

**Univerzita Palackého v Olomouci**

**Přírodovědecká fakulta**

**Katedra geologie**

**VÝSKYT TĚŽKÝCH KOVŮ V NIVNÍCH  
SEDIMENTECH ŘEKY BEČVY NA VYBRANÝCH  
LOKALITÁCH MEZI PŘEROVEM A TOVAČOVEM**

Bakalářská práce

**Zuzana Beneková**

Environmentální geologie (B1201)

prezenční studium

Vedoucí práce: Mgr. Martin Faměra

Olomouc 2012

Čestně prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma „Výskyt těžkých kovů v nivních sedimentech řeky Bečvy na vybraných lokalitách mezi Přerovem a Tovačovem“ vypracovala samostatně a že veškerá použitá literatura je řádně citována a uvedena v seznamu literatury.

V Olomouci dne 29. 6. 2012

Poděkování:

V první řadě bych ráda poděkovala mému vedoucímu bakalářské práce Mgr. Faměrovi za trpělivost, cenné rady a pomoc při laboratorním zpracování. Dále bych chtěla srdečně poděkovat všem ostatním, kteří se nějakým způsobem podíleli na řešení mé bakalářské práce.

## **Bibliografická identifikace:**

**Jméno a příjmení autora:** Zuzana Beneková

**Název práce:** Výskyt těžkých kovů v nivních sedimentech řeky Bečvy na vybraných lokalitách mezi Přerovem a Tovačovem

**Typ práce:** Bakalářská práce

**Pracoviště:** Katedra geologie, Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého v Olomouci

**Vedoucí práce:** Mgr. Martin Faměra

**Rok obhajoby:** 2012

**Abstrakt:** V rešeršní části bakalářské práce je stručně popsána geologická a geomorfologická charakteristika karpatské předhlubně, ve které se nachází studované lokality. Je zde uvedena charakteristika těžkých kovů a jejich negativní dopad na životní prostředí (kontaminace). Dále jsou popsány metody, kterými byly vzorky nivních sedimentů odebírány, zpracovávány i analyzovány. Konkrétně je popsáno: odebírání vzorků v terénu, měření magnetické susceptibility za pomoci kapamůstku KLY-4S AGICO, provedení zrnitostních analýz vybraných vzorků (granulometrii) a XRF analýz pomocí přístroje DELTA Premium Handheld XRF Analyzer. V praktické části bakalářské práce jsou uvedeny výsledky provedených analýz, které jsou vzájemně porovnány a následně diskutovány.

**Klíčová slova:** těžké kovy, karpatská předhlubeň, magnetická susceptibilita, rentgen-fluorescenční analýza, zrnitostní analýza

**Počet stran:** 39

**Počet příloh:** 0

**Jazyk:** Český

## **Bibliographical identification:**

**Author's first name and surname:** Zuzana Beneková

**Title:** The occurrence of heavy metals in floodplain sediments of the river Bečva at selected locations between Přerov and Tovačov

**Type of thesis:** bachelors's thesis

**Institution:** Department of geology, Faculty of science Palacký University in Olomouc

**Supervisor:** Mgr. Martin Faměra

**The year of presentation:** 2012

**Abstract:** In the search part of the thesis are briefly described geological and geomorphological characteristics of the Carpathian Foredeep, in which are studied localities. There is a description of heavy metals and their negative impact on the environment (contamination). Below are methods by which floodplain sediment samples were collected, processed and analyzed. Specifically, it is described: sampling in the field, magnetic susceptibility measurements using on AGICO-4S, execution of grain size analyzes of selected samples (granulometry) and XRF analyzes using the apparatus DELTA Premium Handheld XRF Analyzer. In the practical part of the bachelor's thesis are there results of the analyzes, which are mutually compared and subsequently discussed.

**Key words:** heavy metals, Carpathian Foredeep, magnetic susceptibility, X-ray fluorescence analysis, grain size analysis

**Number of pages:** 39

**Numbers of appendices:** 0

**Language:** Czech

## OBSAH

Úvod.....	6
1. Geologie a geomorfologie studovaného území.....	7
1.1 Stručná geologická charakteristika karpatské předhlubně.....	7
1.2 Stručná geomorfologická charakteristika.....	8
2.1 Rozdělení kovů v rámci periodické tabulky prvků.....	10
2.2 Znečištění těžkými kovy.....	10
2.3 Zdroje těžkých kovů .....	11
2.4 Toxicita těžkých kovů .....	13
2.5 Chování těžkých kovů v sedimentech a půdách.....	13
3. Analytické metody a jejich použití při detekci kontaminujících látek.....	14
3.1 Magnetická susceptibilita .....	14
3.2 Zrnitostní analýza- granulometrie .....	15
3.3 XRF- Rentgen- fluorescenční analýza.....	16
4. Metodika výzkumu.....	17
4.1 Terénní etapa .....	17
4.2 Laboratorní část .....	18
5. Vlastní výsledky a diskuze.....	19
5.1 Magnetická susceptibilita .....	19
5.2 Zrnitostní analýza (granulometrie) .....	22
5.3. Rentgen- fluorescenční analýza.....	25
5. Závěr.....	31
6. Použitá literatura .....	33

## Úvod

Bakalářskou práci na téma „Výskyt těžkých kovů v nivních sedimentech řeky Bečvy na vybraných lokalitách mezi Přerovem a Tovačovem“ jsem si vybrala hlavně z toho důvodu, že studovaná oblast je vhodným územím pro studium těžkých (toxických) kovů, a to hlavně proto, že Přerov a okolí jsou od počátku průmyslové revoluce charakteristické rozsáhlým průmyslem. Dalším důvodem může být i to, že se v této oblasti již několikrát vyskytly povodně a látky využívané ve zdejších provozech se proto mohou dostávat do životního prostředí. Proto byla tato oblast zvolena jako vhodné studijní území.

Práce je rozdělena do tří částí. První, rešeršní část, zahrnuje základní geologickou a geomorfologickou charakteristiku zájmové oblasti, dále obecnou charakteristiku těžkých kovů, jejich zdroje, výskyt a dopad na životní prostředí. Také jsou teoreticky zmíněny metody, které byly použity k laboratornímu zpracování vzorků. Během druhé, terénní etapy, byl v blízkém okolí řeky Bečvy proveden odběr vrtných jader pomocí vibrační soupravy pro vrtání do sypkých sedimentů. V poslední, třetí části, byla vrtná jádra laboratorně zpracována (rozřezána a sedimentologicky popsána). Poté byla jádra nařezána v intervalu dvou centimetrů a vysušena. Po vysušení byly dvoucentimetrové vzorky použity pro měření magnetické susceptibility a rentgen-fluorescenční analýzu (XRF). U vybraných vzorků byla provedena zrnitostní analýza.

Práce má zajistit nové poznatky o výskytu těžkých (toxických) kovů v blízkosti Přerova a zvláště v místech, které jsou významně postiženy chemickým průmyslem.

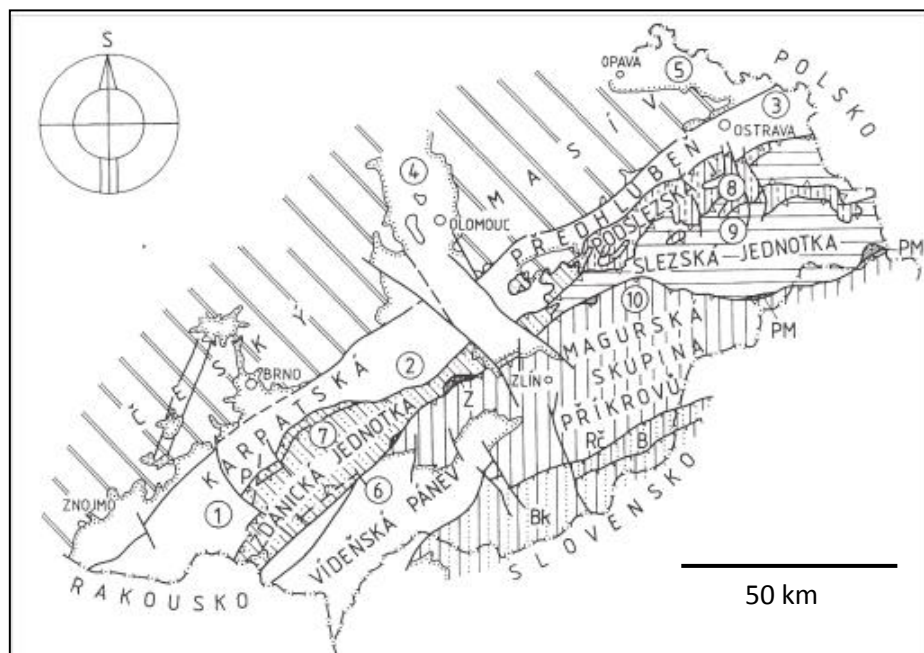
# 1. Geologie a geomorfologie studovaného území

## 1.1 Stručná geologická charakteristika karpatské předhlubně

Studovaná oblast se nachází mezi Lipníkem nad Bečvou a Tovačovem, která se dle regionálně-geologické klasifikace řadí k Západním Karpatům. Mezi základní regionálně-geologické celky, které na území Moravy a Slezska řadíme k Západním Karpatům patří flyšové pásmo, karpatská předhlubeň a vídeňská pánev (ČTYROKÝ A STRÁNÍK 1995).

Karpatská předhlubeň zaujímá větší části moravských úvalů, Moravské a Vyškovské brány, Opavsko, Ostravsko a pokračuje dále na jih do molasové zóny Rakouska a na severu do Polska (BRZOBOHATÝ A CICHÁ 1993). Je systémem vzájemně paralelních podélných předhlubní, které jsou vyplněny mořskými molasovými sedimenty egeru až badenu (ČTYROKÝ A STRÁNÍK 1995). Stavba karpatské předhlubně je tektonicky ovlivněna starým systémem tektonických linií směru SV- JZ a SZ- JV (BRZOBOHATÝ A CICHÁ 1993).

Karpatská předhlubeň se na základě rozdílné stavby člení na tři části. Jižní část se rozkládá od rakouské hranice po osu nesvalčického příkopu, střední část po severní omezení Hornomoravského úvalu a severní část po polskou hranici (ČTYROKÝ A STRÁNÍK 1995).



**Obr. 1:** Schéma regionálně geologického členění Západních Karpat v České republice (převzato z ČTYROKÝ A STRÁNÍK 1995). 1- jižní část předhlubně; 2- střední část předhlubně; 3- severní část předhlubně; 4- Hornomoravský úval a Mohelnická brázda; 5- opavská pánev, Rč- račanská jednotka; B- bystrická jednotka; Bk- bělokarpatská jednotka; P- pouzdřanská jednotka; PM- předmagurská jednotka; Z- zdounecká jednotka.

## 1.2 Stručná geomorfologická charakteristika

Studovaná oblast se řadí dle geomorfologických dělení k provincii Západní Karpaty, subprovincii Vněkarpatské sníženiny (CZUDEK 1997). Vněkarpatské sníženiny se dále dělí na dva celky: **Hornomoravský úval** a **Moravskou bránu**.

### Geomorfologické členění:

provincie ZÁPADNÍ KARPATY

subprovincie Vněkarpatské sníženiny

celek **Hornomoravský úval**

podcelek *Středomoravská niva*

celek **Moravská Brána**

podcelek *Bečevská brána*

okresek Jezernická pahorkatina

Bečevská niva

Radslavická rovina

(DEMEK ET AL. 1987)

Vněkarpatské sníženiny tvoří území mezi Českou Vysočinou a Západními Karpaty. Od jihozápadu, od česko-rakouské hranice začínají Dyjsko-svrateckým úvalem, který je spojen Vyškovskou bránou s úvalem Hornomoravským, který u Přerova plynule přechází do Moravské brány a ta u Ostravy přechází do Ostravské pánve. Na západě se k ní připojuje výběžek Středopolské nížiny, která je na našem území zastoupena Opavskou pahorkatinou. Vněkarpatské sníženiny tvoří pásmo méně členitého reliéfu, který od sebe odděluje vrchoviny a pahorkatiny České Vysočiny a Vnějších Karpat (DEMEK 1965), široké 4–35 km. Pásmo vněkarpatských sníženin vzniklo převážně na neogenních sedimentech (CZUDEK 1997).





## 2. Charakteristika těžkých kovů

### 2.1 Rozdělení kovů v rámci periodické tabulky prvků

Periodická tabulka prvků obsahuje 118 prvků, z toho osmdesát prvků patří ke kovům. K těžkým případně toxickým kovům se řadí přibližně třicet z nich. Termíny *stopové*, *těžké* a *toxické kovy* jsou používány pro skupinu kovových prvků, které představují určité riziko pro biotu (HARTE 1991).

Kovy, které jsou v lidském organismu nebo v životním prostředí přítomné ve velmi nízkých koncentracích se označují jako *kovy stopové*. V lidském organismu se jedná o prvky jako je zinek, chrom nebo železo (KAFKA A PUNČOCHÁŘOVÁ 2002).

Kovy, jejichž specifická hmotnost je vyšší jak  $5\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ , se označují jako *těžké kovy* (KAFKA A PUNČOCHÁŘOVÁ 2002). Jedná se o kovové prvky, které i při nízké koncentraci mohou být jedovaté či toxické. DURUIBE ET AL. (2007) mezi ně řadí například olovo, rtuť a kadmium. FARLEX (2005) mezi těžké kovy řadí i zinek, arsen, chrom, stříbro, měď, železo a prvky platinové skupiny (Ru, Rh, Pd, Os, Ir, Pt).

Kovy, které při určitých koncentracích působí škodlivě jak na člověka, tak i na ostatní biotické složky ekosystému, označujeme termínem *toxické kovy*. Ekotoxikologická terminologie upřednostňuje v případě kovů nebezpečných pro biotu termín *těžké kovy*. Do této skupiny zahrnuje především olovo, chrom, nikl, rtuť, kadmium, zinek a měď. Navíc k nim přiřazuje také polokovy selen a arsen (KAFKA A PUNČOCHÁŘOVÁ 2002).

### 2.2 Znečištění těžkými kovy

Stopové kovy jsou jedny z nejčastějších látek znečišťujících životní prostředí a jejich výskyt ve vodách a sedimentech ukazuje na přítomnost přírodních či antropogenních zdrojů. Hromadění kovových nečistot v sedimentech může představovat vážné ekologické problémy (TESSIER A CAMPBELL 1987).

Těžké kovy jsou jedním z nejdůležitějších faktorů, které ohrožují živé organismy. Jedná se zejména o kadmium, měď, olovo a zinek (KABATA A PENDIAS 1999). Stupeň ohrožení je určen formou kovů, které mohou být absorbovány do živých organismů (QUEVAUVILLER 2002). Jejich koncentrace závisí nejen na antropogenních a litogenních zdrojích, ale také na texturních vlastnostech, obsahu organické hmoty, mineralogickém složení sedimentů a také

na sedimentačním prostředí. Geochemické studium sedimentů je nezbytné k vyhodnocení koncentrace těžkých kovů, protože pomáhá k posouzení ekotoxického potenciálu říčních sedimentů (TREFRY A PARSLEY 1976). Těžké kovy se v sedimentech vyskytují v různých geochemických formách, které mají zřetelnou mobilitu, biologické a chemické chování. Mimořádně důležité je tedy rozlišovat a kvantifikovat různé molekulární a iontové druhy kovů s cílem pochopit možné a skutečné dopady na životní prostředí (GONZALEZ ET AL. 2000).

Těžké kovy se hromadí v sedimentech díky složitým fyzikálním a chemickým mechanismům adsorpce v závislosti na povaze matrice a vlastnostech sedimentu (MAHERA A AISLABIE 1992, LEIVOURI 1998, ANKLEY ET AL. 1992).

Znečištění životního prostředí těžkými kovy je celosvětový problém, jelikož tyto kovy jsou neodbouratelné. Po překročení určité koncentrace má většina z nich toxické účinky na živé organismy (FORSTNER 1990, HARTE ET AL. 1991, SCHUURMANN A TRHU 1998, MACFARLANE A BURCHETT 2000). Horninové prostředí České republiky bylo těžkými kovy silně antropogenně kontaminováno více neposledních tisíc let, a to v souvislosti s rozsáhlou těžbou rud a dalších nerostných surovin (SEJKORA 2009).

Toxické látky transportované řekami jsou obvykle vázány na jemnozrnné pevné částice, které jsou uloženy jako kontaminované říční sedimenty podél vodních toků (FORSTNER 2004). Mnohé z těchto kontaminantů jsou pravděpodobně šířeny v důsledku biologických, chemických nebo hydrodynamických mobilizací v průběhu krátkodobé mobilizace sedimentu, např. při povodních (HAAG ET AL. 2001).

### **2.3 Zdroje těžkých kovů**

Těžké kovy se dostávají do životního prostředí především díky lidské činnosti jak z různých odvětví průmyslu, tak i ze zemědělství nebo dopravy. Tyto zdroje mohou být lokální, liniové, tak i celoplošné. Přírozený proces, jako je zvětrávání hornin a sopečná činnost také hraje roli v obohacení těžkými kovy (FORSTNER A WITTMANN 1979, FORSTNERA WITTMANN 1983, NRIAGU 1989, VEENA ET AL. 1997), avšak řada těchto kovů pochází převážně z antropogenní činnosti.

Znečištění vodních ekosystémů těžkými kovy se stává rostoucím globálním problémem, díky nárůstu populace, urbanizace a industrializace. Hlavně díky velkému rozvoji průmyslu

jsou v životním prostředí čím dál vyšší koncentrace těžkých kovů pocházející z antropogenních vstupů, včetně průmyslových vypouštění odpadních vod, spalování fosilních paliv a také atmosférické depozice (BIRCH ET AL. 1996, LINNIK A ZUBENKO 2000, LWANGA ET AL. 2003, CHAPARRO ET AL. 2004, JORDANOVA ET AL. 2004, SPITERI ET AL. 2005, RIJAL ET AL. 2010, SEKABIRA ET AL. 2010). Mnoho různých studií prokázalo, že vodní sedimenty jsou kontaminovány těžkými kovy z průmyslových oblastí (SOLOMONS A FORSTNER 1984, ZONTA ET AL. 1994, BELLUCCI ET AL. 2002).

Využití nejrůznějších sloučenin těžkých kovů je mnohostranné, proto existuje mnoho zdrojů a možností úniku těchto nebezpečných látek do všech složek životního prostředí (COCKERHAM A SHANE 1994, KAFKA A PUNČOCHÁŘOVÁ 1998, KAFKA ET AL. 1995, KAFKA A KURAŠ 1997). V případě některých výrobních procesů, jako je například zpracování rud, se dostávají do životního prostředí zejména olovo, arsen, selen, kadmium, rtuť, nikl a chrom.

Spalování fosilních paliv je proces, kdy může do atmosféry unikat pestrá směs látek obsahujících sloučeniny olova, selenu, kadmia, rtuti a chromu, často v nadlimitních koncentracích. Zemědělská výroba je také významným zdrojem kontaminace těžkými kovy. Při aplikaci průmyslových hnojiv, zejména fosfátových, se do půd dostává především olovo a kadmium. Nadměrný obsah olova, arsenu, mědi, kadmia a rtuti obsahují také pesticidy (herbicidy, insekticidy a fungicidy) nezbytné pro zamezení poklesu zemědělské produkce. Co se týče jednotlivých prvků, např. chrom je uvolňován z roztoků používaných jako konzervační prostředky pro ochranu dřeva nebo jako činidlo při zpracování kůže. Tabákový kouř jedním ze zdrojů kadmia a niklu. Původně byly hlavními zdroji kontaminace životního prostředí sloučeniny olova obsažené ve výfukových plynech produkovaných spalovacími motory. Nyní se však tato kontaminace částečně omezila zavedením bezolovnatého benzínu (KAFKA A PUNČOCHÁŘOVÁ 2002).

Jak uvádí HARIKUMAR ET AL. (2009), primárními zdroji kontaminace půdy, vody a vzduchu olovem, jsou olovnaté palivo, pyrometalurgie neželezných kovů, oceli a železa, spalování uhlí, výroba cementu a ukládání čistírenských kalů. Odhaduje se, že až 96 % všech emisí olova pochází z antropogenních zdrojů.

## 2.4 Toxicita těžkých kovů

Díky mnohostranným toxickým účinkům mohou být těžké kovy příčinnou zažívacích potíží, rakovinových procesů a poškození důležitých orgánů, hlavně mozku, jater a ledvin. Právě biologický poločas je určující veličinou pro metabolické chování a toxické působení kovu. Toxický efekt kovu je obvykle výsledkem interakce mezi volným iontem a cílovým místem. Toxicita je určena i dalšími faktory, zejména chemickou vazbou iontu, oxidačním stavem kovu nebo jeho ligandovou vazbou (FRANCIS 1993, KAFKA ET AL. 1997).

Kovy vytvářejí elektrofilní kationty, pro něž je typická silná afinita k síře, a proto atakují např. – SH skupiny v enzymech. Následkem tohoto ataku je potlačení nebo zkeslení enzymatických funkcí. Kationty těžkých kovů se navazují velmi ochotně na karboxylovou skupinu a aminoskupinu. Ty jsou charakteristické pro látky související s genetickou informací. Velké nebezpečí představuje schopnost kovů akumulovat se v různých tělních tkáních (KAFKA A PUNČOCHÁŘOVÁ 2002).

Mezi organickými a anorganickými sloučeninami kovů existuje velký rozdíl v toxicitě, a to jak v kvalitě, tak i v intenzitě toxického působení. Organokovové látky patří k nejtoxičtějším sloučeninám, protože velice snadno a beze změny procházejí přes buněčné membrány (KAFKA A PUNČOCHÁŘOVÁ 2002).

## 2.5 Chování těžkých kovů v sedimentech a půdách

Jak uvádí FERGUSON (1990), obsah toxických prvků v sedimentech nádrží a vodních toků odráží celkovou kontaminaci dané lokality lépe než okamžitá koncentrace těchto prvků. Ke kontaminaci půd přispívá používání agrochemikálií, ale i atmosférická depozice tuhých částic (MERIAN 1991, CIBULKA 1991, FERGUSON 1990). Půda a vodní sedimenty představují heterogenní polyfázový systém, který obsahuje jak anorganickou, tak i organickou hmotu, a to živou i neživou. Písky, silty a jíly jsou hlavními minerálními složkami půd. V horním půdním horizontu tvoří organická hmota asi 2-5 % (FERGUSON 1990).

Vyhodnocení obsahu těžkých kovů v půdním roztoku je důležité pro odhad mobility těžkých kovů v životním prostředí. Respektive jde o určení jejich vychovatelnosti ze vzorku působením různých extrakčních činidel. Právě extrakční pokusy mohou simulovat vymývání toxických prvků z půd nebo sedimentů, k němuž dochází v přírodním prostředí. Také mohou poskytnout informace o podílu přístupného rostlinám absorpcí kořenovým systémem (MORRISSON 1990).

### 3. Analytické metody a jejich použití při detekci kontaminujících látek

#### 3.1 Magnetická susceptibilita

Magnetické metody jsou vysoce citlivé a umožňují detekovat i malé změny koncentrací magnetických částic v půdách. Jejich magnetické vlastnosti jsou proto úspěšně využívány při studiu antropogenního znečištění životního prostředí (PETROVSKÝ A ELLWOOD 1999).

Magnetická susceptibilita je jedním z nejdůležitějších parametrů, který indikuje změnu koncentrace magnetických částic v půdách a sedimentech. Měření magnetické susceptibility povrchových vrstev půd se proto využívá jako efektivní, rychlé a relativně levné metody ke stanovení úrovně kontaminace pevným spadem (KAPIČKA ET AL. 2004).

Pevný spad antropogenního původu obsahuje obvykle 5–9 hm. % silně magnetických částic. Ty vznikají především jako výsledek spalovacích procesů fosilních paliv obsahujících v různé míře pyrit. Jeho Fe ionty jsou v důsledku disociačně – oxidačních procesů v průběhu spalování základem pro vznik finálních feromagnetických Fe-oxidů. Antropogenní magnetit tvoří typické sferule o rozměrech až desítky  $\mu\text{m}$  a jejich magnetické vlastnosti se odlišují od feromagnetik přírodního původu. Vedle spalovacích procesů jsou dalšími zdroji antropogenních feromagnetik např. hutní provozy, tepelné elektrárny, cementárny a různými procesy vznikají též při automobilovém provozu (HOFFMANN ET AL. 1999).

Významný podíl mezi cizorodými, potenciálně nebezpečnými látkami vstupujícími do půdního prostředí, představují těžké kovy. Vzhledem k úzké vazbě těchto antropogenních polutantů na feromagnetika v imisích, byly v některých regionech zjištěny i významné korelace mezi koncentracemi těžkých kovů a magnetickou susceptibilitou kontaminovaných půd (STRZYSZCZ ET AL. 1996). To umožňuje využít magnetického mapování jako přibližné metody ke stanovení zátěže půd těmito těžkými kovy (HOFFMANN ET AL. 1999). Při vlastní interpretaci výsledků mapování je třeba vzít v úvahu i limity této metody. Poněvadž v půdách je obsažena řada magnetických minerálů, je třeba oddělit antropogenní příspěvek od minerálů litogenního resp. pedogenního původu. Dále je třeba definovat půdní horizonty s kumulací antropogenních feromagnetik, příp. posoudit vliv půdního prostředí na jejich časovou stabilitu. Pomocí laboratorních metod jsou však tyto problémy řešitelné (STRZYSZCZ ET AL. 1996).

### 3.2 Zrnitostní analýza- granulometrie

Velikost zrn je jedna ze základních vlastností sedimentů. Klastické sedimenty jsou podle velikosti děleny do několika zrnitostních tříd. Jsou děleny na pševitové, psamitové, prachové a jílové, jejichž velikostní hranice je součástí zrnitostní škály (KUKAL 1985). Zrnitostních škál je hned několik, avšak jako standard pro objektivní popis sedimentu je používán měřítko velikosti zrn tzv. Udden- Wentworthova klasifikace (viz tab. 1).

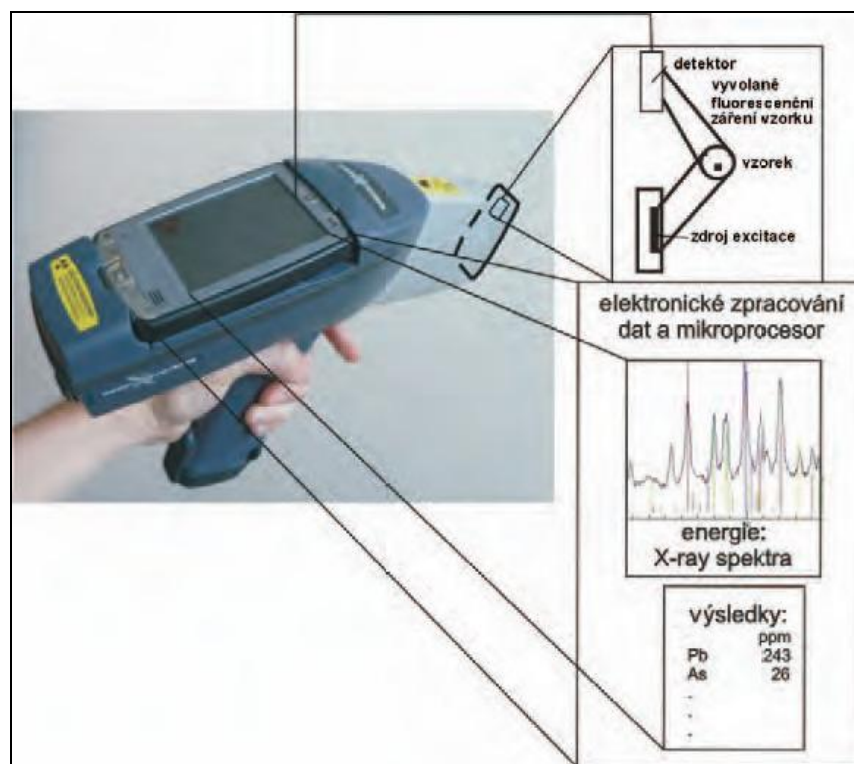
Grain size		Descriptive terminology			
phi	mm/ $\mu$ m	Udden (1914) and Wentworth (1922)	Friedman and Sanders (1978)	GRADISTAT program	
-11	2048 mm		Very large boulders		
-10	1024	Cobbles	Large boulders	Very large	} Boulders
-9	512		Medium boulders	Large	
-8	256		Small boulders	Medium	
-7	128		Large cobbles	Small	
-6	64		Small cobbles	Very small	
-5	32	Pebbles	Very coarse pebbles	Very coarse	} Gravel
-4	16		Coarse pebbles	Coarse	
-3	8		Medium pebbles	Medium	
-2	4		Fine pebbles	Fine	
-1	2	Granules	Very fine pebbles	Very fine	
0	1	Very coarse sand	Very coarse sand	Very coarse	} Sand
1	500 $\mu$ m	Coarse sand	Coarse sand	Coarse	
2		Medium sand	Medium sand	Medium	
3		Fine sand	Fine sand	Fine	
4		Very fine sand	Very fine sand	Very fine	
5	31	Silt	Very coarse silt	Very coarse	} Silt
6	16		Coarse silt	Coarse	
7	8		Medium silt	Medium	
8	4		Fine silt	Fine	
9	2	Clay	Very fine silt	Very fine	}
			Clay	Clay	

**Tab. 1:** Klasifikace velikosti zrn (převzato dle UDDEN 1914, WENTWORTH 1922, FRIEDMAN A SANDERS 1978)

### 3.3 XRF- Rentgen- fluorescenční analýza

Rentgenové záření je elektromagnetické záření odpovídající vlnovým délkám  $10^{-2}$  až 10 nm. Jeho působením na prvky jsou elektrony jejich atomů excitovány do vyšších orbitů. Důležitá je energie primárního záření. Ta musí být dostatečná, aby mohlo dojít k excitaci elektronů do vyšších orbitů. Při excitaci dochází k uvolnění sekundárního rentgenového záření- tzv. fluorescence. Zdrojem záření může být např. rentgenová výbojka nebo radioizotopový zářič (FIŠERA ET AL. 2003).

Rentgenová fluorescence se využívá při základním geologickém výzkumu, průzkumu ložisek nerostných surovin a také při nejrůznějších environmentálních aplikacích. K dispozici je v současné době řada přenosných rentgen fluorescenčních přístrojů (RFA, viz obr. 3), které umožňují již v základním provedení stanovit celé řady stopových prvků, např. Ag, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Rb, Sb, Se, Sn, Sr, Ti, U, V, W, Zn a Zr (KNÉSL ET AL. 2009).



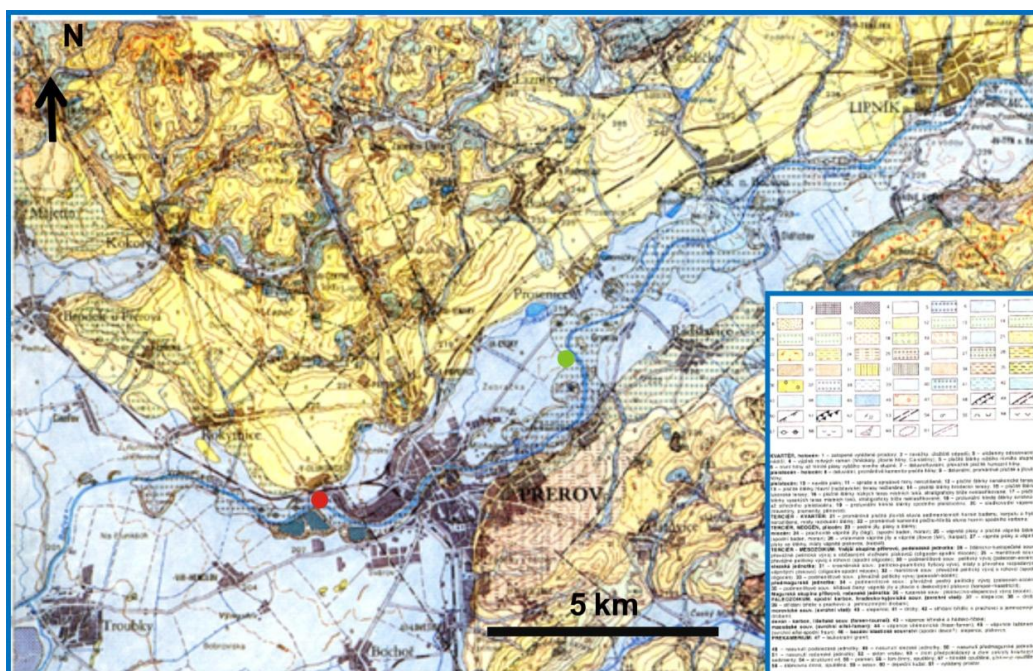
Obr. 3: Základní schéma přenosného RFA spektrometru (převzato podle KNÉSL ET AL. 2009).



## 4. Metodika výzkumu

### 4.1 Terénní etapa

Během terénní etapy byla ze dvou lokalit odebrána za pomoci vibrační soupravy pro vrtání do sypkých sedimentů celkem dvě vrtná jádra (viz obr. 5). Na první lokalitě, která se nachází na západním okraji Přerova (viz obr. 4, červený bod), bylo odebráno vrtné jádro ZB 2 o délce 200 cm. Na lokalitě č. 2 na severovýchodním okraji Přerova směrem k Lipníku nad Bečvou (viz obr. 4, zelený bod) bylo odebráno vrtné jádro ZB 3 o délce 88 cm.



**Obr. 4:** Výřez z geologické mapy 1:50 000, list 25- 13 Přerov (upraveno podle PÁLENSKÝ ET AL. 1996).



**Obr. 5:** Vibrační souprava pro vrtání do sypkých sedimentů (Foto: MGR. MARTIN FAMĚRA).

## 4.2 Laboratorní část

Odebraná vrtná jádra byla podélně rozřezána a podrobně sedimentologicky popsána (textura, barva, zrnitost). Následně bylo každé jádro rozřezáno po 2cm intervalech a všechny vzorky usušeny při 45 °C po dobu 12 hodin. Na základě makroskopického zhodnocení struktury bylo vymezeno 6 facií sedimentů (písek, prachový písek, písčité prach, prach, jílovitý prach, jíl) a u každého vzorku byla změřena magnetická susceptibilita pomocí kapamůstku KLY-4S AGICO. Následně byly z poloviny každého vzorku provedeny granulometrické analýzy (sítování mokrou cestou). Druhá polovina vzorku byla rozemleta na analytickou zrnitost na planetovém mlýnku. U práškového vzorku byly následně pomocí RTG fluorescence analyzovány prvkové koncentrace. Všechny analýzy byly provedeny na Katedře geologie PřF UP Olomouc.

## 5. Vlastní výsledky a diskuze

### 5.1 Magnetická susceptibilita

Magnetická susceptibilita byla měřena celkem u 144 vzorků. Hodnoty magnetické susceptibility, které byly naměřeny kapamůstkem KLY-4S AGICO byly následně přepočítány na hmotnostně specifickou magnetickou susceptibilitu podle vzorce (dle sdělení Mgr. Faměry):

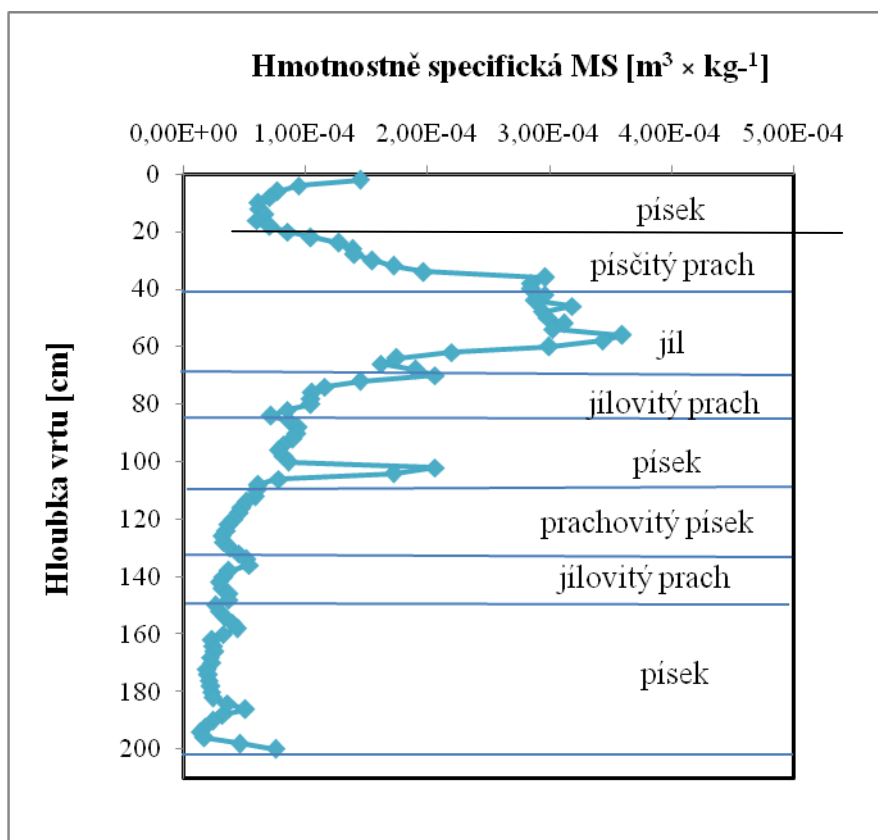
$$\chi = k_{tot} \times V_0 / m \text{ [m}^3 \times \text{kg}^{-1}\text{]}$$

**$\chi$** ...hmotnostní susceptibilita

**$k_{tot}$** ...totální susceptibilita (hodnota získaná z měření přístrojem)

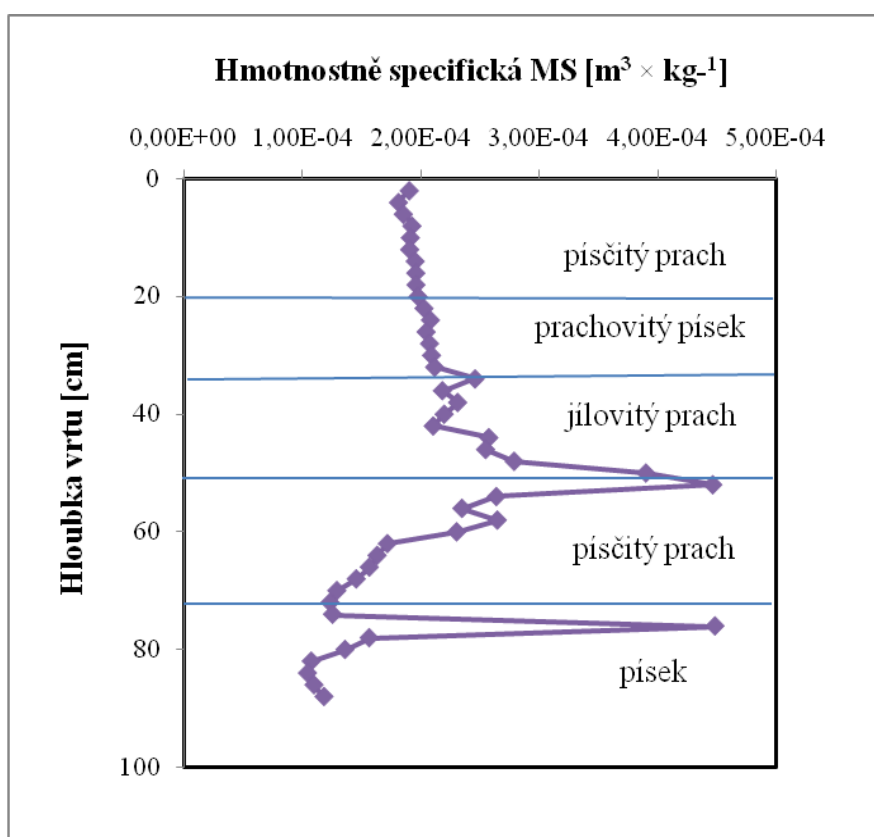
**$V_0$** ...nominální objem (10 cm<sup>3</sup>)- předdefinovaný objem v přístroji

**$m$** ...hmotnost vzorku (g)



**Obr. 6:** Chod křivky MS s hloubkou jádra a vymezení sedimentárních facií jádra ZB 2.

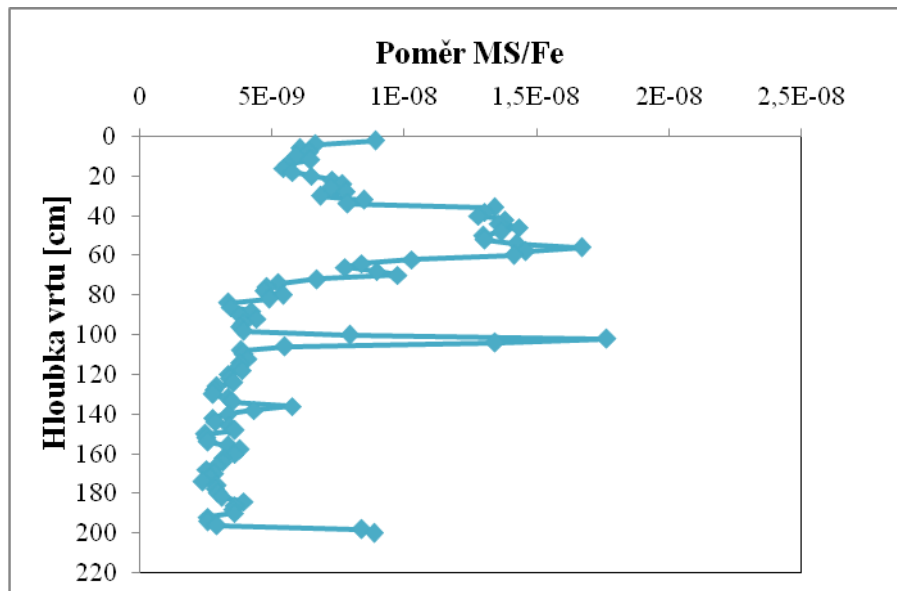
Na obr. 6 je zaznamenána MS vrtného jádra ZB 2, které vykazuje hodnoty MS v rozmezí  $1,288 \times 10^{-5}$  a  $3,598 \times 10^{-4}$  [ $\text{m}^3 \times \text{kg}^{-1}$ ]. Nejvyšší hodnota byla zaznamenána v hloubce 56 cm a to  $3,598 \times 10^{-4}$  [ $\text{m}^3 \times \text{kg}^{-1}$ ]. Nejnižší hodnota byla zaznamenána v hloubce 194 cm. Křivka je velice nepravidelná, nejvíce magnetických částic zaznamenává v hloubce 36- 60 cm, kde se hodnoty pohybují v průměru okolo  $3,06 \times 10^{-4}$  [ $\text{m}^3 \times \text{kg}^{-1}$ ]. Průběh křivky naznačuje, že magnetická susceptibilita vzorku je tím vyšší, čím výraznější je podíl pelitické a siltové frakce. Z toho trendu vybočuje pík v hloubce 100 cm, kde byla zvýšená hodnota magnetické susceptibility zjištěná ve vzorku s vysokým podílem pískové frakce.



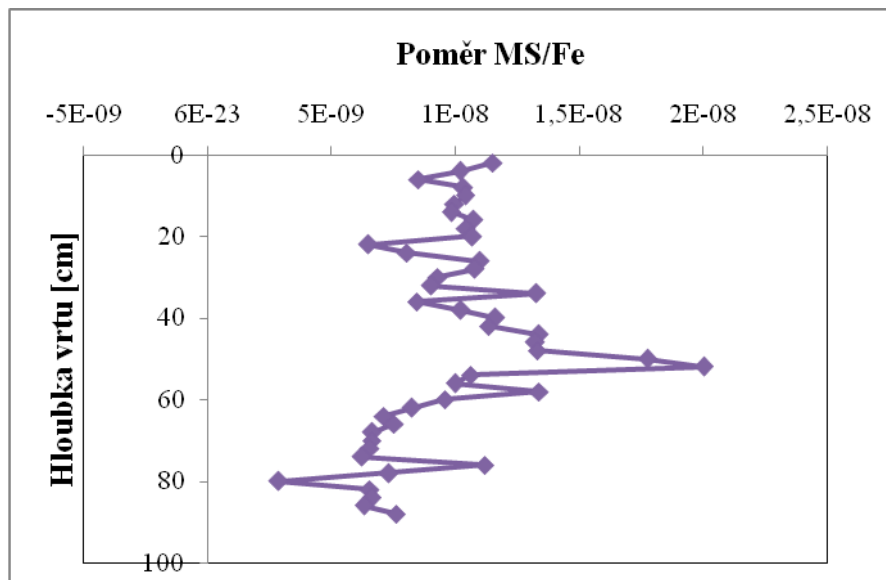
**Obr. 7:** Chod křivky MS s hloubkou jádra a vymezení sedimentárních facií jádra ZB 3.

Vrtné jádro ZB 3 vykazuje hodnoty MS v rozmezí  $1,04 \times 10^{-4}$  až  $4,49 \times 10^{-4}$  [ $\text{m}^3 \times \text{kg}^{-1}$ ]. Ve střední části vrtu ZB 3, v hloubce 52 cm, magnetická susceptibilita stoupá na  $4,45 \times 10^{-4}$  [ $\text{m}^3 \times \text{kg}^{-1}$ ]. Tato hodnota je překročena v hloubce 76 cm hodnotou  $4,49 \times 10^{-4}$  [ $\text{m}^3 \times \text{kg}^{-1}$ ], což může znamenat větší výskyt antropogenních částic. Tyto hodnoty jsou výrazně vyšší než u vrtného jádra ZB 2. Na rozdíl od vrtného jádra ZB 2, tato křivka naznačuje, že magnetická susceptibilita vzorku je tím nižší, čím výraznější je podíl pelitické a siltové frakce.

Magnetická susceptibilita odráží množství magnetických minerálů v sedimentu. Mezi magnetické minerály patří např. hematit nebo magnetit. Zvýšená hodnota magnetické susceptibilita může upozorňovat na obsah antropogenních částic („sférulí“), které se do sedimentu mohou dostávat např. spalováním fosilních paliv. Tyto „sférule“ bývají nejčastěji tvořeny čistým železem, wüstitem nebo magnetitem.



**Obr. 8:** Změny MS normalizované na železo vrtného jádra ZB 2.



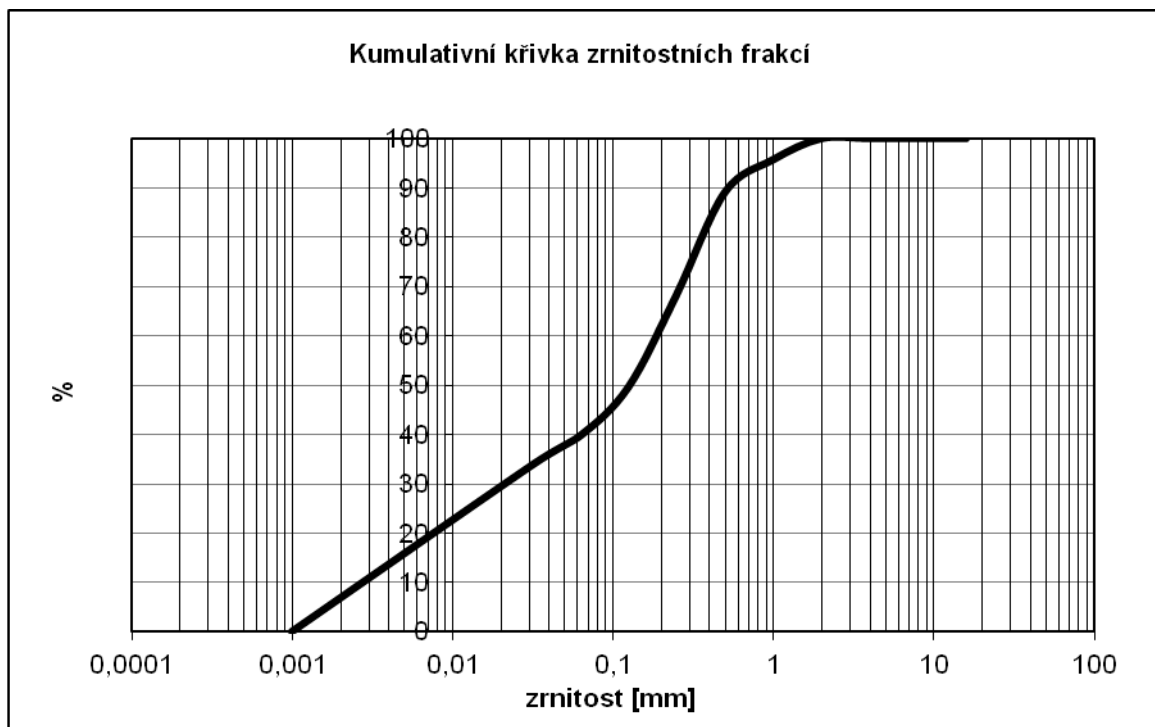
**Obr. 9:** Změny MS normalizované na železo vrtného jádra ZB 3.

Obr. 8 a 9 zaznamenává chod křivky MS normalizované na železo, jehož obsah byl získán na základě provedení rentgen fluorescenční analýzy. Průběh obou křivek naznačuje rozkolísanost křivek po celé délce vrtu. Z křivky vrtného jádra ZB 2 vybočují dva výrazné píky. Z nepravidelného chodu křivky se dá předpokládat určité antropogenní ovlivnění. Z křivky vrtného jádra ZB 3 vybočuje jeden výrazný pík, což taktéž může souviset s antropogenním znečištěním.

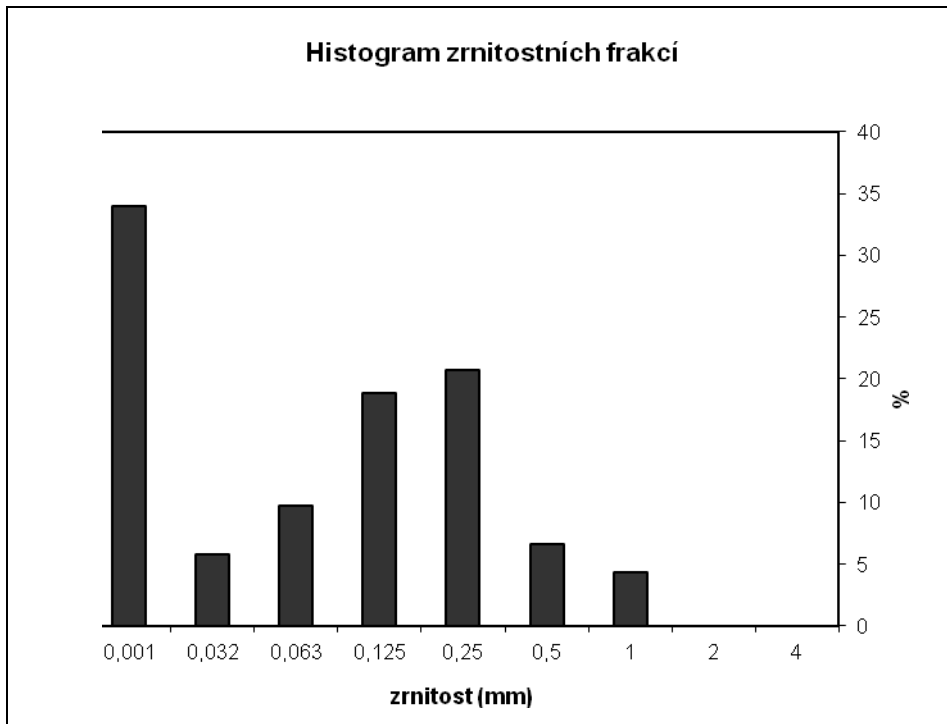
## 5.2 Zrnitostní analýza (granulometrie)

Sítování probíhalo v laboratoři Katedry geologie PřF UP v Olomouci. Všechny vzorky byly síťovány za mokra. Jednotlivé frakce byly od sebe odděleny pomocí normovaných sít (2mm, 1mm, 500 $\mu$ m, 250 $\mu$ m, 125 $\mu$ m, 63 $\mu$ m, 32 $\mu$ m) umístěných na vibračním přístroji. Každý vzorek byl síťován cca 10 minut.

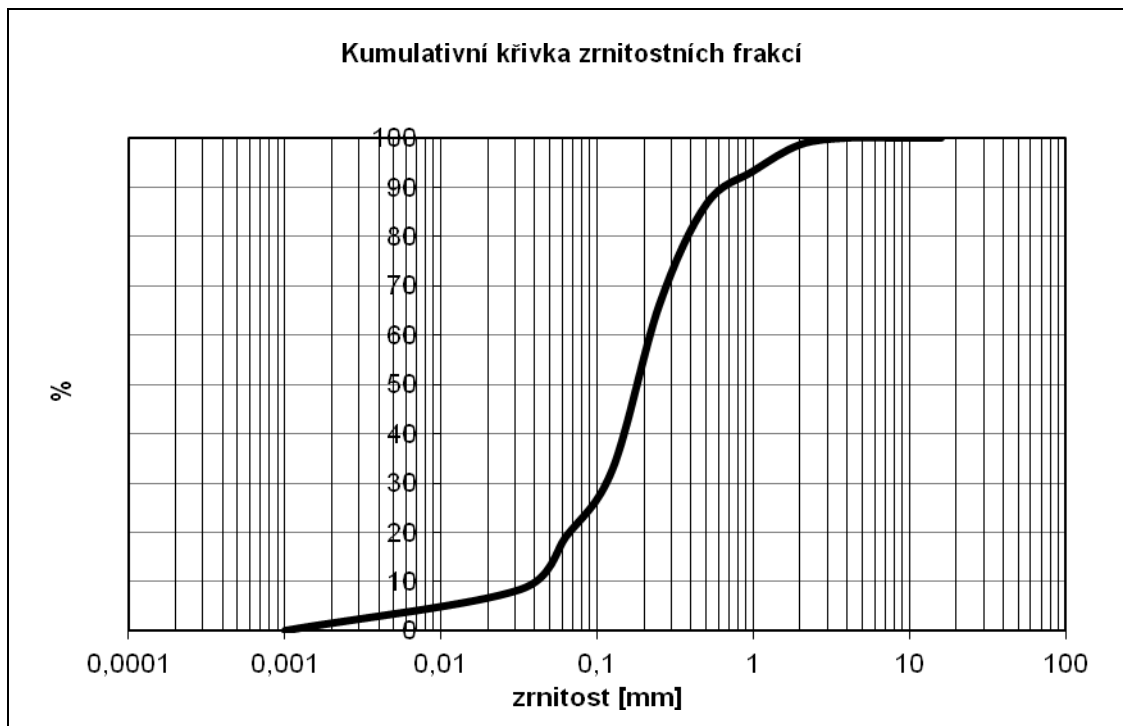
Jednotlivé zrnitostní frakce byly poté vysušeny a zváženy na digitálních vahách. Zvážené frakce byly použity pro vyjádření procentuálního zastoupení jednotlivých frakcí a dále také pro konstrukci kumulativních křivek (viz obr. 10 a 12) a histogramů zrnitostních frakcí (viz obr. 11 a 13).



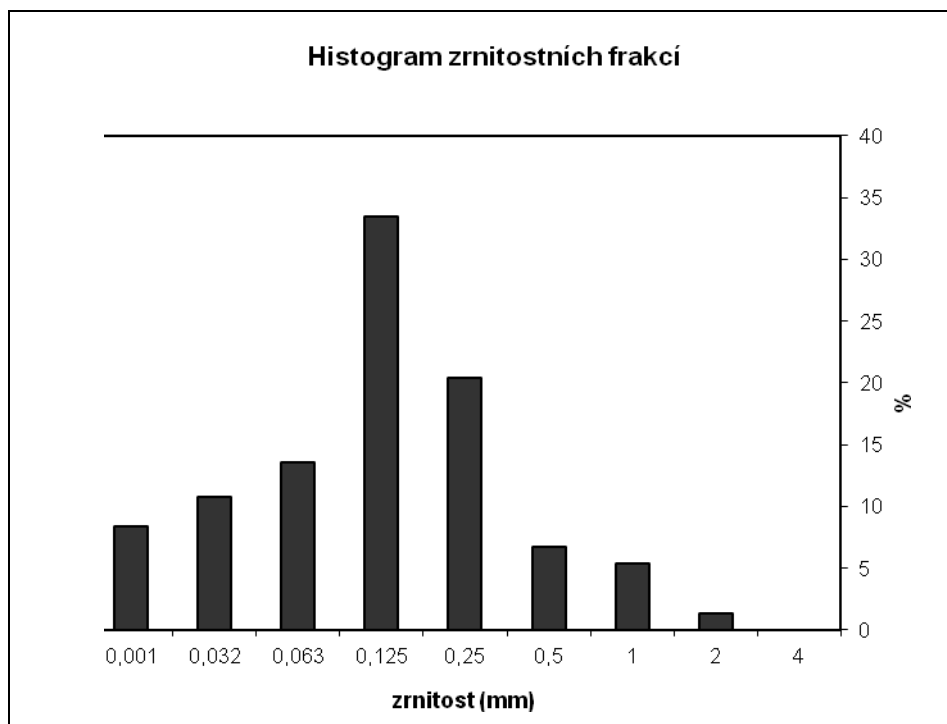
**Obr. 10:** Kumulativní křivka zrnitostních frakcí vzorku ZB 2 58-60 cm.



**Obr. 11:** Histogram zrnitostních frakcí jádra ZB 2 58-60 cm.



**Obr. 12:** Kumulativní křivka zrnitostních frakcí vzorku ZB 3 78-80 cm.



**Obr. 13:** Histogram zrnitostních frakcí jádra ZB 3 78-80 cm.

Na základě makroskopického zhodnocení struktury a podle průběhu křivky MS s hloubkou jádra (viz obr. 7 a 8) byly zvoleny pro interpretaci výsledků zrnitostní analýzy vzorky ZB 2 58- 60 cm a ZB 3 78- 80cm. Průběh křivky ukazuje na vytříděnost sedimentu a také jaké zrnitostní frakce jsou zde zastoupeny. Čím kolmější má křivka průběh, tím vytříděnější je sediment.

Na obr. 10 je zobrazena zrnitostní křivka ZB 2 vzorek 58- 60 cm, která vykazuje mírný, lehce skloněný průběh, který zaznamenává, že se jedná o méně vytříděný sediment. Histogram zrnitostních frakcí (obr. 11) znázorňuje, že největší zastoupení v hloubce 58- 60 cm má zrnitostní frakce o velikosti zrn 0,001 mm. Zrnitostní analýza v tomto případě opravdu potvrzuje, že v této hloubce je nejvíce zastoupena jílová frakce (viz obr. 6).

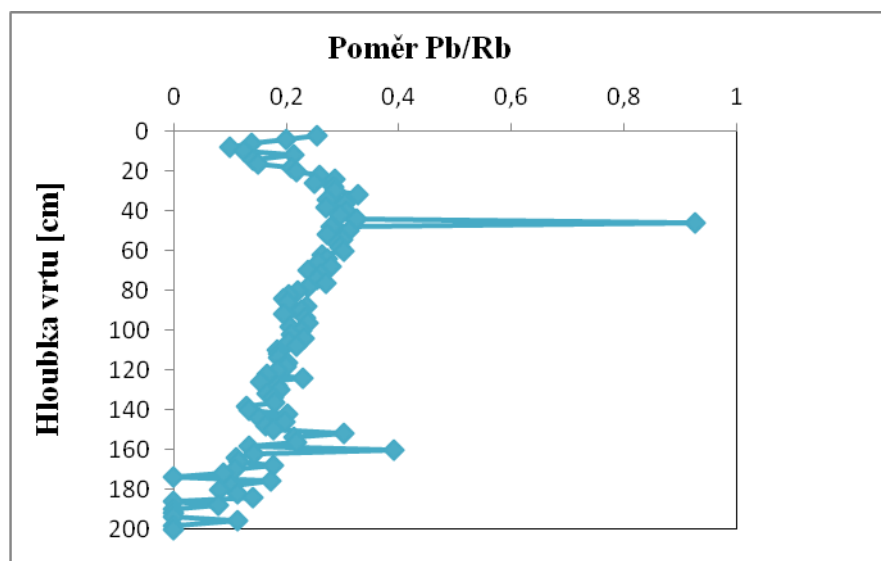
Na obr. 12 je znázorněna zrnitostní křivka ZB 3 vzorek 78- 80 cm. Křivka vykazuje lehce strmý průběh, což znamená, že tento sediment je vytříděnější než vzorek 58- 60 cm vrtného jádra ZB 2. Histogram zrnitostních frakcí (obr. 13) nám ukazuje, že nejvíce zastoupenou zrnitostní frakcí je písčité frakce o velikosti zrn 0,125 mm. Tudiž opět zrnitostní analýza potvrdila, že v hloubce 78- 80 cm jádra ZB 3 má největší zastoupení písčité frakce (obr. 7), což do té doby bylo určeno jen na základě makroskopického zhodnocení struktury.



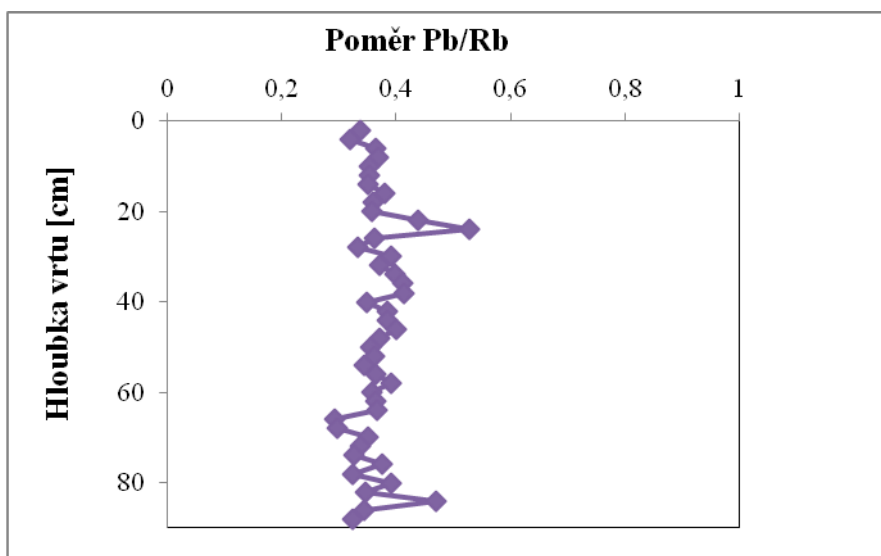
### 5.3. Rentgen- fluorescenční analýza

Metoda XRF byla pro tuto práci využita hlavně pro zjištění obsahu jednotlivých kovů ve vrtných jádrech. XRF analýze byla vystavena dvě vrtná jádra ZB 2 a ZB 3 (celkem 144 vzorků). Na základě provedení rentgen fluorescenční analýzy můžeme ve studovaném území zjistit jaké typy prvků, ať už kovů, polokovů či nekovů, jsou zde obsaženy.

S výsledky XRF se dále provádí normalizace na litogenní prvky, které jsou v litosféře obsaženy v malém množství. V našem případě byla použita normalizace Pb/Rb (viz obr. 12, 13), normalizace Zn/Rb (viz obr. 14 a 15), normalizace Cu/Rb (viz obr. 16 a 17) a normalizace Cr/Rb (viz obr. 18 a 19).



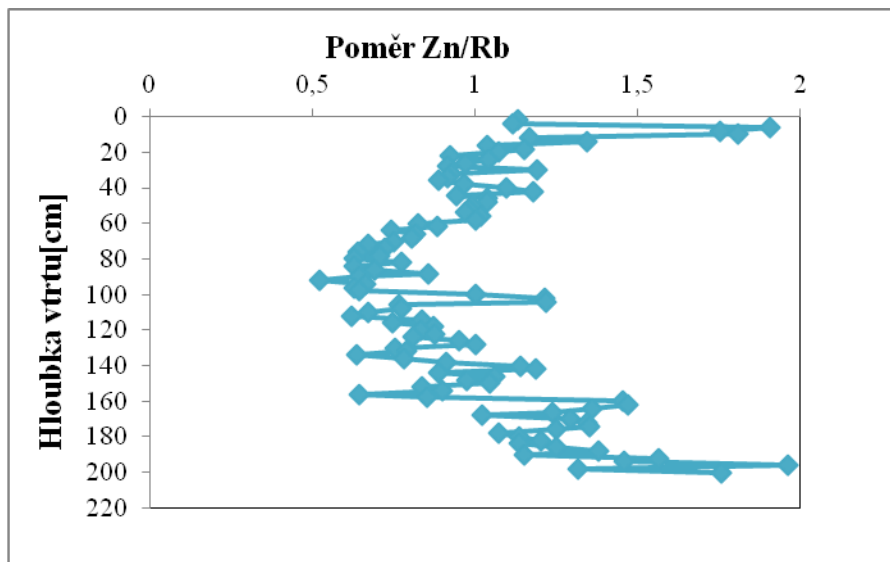
Obr. 14: Změny obsahu olova normalizovaného na litogenní rubidium vrtného jádra ZB 2.



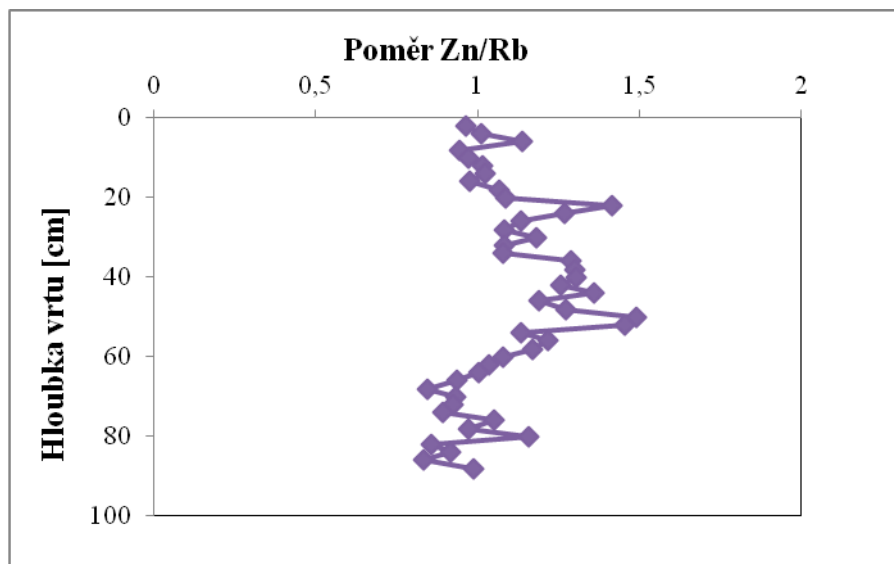
Obr. 15: Změny obsahu olova normalizovaného na litogenní rubidium vrtného jádra ZB 3.

Křivka vrtného jádra ZB 2 (viz obr. 14) vyjadřující poměr Pb/Rb vykazuje směrem do nadloží vzestupný trend. V hloubce kolem 40 cm vybočuje z křivky velice výrazný pík, který dosahuje hodnoty 0,9 a další dva píky v hloubce okolo 160 cm, které dosahují pouze hodnot 0,3 a 0,4. Na základě průběhu této křivky se dá uvažovat o antropogenním ovlivnění, nicméně je to málo pravděpodobné.

Na obr. 15 je zobrazena křivka vrtného jádra ZB 3 vyjadřující poměr Pb/Rb, která vykazuje po celé své délce téměř stejný trend, což značí poměrně stálé množství olova. Z této křivky vybočují dva píky, které nejsou nijak výrazné. Hodnoty poměru Pb/Rb se pohybují mezi 0,3 až 0,6, tudíž je možno říct, že jsou zde tyto dva prvky zastoupeny litogenně a nepředpokládá se antropogenního znečištění.



**Obr. 16 :** Změny obsahu zinku normalizovaného na litogenní rubidium vrtu ZB 2.

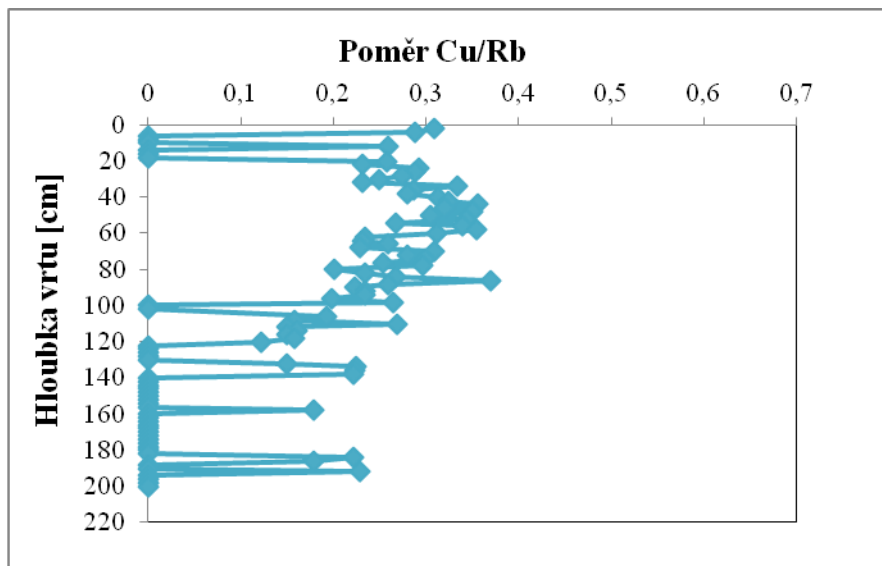


**Obr. 17:** Změny obsahu zinku normalizovaného na litogenní rubidium ZB 3.

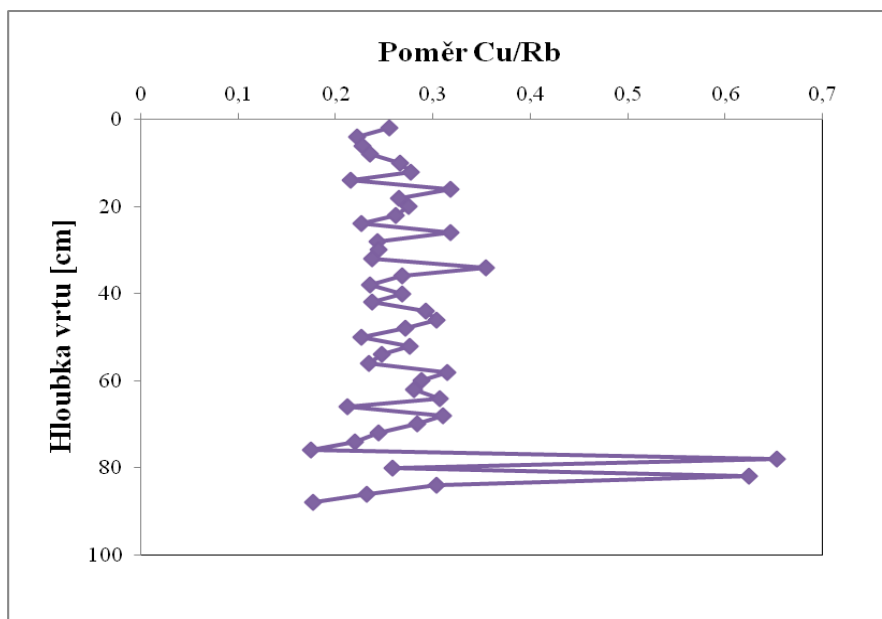
Na obr. 16 a 17 jsou znázorněny křivky změn obsahu zinku normalizované na litogenní rubidium jádra ZB 2 a ZB 3.

Křivka vrtného jádra ZB 2 (obr. 16) vykazuje rozkolísaný průběh, který je podobný průběhu křivky Cr/Rb (viz obr. 20). V hloubce do 20 cm pod povrchem lze na křivce pozorovat velice výrazný pík. Druhý pík výrazně vystupuje z křivky v hloubce kolem 200 cm. Oba píky naznačují překračující koncentraci Zn vůči litogennímu rubidiu. V případě těchto křivek se dá předpokládat určité antropogenní znečištění.

Křivka vrtného jádra ZB 3 (obr. 17) znázorňuje taktéž rozkolísaný průběh, avšak píky vystupující z křivky nedosahují až takových hodnot jako v případě vrtného jádra ZB 2. Píky jsou zřetelné v hloubce kolem 20 a 50 cm. Tyto píky ukazují, že je v těchto hloubkách vyšší koncentrace zinku než rubidia a mohou tedy představovat antropogenní ovlivnění.



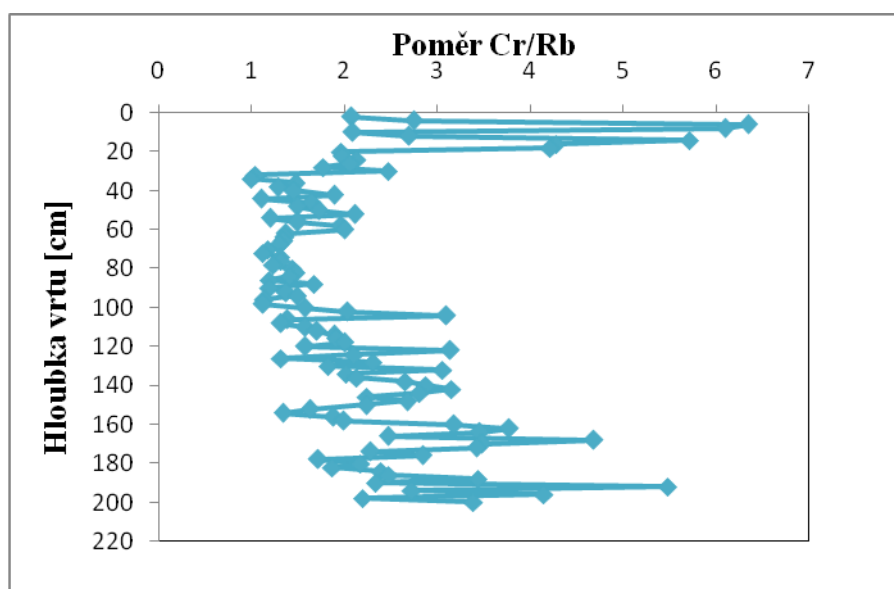
**Obr. 18:** Změny obsahu mědi normalizovaného na litogenní rubidium.



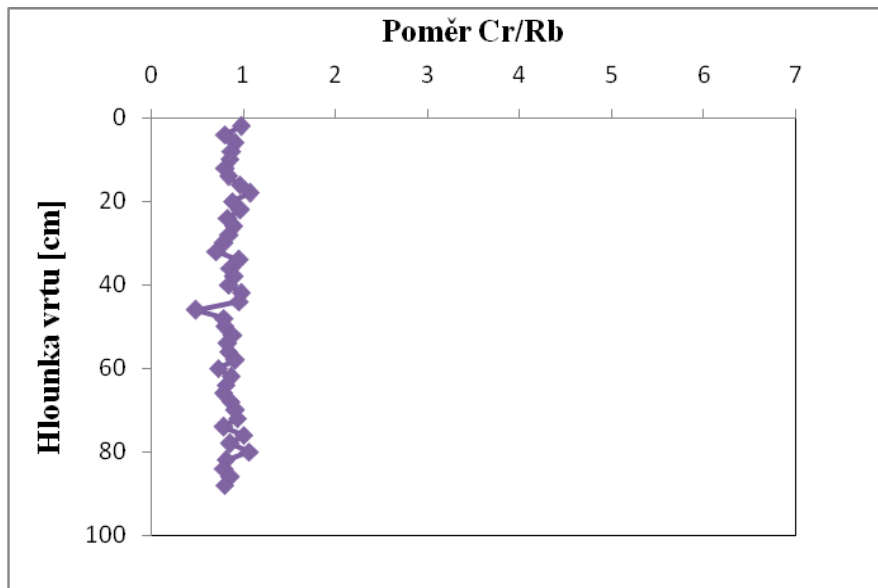
**Obr. 19:** Změny obsahu mědi normalizovaného na litogenní rubidium.

Obr. 18 znázorňuje křivku poměru Cu/Rb ve vrtu ZB 2. Křivka ukazuje, že ve více jak polovině vzorků nebyla měď detekována. Vzorky, ve kterých byla měď detekována, vykazují hodnoty jen mezi 0,3 a 0,4 a nedá se tedy předpokládat antropogenního ovlivnění.

Na obr. 19 je křivka poměru Cu/Rb ve vrtu ZB 3, kde byla měď detekována ve všech vzorcích. Průběh křivky je lehce rozkolísaný, nejvyšší hodnoty dosahují v hloubce okolo 80 cm, kde vystupují dva výrazné píky. V této hloubce měď výrazně přesahuje koncentraci rubidia, a proto se dá uvažovat, že tomto místě je měď antropogenního charakteru.



**Obr. 20:** Změny obsahu chromu normalizovaného na litogenní rubidium.



**Obr. 21:** Změny obsahu chromu normalizovaného na litogenní rubidium.

Na obr. 20 je znázorněna křivka vrtu ZB 2 a na obr. 21 křivka vrtu ZB 3 vyjadřující poměr Cr/Rb. Průběh křivky na obr. 20 ukazuje na to, že obsah chromu zde daleko přesahuje koncentraci rubidia až k hodnotám mezi 6 a 7. Křivka vykazuje čtyři výrazné píky v hloubce do 20 cm a v hloubce od 160- 200 cm. Tato křivka tedy jednoznačně ukazuje na ovlivnění antropogenním zdrojem.

Obr. 22, kde je zobrazena křivka vrtu ZB 3 ukazuje, že poměr Cr/Rb je téměř v rovnováze. Hodnoty se pohybují kolem 1, tudíž zde se nepředpokládá žádné antropogenní znečištění. Což je tedy obrovským rozdílem mezi těmito dvěma vrtnými jádry.

## 5. Závěr

Hlavním cílem této bakalářské práce bylo zdokumentovat a popsat možný výskyt těžkých kovů v okolí města Přerova, v těsné blízkosti řeky Bečvy. Vzorky použité pro analýzy byly odebrány pomocí vrtné soupravy pro vrtání do sybkých sedimentů celkem ze dvou lokalit. Jedna na západním okraji Přerova směrem k Tovačovu, druhá na severovýchod od Přerova směrem k Lipníku nad Bečvou. Obě lokality byly zvoleny na základě předchozí rekognoskace území, ve vztahu k výšce břehu, dostupnosti terénu a také reprezentativnosti vzorků. Poloha lokalit byla vybrána i na základě četného chemického průmyslu v okolí Přerova, který může mít zásadní vliv na výskyt těchto těžkých kovů v nivních sedimentech. Navíc celá oblast v okolí Přerova je území, které bylo již několikrát během krátké doby zasaženo povodněmi. Tudíž možný výskyt těžkých kovů může být ovlivněn i transportem z jiného území.

Měření magnetické susceptibility dokázalo, že největší hodnoty magnetické susceptibility v případě vrtného jádra ZB 2 jsou v místech výraznějšího podílu pelitické a siltové frakce. Naopak, v případě vrtného jádra ZB 3, největší hodnoty magnetické susceptibility jsou v místech výraznějšího podílu písčité frakce. Výskyt těchto zrnitostních frakcí byl potvrzen provedením zrnitostní analýzy, přímo u vzorků reprezentujících hloubku, kde byla zjištěna nejvyšší hodnota magnetické susceptibility. Z obou křivek magnetické susceptibility jsou zřetelné vybočující píky, které mohou dát předpoklad k určitému antropogennímu ovlivnění.

Rentgen- fluorescenční analýza podala výsledky o výskytu olova, zinku, mědi a chromu. Tyto kovy byly následně normalizovány na litogenní rubidium, které se v přírodě vyskytuje přirozeně. V případě olova nebyla zjištěna výrazně větší koncentrace oproti rubidiu, tudíž se zde nedá uvažovat o antropogenním ovlivnění. Konkrétně u vrtného jádra ZB 2 byla zjištěna v případě zinku a chromu výrazně vyšší koncentrace vůči rubidiu. V tomto případě jde pravděpodobně o antropogenní znečištění. Naopak chrom, jehož koncentrace byla zjištěna ve vrtném jádře ZB 3 je s litogenním rubidiem téměř v rovnováze, což znamená, že oba prvky jsou s největší pravděpodobností zde zastoupeny přírodně a nepředpokládá se žádný antropogenní vliv. Křivka vrtného jádra ZB 3, kde je znázorněna normalizace Zn/Rb má rozkolísaný průběh se zřetelně vystupujícími píky v hloubkách mezi 20 a 50 cm. Tyto píky tedy naznačují vyšší koncentraci zinku než rubidia a zinek zde tedy může být přítomen antropogenního charakteru. Ve vrtném jádře ZB 2 nebyla měď ve více jak polovině vzorků

detekována. U vzorků, kde byla měď detekována, dosahuje koncentrace tak nízkých hodnot, že se tedy zde nedá předpokládat antropogenní znečištění. Ve vrtném jádře ZB 3 byla měď detekována ve všech vzorcích. Z křivky vystupují v hloubce okolo 80 cm dva píky, které mohou naznačovat antropogenní ovlivnění.



## 6. Použitá literatura

- Ankley G.T., Lodge K., Call D.J., Balcer M.D., Brooke L.T., Cook P.M., Kresis, J., Baptista Neto, J.A., Smith, B.J., McAllister, J.J. (1992): Heavy metal concentrations in surface sediments in a near shore environment, Jurujuba Sound, South east Brazil. *Environ. Pollut.* 109, 1–9.
- Bellucci L.G., Frignani M., Paolucci D., Ravanelli M. (2002): Distribution of heavy metals in sediment of the Venice Lagoon: the role of the industrial area. *The Science of the Total Environment*, 295, 35– 49.
- Birch L., Hanselmann K.W., Bachofen R. (1996): Heavy metal conservation in Lake Cadagno sediments: historical records of anthropogenic emissions in a meromictic alpine lake. *Water Research* 30 (3), 679e687.
- Brzobohatý R., Cicha I. (1993): Karpatská předhlubeň. – In: Přichystal A., Obstová, V., Suk M. (eds): *Geologie Moravy a Slezska*, 123 - 128. Moravské zemské muzeum a Sekce geologických věd PřF MU. Brno.
- Cibulka J. (1991): *Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosfé.*, Academia Praha.
- Cockerham L.G., Shane B.S. (1994): *Basic Environmental Toxicology*. Lewis Publishers, Boca Raton.
- Czudek T. (1997): *Reliéf Moravy a Slezska v kvartéru*. Sursum, Tišnov, 213 s.
- Čtyrský P., Stráník Z. (1995): Zpráva pracovní skupiny české stratigrafické komise o regionálním dělení Západních Karpat. *Věst. Čes. geol. Úst.* 70, 3, 67-72. Praha.
- Demek, J. (1965): *Geomorfologie českých zemí*. - Academia, Praha, 335 s.
- Demek, J. a kol. (1987): *Zeměpisný lexikon ČSR. Hory a nížiny*. Praha 1987, 574 s.

- Farlex Incorporated (2005): Definition: Environment, The Free Dictionary, Farlex Inc. Publishing, U.S.A. Dostupné z: [[www.thefreedictionary.com](http://www.thefreedictionary.com)].
- Fergusson J.E. (1990): The Heavy Elements. Chemistry, Environmental Impact and Health Effects. Pergamon Press, Oxford.
- Fišera M., Juna M., Mihaljevič M., Pokorný J., Rubeška I., Sixta V., Šulcek Z., Vesely J. (2003): Analytical methods. In: Pašava J., Křibek B. (2003): Geochemical Prospecting Methods and Their Environmental Applications. Textbook of Geochim postgraduál training course. – Czech Geol. Surv. Prague.
- Forstner U., Wittmann G.T.W. (1979): Metal Pollution in the Aquatic Environment. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- Forstner U., Wittmann G.T.W. (1983): Metal Pollution in the Aquatic Environment. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo.
- Forstner, U. (1990): Contaminated sediments. Lecture Notes in Earth Science, vol. 21, Springer-Verlag, Berlin.
- Francis B.M. (1993): Toxic Substances in the Environment. Wiley, New York.
- Friedman G.M., Sanders J.E. (1978): Principles of Sedimentology. Wiley, New York.
- Gonzalez A.E., Rodriguez M.T., Sanchez J. C. J., Espinosa A.J.F., De la Rosa F.J.B. (2000): Assessment of metals in sediments in a tributary of Guadalquivir river (Spain), heavy metal partitioning and relation between the water and the sediment system. Water, Air Soil Poll., 121: 11-29.
- Haag I., Kern U., Westrich B. (2001): Erosion investigation and sediment quality measurements for a comprehensive risk assessment of contaminated aquatic sediments. – The Science of the Total Environment, 266, 1–3, 249–257.

- Harikumar P.S., Nasir U.P.; Mujeebu Rahman, M.P. (2009): Distribution of heavy metals in the core sediments of a tropical wetland system. *Int. J. Environ. Sci. Tech.*, 6 (2), 225-23 .
- Harte J., Holdren Ch., Schneider R., Shirley Ch. (1991): *Toxic A to Z*. University of California Press, Berkeley.
- Herink a kol. (2004): Školní atlas České republiky, Kartografie Praha, 32 S.
- Hoffmann V., Knab M., Appel E. (1999): Magnetic susceptibility mapping of roadside pollution. *Journ. of Geochem. Explor.*, 66, 313–326.
- Chaparro M.A.E., Bidegain J.C., Sinito A.M., Jurado S.S., Gogorza C.S.G. (2004): Relevant magnetic parameters and heavy metals from relatively polluted stream sediments e vertical and long itudinal distribution along a cross-city stream in Buenos Aires Province, Argentina. *Studia Geophysica et Geodaetica* 48 (3), 615e636.
- Jordanova D.V., Hoffmann V., Fehr K.T. (2004): Mineral magnetic characterization of anthropogenic magnetic phases in the Danube river sediments (Bulgarian part). *Earth and Planetary Science Letters* 221, 71e89.
- Kabata A., Pendias H. (1999): *Biogeochemia pierwiastków śladowych*. II ed., Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- Kafka Z., Punčochářová J. (2002): Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. *Chemické listy* 96, str. 611-617.
- Kafka Z., Punčochářová J., Švadlenka J., Kuraš M. (1997): *Toxicol. Environ. Chem.* 63, 119.
- Kafka Z., Punčochářová J. (1998): *EKO(5)*, 15.
- Kafka Z., Punčochářová J., Kuraš M. (1995): *Toxicol. Environ.Chem.* 49, 57.

- Kafka Z., Kuraš M. (1997): Encyclopedia of Environmental Control Technology, sv. 10. Heavy Metals in Soils Contaminated from Different Sources (Cheremisin off P. N., ed.), kap. 6, str. 175. Gulf Publ. Comp., Houston.
- Kapička A., Petrovský E., Fialová H., Podrázský V. (2004): Využití magnetické susceptibility lesních půd pro mapování imisní zátěže v regionu KRNAP. In: Štursa J., Mazurski K. R., Palucki A., Potocka J. (2003): Geoekologické problémy Krkonoš. Sborn. Mez. Věd. Konf., Szklarska Poręba. Opera Corcontica, 41: 55–59.
- Kukul, Z. (1985): Návod k pojmenování a klasifikaci sedimentů. Metodická příručka 2. ÚÚG Praha, 80 s.
- Knésl I., Lukeš P., Dempírová L., Kříbek B. (2009): Rychlé stanovení stopových prvků přesnou rentgen-fluorescenční spektrometrií v geologickém výzkumu, při prospekci a v některých environmentálních aplikacích. Geoscience reasearch reports for 2008, Czech Geological Surfy, Prague 2009, 161-166.
- Leivouri M. (1998): Heavy metal contamination in surface sediment in the Gulf of Finland and comparison with the Gulf of Bothnia. Chemosphere 36, 43–59.
- Linnik P. M., Zubenko I. B. (2000): Role of bottomsediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy metal compounds, lakes and reservoirs. Lake & Reservoirs: Research & Management 5 (1), 11e21.
- Lwanga M. S., Kansiime F., Denny P., Scullion J. (2003): Heavy metals in Lake George, Uganda with relation to metal concentrations in tissues of common fish specie. Hydrobiologia 499 (1e3), 83e93.
- MacFarlane G.R., Burchett M.D. (2000): Cellular distribution of Cu, Pb and Zn in the Grey Mangrove Avicennia marina (Forsk.). Vierh. Aquat. Bot. 68, 45–59.

- Maher W.A., Aislabie J. (1992): Polycyclic aromatic hydrocarbons in nearshore marine sediments of Australia. *Sci. Total Environ.* 11 (2–3), 143–164.
- Merian E. (1991): *Metals and their compounds in the environment. Occurrence, analysis and biological relevance.* VCH Verlagsgesellschaft mbH., D 6940, Weinheim.
- Morrison D.F. (1990): *Multivariate Statistical Methods.* New York: McGraw-Hill.
- Nriagu J.O. (1989): A global assessment of the natural sources of atmosphere trace metals. *Nature* 338, 47–49.
- Pálenský P., Dvořák J., Maštera L., Svatuška M., Tyráček J. (1996): Geologická mapa ČR 1:50 000, list 25- 13 Přerov a vysvětlivky ke geologické mapě. Český geologický ústav, Praha.
- Petrovský E., Ellwood B.B. (1999): Magnetic monitoring of air–land and water–pollution. In: *Quaternary Climates, Environments and Magnetism* (Maherb. A. & Thompson R. eds.), Cambridge Univ. Press.
- Quevauviller P. (2002): The activities in support of standardization of operationally-defined extraction procedures for soil and sediment analysis. *Methodologies in Soil and Sediment Fractionation Studies* 1–9.
- Rijal M.L., Appel E., Petrovský E., Blaha U. (2010): Change of magnetic properties due to fluctuations of hydrocarbon contaminated groundwater in unconsolidated sediments. *Environmental Pollution* 158, 1756e1762.
- Schuurmann G., Market B. (1998): *Ectotoxicology, Ecological Fundamentals, Chemical Exposure, and Biological Effects.* John Wiley & Sons Inc, and Spektrum Akademischer Verlag.

- Sejkora J., Šťastný M., Litochleb J., Šreinová B., Šrein V., Sýkorová I. (2009): Natural and anthropogenic contamination and their evidence in geological history. *Acta Research Reports*, No. 18, 33–42. Praha.
- Sekabira K., Oryem Origa H., Basamba T. A., Mutumba G., Kakudidi E. (2010): Assessment of heavy metal pollution in the urban stream sediments and its tributaries. *International Journal of Environmental Science and Technology* 7 (4), 435e446.
- Solomons W., Forstner U. (1984): *Metals in the Hydrocycle*. Springer Verlag, Berlin, 349.
- Spiteri C., Kalinsk V., Rösler W., Hoffmann V., Appel E. (2005): Magnetic screening of a pollution hotspot in the Lausitz area Eastern Germany correlation analysis between magnetic proxies and heavy metal contamination in soils. *Environmental Geology* 49, 1e9.
- Strzyszczyk Z., Magiera T., Heller F. (1996): The influence of industrial emissions on the magnetic susceptibility of soils in Upper Silesia. *Studia Geoph. Geod.*, 40: 276–286.
- Tessier A., Campbell P.G.C. (1987): Partitioning of trace metals in sediments: relationships with bioavailability. *Hydrobiologia* 149, 43e52.
- Trefry L.H., Parsley B.J. (1976): Heavy metal transport from the Mississippi river to the Gulf of Mexico. In: HL Windom and RA Duce (Eds.). *Marine Pollution Transfer*. Lexington: Lexington Books, pp. 39-76.
- Udden J.A. (1914): Mechanical composition of clastic sediments. *Bulletin of the Geological Society of America* 25: 655–744.
- Veena B., Radhakrishnan C.K., Chacko J. (1997): Heavy metal induced biochemical effects in an estuarine teleost. *Indian Journal of Marine Sciences*, 26, 74-78.
- Wentworth C.K. (1922): A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology* 30: 377–392.

- Zonta R., Zaggia L., Argese E. (1994): Heavy metal and grain-size distribution in estuarine shallow water sediments of the Cona Marsh (Venice, Lagoon, Italy). *The Science of the Total Environment*, 151, 19– 28.