odraznosti ve viditelném světle v rozsahu 400-700 nm. Před samotným měřením byl přístroj kalibrován na černou a bílou barvu. Podrcené vzorky byly měřeny dvakrát přes platový sáček na hladkém povrchu a hodnoty byly zprůměrovány. Data byla vizualizována v barevném prostoru CIELAB (CIE 1976 - L*a*b*) pomocí tří pravoúhlých os barevného systému, kde parametr (osa) L * představuje celkový jas od černé po bílou, parametr (osa) a* probíhá od zelené barvy k červené a parametr (osa) b* od modré ke žluté (Bábek, 2013). Naměřené hodnoty byly zpracovány pomocí programu MS Excel.

9.2.6. Zrnitostní analýza

U jader VB1, VB3 i VB5 byl proveden zrnitostní rozbor na laserovém granulometru FRITSCH analysette 22 MicroTec plus (Fritsch, Německo) v rozsahu hodnot 0,08 až 2000 μm . Analyzován byl vždy každý druhý vzorek jader VB1, VB3 a VB5, tudíž změřena byla polovina všech vzorků. Pro analýzu byla potřeba jen asi třetina vzorku (nepomletého), tedy v řádu jednotek gramu. Předpříprava vzorků spočívala v jejich zavodnění (do pastovité konzistence) a homogenizaci. Organická rezidua a ostatní rostlinné zbytky byly odebrány manuálně. Další dezintegrace agregátů proběhla v ultrazvukové lázni, která je součástí přístroje. Poté následovalo samotné měření v průtokové měřicí cele. Výsledky byly dále zpracovány v programu MS Excel a prezentovány jako zrnitostní parametry v μm a podíly zrnitostních frakcí v %.

9.2.7. Stanovení celkového organického uhlíku (TOC)

Stanovení TOC (total organic carbon), tedy celkového organického uhlíku, bylo provedeno v Brně v laboratořích České geologické služby. Vybrané vzorky byly zaslány v plastových kyvetách v práškovém stavu. Z každého jádra VB1, VB3 a VB5 bylo zasláno 10 vzorků, tedy zhruba vždy každý druhý vzorek. Měření proběhlo za pomoci elementárního analyzátoru ELTRA 1000CS (výrobce Eltra, Německo). Obsah TOC byl stanoven přímo ze vzorku zbaveného karbonátů rozkladem v HCl. Výsledky byly uvedeny v % TOC.

10. Výsledky

10.1. Litologie

Analyzovaná jádra VB1, VB3 a VB5 byla odebrána za pomoci žlábkového odběráku ze dna vypuštěného rybníka ve Veverské Bítýšce. Délka odebraných jader byla od 54 do 62 cm. Jádro VB1 se nachází nejbližší přítoku, jádra VB3 a VB5 o několik metrů dál směrem do středu rybníka.

Jádro VB1 (obr. 11) mělo délku 62 cm. V tomto jádře byly viditelně zachyceny dvě facie. První, podložní, náleží starším, říčním sedimentům, zatímco druhá nadložní facie tvořená prachem až prachovitým pískem představuje přehradní/rybníční sedimenty. Na bázi až do hloubky 49 cm sediment sestával z rezavě hnědého hrubozrného a špatně vytříděného písku s četnými zrnky křemene. Do hloubky 20 cm byl zprvu pozorován špatně vytříděný, rezavý písek, dále směrem k povrchu pak rezavě hnědý prach až prachovitý písek místy s šedými závalky. Dále do hloubky 15 cm byl tvořen homogenním, rezavě šedohnědým plastickým prachem s drobnými šupinkami slíd. Od hloubky 15 cm k povrchu materiál sestával z šedohnědého homogenního kompaktního prachu, bez organických zbytků a s lesklými šupinkami slíd. Spodní hranice byla neostrá, difuzní, tj. byl pozorovatelný pozvolný přechod v sedimentu.



Obrázek 11: Fotografie jádra VB1, vlastní fotografie (1. 3. 2023).

Jádro VB3 (obr. 12) mělo délku 58 cm. Od báze až do hloubky 22 cm byl sediment tvořen silně plastickým šedým prachem, místy byl pozorován výskyt šedých skvrn. Od hloubky 34 cm byl v sedimentu přítomen také fyto-detrit v podobě listů a drobných kousků dřevní hmoty. Dále do hloubky 15 cm sediment tvořil slabě plastický, šedo rezavý jílovitý prach bez obsahu organických zbytků. Od hloubky 15 cm až k povrchu byl sediment tvořen zvodnělým homogenním šedohnědým jílem bez přítomnosti fyto-detritu.



Obrázek 12: Fotografie jádra VB3, vlastní fotografie (1. 3. 2023).

Jádro VB5 (obr. 13) mělo délku 54 cm. V rozmezí hloubek 54–43 cm byl sediment tvořen šedorezavým, silně plastickým prachem, místy s drobnými šupinkami slíd a náznaky laminace. Dále do hloubky 31 cm sediment tvořil silně plastický, rezavě hnědý, místy písčité homogenní prach. Od hloubky 31 cm až k povrchu byl sediment tvořen rezavě hnědým prachem, konkrétně jílovitým prachem přecházejícím do písčitého. Byl plastický, bez laminace a místy s černými skvrnami. Pouze v rozmezí 27–28 cm byl pozorovatelný náznak černé laminace.

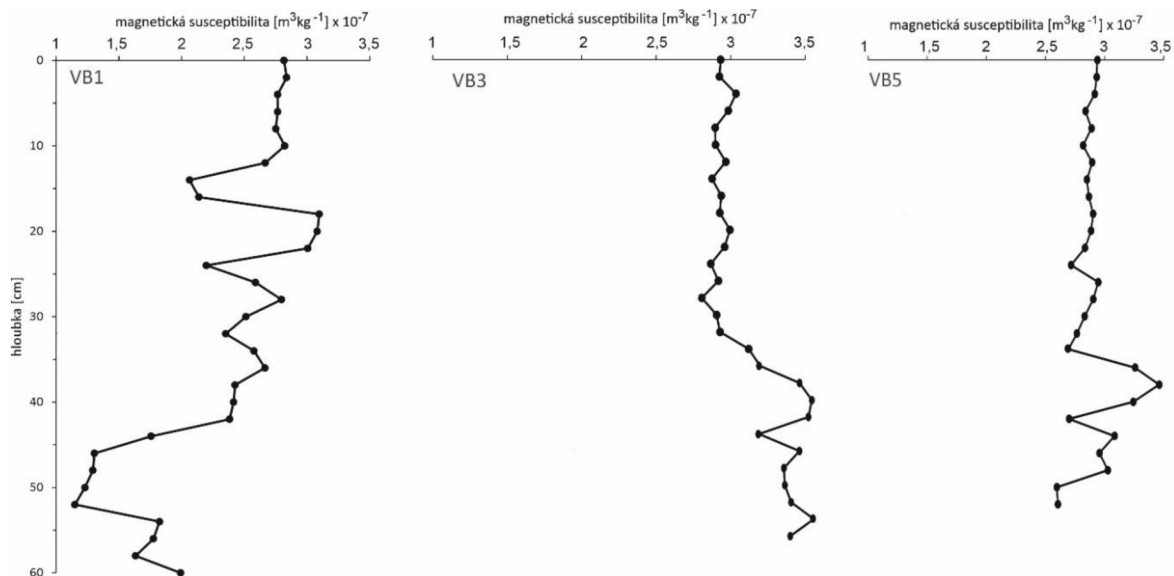


Obrázek 13: Fotografie jádra VB5, vlastní fotografie (1. 3. 2023).

10.2. Magnetická susceptibilita

Měření magnetické susceptibility (MS) proběhlo na všech vzorcích. Celkově jsou naměřené hodnoty MS v úzkém rozmezí a pohybují se od 1,1 do $3,5 \times 10^{-7} \text{ m}^3\text{kg}^{-1}$. Hloubkové distribuce hodnot MS v podobě grafů jsou zobrazeny na obrázku č. 14. Nejvyšší variabilita hodnot MS, od cca 1,1 do $3,1 \times 10^{-7} \text{ m}^3\text{kg}^{-1}$, byla zjištěna u jádra VB1, kde zejména na bázi bylo nalezeno výraznější minimum se strmějším nárůstem (zvyšující se trend) do nadloží v hloubce 45 cm pod povrchem. Směrem k povrchu už křivka jeví vyrovnanější průběh, jen s dílčími minimy a maximy. U jádra VB3 je hloubková distribuce hodnot MS bez větších výkyvů, jen od hloubky 30 cm dochází k mírnému poklesu. V tomto

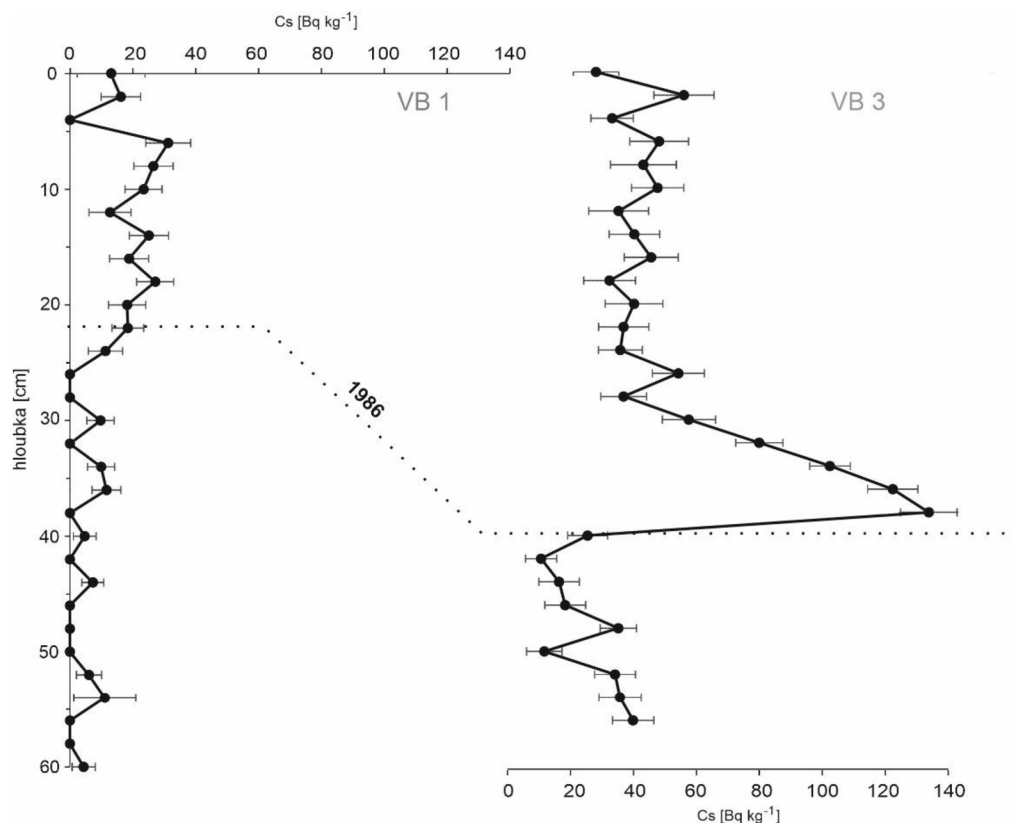
jádře se hodnoty MS pohybují od cca $2,7$ do $3,5 \times 10^{-7} \text{ m}^3\text{kg}^{-1}$. Průběh magnetické susceptibility u jádra VB5 je ve větších hloubkách kolísavý, směrem do nadloží je však stabilnější a křivka je víceméně konstantní. Rozmezí hodnot je zhruba $2,5\text{--}3,5 \times 10^{-7} \text{ m}^3\text{kg}^{-1}$. Za zmínku stojí zejména hodnoty MS bez výkyvů v podpovrchových vrstvách všech tří jader, ukazující na do nadloží konstantní průběh MS.



Obrázek 14: Grafické znázornění závislosti míry magnetické susceptibility na hloubce u jader VB1, VB3 a VB5.

10.3. Gamaspktrometrie

Pomocí laboratorního gamaspktrometru byla změřena hmotnostní aktivita radioizotopu ^{137}Cs (příloha 1). Její závislost na hloubce v jádrech VB1 a VB3 je znázorněna na obrázku č. 15. Hmotnostní aktivita ^{137}Cs v bazálních částech jádra VB1 je velmi nízká, často je pod mezí detekce, a to až do hloubky 26 cm pod povrchem. Maximální naměřená hodnota je $11 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Od této hloubky se pak hodnoty směrem do nadloží pozvolna zvyšují s maximem $31 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ v hloubce 6 cm. Poté opět klesají směrem k povrchu. Hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs u jádra VB3 jsou celkově vyšší oproti jádru VB1. Od báze po hloubku 40 cm hodnoty kolísají v rozmezí cca $10\text{--}40 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Všechna měření byla nad mezí detekce. V bazální části jádra hodnoty kolísají od cca 10 do $40 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ a pozvolna klesají do nadloží. V hloubce 38 cm byl naměřen výrazný pík dosahující $133 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, do nadloží byl pak zaznamenán pozvolný pokles až do hloubky 28 cm, klesající na hodnotu cca $35 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Od této hloubky až do nadloží byl zaznamenán mírně kolísavý trend, celkově však s minimálními výkyvy, hodnoty se zde pohybovaly v rozmezí od 28 do $56 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$.



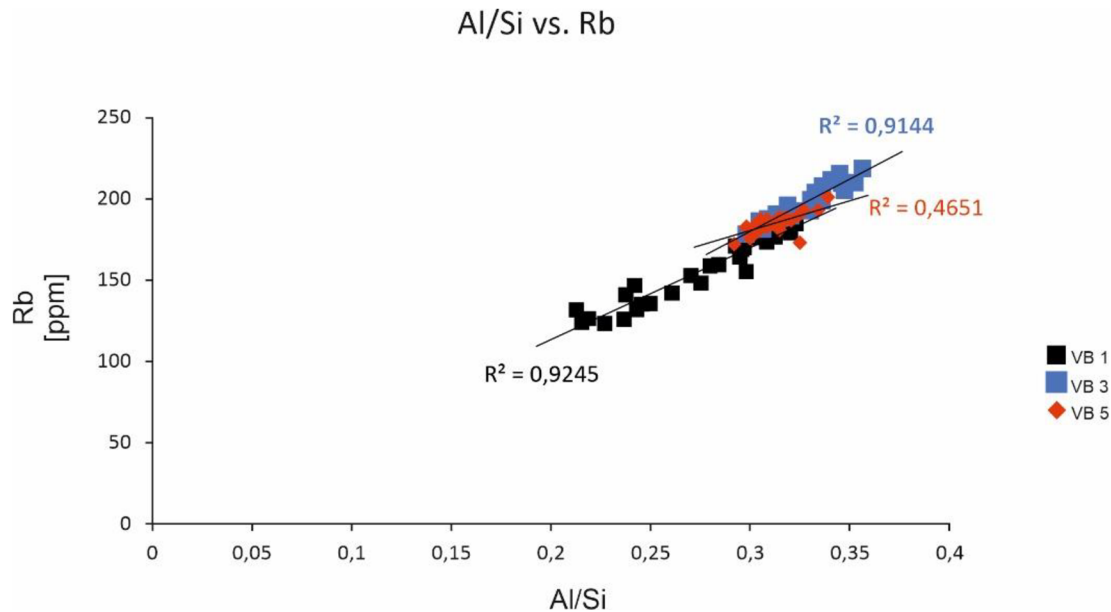
Obrázek 15: Grafické znázornění závislosti hmotnostní aktivity radioizotopu ¹³⁷Cs na hloubce u jader VB1 a VB3.

10.4. RTG fluorescenční spektroskopie

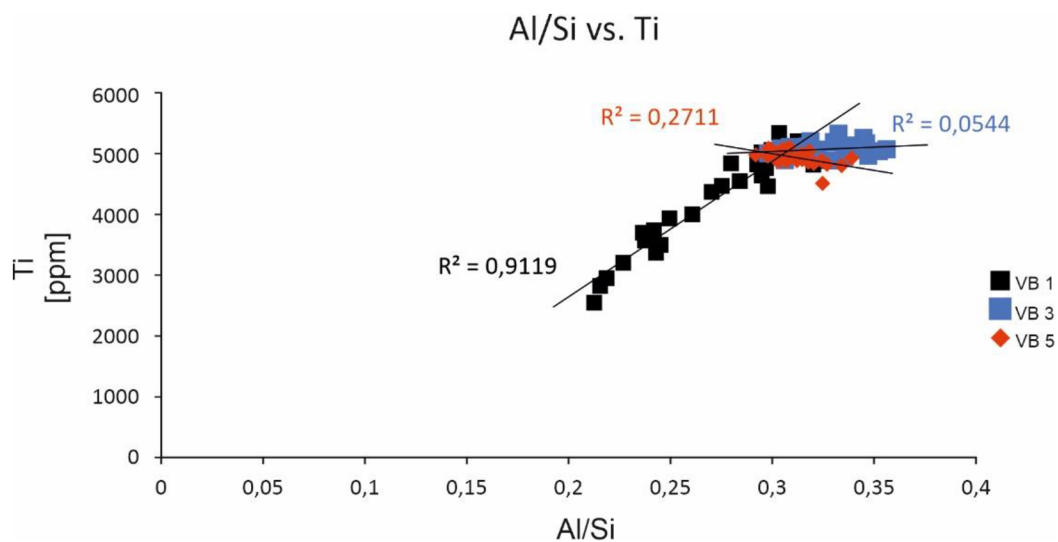
Pomocí EDXRF byl zkoumány distribuce vybraných litogenních prvků a těžkých kovů: Al, Si, K, Fe, Ti, P, Ca, Mn, Rb, Zr, Ni, Cu, Zn, As, Pb (příloha 2). Koncentrace prvků jsou vyjádřeny v ppm nebo v %. Obecně nejvyšších koncentrací v ppm ve všech jádrech dosahovaly prvky Ca (6644 ppm), Ti (4823 ppm), a P (1864 ppm), v % pak prvky Si (15 %) a Al (4,5 %). Prvková analýza ve všech jádrech poskytla data pro hloubkové distribuce.

Také byl vypočítán poměr Al/Si, která slouží jak proxy parametr zrnitostních změn v sedimentu, kde nižší hodnoty odpovídají písčité frakci s vyšším zastoupením křemene a vyšší hodnoty tohoto poměru odpovídají jemnozrnnému materiálu (např. Grygar et al., 2010; Matys Grygar et al., 2011; Sedláček et al., 2017). Tento poměr byl největší u jádra VB3, nejnižší u jádra VB1. Dále byly zkonstruovány bivariantní grafy závislosti obsahu Rb na poměru Al/Si (obr. 16) a obsahu Ti na poměru Al/Si (obr. 17). V každém grafu jsou barevně odlišeny skupiny bodů jednotlivých jader VB1, VB3 a VB5. Každou skupinou bodů prochází křivka lineární regrese a k ní příslušná hodnota čísla R^2 , které vyjadřuje míru vzájemné korelace. Čím blíže se hodnota R^2 přibližuje číslu 1, tím silnější je korelace. Z grafu závislosti obsahu Rb na poměru Al/Si je patrné, že nejvíce spolu prvky koreluje

v jádře VB1 ($R^2 = 0,9245$), nejméně pak v jádře VB5 ($R^2 = 0,4651$). Z druhého grafu vyjadřujícího závislost obsahu Ti na poměru obsahů Al/Si lze vyčíst, že nejvíce spolu tyto prvky korelují opět v jádře VB1 ($R^2 = 0,9119$), nejméně však v jádře VB3 ($R^2 = 0,0544$).



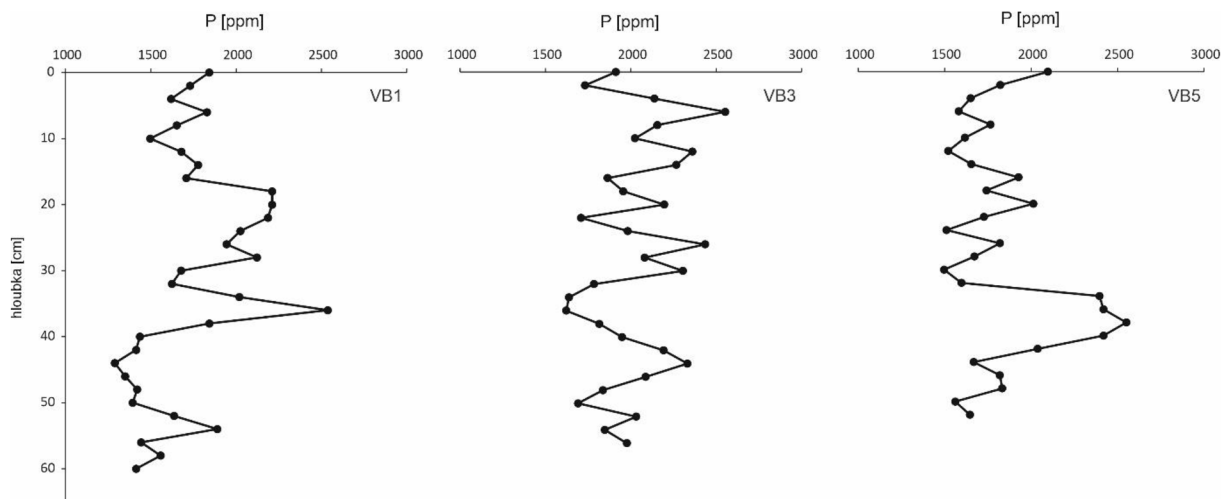
Obrázek 16: Závislost obsahu Rb na poměru Al/Si pro jádra VB1, VB3 a VB5.



Obrázek 17: Závislost obsahu Ti na poměru Al/Si pro jádra VB1, VB3 a VB5.

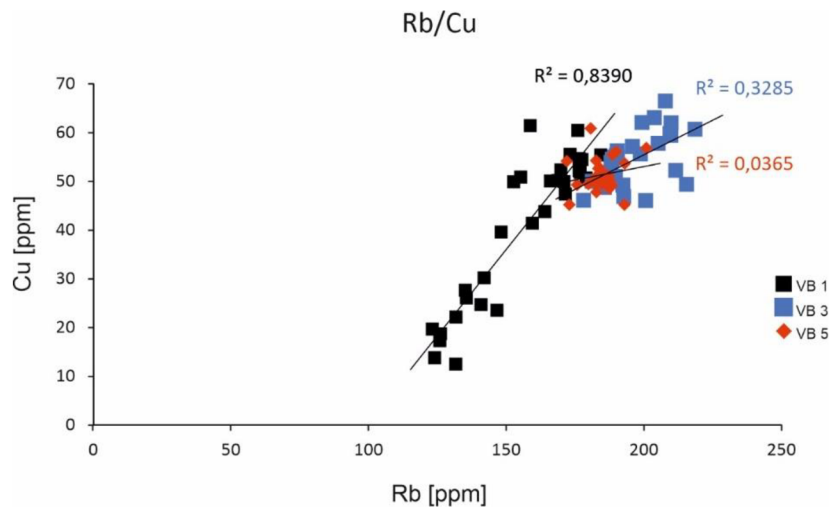
Následující grafy znázorněné na obrázku č. 18 vyjadřují závislost obsahu fosforu na hloubce ve všech třech jádrech. Křivky závislostí fosforu na hloubce výrazně kolísají. U jádra VB1 je patrný pík v hloubce 38 cm. Hodnoty obsahu P v jádře VB1 kolísají v rozmezí 1288–2536 ppm. V jádře VB3 hodnoty kolísají v rozmezí 1637–2552 ppm bez

výraznějšího píku. V jádře VB5 je zachycen pik v hloubce 42 cm, celkově hodnoty kolísají v rozsahu hodnot 1496–2551 ppm.

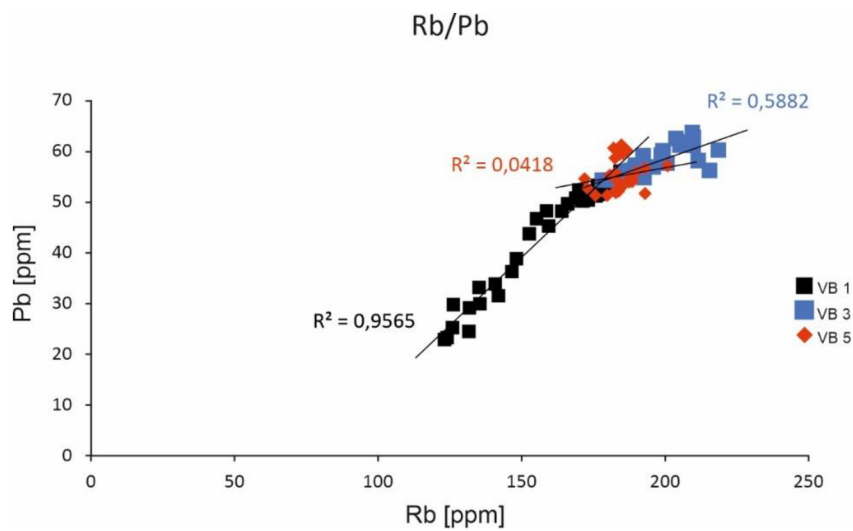


Obrázek 18: Závislost obsahu fosforu na hloubce pro jádra VB1, VB3 a VB5.

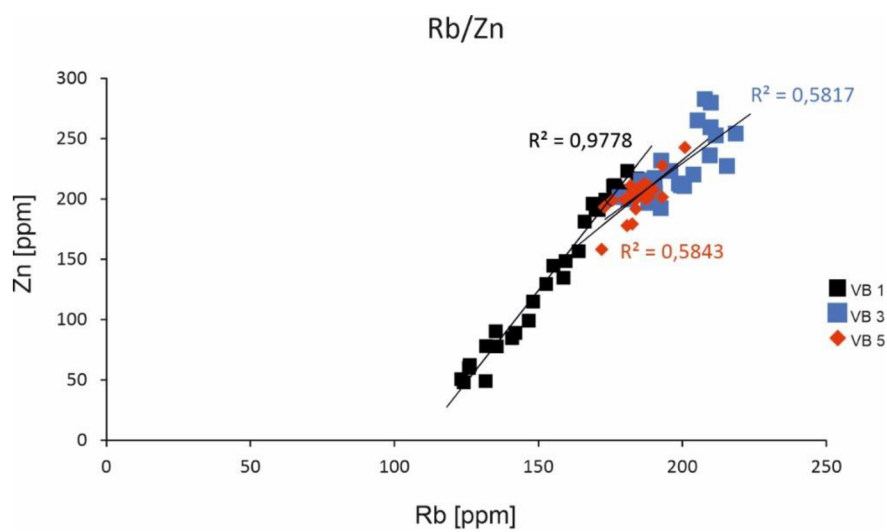
Koncentrace těžkých kovů Cu, Pb a Zn jsou většinou nízké. Nejvíce byl zastoupen Zn, jehož koncentrace kolísaly od 143 do 222 ppm. Koncentrace těžkých kovů byly normalizovány na Rb, což bylo vybráno empiricky. Normalizace na stejný prvek byla zvolena taktéž ve výzkumu sedimentů na Brněnské přehradě (Sedláček et al., 2013). Normalizace se provádí kvůli potlačení vlivu měnícího se podílu písčitých frakcí, kde se předpokládá nařazení koncentrací těžkých kovů (např. Matys Grygar et al., 2011; Bábek et al., 2015; Sedláček et al., 2017; Sedláček et al., 2022). Závislosti obsahu daných těžkých kovů na obsahu Rb jsou znázorněny v následujících grafech. Všechny zahrnují barevně odlišené skupiny bodů pro jednotlivá jádra a jejich křivky lineární regrese s příslušnou hodnotou čísla R^2 , podobně jako tomu bylo v předchozím případě. Na obrázku č. 19 je vyjádřena závislost obsahu Cu na Rb. Z hodnot čísel R^2 je možné vyčíst, že nejlepší korelace těchto dvou prvků je v jádře VB1 ($R^2 = 0,8390$), zatímco v jádře VB5 spolu tyto prvky nekorelují ($R^2 = 0,0365$). V grafu závislosti obsahu Pb na Rb (obr. 20) je opět patrná nejlepší korelace prvků v datech jádra VB1 ($R^2 = 0,9565$) a žádná korelace pak v jádře VB5 ($R^2 = 0,0418$). Graf závislosti obsahu Zn na Rb je znázorněn na obrázku č. 21. I v tomto případě je patrná nejlepší korelace prvků v jádře VB1 ($R^2 = 0,9778$), nejmenší však v jádře VB3 ($R^2 = 0,5817$), i když hodnoty čísla R^2 jader VB3 a VB5 si jsou velmi podobné.



Obrázek 19: Závislost obsahu Cu na obsahu Rb pro jádra VB1, VB3 a VB5.



Obrázek 20: Závislost obsahu Pb na obsahu Rb pro jádra VB1, VB3 a VB5.



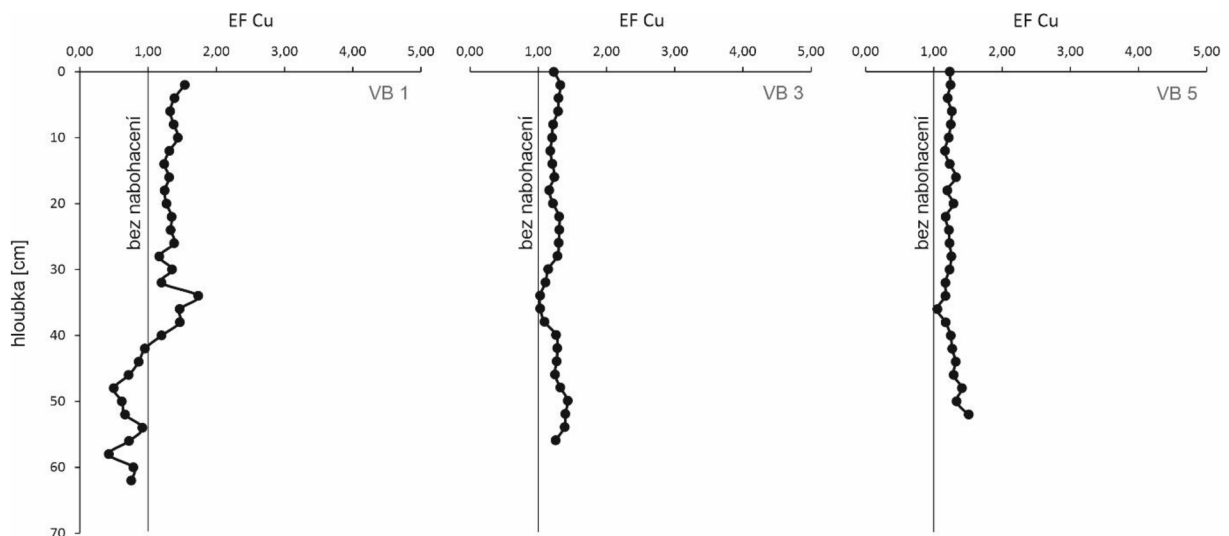
Obrázek 21: Závislost obsahu Zn na obsahu Rb pro jádra VB1, VB3 a VB5.

Faktor nabohacení (enrichment factor EF) byl použit pro zjištění míry antropogenního příspěvku těžkých kovů oproti přirozeným hodnotám litogenního pozadí, jde tedy o formu dvojité normalizace. Účelem dvojité normalizace je odstranění vlivu zrnitosti. Hodnoty pozadí pro těžké kovy a Rb byly uvedeny v literatuře, kde jsou uvedeny průměrné obsahy prvků pro svrchní zemskou kůru (McLennan, 2001). V grafu následně hranici mezi hodnotami s nabohacením a bez něj představuje hodnota 1 na ose EF. Výpočet EF byl proveden podle rovnice:

$$EF = \frac{\frac{TK}{Rb}}{\frac{TK_{bg}}{Rb_{bg}}}$$

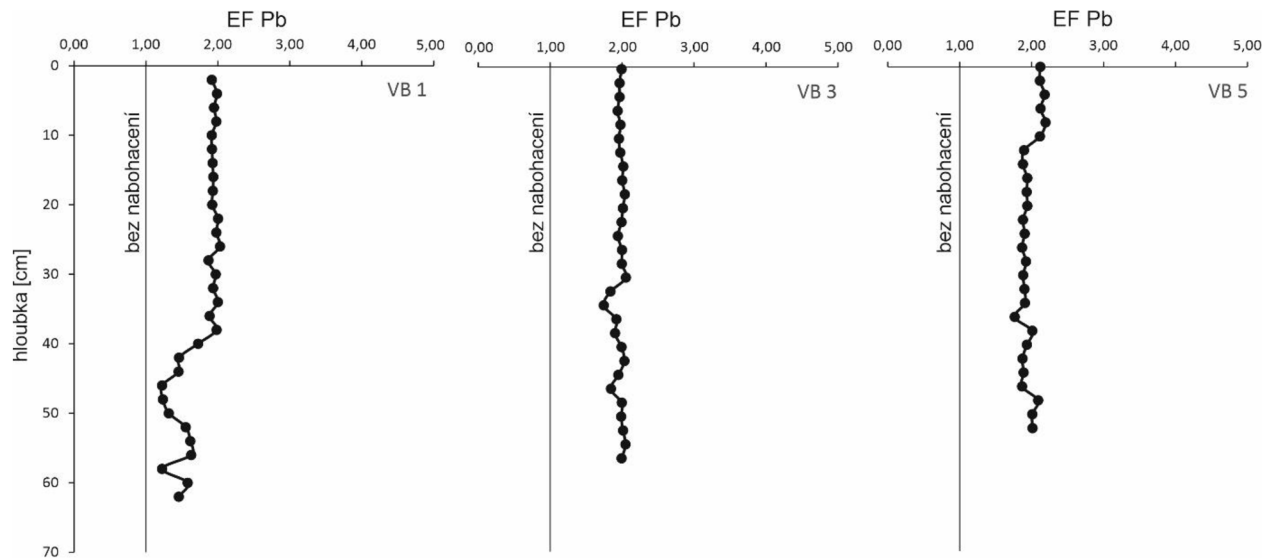
Kde TK je koncentrace daného těžkého kovu ve vzorku, Rb je koncentrace ve vzorku a TK_{bg}/Rb_{bg} je prvkový poměr pozadí zjištěný z publikace McLennan (2001).

Na obrázku č. 22 jsou znázorněny křivky faktoru nabohacení v závislosti na hloubce pro všechna tři jádra pro Cu. Hodnoty jsou nízké a pohybují se od 0,50 do 1,73. Nejnižší hodnoty jsou ve spodní části jádra VB1 a jsou dokonce nižší než 1, což značí žádné nabohacení. Do nadloží hodnoty EF mírně rostou a značí mírné nebohacení, ale stále jsou pod hodnotu 2. V jádře VB1 EF kolísá nejvíce, od báze do hloubky 42 cm je sediment bez nabohacení o Cu. Dále směrem do nadloží je z grafu patrný nárůst hodnot EF Cu a sediment se dá tak považovat za nabohacený. Jádra VB3 a VB5 jsou o Cu nabohacená v celém jejich průběhu, křivky v grafech obou jader jsou mírně kolísavé až konstantní. Ve všech třech jádrech hodnota EF nepřesahuje číslo 1,8.



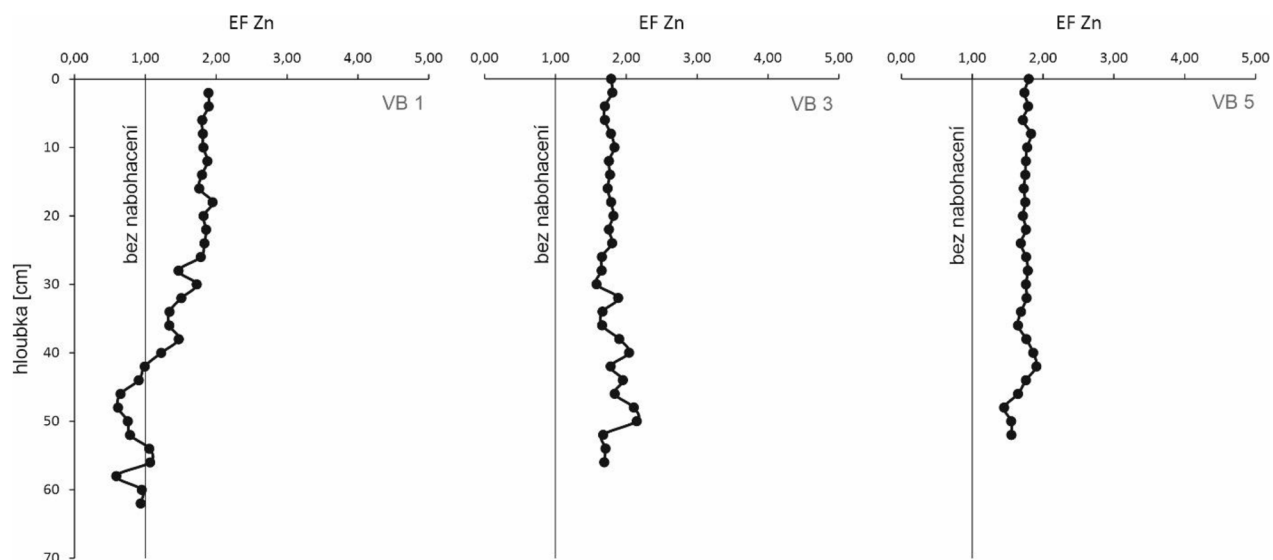
Obrázek 22: Grafické znázornění závislosti faktoru nabohacení Cu na hloubce pro jádra VB1, VB3 a VB5.

Závislost faktoru nabohacení olovem na hloubce ve všech jádrech je vyjádřena v grafech na obrázku č. 23. Hodnoty kolísají v rozmezí 1,22–2,19. Křivky potvrzují nabohacení všech jader olovem v celé jejich délce. Hodnoty EF Pb nejvíce kolísají v jádře VB1. Od báze po hloubku 42 cm jsou hodnoty nejnižší, do hloubky 38 cm se mírně zvyšují a dále do nadloží jsou konstantní. V jádrech VB3 a VB5 jsou hodnoty s mírnými výkyvy celkově víceméně konstantní. Sediment lze v těchto případech považovat za nabohacený. Křivky EF všech jader se pohybují okolo hodnoty 2.



Obrázek 23: Grafické znázornění závislosti faktoru nabohacení Pb na hloubce pro jádra VB1, VB3 a VB5.

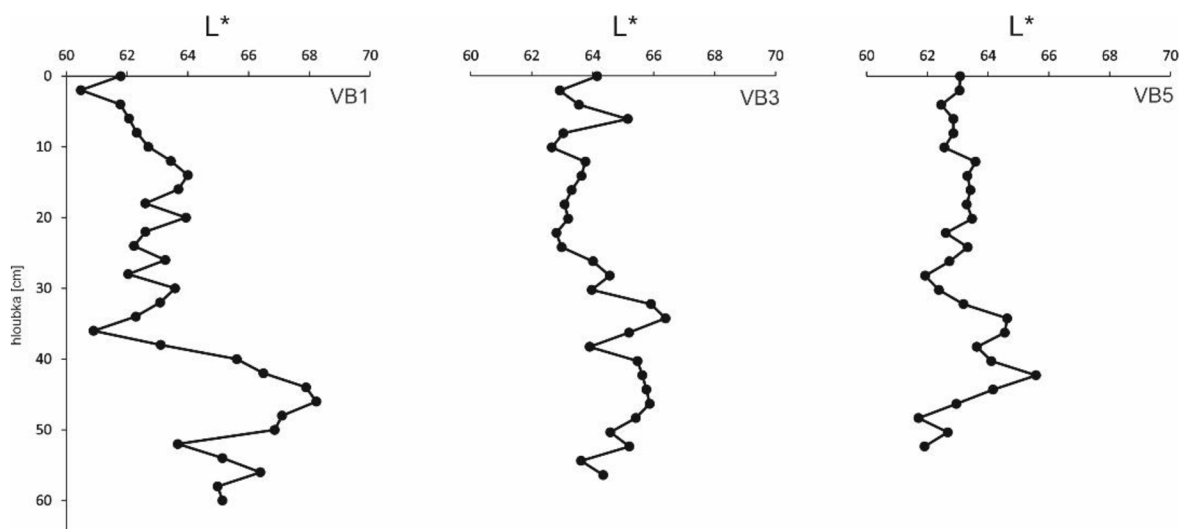
Obrázek č. 24 znázorňuje v grafech závislost faktoru nabohacení zinkem na hloubce pro všechna tři jádra. Hodnoty jsou nízké, pohybují se v rozmezí 0,59–2,15. Průběh křivky pro jádro VB1 je kolísavý, nejnižší hodnoty jsou pozorovány od báze po hloubku 42 cm. V tomto intervalu lze sediment považovat jako nenabohacený. Dále je zřejmý mírně se zvyšující trend směrem do nadloží, sediment v tomto intervalu je již o zinek nabohacen. V jádře VB3 jsou hodnoty EF Zn mírně kolísavé, v jádře VB5 konstantní, v obou případech však křivka dokazuje nabohacení sedimentu zinkem v celé jejich délce. Podobně jako u EF Pb, v tomto případě se také hodnoty EF Zn pohybují okolo hodnoty 2.



Obrázek 24: Grafické znázornění závislosti faktoru naboahaceni Zn na hloubce pro jádra VB1, VB3 a VB5.

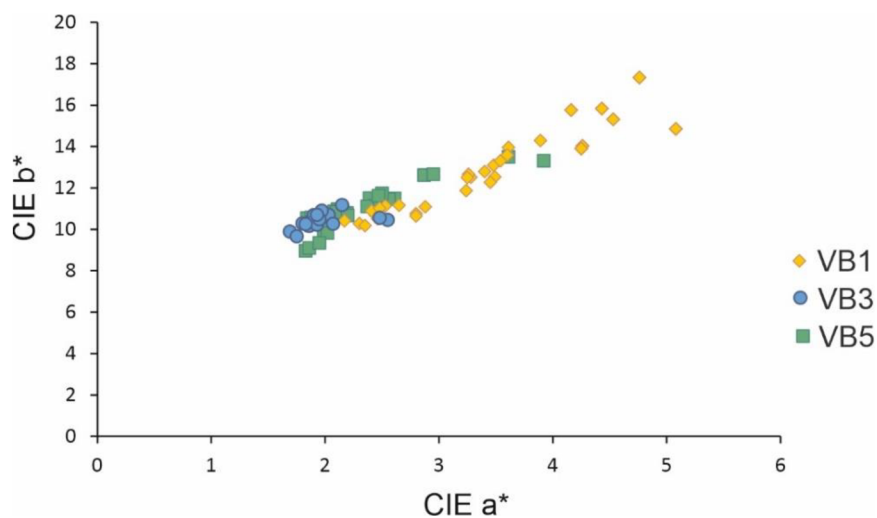
10.5. Spektrální fotometrie

Spektrální fotometrií byly zjištěny parametry L^* , a^* a b^* u každého vzorku. Na obrázku č. 25 je znázorněna závislost parametru L^* , tedy celkového jasu, na hloubce pro jádra VB1, VB3 a VB5. Celkově se hodnoty L^* pohybují od 60,5 do 68,5. Nižší hodnoty celkového jasu korespondují s jemnozrnějším sedimentem celkově tmavších odstínů s vyšším podílem jílových, mafických minerálů a organické hmoty. Naopak vyšší hodnoty korelují s hrubozrnějším sedimentem bohatším na křemen a jiné světlé komponenty (Bábek et al., 2011; Sedláček et al., 2013). Nejvyšší rozpětí hodnot celkového jasu bylo zaznamenáno v jádře VB1. Celkově nejvyšší hodnoty byly pozorovány ve spodní části jádra, zachycující starší fluviální facii a do nadloží (od hloubky 40 cm) se hodnoty celkového jasu snižovaly, což ukazuje na pozvolna klesající trend s minimálními výkyvy do nadloží. Hodnoty L^* byly v minimálním rozpětí ve zbylých dvou jádrech bez výraznějšího trendu do nadloží. Drobnější výchyly v hodnotách L^* byly zaznamenány zejména v bazálních částech jader VB3 a VB5. Střední část jádra VB3 a zbylá část jádra VB5 vykazovaly téměř konstantní hodnoty L^* , menší výkyv v hodnotách celkového jasu byl pak naměřen v podpovrchových vrstvách jádra VB3.



Obrázek 25: Závislost parametru L^* na hloubce pro jádra VB1, VB3 a VB5.

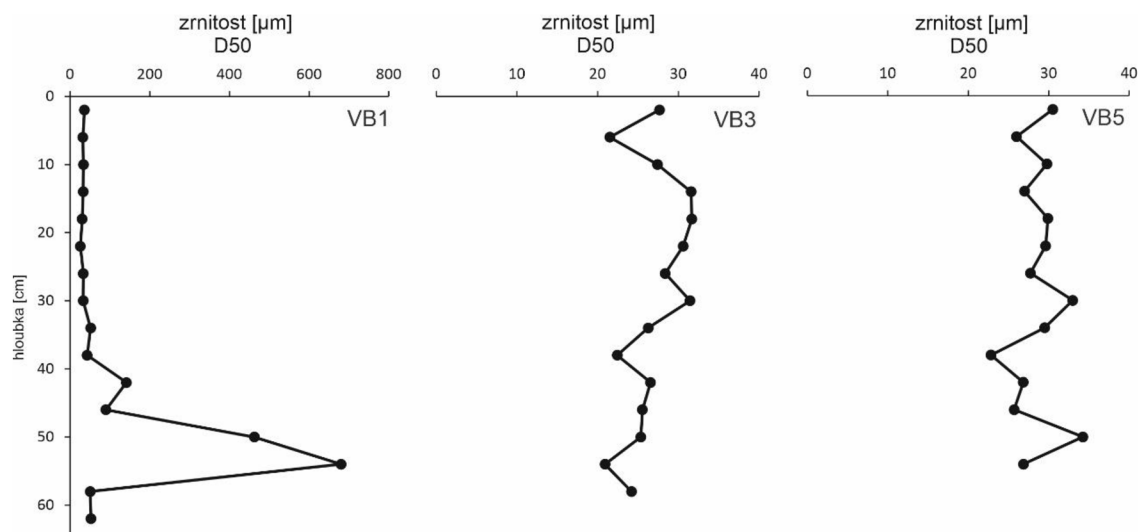
Parametry CIE a^* a CIE b^* poukazují na další barevné rozdíly mezi jádry. Oba parametry mezi sebou dobře korelují, jak je patrné z obrázku č. 26. Vzorky vykazující posun do červena (vyšší hodnoty a^*) zároveň mají posun ke žlutým odstínům (vyšší hodnoty parametru b^*) a naopak vzorky mající posun k zeleným odstínům jeví zároveň posun do modrých barev. Největší rozptyl hodnot byl pozorován v rámci jádra VB1, kde část vzorků vykazuje zřetelný posun k červenožlutým odstínům a odpovídá starší, říční facii. Zejména vzorky jader VB3 a VB5 jsou si barevně hodně podobné s malým rozptylem hodnot. Většina vzorků vykazuje hodnoty parametru a^* cca mezi 1,5 až 2,5 a parametru b^* mezi 8 a 12. Nicméně jádro VB5 jeví mírný posun k červeným odstínům (vyšší hodnoty parametru a^*) a zároveň k modrým odstínům (nižší hodnoty parametru b^*) oproti jádru VB3.



Obrázek 26: Závislost hodnot parametru CIE a^* na hodnotách parametru CIE b^* pro jádra VB1, VB3 a VB5.

10.6. Zrnitostní analýza

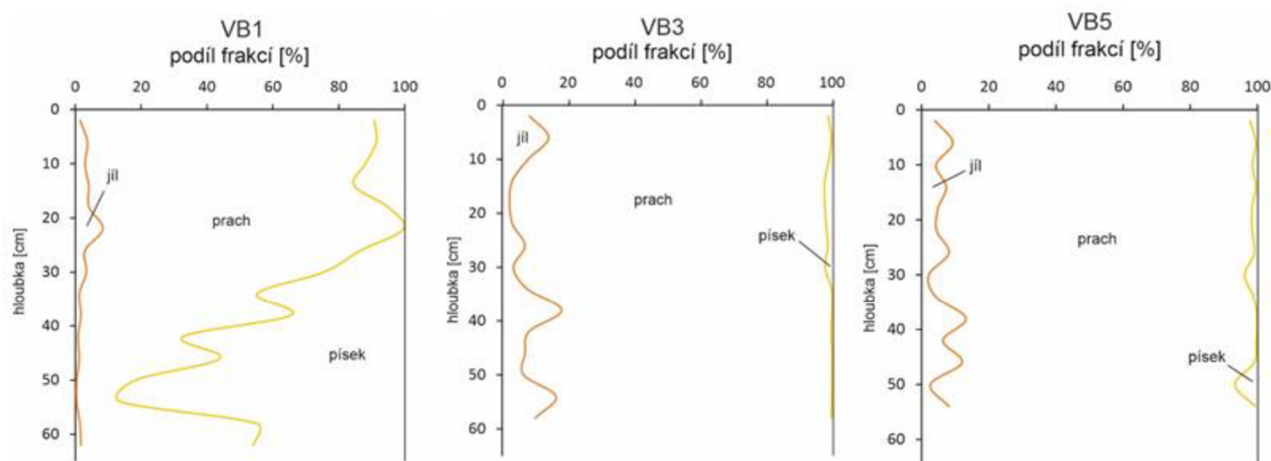
Zrnitostní rozbor sedimentu jader VB1, VB3 a VB5 určil zrnitostní parametry ve formě střední velikosti zrna (D50) a procentuálního zastoupení jednotlivých zrnitostních frakcí (jíl, prach a písek) a jejich hloubkové distribuce. Graficky pro všechna jádra je tento vztah znázorněn v závislosti na hloubce na obrázku č. 27. Střední velikost zrna a její závislost na hloubce vykazuje výrazně nejvyšší hodnoty ve spodní části jádra VB1 v hloubce 58 cm pod povrchem (680 μm). Hodnoty do nadloží výrazně klesají, což značí zjemňující se trend, a pohybují se v rozmezí 25–51 μm . Do nadloží jsou tak téměř konstantní bez pozorovatelného trendu. Křivky percentilu D50 jader VB3 a VB5 mají podobný charakter, kolísají v celém svém průběhu, není z nich však patrný žádný výrazný výkyv. Rozsah hodnot střední zrnitosti v jádrech VB3 a VB5 je 20–34 μm .



Obrázek 27: Vyjádření střední hodnoty zrnitosti v jádrech VB1, VB3 a VB5.

Procentuální zastoupení zrnitostních frakcí a jejich hloubková distribuce pro všechna jádra je vyjádřena na obrázku č. 28. Nejvíce heterogenní zrnitostní distribuce byla zaznamenána v jádře VB1, zatímco ve zbylých jádrech byla více homogenní. Štěrková frakce nebyla ve vzorcích zastoupena. Dominantní frakcí je prach, jehož podíly kolísají od 52 % do 95 %, přičemž nejvíce prachové frakce je v jádře VB3 a nejméně v jádře VB1. Ve spodních částech jádra VB1 dominuje písčítá složka s maximem 86 % a do nadloží podíly písku výrazně klesají, což je v souladu s poklesem střední velikosti zrna. Podíly písku ve zbylých jádrech jsou minimální a činí maximálně 6 %, v některých vzorcích písčítá frakce téměř chyběla. Podíl jílové frakce byl většinou minimální, maximální hodnoty byly naměřeny v jádře VB3 a dosáhly 18 %. Celkově nejméně jílové frakce bylo v jádře VB1

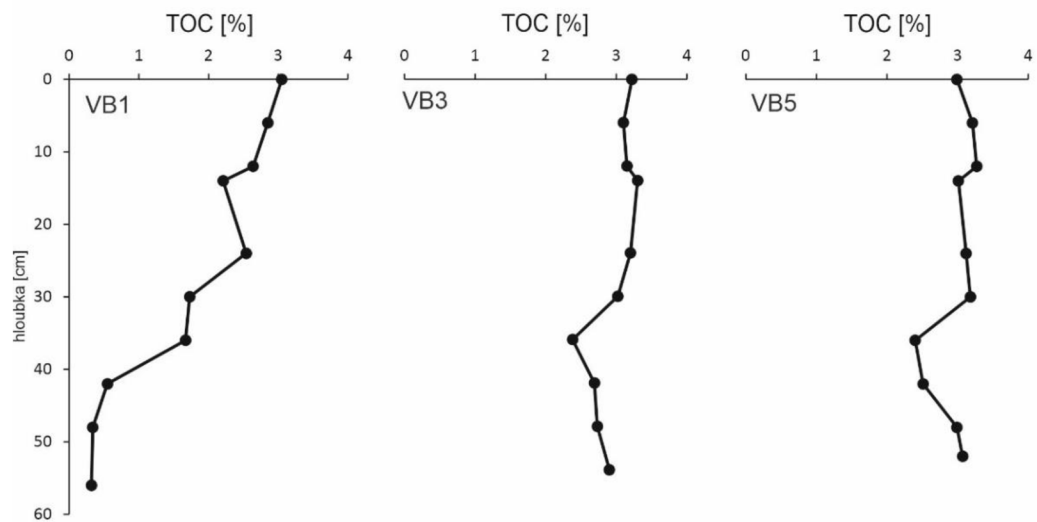
a nejvíce v jádře VB3. Graf zrcadlí výsledek střední hodnoty zrnitosti, ve spodní části jádra VB1 byl analýzou zjištěn hrubozrný materiál (písek). Ve svrchní části jádra se mírně zvyšuje podíl jílu, celkově však jádro tvoří více prachovito-písčité směs. Obdobný graf pro jádro VB3 potvrzuje dominanci podílu prachovité složky v celém průběhu jádra, jílová složka je však přítomna ve větším množství než v jádře VB1. Podíl frakcí a jejich hloubková distribuce v jádře VB5 je podobná tomu v jádře VB3, patrná je tedy převaha prachovité frakce nad ostatními. I zde je však přítomna jílovitá složka více než v jádře VB1.



Obrázek 28: Podíl zrnitostních frakcí a jejich distribuce v jádrech VB1, VB3 a VB5.

10.7. Obsah TOC

Výsledky celkového organického uhlíku (TOC) ve vybraných vzorcích byly uvedeny v procentech a zpracovány jako hloubkový podíl TOC. Na obrázku č. 29 jsou zobrazeny grafy této závislosti pro všechna tři jádra VB1, VB3 a VB5. Celkově jsou hodnoty TOC nízké a pohybují v rozmezí od 0,32 % do 3,30 % v jádrech. Nejnížší podíly byly zaznamenány v jádře VB1, nejvyšší v jádře VB3. Pozvolna rostoucí trend do nadloží byl zaznamenán v jádře VB1 a zčásti ve svrchní polovině jádra VB3. Jinak jádra VB3 a VB5 mají podobné podíly TOC od 2,38 % do 3,30 % a jsou hloubkově téměř stabilní s malým rozpětím poukazujícím jen na mírné fluktuace.



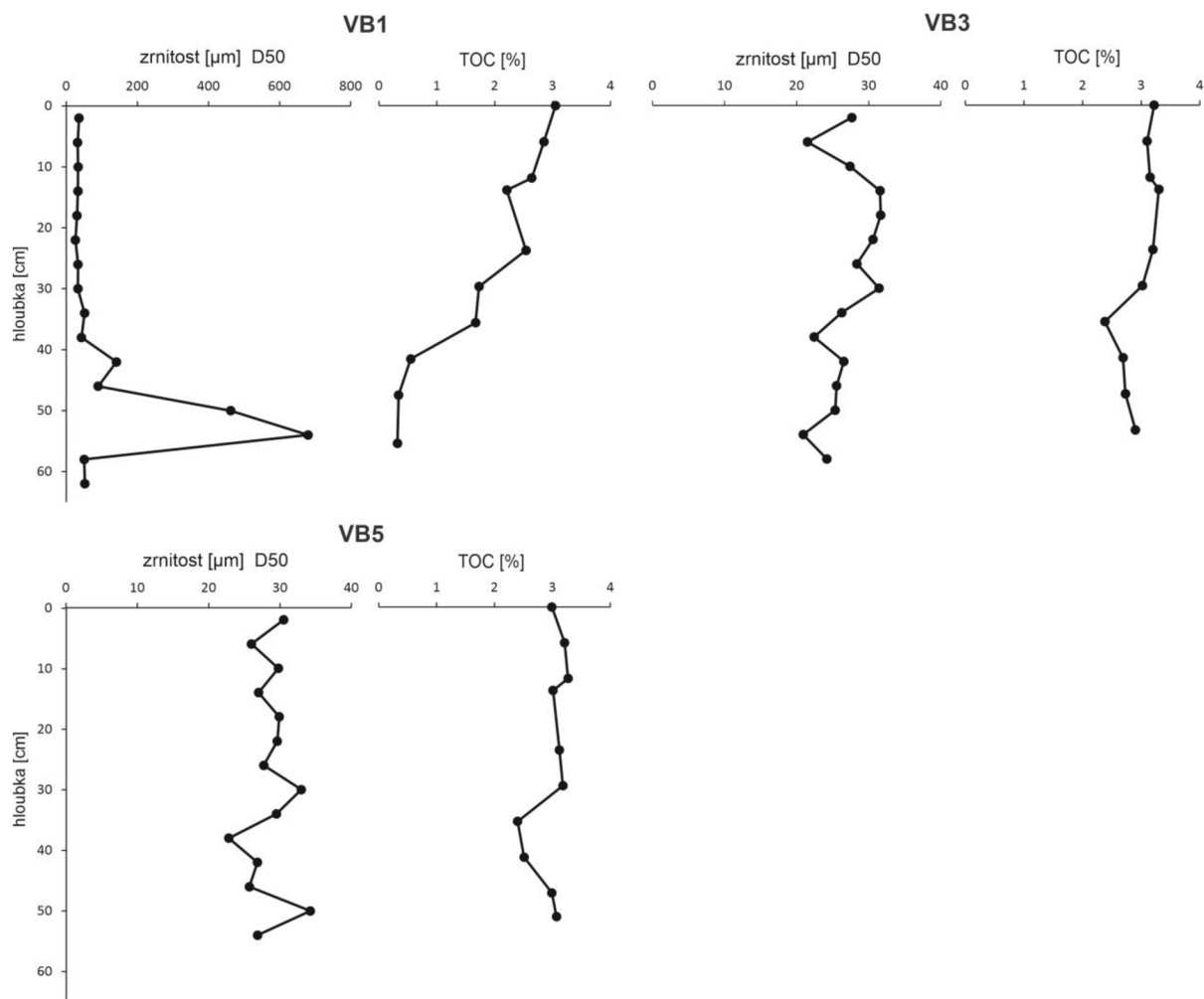
Obrázek 29: Závislost obsahu TOC na hloubce pro jádra VB1, VB3 a VB5.

11. Diskuze

11.1. Depoziční prostředí

Z výsledků zrnitostní analýzy vzorků jader a také poznatků o historii lokality je možné usoudit na vývoj depozičního prostředí. Na lokalitě byly zachyceny tři typy depozičního prostředí, a to fluviální, přehradní a rybniční. Před stavbou Brněnské přehrady byla lokalita v blízkosti toku řeky Svratky, z této fáze byly zachyceny říční sedimenty. Po vybudování přehrady se lokalita nacházela na konci jejího vzduť a byla součástí vodního díla. Po napuštění přehrady došlo ke změně typu sedimentace. Říční sedimentace se vyznačuje usazováním hrubozrnného materiálu, zatímco v přehradách se pak ukládají jemnozrnné sedimenty (Sedláček et al., 2022). Obě tyto facie byly zachyceny zrnitostním rozbořem jádra VB1. Do hloubky 38 cm je v tomto jádře pozorována převaha písčité, hrubozrnné frakce nad tou jemnozrnnou. Právě tato část jádra zachycuje říční sedimentaci, která probíhala ještě před vznikem přehradní nádrže. Vrchní část jádra VB1 tvoří jemnozrnný materiál, který začal v místě sedimentovat po napuštění přehrady. Přehradní facie zachycená v tomto jádře obsahuje velký podíl písčité frakce, což bylo dáno pozicí lokality v blízkosti vtoku. Podobný vzor byl zachycen na proximálních jádrech (blízko vtoku) z Brněnské přehrady (Sedláček et al., 2013). Výstavbou ochranné hráze v roce 1991 vznikl rybník, oddělený od přehrady, avšak stále ovlivňovaný režimem Brněnské přehrady. Tato facie byla zachycena ve svrchní části jádra VB1 (zjemňující se trend do nadloží od hloubky 38 cm). V jádrech VB3 a VB5 nebyly říční sedimenty zaznamenány, pouze přehradní a rybniční. To může být vysvětleno pozicí odběru jader v rámci rybníka. Jádro VB1 bylo odebíráno nejbliže přítoku, jádra VB3 a VB5 pak blíže středu rybníka, kde byla vyšší rychlost sedimentace, proto zde rybniční sedimenty mají větší mocnost. Celkově byl pozorován slabý proximálně distální trend ve smyslu zjemňování sedimentace dále od přítoku. Rozlišení přehradní a rybniční sedimentace je v měřítku odebraných jader a velikosti rybníka obtížné. Po svém vzniku byl rybník napájen pouze náhonem z řeky Svratky, proto byl přísun sedimentů omezený a vázán jen na jemnozrnný materiál. Celkově se depoziční prostředí vyznačovalo klidnou sedimentací ze suspenze, o čemž svědčí homogenní charakter sedimentů, hloubková distribuce zrnitosti a dalších proxy parametrů bez velkých výkyvů. To je typické pro rybniční prostředí (Boyd, 1995). V mělkých partiích rybníka také mohlo docházet k přepracování sedimentů větrem (Teeter et al., 2001). Malé nádrže, jako je studovaný rybník, mají také velkou zachycovací schopnost ve smyslu přijatých sedimentů (Verstraeten a Poesen 2000, 2002). Mělké nádrže mají též tendenci se

rychle zanášet a to i vzhledem k malému akomodačnímu prostoru. Se zrnitostí sedimentu koreluje výsledky TOC (obr. 30). V podstatě se jedná o negativní závislost, protože podíl TOC stoupá se snižující se energií a rychlosti toku, a tedy s ukládáním jemnozrnného materiálu (Nehyba et al., 2011). Původ organické hmoty v rybničním sedimentu může být interní či externí (Boyd, 1995). Organická hmota interního původu může představovat odumřelé organismy, jelikož se jedná o rybochovnou nádrž. Externího původu mohou být přítokem přinesené erodované půdy. Obojího původu pak může být organický materiál ve formě spadaneho listí, větví či pylu.



Obrázek 30: Znárodnění korelace křivek střední velikosti zrna a obsahu TOC v jednotlivých jádrech VB1, VB3 a VB5.

11.2. Distribuce ^{137}Cs a rychlosti sedimentace

Dnes hojně rozšířenou a oblíbenou metodou datování sedimentů a určování jejich chronologie je datování za pomoci radionuklidu ^{137}Cs . Tato částice antropogenního původu vzniká jako jeden z produktů štěpení v jaderných reaktorech a jaderných zbraních. Hlavními příčinami globálního rozšíření radionuklidu ^{137}Cs jsou události v průběhu druhé poloviny 20. století – testování jaderných zbraní v rozmezí let 1953–1963 a havárie jaderné

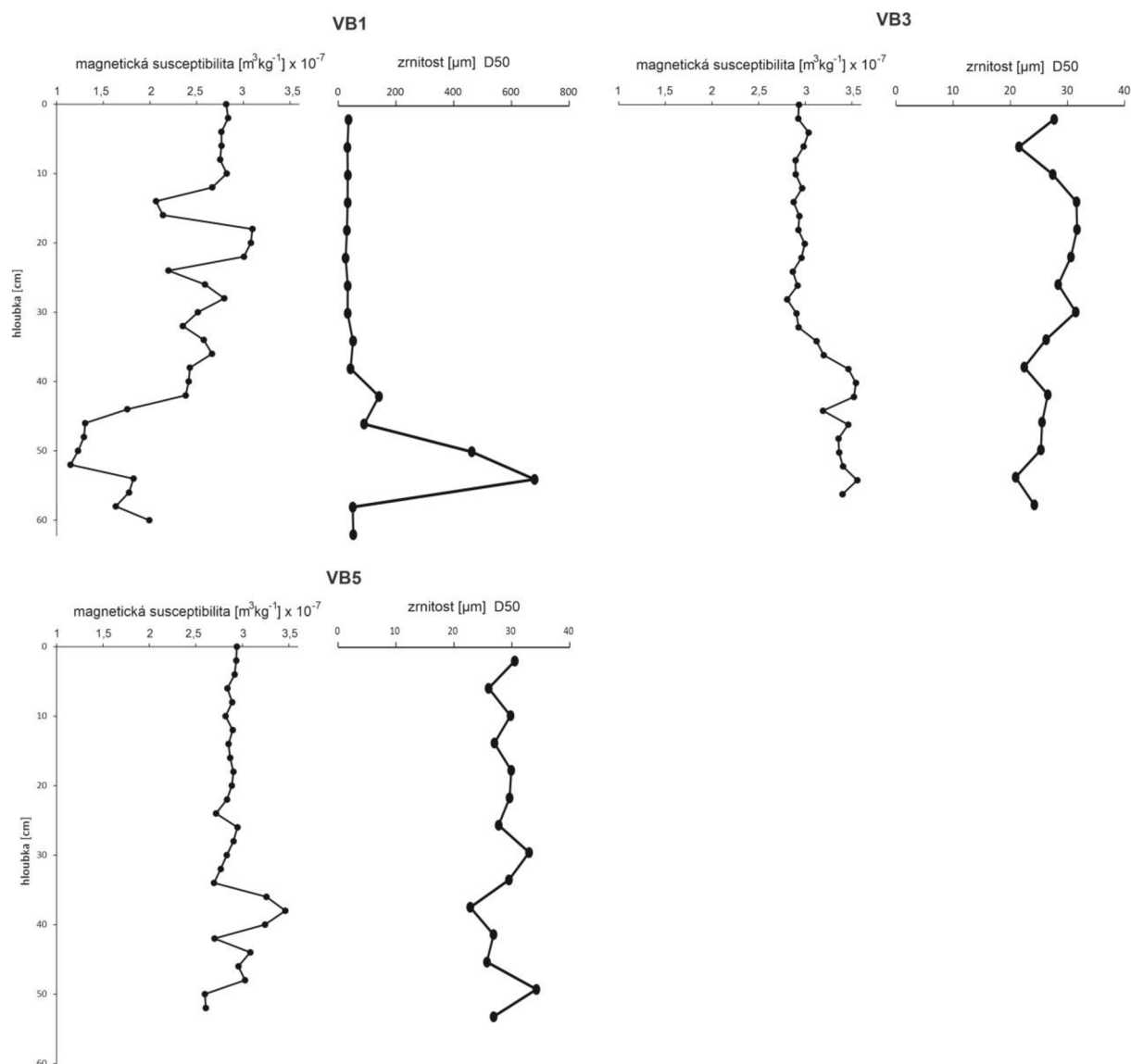
elektrárny v Černobyly v dubnu roku 1986 (Williams, 1995; Appleby, 2001). Pík v hmotnostních aktivitách ^{137}Cs byl zaznamenán v obou analyzovaných jádrech a byl přiřazen k havárii Černobylské elektrárny v roce 1986 v souladu s dalšími lokalitami z širšího okolí ČR, kde byl tento pík zaznamenán (Sedláček et al., 2013, 2016, 2022 a 2023). Zatímco v jádře VB1 je pík interpretovaný jako spad z Černobylské havárie nevýrazný, velmi ostrý pík byl zaznamenán v jádře VB3 v hloubce 38 cm. Do nadloží pak hodnoty soustavně klesaly, což mohlo souviset s postupným vymýváním ^{137}Cs bohatých vrstev v povodí Svratky. Menší píky zachycené ve svrchních částech obou jader ukazují, že část povodí byla stále kontaminována radioizotopem ^{137}Cs . Starší události v podobě píků z let 1954 či 1963 nebyly v analyzovaných jádrech zaznamenány. Výpočet rychlosti sedimentace je tím pádem možné provést pouze pro období mezi lety 1986–2023 (rok odběru jader). Z těchto výpočtů vyplývá rychlost sedimentace v jádře VB3 1,02 cm/rok, v jádře VB1 však pouhých 0,59 cm/rok.

Rozdílné hloubkové pozice pro rok 1986 jsou pravděpodobně zapříčiněny rozdílnou rychlostí sedimentace v místech jejich odběru. Jádro VB3 bylo odebráno blíže středové části rybníka, kde byla po roce 1986 uložena mocnější vrstva sedimentů oproti místu jádra VB1. To bylo odebrané blíže přítoku, s vyšší rychlostí proudění a unášením jemnozrnných částic dále do středových částí rybníka. Důvodem, proč nebyly zaznamenány výkyvy pro roky odpovídající testování jaderných zbraní, může být příliš krátká délka odebraného jádra (v případě jádra VB3), nebo příliš nízké hodnoty hmotností aktivity ^{137}Cs (v případě jádra VB1). V pracích prováděných na Brněnské přehradě byly píky pro rok 1986 v jádrech odebraných ke konci vzduť přehrady zaznamenány v hloubkách 82–86 cm (Sedláček et al., 2013; Sedláček et al., 2016) a 65–67 cm (Nehyba et al., 2011). Průměrná rychlost sedimentace vypočítaná z odebraných jader v rámci studií na Brněnské přehradě činí 0,29 až 4,1 až cm/rok (Sedláček et al., 2013) a 3, 2 cm/rok (Nehyba et al., 2011). Nicméně hodnota 0,29 cm/r byla zaznamenána pro velmi distální část přehrady blíže u hráze, kde byl větší akomodační prostor (Sedláček et al., 2013). V přehradní nádrži se akumuluje sediment rychleji a ve větším množství než v rybníce. To je dáno mnohem větším přítokem do přehrady a s tím souvisejícím přísunem sedimentů, proto byly v Brněnské přehradě mnohem vyšší rychlosti sedimentace a tím pádem i hlouběji ležící vrstva z roku 1986.

11.3. Trendy v petrofyzikálních parametrech

11.3.1. Magnetická susceptibilita

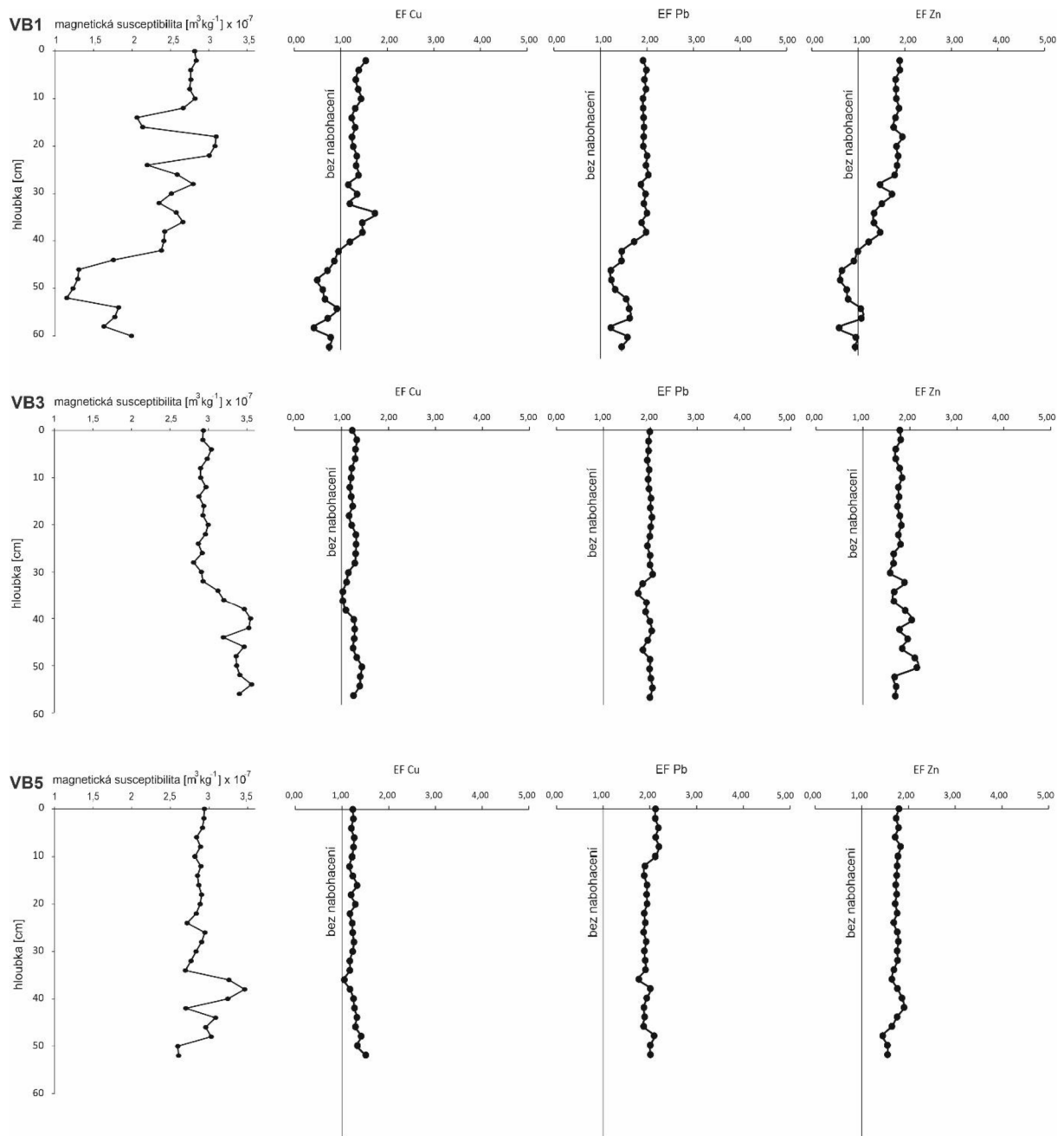
Hmotnostně-specifická magnetická susceptibilita (MS) závisí na zrnitosti, tvaru zrn a složení sedimentu (Rosenbaum a Reynolds, 2004). Její hodnoty zpravidla stoupají se zvyšujícím se obsahem jemnozrnného materiálu, naopak klesají s navyšujícím se obsahem hrubozrnného materiálu a diamagnetické organické hmoty (Sedláček et al., 2017). Kromě toho mohou vyšší hodnoty MS odrážet trendy v povodí, jako je odlesňování a s tím spojená zrychlená eroze (Sedláček et al., 2016). Větší zrna v hrubozrnných sedimentech bývají obvykle tvořena diamagnetickými křemeny a živci. V jemnozrnném sedimentu bývá obvyklý výskyt paramagnetických silikátů, především jílových minerálů, a to v prachovitých a jílovitých frakcích (Bábek et al., 2011, Bábek, 2013). Tato souvislost byla potvrzena analýzami jader VB1, VB3 a VB5, kdy vrstvy mající nižší hodnoty MS zároveň vykazují vyšší hodnoty střední velikost zrna (obr. 31). Lze tedy konstatovat, že hodnoty MS v sedimentech studované lokality jsou zčásti řízeny faciálně. Nejvýrazněji je tato závislost zřetelná v jádře VB1, protože se v něm vyskytuje jak hrubozrnná, tak jemnozrnná facie. I hodnoty MS v jádrech VB3 a VB5 vykazují tuto závislost. Stejným způsobem korelovaly i hodnoty magnetické susceptibility a zrnitosti v sedimentech jádra odebraného v rámci studie prováděné Sedláčkem et al. (2013) na Brněnské přehradě.



Obrázek 31: Znázornění korelace křivek střední velikosti zrna a magnetické susceptibilitu v jednotlivých jádrech VB1, VB3 a VB5.

MS může sloužit jako indikátor antropogenního magnetického znečištění a bývá takto využívána ve studiích zabývajících se kontaminacemi půd a mořských, jezerních či říčních sedimentů (např. Petrovský et al., 2000; Rosenbaum a Reynolds, 2004). Metoda využívající magnetické susceptibilitu jako proxy parametru kontaminace funguje na základě substituční reakce, která se odehrává na povrchu některých ferrimagnetických minerálů ze skupiny spinelidů. Tyto minerály mohou vázat určité těžké kovy, jako je například Cu, Zn, Cr, Co nebo Ni, což se projevuje pozitivní korelací mezi obsahy kovů a magnetickou susceptibilitou (Bábek, 2013). Antropogenní kontaminaci mohou vázat i magnetické částice antropogenního původu, tzv. sférule (Faměra et al., 2013), vznikající při vysokoteplotním spalování fosilních paliv, které jsou schopné do své strukturní mřížky vázat toxické kovy (Bábek, 2013). Pozitivní korelace mezi magnetickou susceptibilitou a koncentracemi

těžkých kovů včetně faktorů nabožení je patrná i z výsledků této práce (obr. 32). Nejlépe je závislost pozorovatelná z hodnot jádra VB1, kdy se výkyvy křivek faktorů nabožení těžkých kovů a křivka magnetické susceptibility prakticky kopírují. Hodnoty magnetické susceptibility zde koreluje nejvíce s Cu. U jader VB3 a VB5 se závislost projevuje také, výkyvy však nejsou tolik výrazné. V jádře VB3 s magnetickou susceptibilitou nejlépe koreluje Cu. I tato korelace mezi obsahy těžkých kovů a magnetickou susceptibilitou byla sledována v pracích prováděných na Brněnské přehradě (Sedláček et al., 2013; Sedláček, 2013). Nicméně jak MS, tak koncentrace těžkých kovů jsou vyšší v jemnozrnných sedimentech, zčásti tedy může jít o faciální změnu (Sedláček et al., 2013) spojenou s nástupem přehradní a rybníční sedimentace.



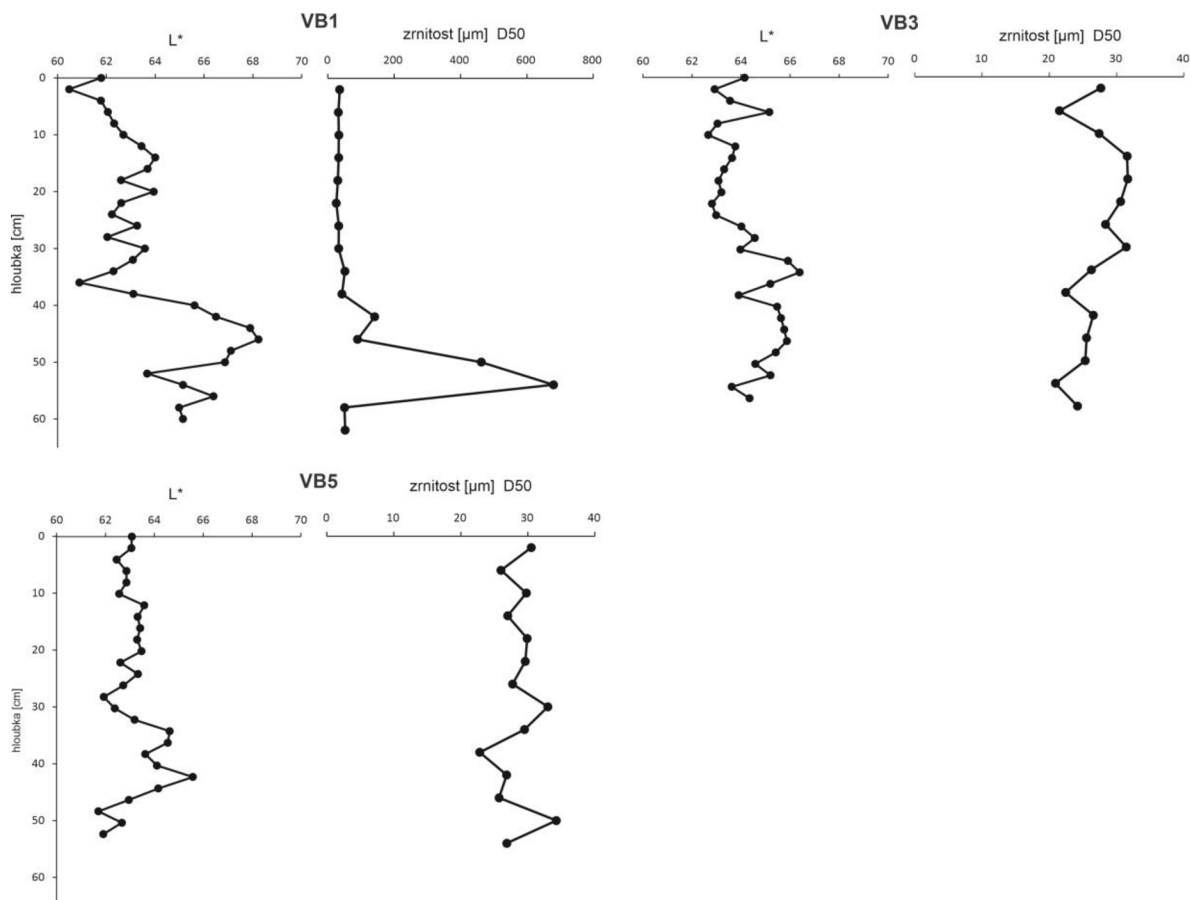
Obrázek 32: Znáornění korelace křivek magnetické susceptibilita a EF těžkých kovů v jednotlivých jádrech VB1, VB3 a VB5.

11.3.2. Barva sedimentu a kolorimetrie

Ve stratigrafické analýze se často využívá vybraných kolorimetrických proxy parametrů. Nejčastěji se používá celkový jas (CIE L^*) a hodnoty CIE a^* a CIE b^* (Bábek, 2013). Parametr L^* může svými hodnotami odrážet obsah světlých minerálů, kterými často bývají zrna křemene nebo živce, a tím pádem i zrnitost materiálu. Negativně pak koreluje s obsahy TOC v sedimentu (Bábek et al., 2011; Sedláček et al., 2017). Parametry CIE a^* a CIE b^* mohou svými hodnotami přiblížit rozdíly v hydrodynamickém režimu

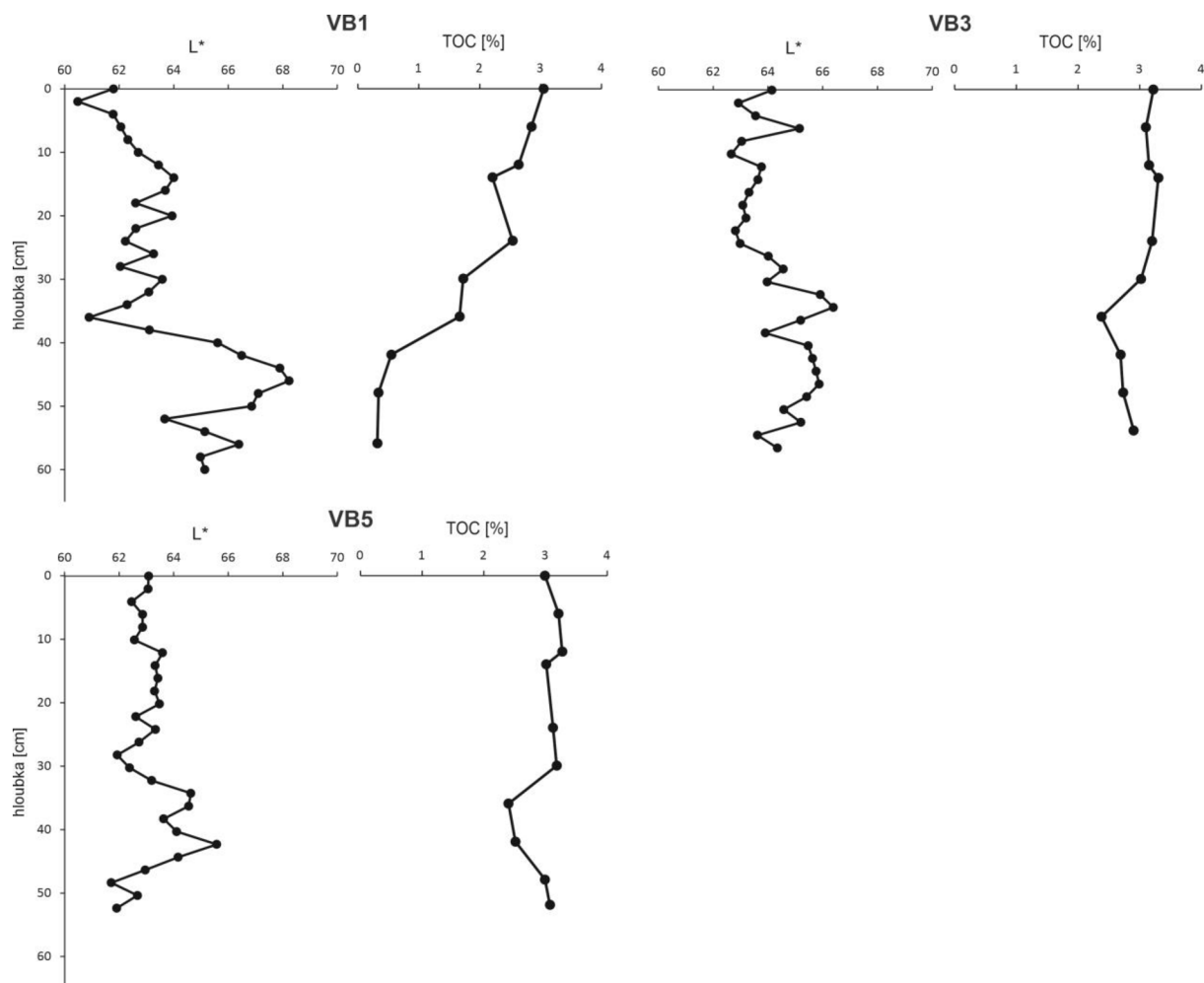
v místech odběru jader, zejména tedy index červenosti popisující míru oxidace (Bábek et al., 2011).

Všechny zmíněné korelace a závislosti byly pozorovány i v analyzovaných jádrech VB1, VB3 a VB5 (obr. 33). Hodnoty parametru L^* lze korelovat s hodnotami střední velikosti zrna. Nižší hodnoty L^* patrně odpovídají jemnozrnným sedimentům, vyšší hodnoty pak hrubozrnným. Nejvíce je tato závislost zřetelná v jádře VB1, protože obsahuje jak jemnozrnnou, tak hrubozrnnou frakci. V jádrech VB3 a VB5 je závislost přítomna také, výkyvy však nejsou tolik výrazné. Hrubší zrna jsou tvořena světlými minerály, proto s nimi korelují vyšší hodnoty parametru L^* .



Obrázek 33: Znázornění korelace křivek střední velikosti zrna a hodnot parametru L^* v jednotlivých jádrech VB1, VB3 a VB5.

Z hodnot byla zaznamenána i negativní korelace mezi parametrem L^* a obsahem TOC v sedimentu (obr. 34). Vyšší hodnoty obsahu TOC souvisely s nižšími hodnotami L^* , které odpovídají tmavým složkám v sedimentu. Opět je závislost nejlépe zřetelná z výsledků pro jádro VB1, však i z výsledků pro jádra VB3 a VB5 je dobře patrná. Tím se potvrdila možnost využití parametru L^* jako indikátoru obsahu TOC v sedimentu.



Obrázek 34: Znázornění korelace křivek parametru L^* a obsahu TOC v jednotlivých jádrech VB1, VB3 a VB5.

Z grafů závislostí CIE a^* na CIE b^* je patrných několik skutečností. Největší rozptyl barev je pozorován u jádra VB1, kde část vzorků vykazuje zřetelný posun k červenožlutým odstínům. Jádra VB3 a VB5 již velký rozptyl barev nevykazují, celkově se pohybují spíše v modro-zelených odstínech. Tento rozdíl může být vysvětlen místem odběru jader. Jádro VB1 bylo odebráno v proximální části rybníka blíže přítoku, kde se rychle mění podmínky v rychlosti proudění, a proto mohou být hodnoty rozptýlené a sediment pak celkově vykazuje jistou heterogenitu. Jádra VB3 a VB5 byla odebrána v distálnější části rybníka, blíže jeho středu, kde probíhá klidnější sedimentace jemnozrnného, homogenního materiálu s malým rozptylem hodnot barevnosti. Podobné závěry publikovali také jiní autoři na Brněnské přehradě (např. Sedláček et al., 2013) i na jiných lokalitách (Bábek et al., 2011). Na barvu sedimentu však může mít vliv i kolísání hladiny v rámci vypouštění a napouštění rybníka a následná oxidace.

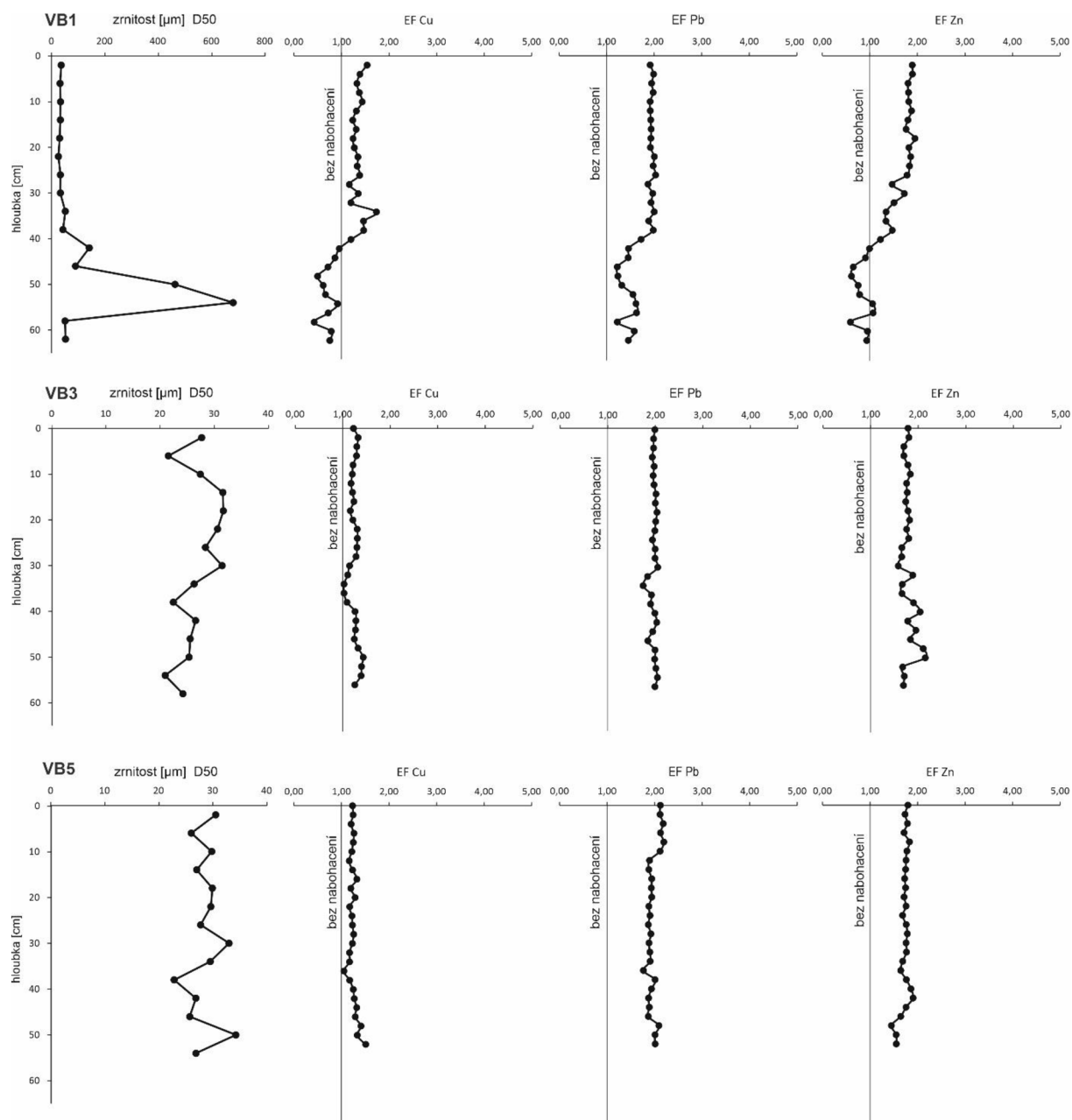
11.4. Trendy v prvkové geochemii a kontaminace těžkými kovy

Koncentrace vybraných těžkých kovů (Cu, Pb, Zn) byly normalizovány na Rb, aby byl potlačen vliv měnícího se podílu písčitých frakcí, kde je předpokládáno jejich naředění, tedy jejich snížení (Grygar et al., 2010; Sedláček et al., 2013). Rb a těžké kovy se totiž nachází ve stejném zrnitostním intervalu pod 0,01 mm, což odpovídá jílovité frakci (Matys Grygar et al., 2011). Z grafů závislostí jednotlivých kovů na Rb je patrná nejvyšší korelace v jádře VB1, projevující se vysokými hodnotami R^2 (0,83–0,98). Z toho vyplývá, že úroveň kontaminace jsou ovlivněny zrnitostí materiálu a také může docházet k sorpci těžkých kovů na jemnozrnější rybníční sedimenty. Koncentrace těžkých kovů v jádrech VB3 a VB5 s obsahem Rb taktéž korelují, závislost však není tak vysoká, jako u jádra VB1. Hodnota R^2 nenabývá příliš vysokých hodnot, max. 0,59. Lze usoudit, že také v těchto jádrech jsou koncentrace ovlivněny zrnitostí sedimentu, i když ne tak výrazně jako u jádra VB1. Dobrým ukazatelem zrnitosti je také poměr Al/Si, kdy obsah Si je vyšší v hrubozrnném materiálu a obsah Al je vyšší v jemnozrnném materiálu (Matys Grygar et al., 2011). Vyšší poměr Al/Si odpovídá jemnozrnnému sedimentu. Velikost poměru Al/Si stejným způsobem odpovídala změnám zrnitostních frakcí nejvýrazněji v jádře VB1, kde je přechod z hrubozrnného sedimentu do jemnozrnného nejpatrnější. Pro jemnozrnné sedimenty je typický obsah prvků Rb a Ti. Titan je běžně obsažen v prachovité frakci (Matys Grygar et al., 2013), rubidium pak ve frakci jílovité (Matys Grygar et al., 2011). Vysoká závislost obsahů těchto dvou prvků na poměru Al/Si zejména v jádře VB1 potvrzuje, že vyšší poměr Al/Si odpovídá jemnozrnnému sedimentu.

Z vertikálních distribucí litogenních prvků je patrná korelace mezi hodnotami Al a K. Negativní korelace je zaznamenána mezi hodnotami K a Ca, kdy minimální hodnoty K odpovídaly maximálním hodnotám Ca. Mírná závislost je pozorována i mezi prvky Al a Mn. Korelace mohou naznačovat litologickou změnu.

Faktory nabohacení (EF) těžkých kovů pro jednotlivá jádra pomáhají určit, kdy je jejich koncentrace normální pro litogenní pozadí a kdy už je považována za kontaminaci antropogenním vlivem (Sedláček et al., 2017). Z grafu znázorňujícího EF všech těžkých kovů v hloubce pro jádro VB1 je patrné, že křivky pro jednotlivé těžké kovy si jsou podobné. Zhruba od hloubky 38 cm se hodnoty EF všech kovů náhle zvyšují. Zatímco jsou hodnoty EF Pb vyšší než mez nabohacení v celé délce jádra, hodnoty Cu a Zn mez výrazně překračují právě v hloubce 38 cm. Z vyhodnocení grafů mezi těžkými kovy a Rb je známo, že v jádře VB1 jsou koncentrace těžkých kovů vysoce závislé na zrnitosti materiálu, což se potvrzuje i z grafu distribuce EF těžkých kovů (obr. 35). V hloubce 38 cm je také

zaznamenán přechod říčních, hrubozrnných sedimentů do přehradních, jemnozrnných sedimentů. Vzhledem k této skutečnosti a vzhledem k celkově nízkým hodnotám EF i v jejich maximech nelze považovat jádro VB1 za kontaminované těžkými kovy. Jádra VB3 a VB5 si jsou opět, jako v mnoha ostatních případech, svými hodnotami EF těžkých kovů podobná. Hodnoty EF Cu, Pb i Zn jsou v obou jádrech vyšší než mez nabohacení. Nejvyšší hodnoty vykazuje v obou jádrech Pb, nižší Zn a nejnižší Cu, stejně jako tomu bylo u jádra VB1. Podobně jako u jádra VB1, tato skutečnost společně s celkově nízkými hodnotami EF všech prvků nasvědčuje, že kontaminace v těchto dvou jádrech je velmi nízká. Vyhodnocení grafů faktorů nabohacení zároveň potvrzuje, že těžké kovy jsou vázány na jemnozrnný materiál a zrnitost se tak stává hlavním řídicím faktorem prvkové distribuce. Na koncentrace těžkých kovů mohou mít vliv i zdrojové horniny, tedy ty horniny, které jsou říčním tokem erodovány a v suspenzi dopraveny do nádrže. Faktor nabohacení je vypočten pro pozadí na úrovni kontinentální svrchní kůry, průměrné koncentrace těžkých kovů v horninách v povodí řeky Svratky však mohou být jiné. Dalším řídicím faktorem, který je však úzce spjat se zrnitostí, je pozice jádra v rámci rybníka. V proximálních částech nádrží, kde se ukládají zrna různých frakcí včetně hrubozrnnějších, jsou také obecně nižší koncentrace těžkých kovů, oproti distálním částem nádrží v převažujícím jemnozrnným sedimentem. Oba tyto faktory se projevíly taktéž při studiu sedimentů Brněnské přehrady (Sedláček et al., 2013). Nicméně hodnoty EF kolem 2 naznačují, že část těžkých kovů pochází z antropogenních zdrojů v povodí, nebo v důsledku atmosférické emise.



Obrázek 35: Znázornění korelace křivek střední velikosti zrna a EF těžkých kovů v jednotlivých jádrech VB1, VB3 a VB5.

Při srovnání koncentrací těžkých kovů v sedimentech Brněnské přehrady a rybníka u Veverské Bítýšky je zřejmé, že celkově dosahují koncentrace těžkých kovů přehradě vyšších hodnot (Matys Grygar et al., 2011; Sedláček, 2013). To je zapříčiněno rozdílem v množství přinášených sedimentů. Do přehrady přitéká mnohonásobně větší množství vody a usazuje se v ní mnohonásobně větší množství sedimentu. S tím souvisí i vyšší zaznamenané hodnoty obsahu těžkých kovů.

V sedimentech rybníka ve Veverské Bítýšce byly stanoveny také koncentrace fosforu a následně graficky zaznamenány jako hloubková distribuce. Zvýšené koncentrace fosforu

mohou vést k eutrofizaci (Smol, 2008), která právě v Brněnské přehradě představovala dlouhou dobu veliký problém (Smutná et al., 2008). Křivky ukazující hodnoty fosforu v závislosti na hloubce u všech jader výrazně kolísají. U jádra VB1 je pozorovatelný mírně se zvyšující trend do nadloží, u jader VB3 a VB5 je křivka velmi rozkolísaná, do nadloží však není pozorován zvyšující nebo snižující se trend. Práci prováděnou na Brněnské přehradě byl u obsahu fosforu zjištěn zvyšující se trend do nadloží. Koncentrace fosforu se zde zvyšovala vlivem vyššího přísunu fosforu obsaženého v odpadních vodách přítokem, používáním fosfátových pracích prášků, které se přímo dostaly do vodního toku a používáním fosfátových hnojiv (Sedláček et al., 2013). Vzhledem k tomu, že rybník byl dlouhou dobu před jeho vznikem součástí Brněnské přehrady, se lze domnívat, že fosfor v něm pochází ze stejných zdrojů. Ovšem vzhledem k malému přítoku bylo pravděpodobně i množství fosforu přineseného fluviálními pochody malé, alternativním zdrojem fosforu v rybníce tak mohl být fosfor spláchnutý srážkami z hnojených okolních polí.

12. Závěr

Tato bakalářská práce se věnovala výzkumu sedimentů rybníka nacházejícího se v obci Veverská Bítýška na území Jihomoravského kraje. Výsledky práce přináší informace o vlastnostech sedimentu, včetně míry a vývoje kontaminace vybranými těžkými kovy. Z prvkových analýz tří odebraných jader lze usoudit, že kontaminace sedimentů prvky Cu, Pb a Zn jsou velmi nízké. Výsledky potvrdily, že zrnitost materiálu hraje roli ve vázání kontaminantů, tedy že v jemnozrnném materiálu jsou celkové míry koncentrací vyšší. Při srovnání výsledků kontaminace rybníka s výsledky analýz sedimentů Brněnské přehrady je patrné, že přehradní sedimenty vykazují vyšších úrovně kontaminace. To je dáno větším množstvím přinášeného sedimentu do přehrady než do rybníka, a tím pádem vyšší míry akumulace kontaminantů. Na základě hmotnostní aktivity radioizotopu ^{137}Cs byla datována událost havárie Černobylské elektrárny z roku 1986. Na základě toho pak byla vypočtena průměrná rychlost sedimentace v rybníce od roku 1986 po rok odběru jader, tedy rok 2023, která činí 0,59 cm/rok pro proximální část rybníka a 1,02 cm/rok pro distální část rybníka. Výsledky zrnitostní analýzy viditelně prokázaly dvě odlišné fáze sedimentace, starší fluvialní a mladší lakustrinní, což odpovídá poznatkům o historii lokality. V rybníce byly zjištěny proximálně-distální trendy v zrnitosti, hrubozrnnější sedimenty byly uloženy blízko vtoku do rybníka, zatímco dále ke středu rybníka převažovaly jemnozrnnější sedimenty. Celkově však převládala klidná sedimentace bez velkých výkyvů, což bylo dáno malým přítokem a nízkoenergetickým sedimentačním prostředím. Z výsledků byla patrná i korelace mezi zrnitostí sedimentu a mnoha parametry – magnetickou susceptibilitou, celkovým obsahem organického uhlíku, parametrem L^* vyjadřujícím celkový jas, již zmíněnými koncentracemi těžkých kovů a nepřímo i barvou sedimentů. Z toho je patrné, že zrnitost je důležitým faktorem odrážejícím mnoho ostatních parametrů.

13. Seznam literatury

Appleby, P. G. (2001): Chronostratigraphic techniques in recent sediments. – In: **Last J. M., Smol J. P. (eds.):** Tracking environmental change using lake sediments, pp. 171-203, Springer, Dordrecht.

Bayer M., Mencl V., Pelikán V. (1954): Erozivní zjevy na březích nádrže na řece Svratce v Kníničkách. – Sbor VŠ Stav, IV, 293-302.

Bábek O., Faměra M., Hilschnerová K., Kalvoda J., Dobrovolný P., Sedláček J., Machát J., Holoubek I. (2011): Geochemical traces of flood layers in the fluvial sedimentary archive, implications for contaminant history analyses. – *Cantena*, 87, 281-290.

Bábek O. (2013): Moderní metody stratigrafické analýzy. – Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc.

Bábek O., Matys Grygar T., Faměra M., Hron K., Nováková T., Sedláček J. (2015): Geochemical background in polluted river sediments: How to separate the effects of sediment provenance and grain size with statistical rigour? – *Cantena*, 135, 240-253.

Bláha L., Bláhová L., Kohoutek J., Adamovský O., Babica P., Maršálek B. (2010): Temporal and spatial variability of cyanobacterial microcystins in three interconnected fresh water reservoirs. – *Journal of the Serbian Chemical Society*, 75, 1303-1312.

Boyd C. E. (1995): Bottom soils, sediment and pond aquaculture. – Springer-science + business media, B. V., Dordrecht.

Broža A., Bláha J., Báča V., Vít P., Maníček J., Bíza P., Jílek M., Kopřivová J., Sakař K., Vinklát P. (2005): Přehrady Čech, Moravy a Slezska. – Kniha 555, Liberec.

Czudek T. (2005): Vývoj reliéfu krajiny České Republiky v kvartéru. – Moravské zemské muzeum, Brno.

Chlupáč I., Brzobohatý R., Kovanda J., Stráník Z. (2002): Geologická minulost České republiky. – Akademie věd ČR, Praha.

Demek J., Mackovčín P., Balatka B., Buček A., Cibulková P., Culek M., Čermák P., Dobiáš D., Havlíček M., Hrádek M., Kirchner K., Lacina J., Pánek T., Slavík P., Vašátko J. (2006): Hory a nížiny. Zeměpisný lexikon ČR. – Agentura ochrany krajiny a přírody ČR, Brno.

Faměra M., Bábek O., Matys Grygar T., Nováková T. (2013): Distribution of heavy-metal contamination in regulated river channel deposits: a magnetic susceptibility and grain-size approach: River Morava, Czech Republic. – *Water, Air and Soil Pollution*, 224, 5.

Franců E., Schwarzbauer J., Lána R., Nývlt D., Nehyba S. (2009): Historical Changes in Levels of Organic Pollutants in Sediment Cores from Brno Reservoir, Czech Republic. – *Water Air Soil Pollution*, 209, 81-91.

Grygar T., Světlík I., Lisá L., Koptíková L., Bajer A. Wray D. S. Ettler V., Mihaljevič M., Nováková T., Koubová M., Novák J., Máčka Z., Smetana M. (2010): Geochemical tools for the stratigraphic correlation of floodplain deposits of the Morava River in Strážnické Pomoraví, Czech Republic from the last millenium. – *Cantena*, 80, 106-121.

Havlíček M., Krejčíková B., Chrudina Z., Borovec R., Svoboda J. (2011): Změny ve využití krajiny a na vodních tocích povodí Veličky a v horních povodích Kyjovky a Svatky. – *Acta Pruhoniana*, 99, 5-17. Průhonice.

Havlíček M., Uhrová J. (2017): Změny využití krajiny v důsledku stavby vodních nádrží. – *VTEI*, 59, 1, 22-30.

Harte J., Holdren Ch., Schneider R., Shirley Ch. (1991): *Toxics A to Z: A Guide to Everyday Pollution Hazards.* – University of California Press, Berkeley.

Jirásek J., Matýsek D., Sivek M., Martínek K. (2019): Nález vulkanoklastik na lokalitě Obora u Boskovic (letovické souvrství, boskovická brázda). – *Geoscience Research Reports*, 52, 1, 53-61.

Kafka Z., Punčochářová J. (2002): Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. – *Chemické listy*, 96, 611-617.

- Kala D. (2017):** Management odtokových poměrů v povodí řeky Svratky nad Vírskou přehradou. – MS, diplomová práce, Katedra společenských věd FM VŠE Jindřichův Hradec.
- Kordiovský E. (2017):** Výstavba Vranovské a Brněnské přehrady a vodního díla Nové Mlýny a zánik obcí Bítov, Kníničky a Mušov. – VTEI, 59, 1, 19-21.
- Lin J., Chen S. (1998):** The relationship between adsorption of heavy metals and organic matter in river sediments. – Environment International, 24, 3, 345-352.
- Maslennikova S., Larina N., Larin S. (2012):** The effect of sediment grain size on heavy metal content. – Lakes, reservoirs and ponds, 61, 43-54.
- Matys Grygar T., Nováková T., Mihaljevič M., Strnad L., Světlík I., Koptíková L., Lisá L., Brázdil R., Máčka Z., Stachoň Z., Svitavská-Svobodová H., Wray D. S. (2011):** Surprisingly small increase of the sedimentation rate in the floodplain of Morava River in the Strážnice area, Czech Republic, in the last 1300 years. – Cantena, 86, 192-207.
- Matys Grygar T., Sedláček J., Bábek O., Nováková T., Strnad L., Mihaljevič M. (2012):** Regional contamination of Moravia (south-eastern Czech Republic): Temporal Shift of Pb and Zn Loading in Fluvial Sediments. – Water Air Soil Pollut, 223, 739-753.
- Matys Grygar T., Nováková T., Bábek O., Elznicová J., Vadinová N. (2013):** Robust assessment of moderate heavy metal contamination levels in floodplain sediments: A case study on the Jizera River, Czech Republic. – Science of the Total Environment, 452-453, 233-245.
- McLennan S. M. (2001):** Relationships between the trace elements composition of sedimentary rocks and upper continental crust. – Geochemistry, Geophysics, Geosystems, 2, 4.
- Mejzlík Z. (1970):** Kolem Veverské Bítýšky. – Regionální listy, Brno-venkov
- Mísař Z., Dudek A., Havlena V., Weiss J. (1983):** Geologie ČSSR I. Český masív. – Státní pedagogické nakladatelství, Praha.

Morris G. L., Fan J. (1998): Reservoir sedimentation handbook. – McGraw-Hill Book Co., New York.

Nehyba S., Nývlt D., Schkade U. Kirchner G., Franců E. (2011): Depositional rates and dating techniques of modern deposits in the Brno reservoir (Czech Republic) during the last 70 years. – *Journal of Paleolimnology*, 45, 1, 41-55.

Oprchal J. (2009): Změny v průběhu koryta části toku řeky Svratky a jejich vliv na proces odtoku vody z povodí. – MS, diplomová práce, Geografický ústav VoZ PřF MU Brno.

Petrovský E., Kapička A., Jordánová N., Knab M., Hoffmann V. (2000): Low-field magnetic susceptibility: a proxy method of estimating increased pollution of different environmental systems. – *Environmental Geology*, 39, 312-318.

Rosenbaum J. G., Reynolds R. L. (2004): Basis for paleoenvironmental interpretation of magnetic properties of sediment from upper Kalmath lake (Oregon): Effects of weathering and mineralogical sorting. – *Journal of Paleolimnology*, 31, 253-265.

Sedláček J. (2013): Vysokorozlišující stratigrafie a historie kontaminace recentních sedimentů přehradních nádrží na Moravě. – MS, disertační práce, Ústav geologických věd PřF MU Brno.

Sedláček J., Bábek O., Grygar T. M. (2013): Trends and evolution of contamination in a well-dated water reservoir sedimentary archive: the Brno Dam, Moravia, Czech Republic. – *Environ Earth Sci*, 69, 2581-2593.

Sedláček J., Bábek O., Kielar O. (2015): Sediment accumulation rates and high-resolution stratigraphy of recent fluvial suspension deposits in various fluvial settings, Morava River catchment area, Czech Republic. – *Geomorphology*, 254, 73-87.

Sedláček J., Bábek O., Nováková T. (2017): Sedimentary record and anthropogenic pollution of a complex, multiple source fed dam reservoirs: An example from the Nové Mlýny reservoir, Czech Republic. – *Science of the Total Environment*, 574, 1456-1471.

Sedláček J., Bábek O., Grygar T. M., Lend'áková Z., Pacina J., Štojdl J., Hošek M., Elznicová J. (2022): A closer look at sedimentation processes in two dam reservoirs. – *Journal of Hydrology*, 605, 1-17.

Sedláček J., Lend'áková Z., Bábek O., Miřijovský J., Kielar O., Židek M. (2023): A comprehensive view of sedimentation and erosion processes in small reservoirs: a case study of the Pocheň reservoir, Czech Republic. – *Hydrological Sciences Journal*, 68, 5, 685-699.

Sklenář J. (2013): Analýza povodní v povodí Svatky nad Brněnskou přehradou. – MS, disertační práce, Geografický ústav VoZ PřF MU Brno.

Smol J. P. (2008): *Pollution of Lakes and Rivers: A Paleoenvironmental Perspective*, 2nd Edition, Wiley-Blackwell, London.

Smutná M., Hilschnerová K., Pašková V., Maršálek B. (2008): Biochemical parameters in *Tubifex Tubifex* as an integral part of complex sediment toxicity assesment. – *Journal of Soils and Sediments*, 1, 8, 154-164.

Straková L., Kopp R., Maršálková E., Maršálek B. (2013): Dynamics of the cyanobacterial water bloom with focus to *Microcystis* and its relationship with environmental factors in Brno reservoir. – *Acta Universitatis Agriculturae Et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 61, 5, 1383-1390. Brno.

Stráník Z. (2021): Flyšové pásmo. In: **Stráník Z., Bubík M., Gilíková H., Tomanová Petrová P. (eds):** *Geologie Vnějších Západních Karpat a jihovýchodního okraje Západoevropské platformy v České republice*. – Česká geologická služba, 95-128. Praha.

Svoboda J., Beneš K., Dudek A., Holubec J., Chaloupský J., Kodým O. ml., Malkovský M., Odehnal L., Polák A., Pouba Z., Sattran V., Škvor V., Weiss J. (1964): *Regionální geologie ČSSR, díl I*. – Ústřední ústav geologický, Praha.

Teeter A. M., Johnson B. H., Berger C. H., Stelling G., Scheffner N. W., Garcia M. H., Parchue T. M. (2001): Hydrodynamic and sediment transport modeling with emphasis on shallow-water, vegetated areas (lakes, reservoirs, estuaries and lagoons). – *Hydrobiologia*, 444, 1-23.

Třeštík Z. (2006): Komplexní hydrometeorologická analýza největších povodní na Svratce a Svitavě v 19. – 20. století. – MS, bakalářská práce, Geografický ústav VoZ PřF MU Brno.

Verstraeten G., Poesen J. (2000): Estimating trap efficiency of small reservoirs and ponds: methods and implications for the assessment of sediment yield. – Progress in Physical Geography, 24, 2, 219-251.

Verstraeten G., Poesen J. (2002): Using sediment deposits in small ponds to quantify sediment yield from small catchments: possibilities and limitations. – Earth Surface Processes and Landforms, 27, 13, 1425-1439.

Williams H. F. L. (1995): Assessing the impact of weir construction on recent sedimentation using cesium-137. – Environmental geology, 26, 166-171.

Živkovic B., Dokic J. (2022): Distribution of heavy metals from tailings ponds and landfills into underground and surface waters. – Metallurgical and Materials Engineering, 28, 685-696.

INTERNETOVÉ ZDROJE:

www1: O obci. Veverská Bítýška. Dostupné z: <https://www.obecveverskabityska.cz/> (cit. 30. 11. 2023)

www2: Google mapy. Dostupné z: <https://www.google.com/maps> (cit. 30. 9. 2023)

www3: Geomorfologické členění ČR. Dostupné z: <https://www.arcgis.com/apps/mapviewer> (cit. 5. 12. 2023).

www4: Analýzy výškopisu. Zeměměřičský úřad. Dostupné z: <https://ags.cuzk.cz/av/> (cit. 10. 1. 2024)

www5: Významné řeky. Povodí Moravy. Dostupné z: <https://www.pmo.cz> (cit. 30. 9. 2023)

www6: Významné řeky. Povodí Moravy. Dostupné z: <https://www.pmo.cz> (cit. 30. 9. 2023)

www7: Vodní díla. Povodí Moravy. Dostupné z: <http://www.pmo.cz/> (cit. 10. 1. 2024)

www8: Google mapy. Dostupné z: <https://www.google.com/maps> (cit. 30. 9. 2023)

www9: Historická data, hydrologie. Český hydrometeorologický ústav. Dostupné z: www.chmi.cz (cit. 30. 9. 2023)

www10: O přehradě. Brněnská přehrada. Dostupné z: <https://brnenskaprehrada.cz> (cit. 13. 10. 2023)

www11: Tiskové zprávy. Povodí Moravy. Dostupné z: <http://www.pmo.cz/> (cit. 7. 11. 2023)

www12: Tiskové zprávy. Povodí Moravy. Dostupné z: <http://www.pmo.cz/> (cit. 7. 11. 2023)

14. Přílohy

Příloha 1: Výsledky analýzy hmotnostní aktivity ^{137}Cs :

	VB1			VB3		
Hloubka	Váha vzorku	Cs		Váha vzorku	Cs	
[cm]	[g]	[Bq/kg]	± odchylka	[g]	[Bq/kg]	± odchylka
0-2	4,47	13,04	10,81	6,89	28,14	7,25
2-4	8,2	16,23	6,29	5,68	56,03	9,54
4-6	5,49	<0,02		7,96	33,25	6,73
6-8	7,14	31,3	7,14	5,81	48,18	9,36
8-10	9,15	26,6	6,24	4,81	43,17	10,44
10-12	8,62	23,46	5,88	6,53	47,7	8,31
12-14	7,87	12,81	6,7	5,07	35,31	9,54
14-16	8,31	25,17	6,23	6,21	40,29	8,01
16-18	8,19	18,85	6,19	5,51	45,66	8,6
18-20	8,74	27,18	5,88	5,86	32,43	8,21
20-22	8,65	18,23	5,93	5,36	40,21	9,17
22-24	10,63	18,46	5,08	6,45	36,91	7,96
24-26	8,63	11,35	5,44	7,13	35,83	6,98
26-28	9,46	<0,02		6,33	54,3	8,27
28-30	8,26	<0,02		7,42	36,88	7,25
30-32	12,73	9,76	4,33	7,31	57,61	8,49
32-34	12,24	<0,02		8,75	80	7,48
34-36	12,14	9,95	4,3	9,72	102,43	6,45
36-38	10,54	11,68	4,59	9,61	122,41	7,99
38-40	14,92	<0,02		8,55	133,83	8,94
40-42	13,13	4,74	3,61	8,01	25,47	6,35
42-44	15,35	<0,02		9,68	10,66	4,94
44-46	15,65	7,32	3,46	8,4	16,4	6,42
46-48	15,31	<0,02		7,98	18,33	6,48
48-50	15,5	<0,02		8,61	35,2	5,76
50-52	14,54	<0,02		8,34	11,7	5,62
52-54	11,29	6,08	4	8,57	34,17	6,49
54-56	4,28	11,13	9,85	8,08	35,75	6,71
56-58	8,97	<0,02		8,16	39,91	6,62
58-60	9,07	<0,02				
60-62	11,58	4,39	3,69			

Příloha 2: Výsledky prvkové analýzy EDXRF:

		Al (%)	Si (%)	K (%)	Fe (%)	Ti (ppm)	P (ppm)	Ca (ppm)	Mn (ppm)
VB1	Min	3,79	13,77	1,83	2,09	2566,23	1288,16	5017,95	278,72
	Max	4,67	18,37	2,24	4,63	5388,23	2536,48	10121,74	771,06
	μ	4,30	15,73	1,97	3,41	4377,10	1740,31	7551,74	471,07
	median	4,38	15,21	1,96	3,80	4680,99	1678,36	7361,96	480,34
	σ	0,24	1,27	0,07	0,75	784,29	300,37	910,10	115,22
	CV	5,70	8,10	3,73	22,14	17,92	17,26	12,05	24,46
VB3	Min	4,35	14,24	1,93	4,33	4932,14	1620,74	4445,30	465,65
	Max	5,19	15,19	2,28	5,32	5374,02	2552,61	7306,79	701,51
	μ	4,75	14,60	2,08	4,73	5115,88	2015,88	5799,79	561,20
	median	4,69	14,55	2,02	4,65	5108,63	1981,78	5576,78	557,74
	σ	0,25	0,23	0,11	0,28	96,91	243,15	807,85	52,99
	CV	5,30	1,57	5,10	5,90	1,89	12,06	13,93	9,44
VB5	Min	4,26	13,89	1,92	3,85	4550,31	1496,74	5768,29	403,25
	Max	5,07	15,00	2,15	5,24	5145,63	2551,30	7955,59	643,87
	μ	4,49	14,40	1,98	4,37	4977,49	1835,98	6581,40	498,03
	median	4,48	14,44	1,97	4,28	4970,77	1741,92	6637,01	485,67
	σ	0,15	0,30	0,05	0,35	118,27	298,30	581,67	67,68
	CV	3,39	2,07	2,37	7,92	2,38	16,25	8,84	13,59
		Rb (ppm)	Zr (ppm)	Ni (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)	As (ppm)	Pb (ppm)	Al/Si
VB1	Min	123,16	130,13	0,00	12,49	48,08	9,67	22,90	0,21
	Max	184,33	303,59	34,95	61,42	223,34	23,84	56,03	0,32
	μ	156,40	240,48	20,65	40,60	143,83	15,05	42,45	0,28
	median	159,43	244,70	24,43	49,93	148,44	14,48	48,14	0,29
	σ	19,59	44,51	11,65	15,15	60,18	3,53	10,73	0,03
	CV	12,52	18,51	56,40	37,31	41,84	23,44	25,28	12,07
VB3	Min	178,09	165,97	24,76	46,07	192,48	11,52	54,24	0,30
	Max	218,52	253,50	46,63	66,44	282,78	29,96	63,62	0,36
	μ	196,09	221,96	32,74	54,34	222,89	18,41	57,64	0,32
	median	192,38	234,97	31,20	54,56	212,79	15,29	56,60	0,32
	σ	10,80	27,60	6,32	5,36	24,47	5,10	2,80	0,02
	CV	5,51	12,44	19,30	9,86	10,98	27,74	4,86	4,94
VB5	Min	171,95	201,76	18,61	45,21	158,21	12,43	51,23	0,29
	Max	200,86	315,10	36,90	60,87	242,76	24,64	61,16	0,34
	μ	184,84	251,01	29,42	51,35	202,77	16,48	55,15	0,31
	median	184,62	254,47	29,37	50,60	203,94	15,12	54,48	0,31
	σ	5,90	23,05	4,64	3,39	14,99	3,43	2,96	0,01
	CV	3,19	9,18	15,76	6,61	7,39	20,82	5,36	3,54

μ průměr

σ směrodatná odchylka

CV variační koeficient