

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí

Posouzení možnosti využití sedimentů z nádrže Vůznice
(CHKO Křivoklátsko) pro zemědělské účely

Assessment of Sediments from the Vůznice Reservoir
(PLA Křivoklátsko) for Agricultural Purposes

Diplomová práce

studijního oboru Ochrana životního prostředí

Červen 2012

Šárka Cepáková

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně, pod vedením školitelky Ing. Libuše Benešové, CSc., a že jsem všechny použité prameny řádně citovala.

Svoluji k jejímu zapůjčení s tím, že veškeré (i přejeté) informace budou řádně citovány. Rovněž prohlašuji, že předložená diplomová práce je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze dne 1. června 2012.

Poděkování

Mé poděkování patří především mé školitelce Ing. Libuši Benešové, CSc. za organizaci průběhu prací a za cenné rady a nápady při vedení práce.

Nesmím zapomenout ani na ty, kteří mi pomáhali s dílčími pracemi.

RNDr. Jaroslavu Tonikovi, CSc. a Miroslavu Trojanovi za pomoc při odběru vzorků.

Pracovníkům Katedry ekologického inženýrství Stavební fakulty ČVUT, zvláště

Mgr. Lucii Doležalové, a pracovníkům ÚŽP PřF UK – Mgr. Kateřině Kolaříkové a

Ing. Haně Šimáčkové za metodické rady a pomoc při vyhodnocování vzorků. Nakonec děkuji své rodině.

Obsah

Abstrakt	7
Seznam použitých zkratk	8
1. Úvod	9
2. Sedimenty – rozdělení, vlastnosti a role sedimentu ve vodním ekosystému	10
3. Proces vzniku sedimentu	10
3.1. Říční sedimenty	11
3.2. Sedimenty stojatých vod	12
3.3. Antropogenní zásahy do procesu vzniku sedimentu	12
4. Rozdělení sedimentu	13
4.1. Rozdělení sedimentu podle původu	13
4.2. Rozdělení sedimentu podle zrnitosti	14
4.2.1. Zrnitost sedimentu stojatých a tekoucích vod	14
4.3. Typy sedimentů podle geneze	15
4.4. Klasifikace sedimentů	15
5. Procesy v sedimentu	16
5.1. Kyslík jako faktor modelující prostředí sedimentu	16
5.1.1. Aerobní a anaerobní reakce	16
5.2. Sorpce na sediment	17
5.2.1. Procesy poutání/uvolňování kontaminantů v sedimentech	17
6. Vertikální profil sedimentu	19
7. Rizikové látky v sedimentu	19
7.1. Rizikové prvky v sedimentu	20
7.1.1. Kadmium	21
7.1.2. Chrom	22
7.1.3. Měď	22
7.1.4. Rtuť	23
7.1.5. Nikl	24
7.1.6. Olovo	24
7.1.7. Zinek	25
8. Biodostupnost a biologický faktor	25
8.1. Biodostupnost	26
8.2. Biologický faktor – mikroorganismy	26

8.3. Kvalita sedimentů z hlediska European Water Framework Directive	27
9. Možnosti využití sedimentů – směrnice MŽP	27
9.1. Kvalita sedimentů	27
9.2. Aplikace sedimentu na půdní fond	28
9.3. Legislativní úprava	29
9.3.1. Zákon č. 9/2009 Sb.	30
9.3.2. Vyhláška č. 257/2009 Sb.	30
9.3.3. Zákon č. 154/2010 Sb.	32
9.3.4. Další legislativní možnosti využití sedimentu	32
10. Pokyny pro odběr vzorků sedimentů	33
10.1. Vzorkovače	33
10.1.1. Jádrové vzorkovače	33
10.2. Postup odběru vzorků	34
11. Charakteristika vodní nádrže Vůznice	34
11.1. CHKO Křivoklátsko	35
11.1.1. Nádrž Vůznice	35
12. Metodika	35
12.1. Odběr vzorků	36
12.2. Příprava vzorků k analýze	36
12.2.1. Lyofilizace	37
12.2.2. Sítování	37
12.2.3. Mikrovltný rozklad	37
12.3. Atomová absorpční spektrometrie	38
12.3.1. F-AAS	39
12.3.2. ETA-AAS	39
12.3.3. AMA	40
12.3.4. Kalibrace	40
12.4. Podíl organické hmoty – ztráta žiháním	41
12.5. Vyhodnocení výsledků	41
13. Výsledky	42
13.1. Vtok	42
13.2. Sedimentární část	48
13.3. Výpust'	51
13.4. Pod Výpustí	54

13.5. Vůznice	57
14. Srovnání s koncentracemi zjištěnými v dalších nádržích v ČR	60
15. Diskuze	60
Literatura	65
Přílohy	74

Abstrakt

Vodní nádrž Vůznice se nachází v chráněné krajinné oblasti Křivoklátsko. Předkládaná práce je založena na mimořádné možnosti odebrat vzorky dnového sedimentu z vypuštěného nádržního prostoru. Vůznice je totiž vypouštěna pouze výjimečně.

Ve vzorcích sedimentu byly hodnoceny koncentrace rizikových kovů. Stanovené hodnoty byly porovnány s limity znečištění podle platné legislativy České republiky pro případnou aplikaci sedimentu na zemědělský půdní fond. Kromě toho byly hodnoty porovnány s limity US EPA, konkrétně s PEC a TEC.

Vybrané rizikové kovy splnily požadované limity vyhlášky č. 257/2009 Sb., kladené na sediment.

Klíčová slova: toxické kovy, Vůznice, dnový sediment, aplikace vytěžených sedimentů na půdu

Abstract

The Vůznice Reservoir is located in the Protected Landscape Area Křivoklátsko. The thesis took advantage of the special possibilities to sample bottom sediment from the drained reservoir's space. The Vůznice Reservoir is discharged only exceptionally.

Concentrations of heavy metals were evaluated in the sediments' samples. Given values were compared with pollution limits under current legislation of the Czech Republic for possible application of sediments on agricultural land resources. In addition, the values were compared with the U.S. EPA limits, particularly with PEC and TEC.

Selected heavy metals meet the required limits of Decree No. 257/2009 Coll. placed on the sediment.

Key words: toxic metals, Vuznice, bottom sediment, application of dredged sediments on land

Seznam použitých zkratk:

AAS	Atomová absorpční spektrometrie (Atomic Absorption Spectroscopy)
AMA	Jednoučelový analyzátor rtuti (Advanced Mercury Analyzer)
AOPK	Agentura ochrany přírody a krajiny
BTEX	Benzen - toluen - ethylbenzen - xylen
ČSN	Česká státní norma
ČSNI	Český normalizační institut
DDT	Dichlordifenyltrichlormethylmethan
HQ	Koeficient rizika nebo též koeficient nebezpečnosti (Hazard Quotient)
CHKO	Chráněná krajinná oblast
IRZ	Integrovaný registr znečištění.
ISO	Mezinárodní organizace pro normalizaci
ETA-AAS	(Electrothermal Atomic-Atomic Absorption Spectroscopy)
F-AAS (FAAS)	(Flame-Atomic Absorption Spectroscopy)
PAU, PAH	Polycyklické aromatické uhlovodíky (Polycyclic aromatic hydrocarbons)
PCB	Polychlorované bifenyly (Polychlorinated biphenyl)
MZe	Ministerstvo zemědělství
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
PEC	Probable Effect Concentration
TEC	Threshold Effect Concentration
US EPA	Národní agentura USA pro ochranu životního prostředí (United States Environmental Protection Agency)
WFD	Rámcová směrnice o vodách (Water Framework Directive)
ZŽ	Ztráta žíháním

1. Úvod

Dnové sedimenty jsou přirozenou součástí vodních ekosystémů. S dnovým sedimentem je spjat životní cyklus řady organismů, podílejí se na biogeochemických cyklech i na samočisticí schopnosti vody. Stejně tak jsou ale součástí putování látek, které se podílejí na znečištění životního prostředí. Jedná se o látky převážně antropogenního původu. Sedimenty v tomto případě plní především akumulární popřípadě i transformační funkci. Polutanty se v sedimentech ukládají a hromadí. Proto se někdy pro sedimenty používá výraz „chemical time bombs“. Při náhlé změně podmínek, zejména přechodu z anaerobních podmínek na aerobní, se totiž mohou po delší čas hromaděné polutanty uvolnit.

Sediment byl v minulých dobách díky vysokému obsahu živin oceňován jako hodnotné hnojivo. Dnes je kvůli výše popsaným rizikům pohled na tuto surovinu rozporuplný. Na jedné straně je totiž řada rybníků a řek zasažena nadměrným zanášením splaveninami pocházejícími z erodovaných půd v povodí. Logickým krokem by proto bylo snažit se půdu navrátit zpět do krajiny. Na druhé straně je ovšem třeba myslet na potenciální riziko spojené s obsahem polutantů, a to může vést k zařazení sedimentu do kategorie odpadu.

Předkládaná práce se zabývá posouzením možnosti využití sedimentů z vodní nádrže Vůznice (CHKO Křivoklátsko) pro zemědělské účely. Klíčové je zejména porovnání obsahu rizikových prvků (potažmo toxických kovů) v sedimentu s vyhláškou č. 257/2009 Sb., *o používání sedimentů na zemědělské půdě*. Součástí práce je i ucelený přehled problematiky dnových sedimentů.

Hypotézy a cíle

Téma diplomové práce bylo zvoleno v souladu s dlouhodobým výzkumem kvality povrchových vod v CHKO Křivoklátsko. Od odběru sedimentačního profilu jsme si slibovali možnost sledování koncentrací toxických kovů v historickém průřezu. Předpokládali jsme, vzhledem k poloze nádrže, že zjištěné koncentrace toxických kovů nebudou zásadně ovlivněny antropogenní činností.

Cílem diplomové práce je určit koncentrace toxických kovů ve sledované nádrži, uskutečnit hodnocení na základě koeficientu rizika, porovnat zjištěné hodnoty koncentrací kovů s limitními hodnotami podle platné legislativy ČR a porovnat zjištěné hodnoty koncentrací toxických kovů s hodnotami zjištěnými v rámci jiných měření ve vybraných nádržích v České republice.

2. Sedimenty – rozdělení, vlastnosti a role sedimentu ve vodním ekosystému

Sedimenty jsou nedílnou součástí sladkovodních ekosystémů; vod stojatých (jezerní, rybníční sedimenty) i tekoucích (sedimenty pramenů, potoků i řek). Říční a jezerní sedimenty nesou souhrnný název sedimenty dnové.

Dnový sediment je kal, který se usadil na dně řek, jezer nebo nádrží. Sedimenty jsou tvořeny směsí splavených půdních částic zastoupených v různých zrnitostních frakcích, těžko rozložitelných organických zbytků, biologicky rozložitelných látek a vysrážených minerálních sloučenin (Lellák et Kubíček, 1992). Sedimenty lze definovat jako heterogenní polyfázový systém, který je utvářen anorganickou krystalickou a amorfní fází, organickou hmotou, vodou a plyny. Je to dynamický a otevřený systém; vstupy a výstupy hmoty a energie v čase kolísají (Borovec, 2000a).

Oblast dna nádrže, tzv. *hyporheická zóna*, zahrnuje nejen sediment, ale je též důležitým životním prostorem pro řadu vodních organismů (tzv. bentos), místem přechodné retence látek a místem jejich chemických a biologických transformací (Kabelková-Jančárková, 2000). Dnové sedimenty ovlivňují vlastnosti povrchových vod biologickou aktivitou, která je s nimi spjata, i geochemickými interakcemi, které se odehrávají mezi sedimenty a vodou (Pačes, 2011). Tyto procesy mají několik možných dopadů na vodní ekosystém. Sedimenty mohou přispívat k samočištění povrchových vod, ale na druhé straně jsou reakční produkty některých reakcí, které se v sedimentech uskutečňují, potenciálními kontaminanty povrchových vod. Zde je třeba upozornit na to, že časové změny koncentrací sledovaných látek v sedimentech nepodléhají tak výrazným změnám, jakým podléhají ve vodě. Sedimenty proto *zaznamenávají* přírodní podmínky povodí a změny způsobené lidskými aktivitami.

3. Proces vzniku sedimentu

Vznik podstatné části sedimentu lze popsat schématem *eroze – odnos – sedimentace*. Částice sedimentu vznikají přímo v nádrži a toku nebo jsou splavované z okolí a přinášeny přítoky do místa sedimentace. Eroze, jako první krok vzniku budoucí částice sedimentu, se týká zejména půdního fondu, případně hornin v daném povodí. Erodované částice jsou transportovány nejen do vodního toku, ale následně i v toku. Při poklesu rychlosti proudění, ke kterému dojde rozšířením profilu, poklesem spádu toku, nebo zvětšením hloubky vodoteče, pak dochází k přirozené sedimentaci erodovaných

částic a úlomků, které voda unáší. Popsaný proces zachycuje vznik sedimentu původem mimo vodní tok.

Sediment dále utvářejí částice, které vznikají přímo ve vodním systému. Může se jednat o částice vznikající erozí hornin přímo v toku, látky vylučované z roztoků nebo například o organický materiál, který ve vodním ekosystému přímo vznikl (Bláha, 2005). Původem sedimentu se bude více zabývat kapitola 4.1.

Sedimenty se stejně jako povrchové vody rozdělují na sedimenty vod *tekoucích* a *stojatých*.

3.1. Říční sedimenty

Vodní tok jako dominantní prvek při vzniku sedimentů

Dominantní roli v procesu *eroze – odnos – sedimentace* sehrávají vodních toky. Lze jim proto přisoudit roli významného transportního fenoménu terestrického prostředí (Nehyba et al., 2010).

Hlavním fyzikálním činitelem vzniku říčních sedimentů je *unášecí síla*. Jde o kinetickou energii, která působí proti třecí síle dna a břehů. Unášecí síla se s přibývajícím vodní masou a se zvyšující rychlostí pohybu vody přiblíží své kritické hodnotě. Kritická hodnota unášecí síly převyšuje gravitační sílu a soudržnost částic podloží. V takovém případě se materiál podloží uvolní a je vodou unášen. Pro každý materiál je charakteristická jiná kritická hodnota. Například pro uvolnění organického materiálu je potřeba mnohonásobně menší rychlosti proudu nežli pro odnos minerální částice. Popsaný jev zachycuje první fázi vzniku budoucí sedimentární částice – erozi.

Po první fázi následuje odnos materiálu v tzv. tranzitní fázi – transportu. Transport může být uskutečněn buďto po dně (splaveniny), nebo vznášením částice ve volné vodě (plaveniny). Když *unášecí rychlost* klesne pod kritickou hodnotu, nastává třetí fáze, kterou je fáze akumulární – sedimentace. Kritická hodnota unášecí rychlosti se nazývá *rychlost usazovací*. Pokles rychlosti proudu je způsoben rozšířením říčního profilu, poklesem spádu toku nebo zvětšením hloubky vodoteče (Kubík, 2009).

3.2. Sedimenty stojatých vod

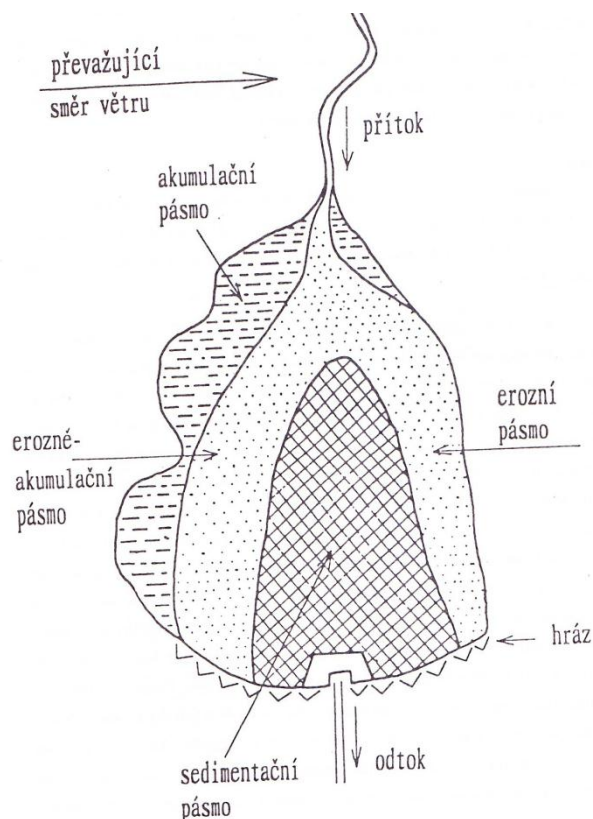
Vodní nádrže se nejčastěji podílí pouze na poslední fázi vzniku sedimentů – na akumulaci. Sedimenty bývají do nádrží transportovány ve velkých objemech a způsobují jejich zanášení (Poláková et al., 2009). Horizontální uložení sedimentů v nádrži je možné rozdělit na několik dílčích částí (Obr. 1). Rozlišuje se litorální část dna, sedimentární část dna, která doprovází spojnicí vtoku a výpusti, a erozní zóna. Erozní zónou může být návětrná část břehu, ze které jsou vymývány jemné částice dna, nebo vtoková část při intenzivním průtoku skrze nádrž. Většina dna ale nenáleží ani do jedné z těchto zón, protože se jednotlivé zóny překrývají navzájem a vytvářejí tak tzv. přechodové zóny (Hekera, 2000).

Usazování ve stojatých vodách má až na výjimky přívalových dešťů a jiných mimořádných klimatických událostí klidný charakter. Sedimenty jsou ukládány víceméně pravidelně a jemně horizontálně zvrstvené. Rybníční materiál se někdy nazývá subhydrickou půdou. Uplatňuje se v ní vyšší organický podíl (Anonym, 2007). Sedimenty organického původu často vznikají postupným zarůstáním nádrže vegetací. Zbytky vegetace se pak ukládají do sedimentů.

V případě rozsáhlých/hlubokých nádrží pochází sediment z větší části z produkce pelagiálu. Minerální materiál a rozložená makrovegetace pocházejí z litorálu, další částice jsou přinášeny přítoky.

3.3. Antropogenní zásahy do procesu vzniku sedimentu

Ke smyvu půd do hydrografické sítě dochází přirozenými hydrologickými procesy. Přirozené procesy smyvu půd však byly intenzifikací zemědělství (vytváření velkých půdních bloků, zvyšování podílu orné půdy, pěstování erozně náchylných plodin, zvýšené používání průmyslových hnojiv a pesticidů (Vrána, 2004)), nevhodným



Obr. 1. Rozdělení ploch na dně nádrže. (Gergel et Husák, 1997)

hospodařením v povodí, používáním těžké techniky a zanedbáním péče o krajinu během 20. století několinásobně akcelerovány (Ansorge et al., 2003). Antropogenní činnost tedy sedimentaci často urychluje nebo zvyšuje množství usazovaných částic (Čermák et al., 2011).

Nadměrné zatížení sedimenty vykazuje v České republice asi $\frac{1}{3}$ rybníků. Na zanášení rybníků se odráží stav říční sítě i zmíněná hospodářská činnost v povodí. Kromě vodních nádrží jsou zanášeny i méně proudné úseky toků. Na takových úsecích vodní sítě se začnou projevovat negativní důsledky způsobené zanesením toků a nádrží sedimenty. Dochází k omezení biologických a ekologických funkcí ve vodním ekosystému nebo k znesnadnění vodohospodářských funkcí. Jmenujme například omezenou možnost akumulace vod ve vodních nádržích a tocích a s tím související omezenou ochranu krajiny i lidských sídel před povodněmi.

4. Rozdělení sedimentu

Dnové sedimenty je možné rozdělit na základě několika kritérií. Sedimenty dělíme podle původu částic sedimentu, podle zrnitostního složení nebo podle jejich geneze.

4.1. Rozdělení sedimentu podle původu

Sedimenty rozdělujeme do tří skupin podle původu, a to na složky alogenní, endogenní a autigenní.

Alogenní složka sedimentu má svůj původ mimo říční tok. Jde především o splachy dešťovou vodou, které transportují částice do toku.

Endogenní (akvagenní) složka sedimentu vzniká přímo ve vodě, a to buď chemickým srážením anorganických látek, nebo uvolněním anorganické složky z odumřelých organismů. Endogenní sedimenty tvoří i biogenní úlomky a organické látky vzniklé degradací mikroorganismů.

Poslední složkou jsou *autigenní* (diagenetické) sedimenty, které vznikají přímo v sedimentu po jeho uložení a ještě před jeho konsolidací. Vznikají vnitřní reorganizací pevných i rozpuštěných složek sedimentu a to například vylučováním koloidů, mísením pevné minerální fáze s roztoky nebo redoxními reakcemi (Anonym, 2007).

Další, již specifitější, dělení sedimentu podle původu představují následující body. V nich Pitter (2009) shrnuje nejvýznamnější zdroje materiálu, ze kterých je sediment tvořen:

- Splachy z okolní půdy (živce, jílové minerály, erodované hornin, kalcit, dolomit)
- Látky pocházející z antropogenní činnosti (nerozpouštěné látky přítomné v městských a průmyslových odpadních vodách a v zemědělských odpadech)
- Látky vznikající sekundárně ve vodě (málo rozpustné humáty, hydratované oxidy kovů, fosforečnany, uhličitany, sulfidy kovů (např. Fe, Mn, Al, Ca, Mg)
- Organický detrit

4.2. Rozdělení sedimentu podle zrnitosti

Velikost zrn je základní vlastností určující uvolňování, transport i usazování sedimentu. Ovlivňuje dynamiku transportu i distribuci částic v povodí, čemuž se věnujeme v předchozí kapitole.

Kromě toho, samotný chemismus a intenzita znečištění sedimentu (tj. vyšší schopnost akumulace rizikových prvků v sedimentu) se odvíjí od zrnitosti sedimentu. Analýza zastoupení jednotlivých frakcí je tak jeden z podstatných kroků při charakterizaci sedimentu. Zrnitostní analýza může poskytnout informace o původu sedimentu, o průběhu i podmínkách sedimentace (Blott et Pye, 2001). Zrnitost se zjišťuje granulometrickou analýzou. Ta je prováděna zejména při podrobnějších analýzách, které mají zachytit sorpční schopnost různých frakcí sedimentu.

Dnové sedimenty zahrnují prakticky všechny kategorie podle Novákovy klasifikační stupnice pro půdy. Více jak polovinu však tvoří sedimenty středně těžké. Zrnitostní složení do určité míry odráží, jaký je charakter půdy v povodí (Kubík, 2012). Zrnitostní rozdělení usazených částic vyjadřuje křivka zrnitosti.

4.2.1. Zrnitost sedimentu stojatých a tekoucích vod

Sedimenty stojatých vod, nádrží, jezer a rybníků jsou nejčastěji jemné písky, jíly a slíny. Kromě rozrušených anorganických částic tvoří významnou součást stojatých nádrží sedimenty organického původu.

Sedimenty tekoucích vod mají oproti sedimentům stojatých vod vyšší zastoupení hrubší zrnitostní frakce. Zejména v proudných úsecích zrnitost dosahuje až charakteru

písku a štěrkopísku. Zároveň je ale třeba dodat, že i hrubozrnné usazeniny řečišť v horní části horských toků obsahují jemné povodňové hlíny (Anonym, 2007).

4.3. Typy sedimentů podle geneze

Dnový sediment lze dělit podle geneze na (Gergel et Husák, 1997):

- *Sapropel*: černý, silně páchnoucí kal vzniklý rozkladem organických látek, které pocházejí majoritně z odpadních vod
- *Gyttja*: černý, jemný, mírně páchnoucí kal na dně eutrofních nádrží. Sediment je převážně koprogenní povahy (Stoops et al., 2010)
- *Dy*: hnědý, nepáchnoucí kal na dně vod s kyselou reakcí, nízkým obsahem živin a vysokou koncentrací rozpustných organických látek.
- *Dnový kal*: vznik biologickou činností organismů.

4.4. Klasifikace sedimentů

Základní typy sedimentů jsou:

- Klastické čili úlomkovité (detritické)
- Organogenní
- Chemogenní

Kukal (1986) rozděluje sedimenty pouze na dvě skupiny a to na *klastické* (úlomkovité) a *cementační* (tmelové). Druhá skupina je podle něj ale v různých variacích klasifikace pojmenována různě: *chemogenní*, *biochemická* či *neklastická*. Pro druhou skupinu je charakteristické rychlé utváření zpevněného agregátu (tzv. kohezivní sedimenty).

Potíž v klasifikaci nastává u jemnozrnných sedimentů, kde se jen velice obtížně rozlišuje klastický materiál od neklastického.

Sedimenty mohou být zpevněné již od doby svého vzniku. Jiné mohou být nejprve v sypké (volné) formě a v průběhu diagenese dochází k jejich zpevnění. Nezpevněný materiál nemající pevnou konzistenci se může při mírně zvýšeném průtoku resuspendovat; sediment se zvirí a dostane se do vlnosu. Zpevnění nebo nezpevnění materiálu může poskytnout informace o aktuálním stavu vodního prostředí. Zpevněný sediment totiž vzniká v místech, kde byl usazený materiál po delší dobu v klidu.

5. Procesy v sedimentu

V sedimentech probíhají fyzikálně chemické, chemické a biochemické procesy. Jde především o srážení, rozpouštění, oxidaci, redukci a komplexaci v případě chemických procesů. Adsorpci, desorpci a difúzi v případě fyzikálně chemických procesů. Biochemické reakce lze rozdělit na aerobní a anaerobní podle toho, v jaké vrstvě sedimentu probíhají.

5.1. Kyslík jako faktor modelující prostředí sedimentu

Vrchní vrstva sedimentu je ve styku s vodou a v ní rozpuštěným kyslíkem. S rostoucí hloubkou pohřbení sedimentu nově usazovanými částicemi je výměna mezi vodou a roztokem v sedimentu stále více omezován až k možnému úplnému vyčerpání kyslíku. Právě přístup kyslíku je důležitý faktor modelující prostředí sedimentů.

5.1.1. Aerobní a anaerobní reakce

Dnové sedimenty se nenacházejí v čistě aerobním nebo čistě anaerobním stavu. Rozkladné reakce se proto nazývají spíše reakcemi *bentálního rozkladu*. Všechny tyto reakce dnový sediment postupně stabilizují (Pitter, 2009).

Z hlediska kyslíkového režimu můžeme reakce vázané na dnový sediment rozdělit na ty, které kyslík z vody spotřebovávají a ty, kterého ho nespotebovávají. Druhou skupinou reakcí jsou ty, které kyslík z vody neodčerpávají. Jde o anaerobní rozklad spodních vrstev kalu (Pitter, 2009).

První skupinu tvoří biochemické oxidace svrchních vrstev kalu a biochemické a chemické oxidace produktů anaerobního rozkladu spodních vrstev kalu. Dnové sedimenty tak vykazují spotřebu kyslíku, která má převážně biochemický charakter.

Biochemicky rozložitelné částice sedimentu kyslík z vrstev vody nade dnem neustále odčerpávají. Pro oxidační rozklad je přístup kyslíku určující. Pokud obsah rozpuštěného kyslíku poklesne pod $1,5 \text{ mg.l}^{-1}$, začnou se ze sedimentu živiny uvolňovat. Spotřeba kyslíku sedimenty se ale snižuje už při snížení hodnoty koncentrace rozpuštěného kyslíku na 2 mg.l^{-1} . Poklesem obsahu kyslíku ve vodě se mění podmínky prostředí z aerobních na anaerobní. V anaerobních podmínkách se uvolňování rozložitelných látek urychluje (Lellák et Kubíček, 1992).

Nedostatek rozpuštěného kyslíku se týká především eutrofních nádrží během letního období, protože spotřeba kyslíku v létě stoupá společně s vyšším množstvím

snadno rozložitelných organických látek a se zvyšující se teplotou (Liboriussen et al., 2009). V klasických oligotrofních jezerech naproti tomu neklesá množství kyslíku ani u dna pod 50 % nasycení.

Je třeba podotknout, že popsáný děj je charakteristický pro svrchní vrstvu sedimentu; prokysličená je pouze několikamilimetrová vrstvička a sedimenty nalézající se v profilu hlouběji než 10 cm už spotřebu kyslíku neovlivňují.

Zde je třeba poukázat na význam aerobních/anaerobních podmínek na proces poutání kontaminantů v sedimentech. Anaerobní podmínky k akumulaci toxických látek v sedimentech přispívají. Příčinou tohoto děje jsou specifické mikrobiální procesy probíhající v anaerobním prostředí. Anoxie v hypolimniu také může způsobovat akumulaci fosforu, amoniaku, sulfidů, manganu a železa. To může vést k zintenzivnění eutrofizace a vyvolání toxických účinků (Liboriussen et al., 2009).

5.2. Sorpce na sediment

Kontaktní povrchová vrstva sedimentu je místem, kde se odehrávají procesy rozkladu, rozpouštění a adsorpce látek na sedimenty. Adsorpce látek je řízena zejména tím, jaké podmínky, oxidační nebo redukční, převládají ve vrstvě vody nad sedimentem. Proces sorpce se podílí na distribuci a akumulaci látek, součástí sedimentu tak se stávají látky dobře se kumulující. Patogeny, živiny, toxické kovy a organické látky (např. persistentní organické polutanty) se sorbují na anorganické i organické materiály, které jsou součástí sedimentu nebo se usazují, a tak se součástí sedimentu stávají.

5.2.1. Procesy poutání/uvolňování kontaminantů v sedimentech

Polutanty jsou v sedimentech vázány v koncentracích často o několik řádů vyšších, než v jakých se nalézají ve vodě. Takové koncentrace jsou výsledkem více stimulačních faktorů, které sorpci látek na sediment podporují.

Specifický povrch částic

Na poutání látek na sediment má významný vliv *vysoký specifický povrch minerálních částic* sedimentu. Ten se uplatňuje při poutání elektroneutrálních polutantů, zejména organických sloučenin a to hlavně díky jejich hydrofobnímu charakteru (Tonika et Benešová, 2007). Tendence jemných částic vázat organickou matici podporuje vyšší sorpci organických kontaminantů (Burton, 2002).

Vysoký povrch minerálních částic taktéž ovlivňuje záchyt elektricky nabitých polutantů. Jde o především o kationty toxických kovů. Většina jílových materiálů má totiž na svém povrchu permanentní negativní náboj. Nejjemnější velikostní frakce minerálních částic sedimentu tak obsahují díky svému vyššímu specifickému povrchu vyšší koncentrace toxických kovů než frakce hrubší. Výraznou sorpční schopnost nejvíce projevují jílové minerály, křemičitany a humáty.

Obsah organických látek

Proces poutání organických i anorganických polutantů je ovlivňován obsahem *organických látek* v sedimentu. Schopnost organické hmoty poutat kontaminanty ovlivňují fyzikální i chemické faktory: vysoký specifický povrch organických látek, vysoká kationtová výměnná kapacita a negativní povrchový náboj (Sanei et Goodarzi, 2006). Na organickou složku sedimentu se váže mnoho skupin silně toxických organických sloučenin lipofilního charakteru, které jsou ve vodě velmi málo rozpustné (Benešová et Hnat'uková, 2009). Organická složka sedimentu dále ovlivňuje distribuci a rozptyl toxických kovů v prostředí (Singh et al., 1999).

Další faktory ovlivňující sorpční schopnost sedimentu

Sorpční schopnost závisí na *chemickém složení* sedimentu, na *oxidačně redukčním potenciálu* (oxidačně-redukční podmínky prostředí), *pH* i *teplotě*. Oxidačně redukční potenciál sedimentu významně ovlivňuje transformace toxických kovů. Prudké zvýšení redox potenciálu má za následek oxidační rozklad sulfidů a organické hmoty, čímž dochází k uvolnění kovů v nich vázaných (Filipská et al., 2010).

Sorpční procesy v sedimentech úzce souvisejí s hodnotami *pH*. Při vyšších hodnotách pH vzrůstá vazba kovů na sediment a naopak zvýšením acidity dochází k jejich uvolňování do vodné fáze sedimentu. Vyšší hodnoty pH tedy signalizují sníženou dostupnost kovů.

Voda – sediment

Obsah rizikových prvků je v povrchových vodách závislý na vzájemných vztazích *voda – sediment*. Kromě vlastního kontaktu vrchní vrstvy usazenin s vodním prostředím zajišťuje kontakt mezi povrchovou vodou a sedimentem intersticiální (pórová) voda. Intersticiální voda má jiné chemické vlastnosti než voda nad sedimentem. Její složení je proměnlivé v závislosti na vrstvě, ve které se voda nalézá. K poměrně rychlé výměně mezi

povrchovou a intersticiální vodou dochází asi do třiceticentimetrové hloubky. Díky této výměně je umožněno zadržování látek, zejména adsorpcí, na sedimentu.

Uvolnění kontaminantů z povrchu sedimentu

Při změně podmínek v sedimentech může dojít k náhlému uvolnění naakumulovaných polutantů. Mobilizací chemických látek dochází k nenadálému výskytu negativních efektů; akumulované látky se mohou uvolňovat nenadále, opožděně a ve zvýšených koncentracích. Děje se tak zejména po změně podmínek z anaerobních na podmínky aerobní. Ty nastartují aerobní chemické a mikrobiální procesy vedoucí k uvolnění zejména toxických kovů do okolního prostředí (Tonika et Benešová, 2007). Pro příklad jmenujme povodně jako zástupce změny hydrodynamických podmínek. Sedimenty mohou být při povodních erodovány až do hloubky několika decimetrů, sedimenty jsou následně proudem vody unášeny a oxidovány. Dříve vázané polutanty tak zvyšují svou mobilitu a tím také toxicitu (Filipská et al., 2010).

6. Vertikální profil sedimentu

Vlastnosti sedimentu popsané v předchozích kapitolách lze využít při hodnocení environmentálních změn vodního prostředí v časovém horizontu. Sedimenty se hromadí na dně a mohou tak poskytovat několik desítek let starý záznam, který odráží stupeň kontaminace. Zejména toxické kovy jsou vzhledem ke své perzistenci užitečnými markery (Bibi et al., 2007). Depozice kovů a jejich uchování v sedimentech v podstatě poskytuje chronologické záznamy antropogenních zásahů do vodního ekosystému (Graney et Eriksen, 2004).

7. Rizikové látky v sedimentu

Rizikové látky se do sedimentu mohou dostávat přímo se sedimentačním materiálem. Častější je ale následná kontaminace různého původu (Vácha et al., 2009):

- Odpadní vody. (Zde je třeba připomenout, že ještě relativně v nedávné době byla síť čistíren odpadních vod nedostatečná.)
- Splachy nebo přímé uložení odpadu obsahujícího rizikové látky do vodního toku nebo v jeho blízkosti.
- Splachy z povrchu komunikací nebo intravilánu.

- Splachy z intenzivně využívaných zemědělských ploch nebo z nezabezpečených úložišť stájových hnojiv
- Záplavy, povodně
- Splachy půd s přirozeně zvýšeným obsahem rizikových prvků

Rizikové látky se mohou zpětně uvolňovat do vodního prostředí. Může jít o proces difuze, resuspenzí sedimentu nebo biologickými aktivitami, například bioturbací (Arnason et Fletcher, 2003). Významnou roli hrají také měnící se podmínky v povodí: acidifikace, záplavy nebo naopak sucho.

7.1. Rizikové prvky v sedimentu

Česká právní úprava (více v následující kapitole) zabývající se sedimenty řadí mezi rizikové prvky arzen, beryllium, kadmium, kobalt, chrom, měď, rtuť, nikl, olovo, vanad, zinek, BTEX, PAU, PCB, Uhlovodíky (C10 – C40), DDT (včetně metabolitů). Z těchto rizikových prvků se v následujících odstavcích budeme věnovat kadmiu, chromu, mědi, rtuti, niklu, olovu a zinku.

Těžké/toxické kovy

Rizikové prvky vyjmenované v předchozí větě jsou označovány jako těžké nebo toxické kovy. Označení „toxické“ sleduje vlastnost některých kovů – toxicitu. Označení „těžké“ má postihovat skutečnost, že některé kovy mají hustotu vyšší než $5\,000\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$. Těžké kovy zahrnují asi 40 prvků, mezi které patří kovy esenciální a netoxické (např. Fe a Mn) i kovy esenciální a toxické (např. Cu, Zn a Ni) i kovy čistě toxické (Hg, Cd, Pb) (Nábělková, 2012). V práci je používáno označení toxické kovy, označení nejlépe vystihuje sledovanou skupinu kovů.

Toxické kovy patří k nejvíce perzistentním kontaminantům akvatických ekosystémů. Jsou rezistentní vůči dekompozici v přírodních podmínkách. Majoritními zdroji těchto kovů ve vodním prostředí je vyluhování z podloží, atmosférická depozice, odvodňování a kontaminace z okolí toku a dále odpadní vody.

Kovy se v sedimentu vyskytují v následujících formách: rozpuštěné ve vodě, vázané na výměnných centrech minerálů, vázané na karbonáty, vázané na oxidy železa a manganu, v organické hmotě a dále vázané v sulfidech, ve struktuře silikátů a v residuální frakci (Guo, 1997).

7.1.1. *Kadmium*

Atomové číslo 48, atomová hmotnost 112,4, specifická hmotnost 8,65 g.cm⁻³.

Kadmium je chemicky příbuzné zinku.

Výskyt v přírodě

Kadmium se v přírodě vyskytuje společně se zinkem a olovem a dále v rudách obsahujících sulfidy těchto kovů (Loska et Wiechula, 2002).

Antropogenní zdroje

Kadmium je získáváno jako vedlejší produkt při rafinaci zinku a jiných kovů (zejména olova a mědi). (Blanc et al., 1999) Využívá se při výrobě alkalických akumulátorů, plechů, jako stabilizátor plastů a je součástí barevných pigmentů.

Kontaminace životního prostředí kadmiumem je způsobena jeho rostoucím užíváním v průmyslu k účelům, který byly vyjmenovány předchozím odstavci. Dalšími zdroji kontaminace je spalování pohonných hmot a olejů a používání fosfátů a pesticidů, které kadmium obsahují.

Kadmium emitované do ovzduší se hromadí v půdě a ve vodě. Ve vodním prostředí se inkorporuje v sedimentech, nejsilněji se váže na částice jílu nebo prachu. Koncentrace kadmia v sedimentech dna je často více než desetkrát vyšší než ve vodě (IRZ, 2011b).

Toxické účinky

Kadmium se ve vodních organismech absorbuje nejjednodušeji ve formě volného kademnatého iontu (Vasile et Vladescu, 2010). Zvýrazňuje také toxicitu dalších kovů (například Zn a Cu) a negativně působí na samočisticí schopnost vody (IRZ, 2011b).

Akutní otrava: Akutní otrava kadmiumem se projevuje nauzeou, křečemi trávicího ústrojí, bolestí hlavy, dále až akutním selháním ledvin, srdce, plic a smrtí.

Chronická otrava: Pouze malá část kadmia požitého v potravě je v organismu kumulována (Bencko et al., 1995). Kumulací jsou nejvíce postiženy ledviny. Narušen je metabolismus vápníku, což se projevuje frakturami a kostními deformacemi.

Karcinogenní projevy intoxikace kadmiumem postihují trávicí ústrojí, ledviny, játra i plic. Pozorovány byly rovněž chromozomové aberace a anomálie (Bencko et al., 1995).

7.1.2. Chrom

Atomové číslo 24, atomová hmotnost 52,0, specifická hmotnost 7,15 g.cm⁻³.

Výskyt v přírodě

Chrom se v přírodě vyskytuje výhradně ve sloučeninách. Z minerálů jmenujme například chromit. Dva hlavní oxidační stavy chromu (Cr³⁺ a Cr⁶⁺), ve kterých se v přírodě vyskytuje, se významně liší v biologických, geochemických i toxikologických vlastnostech (Leghouchi et al., 2009). Trojmocná forma chromu je biogenní. Šestimocná forma chromu je naproti tomu odpovědná za toxické účinky tohoto kovu, kromě toho také ovlivňuje barvu a chuť vody.

Trojmocný chrom má tendenci vázat se na hydratované oxidy Fe, Mn a Al, a proto je součástí dnových sedimentů.

Antropogenní zdroje

Chrom se využívá zejména v metalurgickém průmyslu, výrobě zrcadel, v chemickém průmyslu a v koželužnách (Jordao et al., 1997). Dále se používá k výrobě pigmentů a ke galvanické povrchové úpravě kovů (Baral et al., 2006).

Do ovzduší se chrom dostává spalováním fosilních paliv nebo ze spaloven komunálního odpadu či z cementáren. Takto emitovaný chrom se pak atmosférickou depozicí dostává do dalších složek životního prostředí (IRZ, 2011a).

Toxické účinky

Cr⁶⁺ je vysoce toxický pro vodní organismy a může vyvolat dlouhodobé nepříznivé účinky ve vodním prostředí. Šestimocný chrom je silné oxidační činidlo, které se v přítomnosti organické hmoty redukuje na chrom trojmocný.

Akutní otrava: Chrom negativně působí na kůži. Šestimocný chrom způsobuje tzv. chromové vředy. Dalšími projevy jsou alergické dermatidy.

Chronická otrava: Mezi nejzávažnější účinky chromu patří karcinogenní a genotoxické účinky.

7.1.3. Měď

Atomové číslo 29, atomová hmotnost 63,54, specifická hmotnost 8,9 g.cm⁻³.

Měď je prvek esenciální, na druhou stranu může působit potenciálně toxicky.

Výskyt v přírodě

Měď je obsažena v rudách (kuprit, malachit, azurit, chalkopyrit atd.) V menší míře se měď může vyskytovat v přírodě i v čisté formě.

Měď se v sedimentu váže na jílové částice a na organické látky.

Antropogenní zdroje

Kontaminace povrchových vod mědi pochází nejčastěji z průmyslových (slévárenských) odpadů. Ve vodě se měď může ocitnout i z algicidních preparátů (Han et al., 2001), které mají omezit nadměrný rozvoj sinic a řas.

Do ovzduší se uvolňuje při těžbě a zpracování měděných rud a spalováním fosilních paliv a odpadů. Z ovzduší se pak atmosférickou depozicí dostává i do dalších složek životního prostředí.

Toxické účinky

Měď je při vyšších koncentracích značně toxická pro vodní organismy (IRZ, 2011c).

Akutní otrava: Akutní toxicitu způsobují zejména páry mědi nebo prašné aerosoly mědi obsahující. Následkem této expozice vzniká horečka z kovů. Ve vysokých dávkách měď způsobuje poškození jater a ledvin a anemii.

Soli mědi působí dráždivě na neporušenou kůži.

7.1.4. Rtuť

Atomové číslo 80, atomová hmotnost 200,6, specifická hmotnost $13,6 \text{ g.cm}^{-3}$.

Výskyt v přírodě

V životním prostředí se rtuť nachází v různých chemických i fyzikálních formách. Kovová rtuť je těkavá. V horninách se vyskytuje zejména ve formě sulfidů (HgS). Anorganické sloučeniny rtuti se mohou především činností mikroorganismů přeměňovat na organické sloučeniny rtuti, zejména methylderiváty. Methylační a transmethylační reakce probíhají ve větším rozsahu v sedimentech, kde je vysoká koncentrace bakterií a anaerobní podmínky (Regnell, 2001). Tyto reakce jsou základním procesem v řetězci přeměn rtuti v přírodě. Methylderiváty se kumulují v sedimentech a v biomase, mají mimořádně velkou schopnost akumulovat se v organismech a hromadit se v potravním řetězci (zejména akvatickém) (Huggett et al., 2001).

Antropogenní zdroje

Rtuť se do životního prostředí dostává během těžby a zpracování rud s obsahem rtuti a při spalování fosilních paliv a odpadů (Yang et Rose, 2003). Méně častým zdrojem jsou hnojiva a fungicidy, které rtuť obsahují (IRZ, 2011e). Do prostředí tento kov vstupuje ve formě par kovové rtuti nebo po transformaci v těkavé organické sloučeniny rtuti nebo v lépe rozpustné anorganické sloučeniny rtuti.

Toxické účinky

Toxické působení je přisuzováno jak parám elementární rtuti, tak sloučeninám anorganickým a organickým. Z toxikologického hlediska je pro teplokrevné živočichy nejnebezpečnější methylrtuť (methylhydrargyrium).

Anorganické sloučeniny při akutní expozici postihují ledviny. Otrava organickými sloučeninami rtuti (zejména methylrtuť a dimethylrtuť) se projevuje úbytkem hmotnosti, nechutenstvím, poškozením ledvin. Poškození se dále soustřeďuje do korové oblasti mozku a mozečku. Prokázány jsou také malformace plodů.

7.1.5. Nikl

Atomové číslo 28, atomová hmotnost 58,7, specifická hmotnost 8,91 g.cm⁻³.

Výskyt v přírodě

Nikl se v přírodě vyskytuje především ve formě sulfidů a křemičitanů. Z minerálů jmenujme například nikelin (NiAs).

Nikl je pro rostliny a některé živočichy esenciálním prvkem.

Antropogenní zdroje

Antropogenním zdrojem niklu je spalování fosilních paliv, v menší míře pak těžba a zpracování niklu.

Toxické účinky

Nikl vykazuje karcinogenní účinky (zejména plic) a alergenní reakce (zejména nosní sliznice a kůže) (Bencko et al., 1995).

7.1.6. Olovo

Atomové číslo 82, atomová hmotnost 207,2, specifická hmotnost 11,34 g.cm⁻³.

Výskyt v přírodě

Olovo patří k nejrozšířenějším těžkým kovům v přírodě. Vyskytuje se v minerálech jako je například galenit (PbS) a cerusit (PbCO₃).

Antropogenní zdroje

Olovo bylo dříve používáno ke konstrukci vodovodních rozvodů, některé z nich jsou dodnes funkční. Dnes se využívá k výrobě akumulátorů a k výrobě střeliva, uplatnění nachází i při výrobě olovnatého skla. Jako významný antropogenní zdroj jmenujme tetraethylolovo, které našlo využití jako antidetonační přísada do benzínu. Produktem spalování benzínu s příměsí tetraethylolova jsou aerosoly olova, které jsou dobře rozpustné a v životním prostředí mohou migrovat na velké vzdálenosti. Většina takto emitovaného

olova se ukládá v půdě a v dnových sedimentech. Používání olovnatých benzinů bylo v České republice zakázáno v roce 2001.

Toxické účinky

Olovo má vysoký akumulární koeficient, hromadí se v sedimentech i v biomase. Jeho toxické působení má dopad zejména na organismy vázané na dno povrchových útvarů. Ryby po akutní intoxikaci uhynou udušením v důsledku poškození žaber.

Vstupní cesta olova do lidského organismu je inhalací, příjmem potravy a vody. Expozice olovem vede k poškození ledvin, jater, nervového systému, červených krvinek, cév a svalstva. Olovo je teratogenní a pravděpodobně karcinogenní (IRZ, 2011d).

7.1.7. Zinek

Atomové číslo 30, atomová hmotnost 65,41, specifická hmotnost $7,14 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$.

Zinek je esenciální prvkem.

Výskyt v přírodě

Zinek je přirozenou součástí půd, hornin i sedimentů. Jeho požadovaná koncentrace je asi $80 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (IRZ, 2011f).

Antropogenní zdroje

Zinek nachází uplatnění zejména jako ochranný protikorozní materiál (pozinkování). Další upotřebení nalézá při výrobě motorových karburátorů, slitin a barev. Je součástí fungicidů a hnojiv. Do životního prostředí se zinek uvolňuje spalováním fosilních paliv, při těžbě a zpracování zinkových rud a z odpadních vod.

Toxické účinky

Zinek je pro vodní organismy toxický, například ovlivňuje morfologii žaber u ryb (Dali-youcef et al., 2007). Pro člověka ale nepředstavuje velké riziko.

8. Biodostupnost a biologický faktor

V této kapitole se krátce dotkneme tématu biodostupnosti polutantů a s tím souvisejícího vlivu na vodní organismy, zejména mikroorganismy. Ačkoli se praktická část práce chováním polutantů ve vodním ekosystému nezabývá, nepovažujeme za vhodné toto téma úplně pominout.

8.1. Biodostupnost

Celková koncentrace polutantu obsažená v sedimentu není ve všech ohledech spolehlivým indikátorem potenciálního toxického efektu. Důvodem je biodostupnost polutantů, která může být variabilní (Borgmann et al., 2001). Polutanty (např. toxické kovy) se v sedimentech nacházejí v různých geochemických formách, které ovlivňují jejich mobilitu, biologickou toxicitu a chemické chování (Sakan et al., 2007). Kromě toho se toxické působení mění vzájemnou interakcí polutantů. Klíčová otázka při kontaminaci toxickými kovy a organickými polutanty zní: nakolik je toto znečištění pohyblivé, zda dochází k přednostní akumulaci v některé složce ekosystémů a za jakých podmínek může docházet k remobilizaci akumulovaných látek.

Biodostupnost se hodnotí ekotoxikologickými testy. Biodostupnost polutantů se dotýká především organismů, které jsou svým životním cyklem se sedimentem svázány – bentických organismů. Proto je účelné též vyhodnocení struktury bentického společenstva. Nepřímo se toxické působení polutantů vztahuje i k dalším organismům v rámci potravního řetězce. Sledovaným prvkem může být i biomagnifikace popřípadě různé biomarkery (Alvarez-Guerra et al., 2008).

Pro vyhodnocení biodostupnosti se nejčastěji využívají kombinace chemické analýzy sedimentu a testů toxicity (Bettinetti et al., 2003).

8.2. Biologický faktor - mikroorganismy

Polutanty mohou mít negativní vliv na celý vodní ekosystém. Mohou být porušeny přirozené geochemické cykly, biochemické a metabolické procesy a tím i rovnováha systému (Komínková et Benešová, 2004a). Mikroorganismy, obývající dnové sedimenty, hrají v ekosystému nezastupitelnou roli. Plní biologické funkce v koloběhu látek (rozklad organických látek, poutání dusíku, uvolňování fosforu), významně také ovlivňují osud xenobiotik ve vodním ekosystému. Mohou působit změny nepřímým působením (změnou redox potenciálu, vysrážením iontů prvků) nebo přímou oxidací/redukci nebo sorpcí a akumulací kontaminantů.

Xenobiotika pak naopak ovlivňují organismy vázané na vodní prostředí. Představují pro ně přímé nebezpečí v rozpuštěné formě ve vodním sloupci a nepřímé, které je dáno přítomností polutantů sorbovaných v dnovém sedimentu. Povaha některých polutantů (např. toxických kovů) vede k expozici nejen vodních organismů, ale možným průchodem skrze potravní řetězec představují tyto polutanty riziko i pro člověka.

8.3. Kvalita sedimentů z hlediska European Water Framework Directive

Sedimenty jsou integrální a neoddělitelnou součástí vodního ekosystému, proto je třeba při hodnocení kvality vod myslet i na jejich vlastnosti. Lze říci, že sedimenty odrážejí environmentální zdraví vodních ekosystémů (Winger et Lasier, 2004) a vytvářejí tak dobrý indikátor kvality vod (Shaltout et al., 2011). Z rámcové směrnice o vodě 2000/60/EC vyplývá, že pro posouzení nebezpečnosti těžkých kovů pro vodní organismy je hodnocení koncentrací kovů v sedimentu nezbytné (Nábělková, 2012). WFD požaduje docílení dobrého ekologického stavu povrchových vod a toho v mnohých případech nelze dosáhnout bez navázání na management sedimentů (Deckere et al., 2011).

9. Možnosti využití sedimentů – směrnice MŽP

Pro zlepšení stavu nádrží a toků se jako funkční prostředek používá „odbahňování“, které patří v některých lokalitách k nutnosti pravidelné údržby koryt i nádrží. Cílem odbahnění je obnova základních funkcí nádrží a toků po povodních nebo zlepšení vodohospodářských a mimoprodukčních funkcí s důrazem na posílení retenční schopnosti vodních útvarů.

Odtěžením sedimentů z vodních děl a z koryt říčních toků nastává problém, jak s vytěženým sedimentem naložit. Je nepochybné, že takto vzniká nemalé množství materiálu. Odhady počítají s celkovým množstvím asi 197 mil. m³ usazenin ve vodních nádržích a 5 mil. m³ usazenin v tocích a závlahových kanálech (např. Poláková et al., 2012). Pro odtěžený sediment se buďto může najít způsob vhodného využití, v horším případě je třeba nalézt způsob jeho odstranění.

9.1. Kvalita sedimentů

Problém s kvalitou sedimentu nastává v okamžiku, kdy se odbahňují složky hydrografické sítě, které jsou kontaminovány rizikovými prvky, komunálními odpady a dalšími zdroji znečištění. Mezi takto rizikové útvary patří například asimilační nádrže, dočišťovací nádrže, biologické rybníky nebo dešťové zdrže.

K nejrizikovějším polutantům obsažených v sedimentech patří látky dobře se akumulující a takové, které vyvolávají negativní odezvu organismů nebo ekosystému již při nízkých koncentracích. Jmenujme především toxické kovy a organické mikropolutanty (PCB, PAH, rezidua pesticidů a ropných látek). Právě koncentrace kovů v tuhé fázi je při posuzování znečištění vodního prostředí obvykle rozhodující. Důvodem je jejich značná

sorpce na sediment. Ve vodní fázi mohou být koncentrace kovů na hranicích meze detekce, ale v sedimentech jsou jejich koncentrace snadno stanovitelné. Lze očekávat (Anonym, 2007), že nejvyšší koncentrace budou mít železo, mangan a zinek, dále chrom, měď a olovo. Koncentrace arsenu a niklu může být také poměrně značná. Koncentrace kovů je určována nejen znečištěním z antropogenních zdrojů, dalším zdrojem je i přirozené geogenní prostředí (Pitter, 2009).

Problematika nakládání s vytěženými sedimenty je dosti komplikovaná. Do nedávné doby se diskuzi o tomto tématu věnovalo mnoho prostoru na poli odborných časopisů i témat na konferencích (např. konference Sedimenty, časopisy Odpady a Odpadové fórum). Určité řešení nakonec přinesla vyhláška č. 257/2009, která definovala podmínky dalšího využití sedimentu jako hnojiva respektive jakostní zeminy. Legislativní úpravě se podrobněji věnuje samostatná kapitola 9.3.

9.2. Aplikace sedimentu na půdní fond

Úmyslu vytěžený sediment použit jako hnojivo předchází podrobnější rozbor jeho vlastností. Předpokládá se, že sediment by se měl respektovat základní původní vlastnosti půdy, na kterou je aplikován. Těmito vlastnostmi jsou hodnota půdní reakce a obsah přístupných živin. Důležitá je i „hnojivá“ hodnota, která zahrnuje zrnitostní složení, podíl organické hmoty, kyselost a obsah rostlinných živin. Použití sedimentu by mělo tyto vlastnosti zachovat popřípadě ještě zlepšit. Obsah přístupných živin v sedimentu je jako indikátor pro hodnocení případného přínosu k zúrodnění půd vhodný z důvodu použití tohoto indikátoru v rámci Agrochemického zkoušení zemědělských půd (více ve vyhlášce č. 275/1998 Sb. (MZe, 1998)).

Míra kontaminace je vždy rozhodujícím faktorem při posuzování možnosti zapravení sedimentu do půdy nebo pro stanovení množství sedimentu (aplikační dávky) na jeden hektar půdy. Z rizikových látek se stanovují zejména rizikové kovy. Organické polutanty s sebou nesou relativně nákladné analýzy. Stanovení takových látek je potřebné zejména v exponovaných lokalitách (v blízkosti dálnic nebo průmyslových podniků). Při aplikaci sedimentu na půdu je třeba vzít v úvahu tzv. koeficient obohacení. Dávka sedimentu na pozemek by se proto měla volit tak, aby výsledná koncentrace škodlivin nepřevýšila limitní hodnoty pro pozadí v půdách. Aplikace kontaminovaných sedimentů na půdu totiž může způsobit řadu negativních projevů v životním prostředí. Může dojít k poškození základních funkcí půdy, půdní kvality a stability, ke kontaminaci a

destabilizaci dalších složek ekosystému nebo k zátěži potravního řetězce rizikovými látkami. Dlouhodobá expozice polutantů negativně působí na společenství půdních mikroorganismů, bezobratlých a rostlin (Vácha et al., 2009).

Dosavadní výsledky ovšem naznačují, že více než 90 % sedimentů z drobných vodních toků a nádrží je zdravotně nezávadných, a s ohledem na zrnitostní skladbu i obsah organické hmoty naopak představují výborný zúrodnovací materiál (Kuklík, 2000 in Vácha et al., 2009).

Argumentů pro aplikaci sedimentu na zemědělskou půdu je několik. Kromě již zmíněného příznivého obsahu živin a organické hmoty je třeba poukázat na původ sedimentu. Pokud se jedná, a povětšinou tomu tak je, o erodovanou zemědělskou půdu, je návrat erodovaných půdních částic zpět na zemědělskou půdu více než vhodný způsob využití sedimentu.

9.3. Legislativní úprava

Dnové sedimenty byly na počátku 20. století legislativně řazeny spíše mezi jakostní zeminy a běžně nacházely využití na zemědělském půdním fondu.

S postupující mírou intenzity znečištění životního prostředí během 20. století byl ale člověk nucen tento model nahlížení na sedimenty přehodnocovat. Sedimenty se totiž staly jedním z rezervoárů antropogenních látek v prostředí. Z potenciálního hnojiva se tak stával potenciální nositel environmentálního rizika. Otázka, co se sedimenty, si tak žádala řádnou pozornost a také náležitou legislativní úpravu. Neexistence obecného předpisu upravující možnosti dalšího použití sedimentu významným způsobem komplikovalo nakládání se sedimenty. V praxi to také znamenalo znesnadnění projektů odbahňování rybníků, nádrží a toků (Čermák, 2011).

Hlavním účelem legislativní úpravy je určení možného nakládání se sedimenty. V zásadě jde o možnost dalšího využití sedimentu jako hnojiva na zemědělském půdním fondu nebo uplatnění v terénních úpravách a zavážení podzemních prostor. Pokud sediment nespĺňuje limity znečištění pro jejich další využití, podléhá dikci zákona o odpadech a je možné ho předat k využití na již provozovaných zařízeních k využívání odpadů nebo ho uložit na skládce (Bláha, 2009).

Sedimenty se smějí používat způsobem stanoveným zákonem o hnojivech, zákonem o odpadech a zákonem o ochraně zemědělského půdního fondu (Zákon č. 9/2009 Sb.).

9.3.1. Zákon č. 9/2009 Sb.

Novela zákona o hnojivech č. 9/2009 Sb. upřesňuje terminologii pojmu hnojivo. Hnojivem, „látkou způsobilou poskytnout účinné množství živin pro výživu kulturních rostlin a lesních dřevin, pro udržení nebo zlepšení půdní úrodnosti a pro příznivé ovlivnění výnosu či kvality produkce“, je také sediment (Budňáková, 2011). Podle novely zákona o hnojivech se mohou sedimenty aplikovat na orné půdě a trvalých travních porostech. Novela vyjímá vytěžené sedimenty, z režimu zákona o odpadech. Vyjmutí je umožněno po splnění limitů znečištění, které jsou stanoveny v příloze č. 9 (Příloha 1) zákona o odpadech.

9.3.2. Vyhláška č. 257/2009 Sb.

Vyhláška č. 257/2009 Sb. o používání sedimentů na zemědělské půdě včleňuje problematiku sedimentů využitelných na zemědělské půdě do zákona o hnojivech. Vyhlášku připravila společně ministerstvo životního prostředí a ministerstvo zemědělství (Večeřová, 2009). Vyhláška stanovuje podmínky a způsob používání sedimentů na zemědělské půdě, způsob vedení evidence o použití sedimentů, požadavky na fyzikálně-chemické a biologické vlastnosti sedimentu, postupy při rozboru sedimentu a půdy a metody odběru vzorků. Ve vyhlášce jsou stanoveny maximální přípustné hodnoty rizikových prvků a látek obsažených v sedimentu a v půdě, na kterou má být sediment použit.

V odůvodněných případech orgány ochrany zemědělské půdy mohou uložit provedení ekotoxikologických testů nebo testů sledování indikátorových mikroorganismů. Stejně tak, pokud je důvodné podezření z kontaminace sedimentu jinými rizikovými prvky nebo látkami, než které jsou uvedeny ve vyhlášce, je třeba zvolit postup podle zákona o ochraně zemědělského půdního fondu (MŽP ČR et MZe ČR, 2009).

Limitní hodnoty rizikových prvků a rizikových látek v sedimentu jsou uvedeny v příloze č. 1 (Příloha 2) k vyhlášce. Dodržení limitních hodnot rizikových prvků a rizikových látek v sedimentu je třeba potvrdit *průvodním listem o odběru vzorků sedimentu a protokolem o výsledcích analýz vzorků sedimentu* odebraných před a po jeho vytěžení při používání analytických postupů podle určených norem publikovaných ve věstníku Úřadu pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví.

Limitní hodnoty rizikových prvků a rizikových látek v půdě, na kterou má být sediment použit, jsou uvedeny v příloze č. 3 (Příloha 3) k vyhlášce. Dodržení limitních

hodnot rizikových prvků a rizikových látek v půdě je třeba potvrdit *průvodním listem o odběru vzorků půd a protokolem o výsledcích analýz vzorků půdy*.

Vyhláška počítá s výskytem oblastí s přirozenými, geogenně podmíněnými extrémními koncentracemi některých rizikových prvků v půdě. V takové případě nejsou stanoveny limitní hodnoty rizikových prvků a rizikových látek v půdě. Sediment se na takové půdy může aplikovat, pokud koncentrace rizikových prvků v sedimentu nepřekročí koncentrace rizikových prvků v půdě. Přirozené zvýšené pozadové koncentrace se mohou týkat například Cr, Co nebo Ni v oblastech, kde se na vzniku půdy podílejí horniny nebo žíly s vysokým stupněm polymetalického zrudnění (Čermák, 2011).

Pro postup odběrů směsných vzorků sedimentů lze použít vyhlášku č. 275/1998 Sb., *o agrochemickém zkoušení zemědělských půd a zjišťování půdních vlastností lesních pozemků, ve znění pozdějších předpisů* (MZe, 1998).

Rozbory sedimentů je možné provádět pouze v akreditovaných laboratořích a pracovištích, které mají posouzený systém kvality podle určené normy. Validované postupy při rozporech sedimentů v České republice posuzuje EURACHEM-ČR.

Evidenci o použití sedimentu musí zemědělský podnikatel podle zákona o hnojivech uchovat po dobu sedmi let. Důvodem je potřeba mít k dispozici záznamy o vstupech, které mohou půdu ovlivnit jak z hlediska úrodnosti, tak z hlediska její bezpečnosti (Zákon č. 9/2009 Sb.)

Podmínky pro použití sedimentů na zemědělských půdách (vedle dodržení limitů rizikových látek) (Bláha, 2011):

- Koncentrace rizikových prvků a látek v půdě se nemusí zjišťovat, pokud limitní koncentrace rizikových prvků a látek v půdě nejsou překročeny ani v samotném sedimentu.
- Po aplikaci na půdu nesmí dojít ke zhoršení fyzikálních, chemických nebo biologických vlastností půd.
- Sedimenty musí splňovat limitní hodnoty pro obsah skeletu.
- Musí být dodržena maximální aplikační dávka sedimentů
- Sediment musí být odvodněný a jeho použití nesmí zhoršovat vodní režim půdy.
- Stanovená dávka sedimentu musí být na pozemek použita v jedné agrotechnické operaci a v souvislém časovém období za příznivých fyzikálních a vlhkostních podmínek.

- Sedimenty musí být zapraveny do půdy do deseti dnů od jejich rozprostření.
- Doba od posledního použití sedimentu na daný pozemek musí být delší než 10 let.
- Doba od posledního použití upraveného kalu na daný pozemek musí být delší než 1 rok.
- Musí být veden evidenční list o použití sedimentu, který obsahuje evidenci o množství, druhu a době použití sedimentu podle jednotlivých pozemků, plodin a let.

9.3.3. Zákon č. 154/2010 Sb.

Euronovela zákona o odpadech vyjímá ze své působnosti:

- Vytěžený sediment z vodních nádrží a koryt vodních toků, který vyhovuje limitům znečištění pro jejich využití k zavážení podzemních prostor a k úpravám povrchu terénu podle přílohy č. 9 zákona o odpadech (Zákon č. 154/2010 Sb.)
- Vytěžený sediment z vodních nádrží a koryt vodních toků používaný na zemědělský půdní fond podle zvláštních předpisů (Vyhláška č. 257/2009 Sb.).
- Sediment přemísťovaný v rámci povrchových vod za účelem správy vod a vodních cest, předcházení povodním, zmírnění účinku povodní a období sucha nebo rekultivace půdy, je-li prokázáno, že nevykazují žádnou z nebezpečných vlastností uvedených v příloze č. 2 zákona o odpadech (Zákon č. 154/2010 Sb.).

Užití sedimentu podle tohoto bodu je dosti komplikované (Bláha, 2011), neboť podmínky určení bezpečnosti sedimentu jsou v příloze č. 2 uvedeny značně nejasně.

9.3.4. Další legislativní možnosti využití sedimentu

Další legislativní možnosti využitelné pro uplatnění vytěženého sedimentu jsou víceméně pouze marginální. Nabízí se možnost využití sedimentu jako neodpadu podle zákona č. 185/2001 Sb., využití jako substrátu pro výrobu kompostu podle vyhlášky č. 341/2008 Sb. nebo využití sedimentu jako odpadu ve smyslu vyhlášky č. 294/2005 Sb. Všechny tyto možnosti ale narážejí buďto na nejasně stanovené podmínky, vysokou cenu posouzení sedimentu nebo na přísné limitní koncentrace polutantů.

Skládkování sedimentu by mělo být poslední možností, jak se sedimentem naložit. Mělo by se týkat jen antropogenně nejvíce zatížených sedimentů. Naproti tomu, jako

nejoptimálnější cesta dalšího využití sedimentu, by měla být jeho aplikace na zemědělský půdní fond, a to především z důvodů již dříve uvedených.

10. Pokyny pro odběr vzorků sedimentů

Limitní hodnoty rizikových prvků a rizikových látek v sedimentu jsou stanoveny při použití postupů podle určených norem publikovaných ve Věstníku Úřadu pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví. Určená norma je česká technická norma, další technická norma nebo technický dokument mezinárodních nebo zahraničních organizací, popřípadě jiný technický dokument obsahující podrobnější technické požadavky, určené a oznámené k této vyhlášce podle zákona o technických požadavcích na výrobky. (MŽP ČR et MZe ČR, 2009)

Odběry vzorků sedimentu se provádějí ze dna rybníků, vodních nádrží, vodních toků a meziskládek sedimentů podle určených norem nebo jiných ověřených a validovaných postupů. Česká technická norma ISO 5667–12 Jakost vod – Odběr vzorků – Část 12: Pokyny pro odběr vzorků dnových sedimentů (ČSNI, 1997) je identická s mezinárodní normou ISO 5667–12:1995. V normě jsou uvedeny pokyny k odběru vzorků látek vzniklých sedimentací v řekách, potocích, nádržích a v estuáriích a přístavních plochách.

10.1. Vzorkovače

Způsob odběru sedimentu má odpovídat požadavkům na objem a chemické analýzy a druhu odebíraného sedimentu. Podle toho rozlišujeme drapákový vzorkovač, jádrový vzorkovač, mrazící vzorkovač, shrabovací vzorkovače nebo prosté odběry například lopatkou. Na odvodněné a suché dno se může použít kopaná sonda. Blíže se budeme věnovat jádrovým vzorkovačům, jež jsme uplatnili k odběrům našich vzorků.

10.1.1. Jádrové vzorkovače

Jádrové vzorkovače jsou uzpůsobeny pro odběr jemnozrnných homogenních sedimentů. Jsou tvořeny tubicí z plastu, nerezové oceli nebo skla. Vzorkovač se zarážá do dna. Pro usnadnění tohoto kroku mají některé vzorkovače píst, jehož protitah vytváří podtlak. Vzorkovače mohou být opatřeny uzavíracím zařízením, které zabraňuje vypadávání a vymývání sedimentu z odběrové trubice. Riziko ztráty části jemné frakce odebíraného materiálu je tak značně omezeno. Po vytažení vzorku umožňuje píst

vzorkovače postupné vytlačování odebraného sedimentu a oddělování sedimentu na horizonty. U jádrových vzorkovačů dochází k tzv. „stěsnávání“. Jde o jev, kdy vzorek vystupující vnitřkem pístového vzorkovače narazí na odpor v důsledku vlastního tření, blokády větším kamenem, nebo po naplnění trubice. Norma uvádí, že vzorky odebrané jádrovým vzorkovačem bývají relativně neporušené a lze je použít k přesnému popisu vrstev (vertikálního uložení sedimentu). Stěsnávání ale studium stratifikace komplikuje (ČSNI, 1997).

10.2. Postup odběru vzorků

Způsob odběru vzorku dnového sedimentu je důležitou součástí hodnocení. Účel odběru často přesně definuje odběrová místa. Studuje-li se chemické složení nebo znečištění, bod odběru se většinou odvíjí od geofyzikální povahy dnové oblasti. Podmínky v místě odběru mají zásadní význam pro průběh správného odběru vzorků.

Cílem průzkumu dna nádrže je zmapování sedimentu v nádrži z hlediska jeho horizontálního a vertikálního uložení (Hekera, 2000). Pro získání co nejreprezentativnějšího odběru pro danou lokalitu je třeba odebrat sediment z vícera lokalit. Ze zhomogenizovaných prostých nebo dílčích vzorků je také možno připravit jeden směsný vzorek, který podá informace o průměrném stavu nádrže.

Náročnost průzkumu horizontálního uložení by se měla odvíjet od velikosti nádrže. Pro ukázkou uveďme doporučené množství odběrů pro nádrž o velikosti 1 – 5 ha. V takto velké nádrži bychom měli provést 1 – 2 odběry v erozní zóně, 2 – 3 odběry v přechodové části, 1 – 2 odběry v sedimentární části a 3 – 5 vzorků v části litorální.

Při průzkumu vertikálního uložení zpravidla postačuje odběr vzorku do 0,8 m. Zjištění přesné nivelety původního dna nádrže je velmi obtížné. Dno postupně zanesené sedimenty se totiž jen těžko odliší od nadložních vrstev sedimentu. K posouzení vertikálního zvrstvení sedimentu se odebírají vzorky nejméně ze dvou vrstev sedimentu. Vždy se odebírá vzorek z vrchní části dna do hloubky 20 cm a vzorek z podloží aktivní vrstvy v hloubce 20 – 40 cm. Pokud je zjištěno, že sediment utváří mocnější vrstvy, odebere se vzorek i z hloubky po 20 – 40 cm. (Gergel, 1995)

11. Charakteristika vodní nádrže Vůznice

Cílem předchozích kapitol bylo vytvořit ucelený přehled problematiky dnových sedimentů. Nyní pozornost obrátíme na námi sledovanou vodní nádrž Vůznice.

11.1. CHKO Křivoklátsko

Vodní nádrž Vůznice leží v chráněné krajinné oblasti Křivoklátsko, které se rozkládá na západním okraji středních Čech. Území bylo vyhlášeno chráněnou krajinnou oblastí 24. listopadu 1978, je také biosférickou rezervací a v současné době se uvažuje o zřízení národního parku Křivoklátsko.

Páteř území CHKO utváří řeka Berounka, která protéká v hlubokém údolí napříč pahorkatinnou až vrchovinnou oblastí Křivoklátska. Jedním z přítoků řeky Berounky je právě potok Vůznice, na jehož toku se vodní nádrž nalézá.

11.1.1. Nádrž Vůznice

Vodní nádrž Vůznice je jednou z 340 nádrží, které se na území CHKO nacházejí. Vodní nádrže jsou po území nepravidelně rozptýleny. Nádrž Vůznice leží v národní přírodní rezervaci Vůznice.

Potok Vůznice vytváří hluboké údolí mezi obcemi Nižbor a Běleč na levém břehu řeky Berounky. Tok je místy přehrazen rybochovnými zařízeními sádek a umělými tůněmi. Nad soustavou sádek v údolí Vůznice je vybudovaná námi sledovaná retenční vodní nádrž.

Území je tvořeno neoproteozoickými horninami; a to jemně, středně až hrubozrnnými drobnými a jílovitými břidlicemi, místy s tělesy silicitů. Zastoupeny jsou i žulové porfyry a svahoviny. Půdní pokryv vytvářejí gleje v nivách a kambizemě na svazích.

V údolí Vůznice jsou zastoupeny olšiny přecházející v habrové doubravy. (Ložek et al., 2005)

12. Metodika

Praktická část diplomové práce byla zpracována na pracovištích:

- Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí, Laboratoř environmentální chemie
- Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí, Laboratoř ochrany vod

a dále ve spolupráci s pracovišti:

- CHKO Křivoklátsko
- České vysoké učení technické v Praze, Stavební fakulta, Katedra zdravotního a ekologického inženýrství, analytická laboratoř LERMO

Metodika vychází z postupů používaných na Katedře zdravotního a ekologického inženýrství ČVUT v Praze a z podrobné literární rešerše. Procedura vedoucí ke stanovení koncentrací toxických kovů v sedimentu zahrnuje odběr vzorků sedimentu z nádrže, sušení do konstantní hmotnosti, separace zrnitostních frakcí, rozklad a výluh materiálu a instrumentální analýza koncentrace toxických kovů.

12.1. Odběr vzorků

Ve spolupráci s pracovníky CHKO Křivoklátsko

Odběry vzorků byly provedeny jednorázově v polovině září roku 2011 uzavřeným jádrovým vzorkovačem (Obr. 2). Ve vypuštěném nádržním prostoru byla vybrána čtyři odběrová místa: u přítoku napájecího toku do nádrže, dvě odběrová místa ve střední části nádrže a jedno u výpusti. Další dva odběry jsme realizovali pod výpustním zařízením vodní nádrže.

Na jednotlivých stanovištích byla vždy odstraněna cca 5 cm vrstva svrchní části sedimentu, která mohla být ovlivněna přímým kontaktem s aerobním prostředím po vypuštění nádrže a nárstem vegetace během letnění. Použití uzavřeného jádrového vzorkovače nám umožnilo provést odběry vertikálního profilu sedimentu. Odebrali jsme profil o průměrné výšce cca 60 cm. V oblasti výpusti se nám podařilo dosáhnout hloubky 80 cm. Odebraný sediment byl vložen do uzavíratelných polyethylenových lahvíček. Odebrané vzorky byly následně zmrazeny na teplotu $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$.



Obr. 2. Odběr vzorku sedimentu uzavřeným jádrovým vzorkovačem.

12.2. Příprava vzorků k analýze

Ve spolupráci s analytickou laboratoří LERMO

Pro přípravu vzorků byla využita metodika, kterou vytvořilo pracoviště Katedry zdravotního a ekologického inženýrství.

12.2.1. Lyofilizace

Zmrazené vzorky byly lyofilizovány v lyofilizátoru CHRIST Alpha 1–4 (Obr. 3). Lyofilizace každého vzorku se svou časovou náročností pohybovala v intervalu 4–7 dní. Lyofilizátor je připojen na vývěvu, která zajišťuje podmínky vakua, lyofilizace probíhá při $-53\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Principem lyofilizace je šetrné sušení matric při velmi nízké teplotě a tlaku. Metoda je vhodná zejména pro biologický materiál. Výhodou lyofilizace je, že nedochází k přechodu vody z kapalného do plynného skupenství, což je v mnohých případech příčina poškození sušeného materiálu a ztráty části analytu.



Obr. 3. Lyofilizátor Alpha CHRIST 1–4.

12.2.2. Sítování

Lyofilizované vzorky byly rozsítovány pomocí prosévačky (sítovacího stroje) Analysette 3 Spartan, pulverisette 0. Před sítováním byly odděleny nejhrubší části sedimentu pomocí klasického nylonového síta o velikosti ok. Při vlastním sítování s použitím prosévačky byla použita 2 síta o velikosti ok 0,609 a 0,061 mm. Sediment tak byl rozdělen na tři frakce; nejhrubší částice a frakce větší než 0,609 mm, frakce větší než 0,061 mm a frakce menší než 0,061 mm.

Sítovací stroje pracují na principu třepačky. Prosévačka je opatřena elektromagnetickým pohonem, který zajišťuje vertikální kmitavý pohyb – vibrace. Při práci tak lze regulovat amplitudu kmitů, čímž lze prosívání do určité míry optimalizovat.

V dalších krocích jsme pracovali se střední a jemnou frakcí.

12.2.3. Mikrovlnný rozklad

Z každé frakce bylo naváženo asi 2 g sedimentu přesně do vysušených teflonových kelímků. Ke vzorku se následně přidalo 9 ml konc. kyseliny dusičné (65 %) a 1 ml peroxidu vodíku (30 %). Směs začala ihned reagovat za vzniku žlutého roztoku, v některých případech roztok pěnil. Teflonové lahvičky proto bylo třeba kvůli možnosti

vypěnění ihned zavíčkovat a zajistit v samostatných držácích. V nich pak byly vloženy do mikrovlnného systému ETHOS (Obr. 4). Aparatura byla spuštěna v režimu EPA 3052.

Metodika EPA 3052 podle americké US EPA představuje postup rozkladu s mikrovlnným ohřevem v kyselém prostředí. Metoda je určena pro rozklad křemičitých,



Obr. 4. Mikrovlnný systém ETHOS.

organických a dalších komplexních matric (US EPA, 1996). Mezi takové matrice patří například biologické tkáně, půdy, kaly a též námi sledované sedimenty. Metoda je navržena pro *celkový rozklad* vzorku, ve kterém chceme zjistit obsah kovů (metodika obsahuje jejich výčet). Během rozkladu jsou zapečetěné vzorky ohřívány mikrovlnným systémem. V jednotlivých fázích rozkladu se mění teplota; maximální dosaženou teplotou je cca 180 °C. Kromě řízeného zvyšování teploty dochází také ke zvyšování tlaku. Během procesu dochází k vyluhování analytu do roztoku kyseliny a peroxidu.

Zchlazené vzorky byly kvantitativně přefiltrovány přes filtrační papír do odměrných 50 ml baněk a doplněny destilovanou vodou po rysku.

Mezi vhodné analytické koncovky pro takto získané vzorky řadí metodika EPA 3052 atomovou absorpční spektrometrii.

12.3. Atomová absorpční spektrometrie

AAS je významnou metodou pro zjišťování prvkového složení látek v roztoku. Principem metody je měření úbytku elektromagnetického záření (absorbance), který je způsoben absorpcí záření volnými atomy prvků v plynné fázi. Do plynné fáze jsou prvky převáděny atomizací (Opekar et al., 2003).

Množství absorbovaného záření je kvantitativní mírou koncentrace stanovovaného prvků. Tento vztah je popsán Lambert-Beerovým zákonem.

AAS je metodou komparativní, tzn., že je stanovení založeno na porovnání signálů roztoků vzorků a roztoků standardů.

12.3.1. F-AAS

FAAS (Obr. 5) je plamennou technikou, při které je atomizace uskutečněna plamenem hořící směsi paliva a okysličovadla. Palivem je acetylen a jako okysličovadlo se využívá vzduch nebo oxid dusný. Směs oxid dusný/acetylen má vyšší účinnost atomizace, čímž poskytuje lepší detekční limity. Směs vzduch/acetylen se využívá pro snadno atomizovatelné prvky. Korekce pozadí lze dosáhnout deuteriovými lampami. Nevýhodou metody AAS je nelinearita kalibrační křivky při vyšších absorbancích.

Kapalný vzorek se do plamene zavádí ve formě drobných kapek aerosolu. Směs plynů a vzorku je žíhána v plamenu při teplotách do 2 500 K (vzduch/acetylen) respektive do 2 900 K (oxid dusný/acetylen). Zdrojem záření je výbojka s katodou vyrobenou ze stanovovaného kovu. Světelný paprsek prochází plamenem přes monochromátor do detektoru.

Před každým stanovením je třeba provést optimalizaci přístroje. Optimalizace spočívá v nastavení průtoku plynu, výšky plamene a nastavení spektrometru.

12.3.2. ETA-AAS

Elektrotermická atomizace (ETA-AAS) spočívá v postupném programovaném ohřevu kyvety, do které je dávkováno velmi malé množství vzorku (10 – 40 μl). Ohřev je zajištěn průchodem elektrického proudu (Opekar et al., 2003). Teplota kyvety je zvyšována v několika krocích:

1. Ohřev nad teplotu varu rozpouštědla – vysušení vzorku, do 120°C
2. Ohřev na teplotu pyrolýzy – odstranění co největší části matrice vzorku, 500 °C
3. Ohřev na teplotu atomizace – vytvoření oblaku plynných atomů, 2 000 – 3 000°C
4. Krátkodobé zahřátí kyvety nad teplotu atomizace – vyčištění kyvety
5. Ochlazení kyvety na počáteční teplotu

Teplotní program pro stanovení daného prvku ve vzorku musí být vždy optimalizován.

ETA-AAS má v porovnání s F-AAS vyšší citlivost měření a nižší detekční limity. ETA-AAS jsme využili pro stanovení koncentrací kadmia. (Doležalová, 2010)



Obr. 5. AA Series Spectrometer Solaar.

12.3.3. AMA

Ve spolupráci s Laboratoří environmentální chemie

Analyzátor AMA 254

(Obr. 6) je jednoúčelový atomový absorpční spektrometr pro stanovení celkového obsahu rtuti v pevných i kapalných vzorcích bez potřeby předchozí úpravy vzorku.

Spektrometr využívá techniku generování par kovové rtuti tepelným rozkladem vzorku

ve spalovací trubici s následným

zachycením a zakoncentrováním na zlatém amalgamátoru, opětovným tepelným

vypuzením a detekcí. Tímto je možno dosáhnout vysoké citlivosti stanovení. Nosným

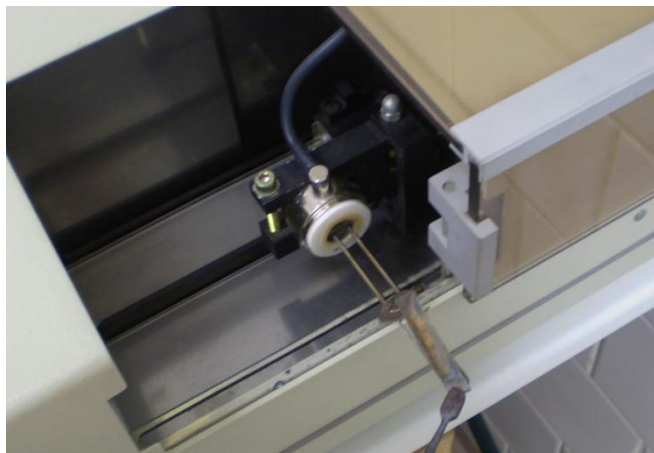
plynem je kyslík (Komínková, 2010; Geologická sekce, [online]). Jako zdroj záření slouží nízkotlaká rtuťová výbojka (Kolaříková, 2011).

Jak bylo předesláno v předchozím odstavci, rtuť byla stanovena přímo z pevného vzorku. Navážka sedimentu se pohybovala od asi 0,1 g do 0,2 g přesně. Vzorek umístěný ve spalovací lodičce je zaveden do spalovací trubice, ve které je vysušen a spálen – rtuť je tímto procesem uvolněna.

Absorbance je měřena při vlnové délce 253,65 nm a je vyhodnocena metodou externí kalibrace.

12.3.4. Kalibrace

Metodou externí kalibrace – vnějšího standardu – jsou získávány koncentrace analyzovaných prvků i v ostatních metodách AAS. AAS je instrumentální metodou; množství analytu je specifikováno odezvou přístroje na elektrický signál. Vztah mezi odezvou přístroje a koncentrací analytu je určen kalibrační křivkou. Kalibrace se provádí proměřením standardních roztoků, ve kterých je koncentrace analytu známa. Ze získaných odezev přístroje a z koncentrací standardů je následně sestrojena kalibrační křivka. Ta je využita ke komparaci se signálem našeho analytu.



Obr. 6. Analyzátor AMA 254.

12.4. Podíl organické hmoty – ztráta žiháním

Ve vzorcích sedimentu byl stanoven podíl organické hmoty jako obsah spalitelných látek ve vysušených vzorcích. Navážka (5,000 g) byla v peci žihána v porcelánových kelímcích po dobu 3 hodin při 650°C do konstantní hmotnosti. Minerální látky jsou do této teploty převážně rezistentní (Kupec, 2010).

Výpočet ztráty žiháním probíhá podle vzorce: $Z\check{Z}_{650} = \frac{100 \cdot (m_2 - m_3)}{m_2 - m_1}$ (%), kde

m_1 je hmotnost porcelánového kelímku (mg)

m_2 je hmotnost porcelánového kelímku s navážkou (mg)

m_3 je hmotnost porcelánového kelímku se zbytkem po žihání (mg)

12.5. Vyhodnocení výsledků

Získané koncentrace byly porovnány s limitními hodnotami rizikových prvků v sedimentu uvedenými v příloze č. 1 vyhlášky č. 257/2009 Sb. o používání sedimentů na zemědělské půdě (Tab. 1).

Tab. 1: Limitní hodnoty rizikových prvků v sedimentu v mg.kg⁻¹ sušiny.

Ukazatel	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Limitní hodnota	1	200	100	0,8	80	100	300

Ze stanovených koncentrací byly vypočteny *koeficienty rizika* (HQ – Hazard Quotient). Pro jejich výpočet jsou využívána ekotoxikologická kritéria (benchmarkery) US EPA (Tab. 2). Konkrétně se jedná o „koncentraci prahového účinku“ TEC a „koncentraci pravděpodobného účinku“ PEC.

Tab. 2. Limitní koncentrace škodlivin ve vodě a sedimentu v mg.kg⁻¹ sušiny.

Polutant	Al	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
TEC	-	0,592	56	28	39,6	34,2	159
PEC	58030	11,7	159	77,7	38,5	396	1532

HQ se vypočte podle vzorce: $HQ = \frac{Cs}{TC}$, kde

Cs odpovídá zjištěné koncentraci látky v sedimentu

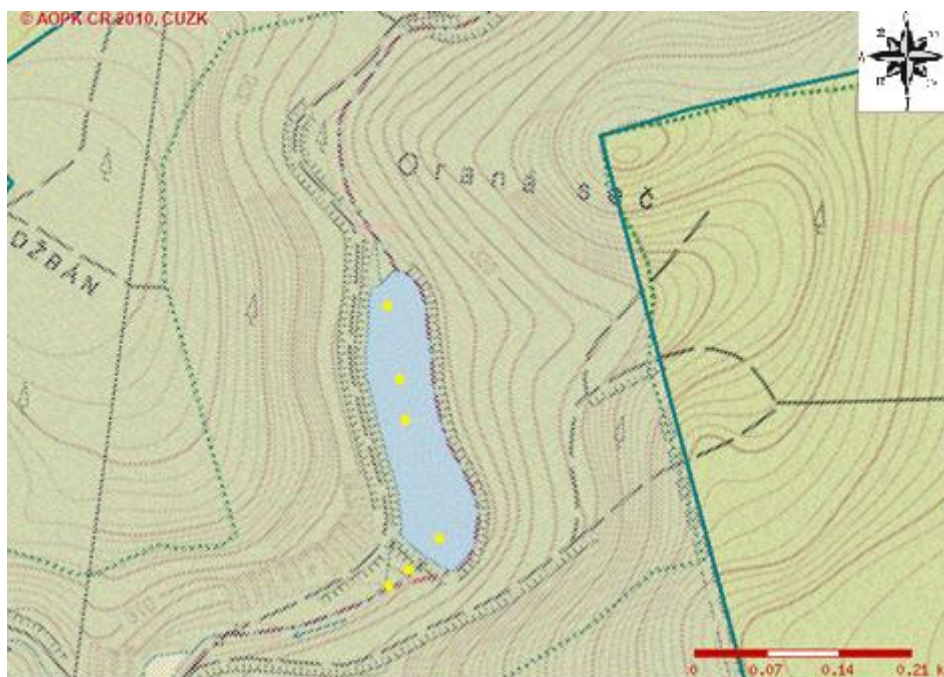
TC odpovídá ekotoxikologickému kritériu pro daný polutant

Benchmarker je hraniční hodnota ukazatele v daném prostředí, která již způsobuje statisticky významný účinek na ekosystém. Vychází z krátkodobých i dlouhodobých testů toxicity (Nábělková et al., 2003).

Pokud hodnota HQ u jediného prvku překročí hodnotu 1, je indikováno ekologické riziko. Nevýhodou tohoto koeficientu je, že nepočítá se synergickým působením polutantů (Komínková et Benešová, 2004a, b).

13. Výsledky

Na mapce (Obr. 7) jsou orientačně zakresleny odběrové body. Šest odběrových míst je rozděleno do čtyř kategorií: *vtok*, *sedimentární část*, *výpust'*, *pod výpustí*.



Obr. 7. Mapa evropsky významných lokalit – Vůznice (AOPK, 2012; výřez) se žlutě zakreslenými body odběrových míst.

V následujících kapitolách jsou uvedeny charakteristiky jednotlivých odběrových míst zejména z hlediska obsahu rizikových kovů. Z nich je na závěr provedeno celkové hodnocení obsahu rizikových kovů ve vodní nádrži Vůznice.

13.1. Vtok

Odběrové místo *vtok* bylo vybráno v bezprostřední blízkosti přítoku napájecího toku do vodní nádrže.

V následující tabulce je vždy uvedena popisná statistika každého kovu ve střední a jemné frakci. Jako směrodatná hodnota pro vyhodnocení míry rizika hodnocené frakce je brána hodnota průměru. Pro lepší srovnání a ilustraci jsou vypočteny také HQ pro maximum a minimum.

Tab. 3.: Vyhodnocení obsahu vybraných rizikových kovů v sedimentu odběrového místa vtok¹.

		Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	Hg
		mg.kg ⁻¹									
Sřední frakce	průměr	20351	0,39	38,3	43,5	22470	653	45,8	24,9	111	0,149
	medián	20349	0,39	38,7	45,5	22377	630	45,3	24,0	112	0,147
	sm.odch.	3358	0,08	3,5	4,4	2911	431	7,3	3,2	9	0,030
	max	25195	0,50	42,6	49,6	26198	1504	59,7	30,6	123	0,187
	min	15693	0,26	34,5	37,1	18416	278	37,9	20,5	97	0,109
	Počet vz.	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Vyhodnocení střední frakce, HQ	257/2009		1	200	100			80	100	300	0,8
	TEC _{max}		0,84	0,76	1,77			1,51	0,90	0,77	
	PEC _{max}	0,43	0,04	0,27	0,64			1,55	0,08	0,08	
	TEC _{průměr}		0,66	0,68	1,55			1,16	0,73	0,70	
	PEC _{průměr}	0,35	0,03	0,24	0,56			1,19	0,06	0,07	
	TEC _{min}		0,44	0,62	1,33			0,96	0,60	0,61	
PEC _{min}	0,27	0,01	0,22	0,48			0,99	0,05	0,06		
Jemná frakce	průměr	16571	0,21	33,0	27,3	19028	350	31,1	18,4	90	0,109
	medián	15450	0,19	31,4	25,3	19469	385	30,0	19,0	85	0,106
	sm.odch.	4443	0,09	5,7	3,9	3606	144	4,3	1,8	13	0,018
	max	25226	0,38	43,10	33,3	23213	540	38,6	20,3	115	0,138
	min	12009	0,12	27,9	22,9	13898	168	26,6	15,8	76	0,092
	Počet vz.	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Vyhodnocení jemné frakce, HQ	257/2009		1	200	100			80	100	300	0,8
	TEC _{max}		0,64	0,77	1,19			0,97	0,59	0,72	
	PEC _{max}	0,43	0,04	0,27	0,43			1,00	0,05	0,07	
	TEC _{průměr}		0,36	0,59	0,97			0,78	0,54	0,56	
	PEC _{průměr}	0,29	0,02	0,21	0,35			0,81	0,05	0,06	
	TEC _{min}		0,21	0,50	0,82			0,67	0,46	0,48	
PEC _{min}	0,21	0,01	0,18	0,29			0,69	0,04	0,05		

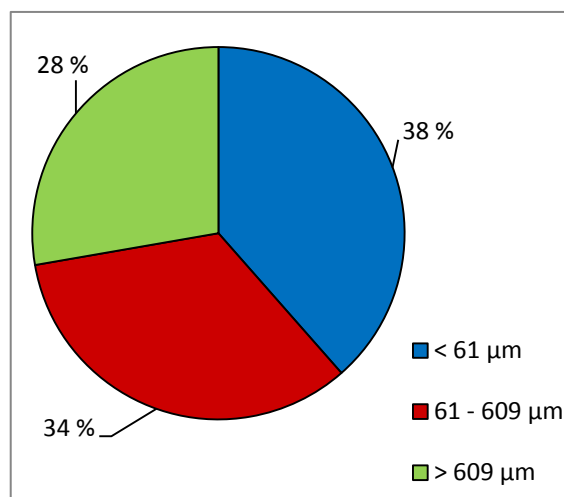
Tab. 4.: Organický podíl ve střední a jemné frakci dnového sedimentu.

	Ukazatel	Průměr	Medián	Sm. odch.	Max	Min	Počet vz.
Střední frakce	ZŽ [%]	16,21	17,34	6,13	24,99	9,54	7
Jemná frakce		11,86	16,52	3,63	16,52	7,17	7

U vtoku do nádrže (Tab. 3.) je zjištěno překročení limitů TEC ve střední frakci u dvou rizikových prvků: mědi a niklu. V případě niklu se překročení týká i limitu PEC.

¹ Červeně je vždy označeno překročení stanoveného limitu.

Pro sediment důležitými a s obsahem toxických kovů úzce souvisejícími charakteristikami jsou zastoupení jednotlivých frakcí v sedimentu a obsah organických látek ve sledovaných frakcích sedimentu. Námi sledované frakce tvoří téměř $\frac{3}{4}$ hmotnostního zastoupení odběru sedimentu na daném odběrovém místě. Procentuální zastoupení hmotností frakcí je znázorněno v grafu (Obr. 8).

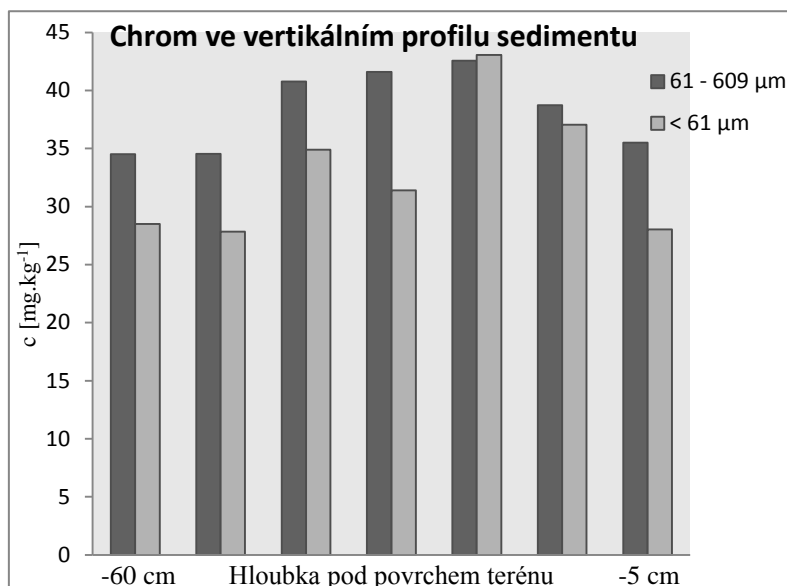


Obr. 8. Podíly zrnitostních frakcí v sedimentu kategorie *vtok*.

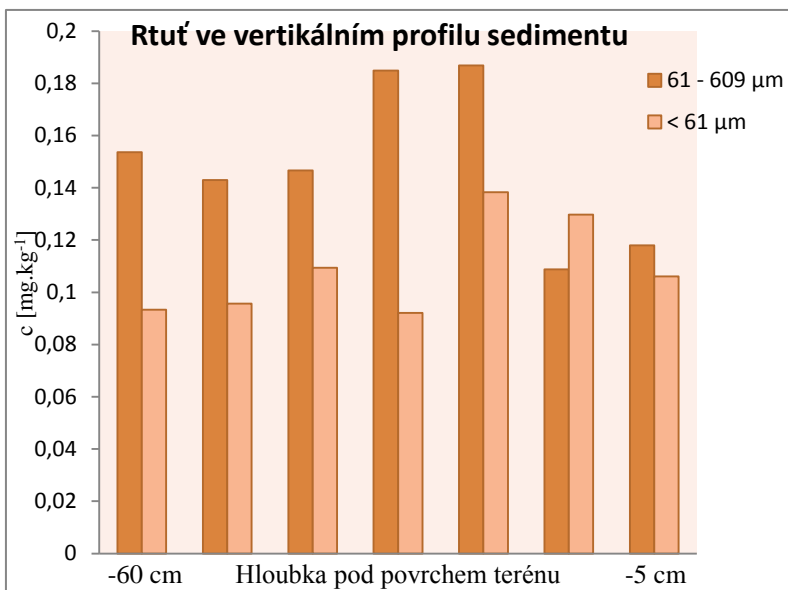
Stanovení obsahu organické hmoty

metodou ztráty žíháním ukazuje na vyšší obsah organické hmoty ve střední frakci (Tab. 4).

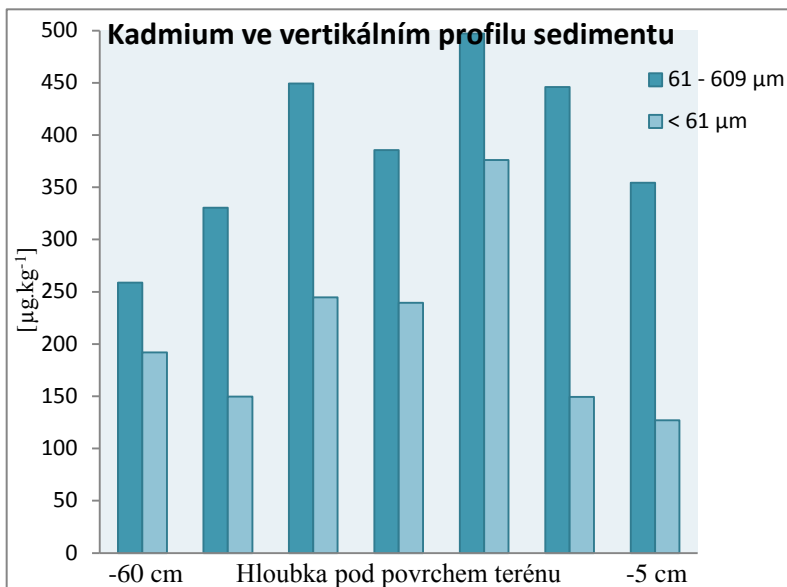
Následující grafy (Obr. 9 – 18) zobrazují vertikální profil dnového sedimentu z hlediska obsahu sledovaných prvků. Graf je konstruován tak, že vzorek, který byl v profilu nejhluběji, je na počátku osy. Počátek osy odpovídá hloubce asi 60 cm. V grafu je možné sledovat trend u chromu, rtuti a kadmia, případně hliníku. V případě těchto prvků je sledovatelné mírné zvýšení koncentrace ve střední části profilu. Graf zachycující průběh koncentrace rtuti je navíc doplněn spojnicemi pro snazší analýzu zmíněného trendu. V případě ostatních prvků takovýto trend rozeznatelný není.



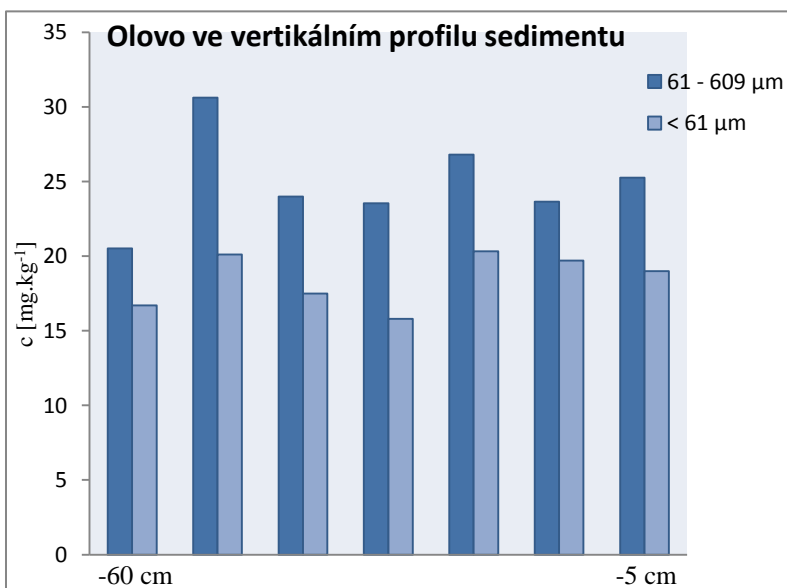
Obr. 9. Graf průběhu koncentrace chromu ve vertikálním profilu sedimentu.



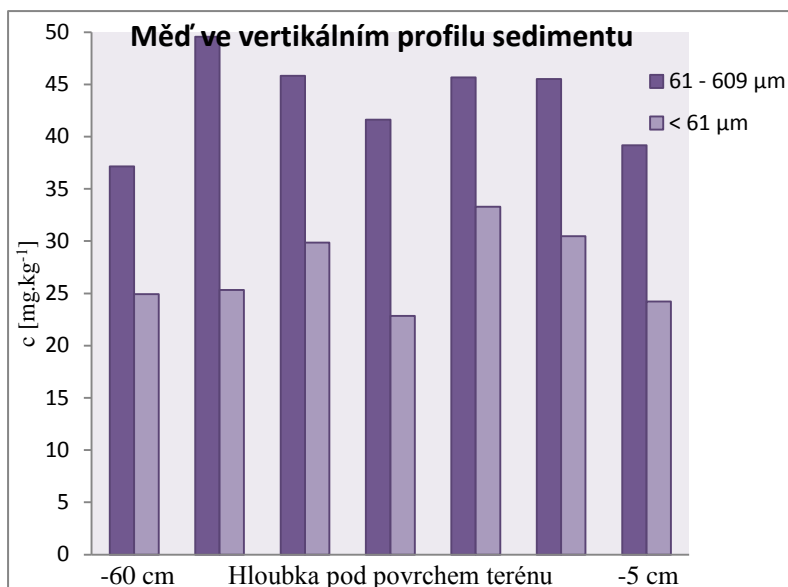
Obr. 10. Graf průběhu koncentrace rtuti ve vertikálním profilu sedimentu.



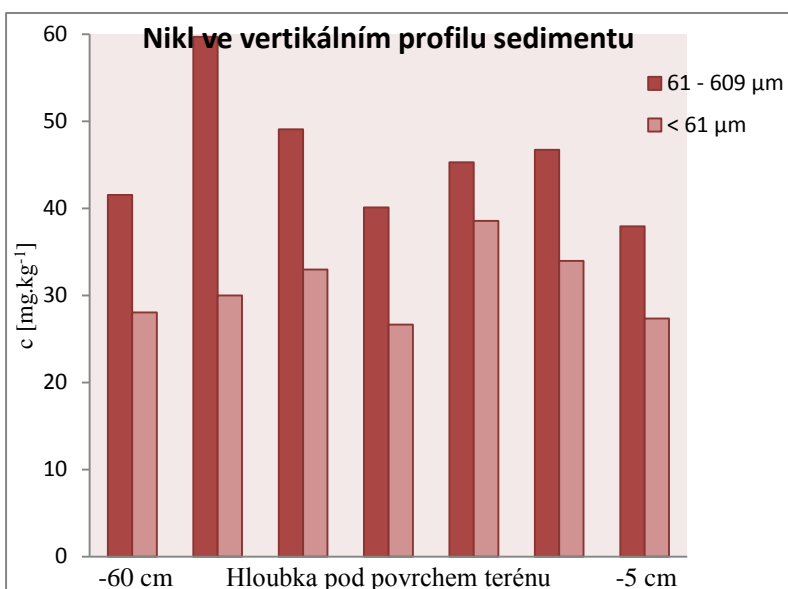
Obr. 11. Graf průběhu koncentrace kadmia ve vertikálním profilu sedimentu.



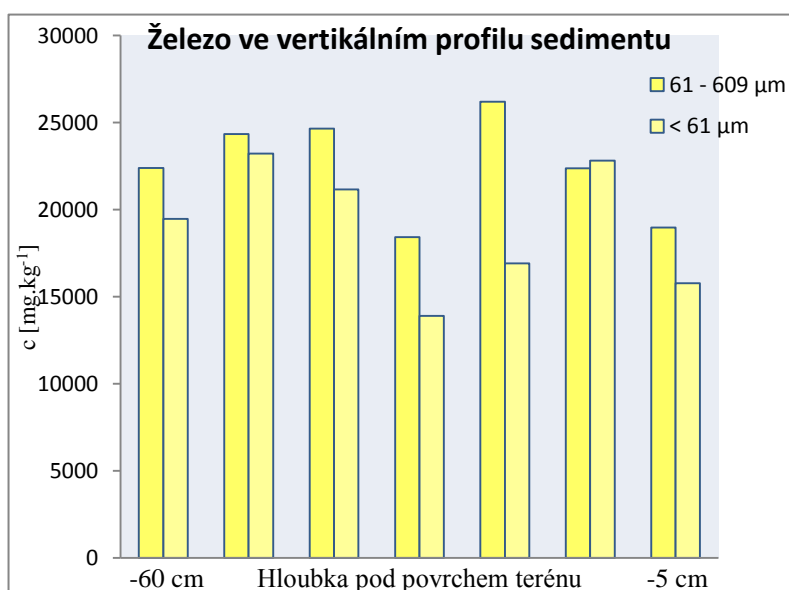
Obr. 12. Graf průběhu koncentrace olova ve vertikálním profilu sedimentu.



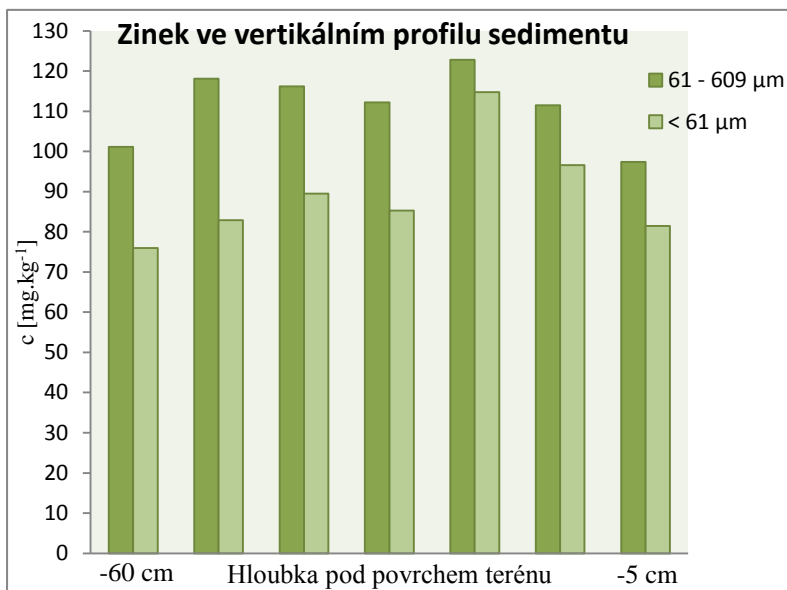
Obr. 13. Graf průběhu koncentrace mědi ve vertikálním profilu sedimentu.



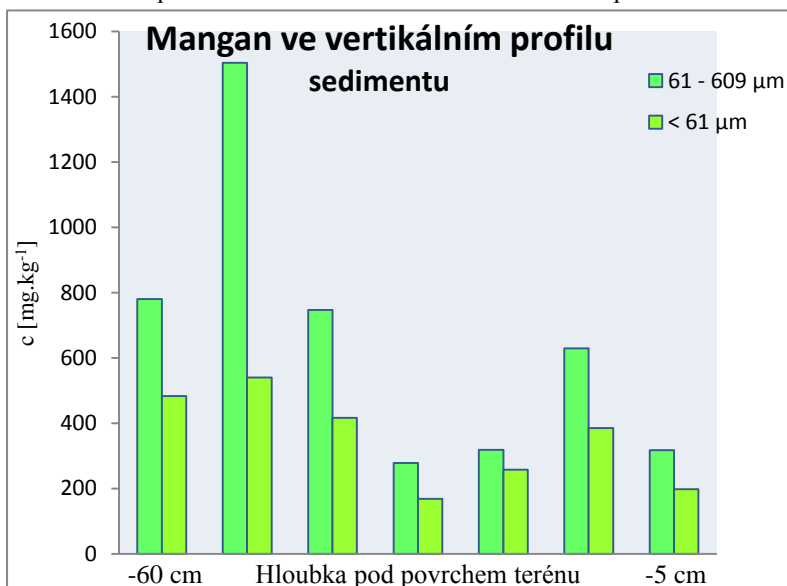
Obr. 14. Graf průběhu koncentrace niklu ve vertikálním profilu sedimentu.



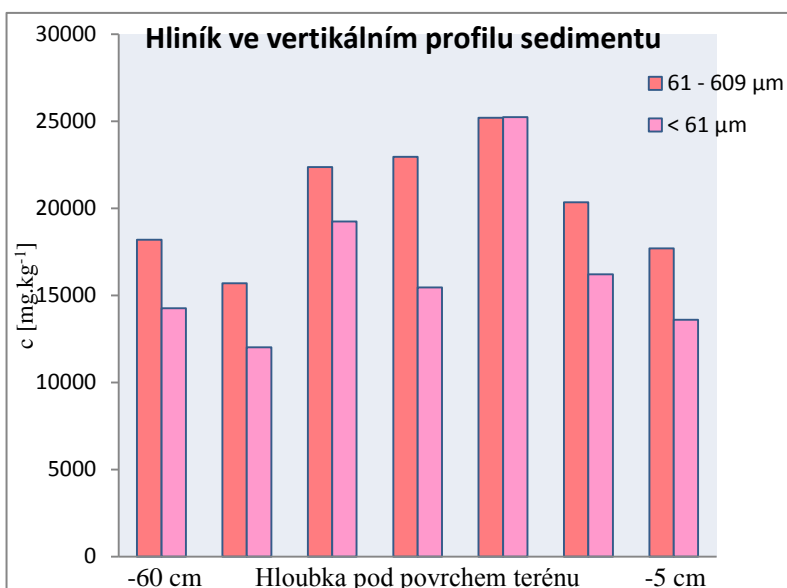
Obr. 15. Graf průběhu koncentrace železa ve vertikálním profilu sedimentu.



Obr. 16. Graf průběhu koncentrace zinku ve vertikálním profilu sedimentu.



Obr. 17. Graf průběhu koncentrace manganu ve vertikálním profilu sedimentu.



Obr. 18. Graf průběhu koncentrace hliníku ve vertikálním profilu sedimentu.

13.2. Sedimentární část

Kategorie *sedimentární část* má za cíl charakterizovat průběh koncentrací v sedimentárním pásmu dna nádrže. Je složena ze dvou odběrů ve střední části nádrže. Odběry byly uskutečněny v blízkosti protékajícího napájecího toku.

Tab. 5. Vyhodnocení obsahu vybraných rizikových kovů v sedimentu odběrového místa *sedimentární část*.

		Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	Hg
		mg.kg ⁻¹									
Střední frakce	průměr	18047	0,30	36,4	35,9	22089	722	40,0	20,7	103	0,140
	medián	17426	0,31	37,0	36,3	21759	604	41,4	21,0	106	0,149
	sm.odch.	3915	0,09	3,4	4,6	1737	342	4,6	3,1	15	0,030
	max	25642	0,38	40,7	44,2	24686	1502	45,6	24,1	122	0,177
	min	13858	0,09	29,6	26,3	19710	438	31,4	13,9	75	0,071
	Počet vz.	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
Vyhodnocení střední frakce, HQ	257/2009		1	200	100			80	100	300	0,8
	TEC _{max}		0,65	0,73	1,58			1,15	0,71	0,77	
	PEC _{max}	0,44	0,03	0,26	0,57			1,18	0,06	0,08	
	TEC _{průměr}		0,50	0,65	1,28			1,01	0,60	0,65	
	PEC _{průměr}	0,31	0,03	0,23	0,46			1,04	0,05	0,07	
	TEC _{min}		0,15	0,53	0,94			0,79	0,41	0,47	
PEC _{min}	0,24	0,01	0,19	0,34			0,82	0,04	0,05		
Jemná frakce	průměr	16505	0,21	32,6	28,1	18001	444	29,9	17,6	88	0,117
	medián	16233	0,22	33,5	29,1	18207	349	29,7	17,2	86	0,116
	sm.odch.	2793	0,05	3,9	3,1	2215	290	1,8	2,2	8	0,009
	max	21285	0,27	38,7	32,8	20340	1114	32,7	21,4	100	0,134
	min	11708	0,13	25,7	22,6	14773	219	27,3	14,8	77	0,104
	Počet vz.	9	9	9	9	9	9	9	9	9	8
Vyhodnocení jemné frakce, HQ	257/2009		1	200	100			80	100	300	0,8
	TEC _{max}		0,46	0,70	1,17			0,82	0,63	0,63	
	PEC _{max}	0,37	0,02	0,24	0,42			0,85	0,05	0,07	
	TEC _{průměr}		0,34	0,58	1,00			0,75	0,51	0,55	
	PEC _{průměr}	0,28	0,02	0,20	0,36			0,78	0,04	0,06	
	TEC _{min}		0,22	0,46	0,81			0,69	0,43	0,47	
PEC _{min}	0,20	0,01	0,16	0,29			0,71	0,04	0,05		

Tab. 6. Organický podíl ve střední a jemné frakci dnového sedimentu.

	Ukazatel	Průměr	Medián	Sm. odch.	Max	Min	Počet vz.
Střední frakce	ZŽ [%]	13,24	14,25	5,38	20,51	4,87	9
Jemná frakce		9,86	8,79	2,45	14,90	7,51	8

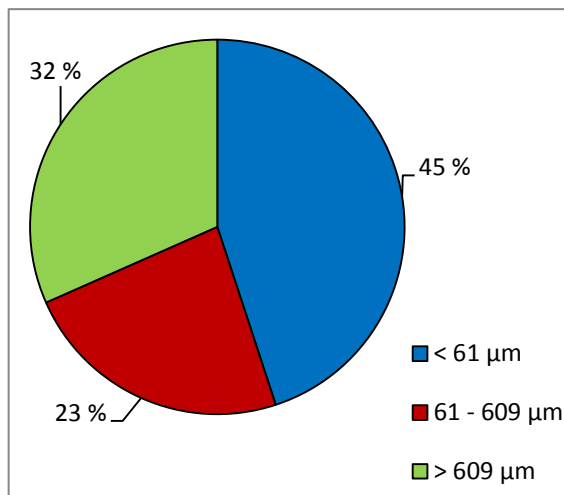
I v *sedimentární části* (Tab. 5) je zjištěno překročení limitů TEC ve střední frakci u mědi a niklu a v případě niklu se překročení týká i limitu PEC.

Sledované frakce tvoří necelé $\frac{3}{4}$ hmotnostního zastoupení odběru sedimentu na daném odběrovém místě. Nejjemnější frakce pak tvoří téměř $\frac{1}{2}$ hmotnostního zastoupení. Procentuální zastoupení hmotností frakcí je znázorněno v grafu (Obr. 19). Stanovení obsahu organické hmoty metodou ztráty žiháním opět ukazuje na vyšší obsah organické hmoty ve střední frakci (Tab. 6).

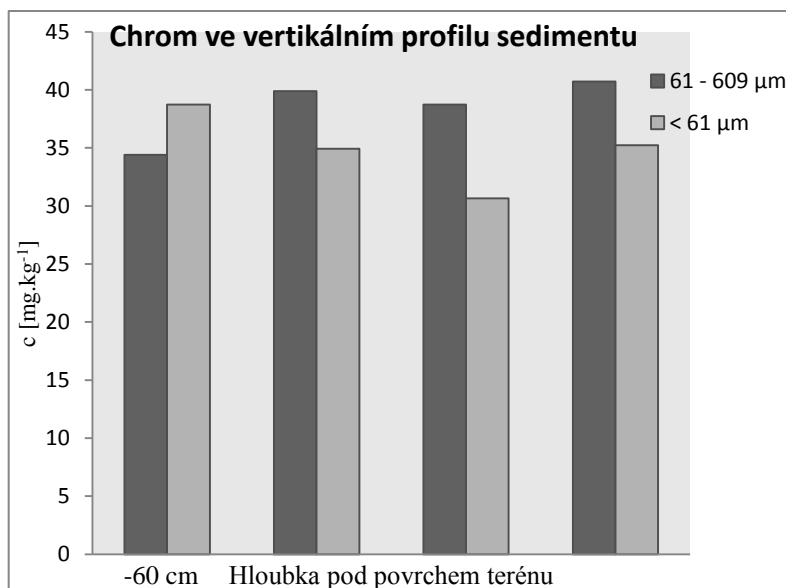
Vyhodnocené HQ u rizikových kovů i obsah organické hmoty vykazují nižší hodnoty oproti první kategorii Vtok.

Vertikální průběh koncentrací kovů v profilu dnového sedimentu *sedimentární části* nevykazuje výrazný trend u žádného z kovů. Průběh koncentrací je v profilu více vyrovnaný než u přítoku napájecího toku do nádrže. Hloubka obou odběrů byla asi 60 cm.

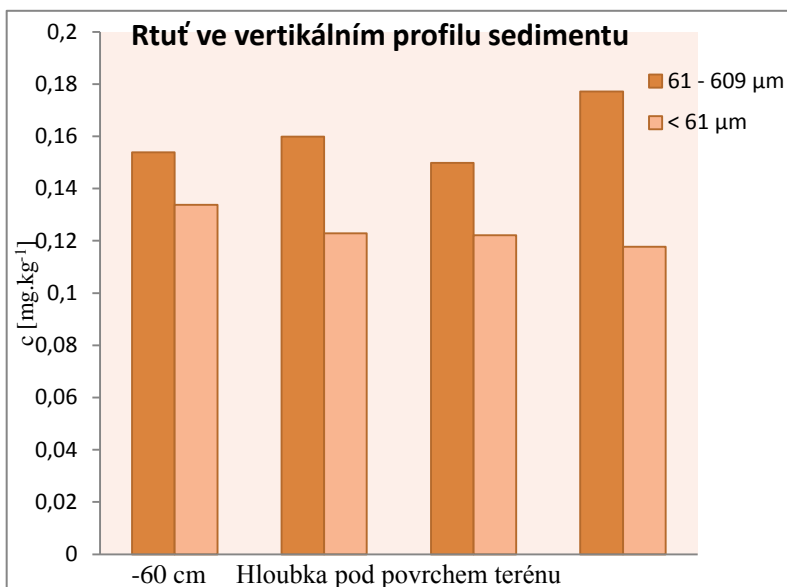
Na ukázkou uvedme grafy vybraných kovů (Obr. 20 – 23).



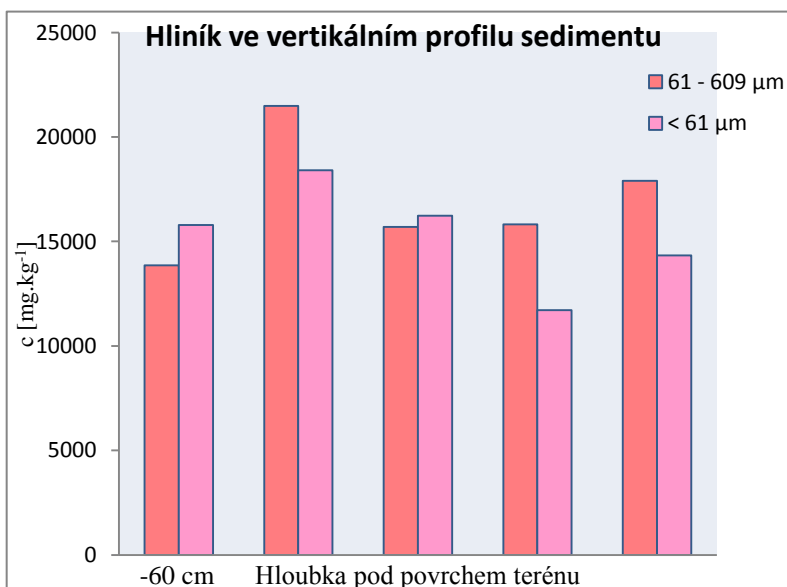
Obr. 19.: Podíly zrnitostních frakcí v sedimentu kategorie *sedimentární část*.



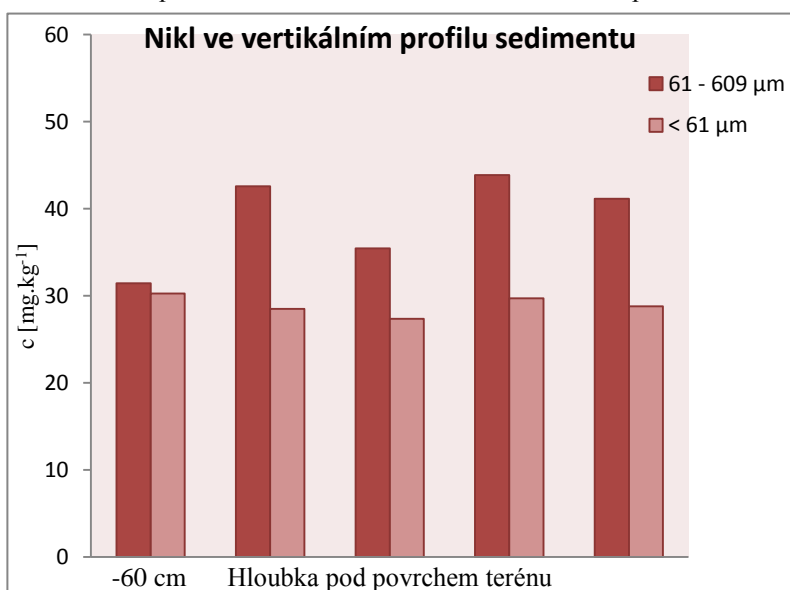
Obr. 20. Graf průběhu koncentrace chromu ve vertikálním profilu sedimentu.



Obr. 21. Graf průběhu koncentrace rtuti ve vertikálním profilu sedimentu.



Obr. 22. Graf průběhu koncentrace hliníku ve vertikálním profilu sedimentu.



Obr. 23. Graf průběhu koncentrace niklu ve vertikálním profilu sedimentu.

13.3. Výpust'

Kategorie *výpust'* charakterizuje oblast odtoku napájecího toku z nádrže.

Tab. 7. Vyhodnocení obsahu vybraných rizikových kovů v sedimentu odběrového místa *výpust'*.

		Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	Hg
		mg.kg ⁻¹									
Střední frakce	průměr	22675	0,27	44,0	35,7	25763	715	42,7	21,5	115	0,146
	medián	22729	0,29	42,1	34,9	24833	634	38,4	21,6	112	0,151
	sm.odch.	1782	0,09	6,9	2,5	2756	160	11,8	3,4	12	0,023
	max	24437	0,36	59,3	39,0	31511	1000	65,9	26,9	134	0,168
	min	19016	0,14	38,5	32,9	23784	589	31,5	15,9	99	0,120
	Počet vz.	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Vyhodnocení střední frakce, HQ	257/2009		1	200	100			80	100	300	0,8
	TEC _{max}		0,60	1,06	1,39			1,66	0,79	0,84	
	PEC _{max}	0,42	0,03	0,37	0,50			1,71	0,07	0,09	
	TEC _{průměr}		0,46	0,79	1,28			1,08	0,63	0,72	
	PEC _{průměr}	0,39	0,02	0,28	0,46			1,11	0,05	0,07	
	TEC _{min}		0,23	0,69	1,17			0,80	0,47	0,62	
PEC _{min}	0,33	0,01	0,24	0,42			0,82	0,04	0,04		
Jemná frakce	průměr	20709	0,22	39,0	30,8	21440	532	30,9	19,0	100	0,123
	medián	20193	0,23	37,7	31,1	21276	482	31,2	19,5	98	0,115
	sm.odch.	1560	0,10	2,6	1,6	1046	110	2,6	1,5	11	0,016
	max	23277	0,40	42,1	33,5	22560	770	34,1	21,3	116	0,151
	min	19221	0,10	35,9	29,0	20057	465	27,1	17,1	85	0,110
	Počet vz.	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Vyhodnocení jemné frakce, HQ	257/2009		1	200	100			80	100	300	0,8
	TEC _{max}		0,67	0,75	1,20			0,86	0,62	0,73	
	PEC _{max}	0,40	0,03	0,26	0,42			0,88	0,05	0,08	
	TEC _{průměr}		0,38	0,70	1,10			0,78	0,56	0,63	
	PEC _{průměr}	0,36	0,02	0,25	0,40			0,80	0,05	0,07	
	TEC _{min}		0,17	0,64	1,04			0,68	0,50	0,53	
PEC _{min}	0,33	0,01	0,23	0,37			0,70	0,04	0,06		

Tab. 8. Organický podíl ve střední a jemné frakci dnového sedimentu.

	Ukazatel	Průměr	Medián	Sm. odch.	Max	Min	Počet vz.
Střední frakce	ZŽ	12,06	12,37	3,83	15,72	8,08	3
Jemná frakce	[%]	11,74	11,90	1,98	13,68	8,96	5

U odtoku z nádrže (Tab. 7) je zjištěno překročení limitů TEC ve střední frakci u mědi a niklu. V případě niklu se překročení týká i limitu PEC. Navíc je překročen limit TEC v případě mědi v jemné frakci.

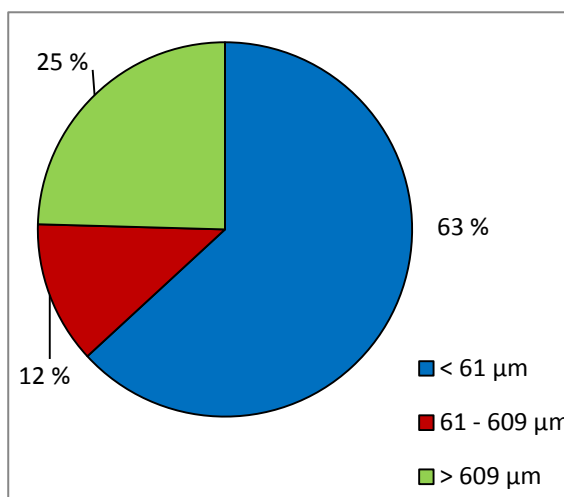
Sledované frakce tvoří ¾ hmotnostního zastoupení odběru sedimentu na daném odběrovém místě. Nejjemnější frakce pak tvoří více než ½ hmotnostního zastoupení. Procentuální zastoupení hmotností frakcí je znázorněno v grafu (Obr. 24). Stanovení

obsahu organické hmoty metodou ztráty žíháním vykazuje nejvyrovnanější poměr mezi střední a jemnou frakcí ze všech odběrových míst ve vodní nádrži (Tab. 8).

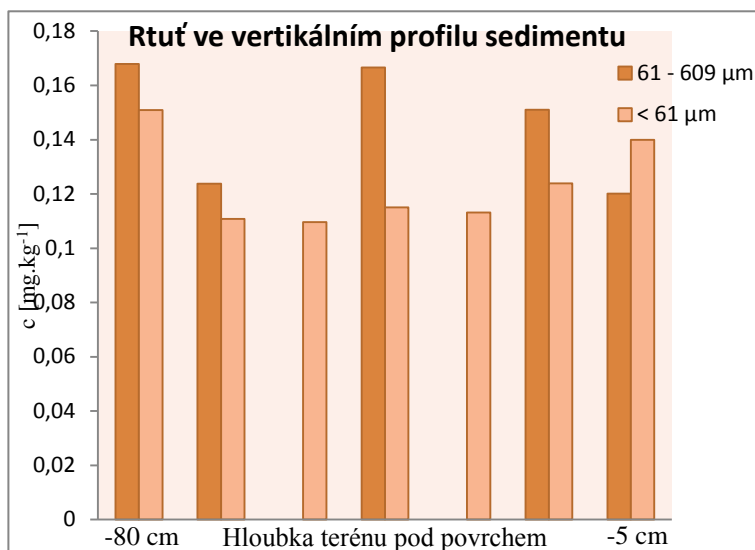
Vertikální průběh koncentrací kovů u odtoku napájecího toku z nádrže je značně nevyrovnaný. V profilu není sledovatelný žádný trend. Hloubka odběru byla asi 80 cm. Kolísání koncentrací

může vypovídat o víření vrstev sedimentu během zvýšeného průtoku například

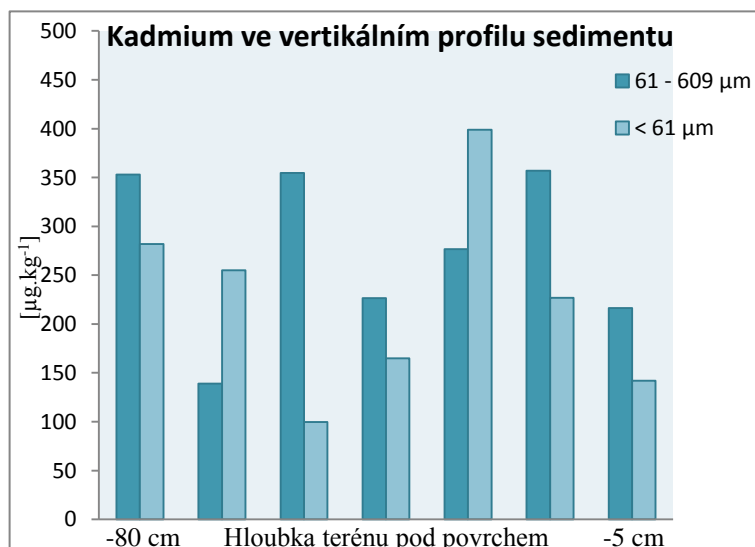
při povodních. Vybrané grafy vertikálního průběhu koncentrací kovů jsou zobrazeny na Obr. 25 – 30.



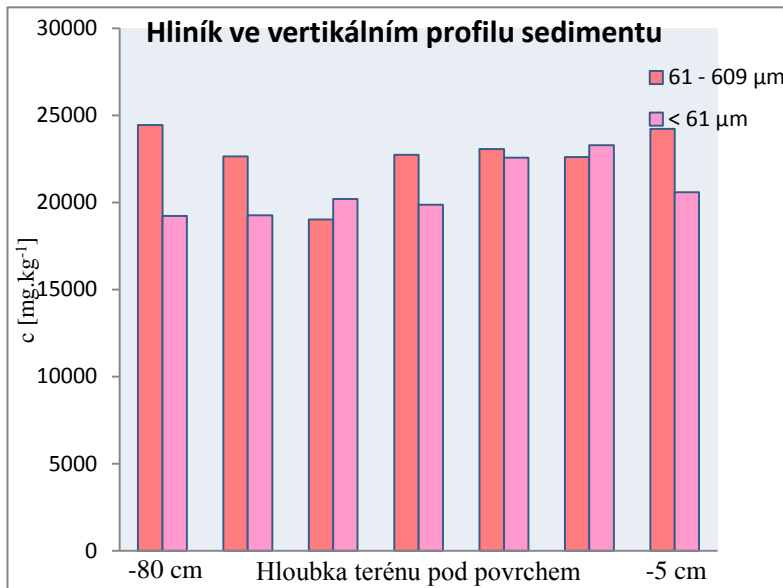
Obr. 24. Podíly zrnitostních frakcí v sedimentu kategorie *výpust*.



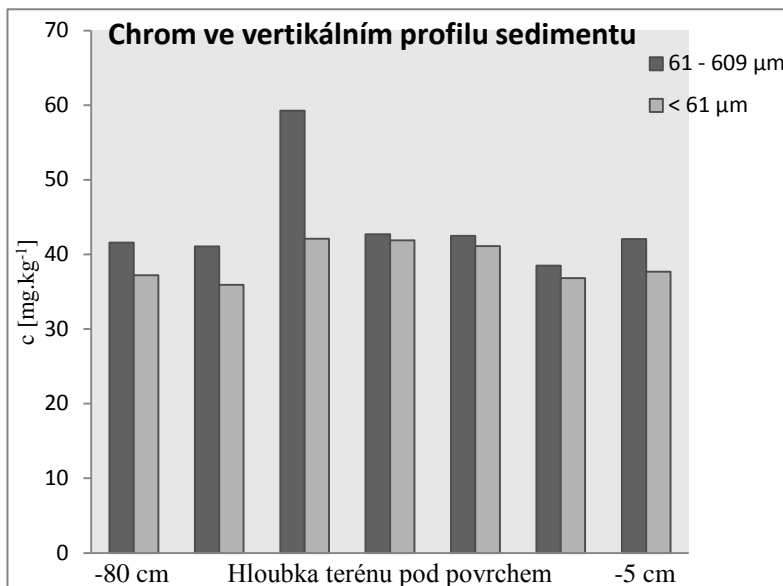
Obr. 25. Graf průběhu koncentrace rtuti ve vertikálním profilu sedimentu.



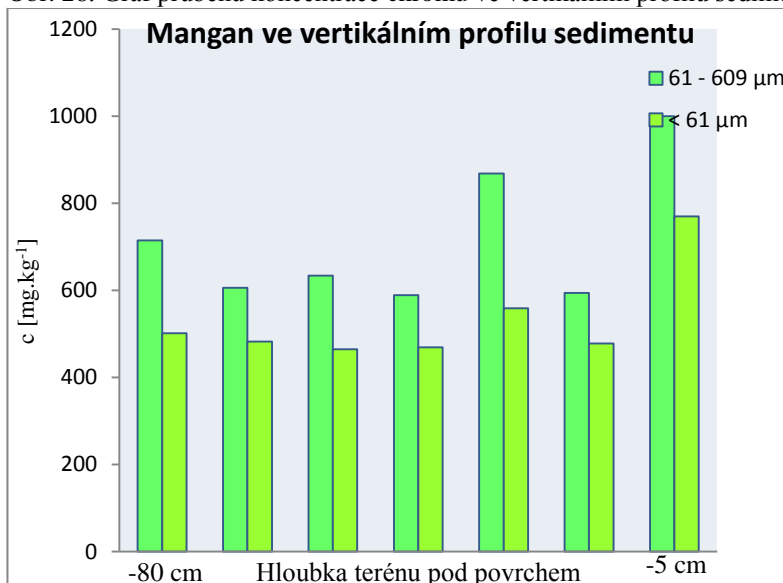
Obr. 26. Graf průběhu koncentrace kadmia ve vertikálním profilu sedimentu.



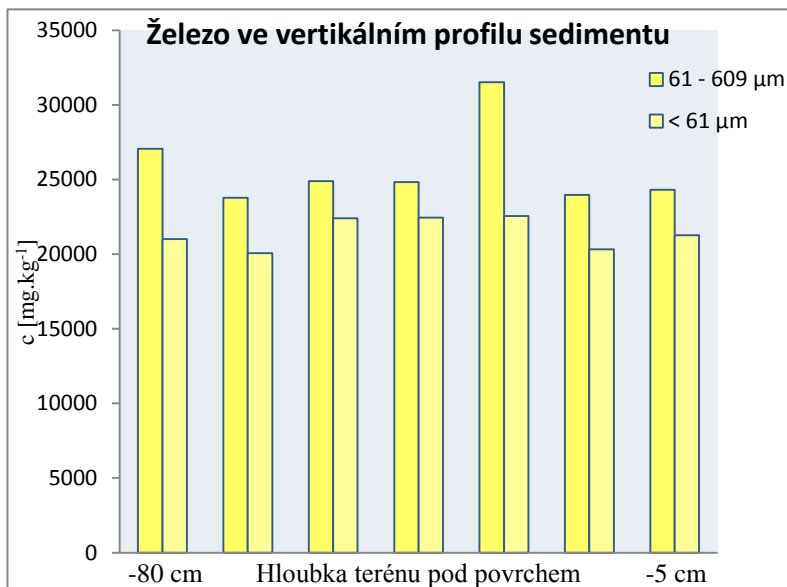
Obr. 27. Graf průběhu koncentrace hliníku ve vertikálním profilu sedimentu.



Obr. 28. Graf průběhu koncentrace chromu ve vertikálním profilu sedimentu.



Obr. 29. Graf průběhu koncentrace manganu ve vertikálním profilu sedimentu.



Obr. 30. Graf průběhu koncentrace železa ve vertikálním profilu sedimentu.

13.4. Pod výpustí

Kategorie pod výpustí je složena ze dvou odběrových míst. Ta jsou situována pod nádrž Vůznice. Tato kategorie charakterizuje dnové sedimenty tekoucích vod.

V případě kategorie *pod výpustí* jsou na následujících řádcích provedena dvě vyhodnocení. Kromě celkového hodnocení místa *pod výpustí* (Tab. 9) je navíc zvlášť uvedeno hodnocení tří odebraných vzorků (Tab. 11), které byly tvořeny především hrubější frakcí (Obr. 32).

Tab. 9. Vyhodnocení obsahu vybraných rizikových kovů v sedimentu odběrového místa *pod výpustí*.

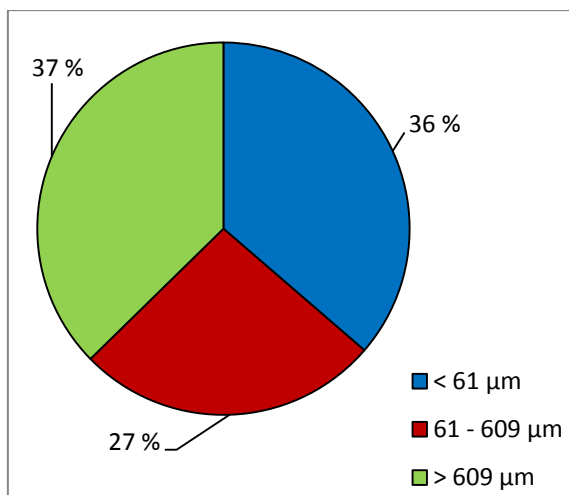
		Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	Hg
		mg.kg ⁻¹									
Střední frakce	průměr	17110	0,13	34,3	29,7	24822	899	32,0	16,3	85	0,095
	medián	15451	0,10	34,7	29,5	24928	717	31,2	15,7	86	0,071
	sm.odch.	6935	0,09	7,2	4,6	656	514	3,0	3,8	16	0,035
	max	27705	0,26	43,0	34,4	25468	1937	36,1	21,0	102	0,134
	min	10201	0,05	26,8	25,4	23678	578	29,2	11,9	68	0,069
	Počet vz.	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
Vyhodnocení střední frakce, HQ	257/2009		1	200	100			80	100	300	0,8
	TEC _{max}		0,44	0,77	1,23			0,91	0,61	0,64	
	PEC _{max}	0,48	0,02	0,27	0,44			0,94	0,05	0,07	
	TEC _{průměr}		0,22	0,61	1,06			0,81	0,48	0,54	
	PEC _{průměr}	0,29	0,01	0,22	0,38			0,83	0,04	0,06	
	TEC _{min}		0,08	0,47	0,91			0,74	0,35	0,43	
	PEC _{min}	0,18	0,00	0,17	0,33			0,76	0,03	0,04	
Jemná frakce	průměr	19817	0,18	38,2	31,0	21906	903	29,9	18,8	92	0,115
	medián	19878	0,19	36,9	31,1	21861	658	28,6	18,5	87	0,114
	sm.odch.	3358	0,09	4,7	3,6	2623	567	4,7	1,6	18	0,019
	max	24223	0,31	45,1	35,4	26012	2048	35,9	20,7	115	0,138
	min	15760	0,07	32,8	26,7	18380	584	25,5	16,4	75	0,097
	Počet vz.	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
Vyhodnocení jemné frakce, HQ	257/2009		1	200	100			80	100	300	0,8
	TEC _{max}		0,52	0,81	1,27			0,91	0,61	0,72	
	PEC _{max}	0,42	0,03	0,28	0,46			0,93	0,05	0,08	
	TEC _{průměr}		0,30	0,68	1,11			0,75	0,55	0,58	
	PEC _{průměr}	0,34	0,02	0,24	0,40			0,78	0,05	0,06	
	TEC _{min}		0,12	0,59	0,96			0,64	0,48	0,47	
	PEC _{min}	0,27	0,01	0,20	0,34			0,66	0,04	0,05	

Tab. 10. Organický podíl ve střední a jemné frakci dnového sedimentu.

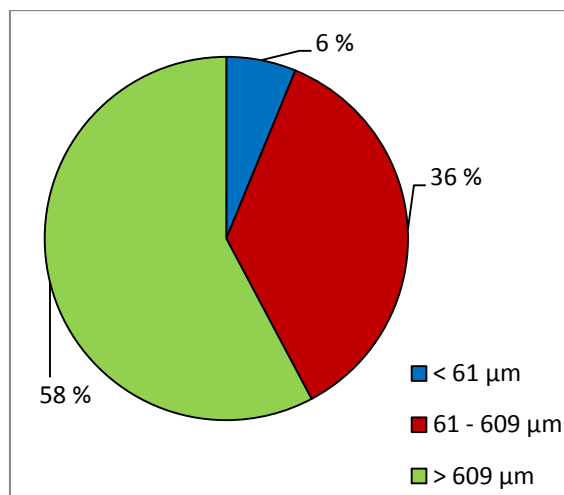
	Ukazatel	Průměr	Medián	Sm. odch.	Max	Min	Počet vz.
Střední frakce	ZŽ [%]	8,18	9,57	6,53	19,04	3,61	5
Jemná frakce		10,63	10,63	0,69	11,12	10,15	2

V korytě odtékajícího napájecího toku nádrže Vůznice (Tab. 9) je zjištěno překročení limitů TEC ve střední i jemné frakci u mědi.

Sledované frakce tvoří více než ½ hmotnostního zastoupení odběru sedimentu na daném odběrovém místě. Procentuální zastoupení hmotností frakcí je znázorněno v následujícím grafu (Obr. 31). Stanovení obsahu organické hmoty metodou ztráty žiháním vykazuje relativně vyrovnaný poměr organické hmoty ve střední a jemné frakci (Tab. 10).



Obr. 31.: Podíly zrnitostních frakcí v sedimentu kategorie *pod výpustí*.



Obr. 32.: Podíly zrnitostních frakcí v hrubozrnějších vzorcích sedimentu kategorie *pod výpustí*.

Tab. 11. Vyhodnocení obsahu vybraných rizikových kovů ve vzorcích sedimentu hrubší zrnitosti z odběrového místa pod výpustí.

		Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	Hg
		mg.kg ⁻¹									
Střední frakce	průměr	11404	0,06	27,8	25,5	25043	736	29,4	13,0	71	0,07
	medián	11630	0,06	27,3	25,4	25200	763	29,5	13,3	71	0,069
	sm.odch.	1108	0,02	1,4	0,2	359	57	0,2	0,9	2	0,001
	max	12382	0,08	29,4	25,8	25298	774	29,6	13,6	72	0,071
	min	10201	0,05	26,8	25,4	24632	671	29,2	11,9	68	0,069
	Počet vz.	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Vyhodnocení střední frakce, HQ	257/2009		1	200	100			80	100	300	0,8
	TEC _{max}		0,14	0,53	0,92			0,75	0,40	0,46	
	PEC _{max}	0,21	0,01	0,19	0,33			0,77	0,03	0,05	
	TEC _{průměr}		0,11	0,50	0,91			0,74	0,38	0,44	
	PEC _{průměr}	0,20	0,01	0,18	0,33			0,76	0,03	0,05	
	TEC _{min}		0,08	0,48	0,91			0,74	0,35	0,43	
PEC _{min}	0,18	0,00	0,17	0,33			0,76	0,03	0,04		
Jemná frakce	průměr	17025	0,10	34,7	27,9	19903	734	25,8	17,6	76	0,098
	medián	16614	0,09	35,1	28,1	20348	724	25,7	18,0	76	0,098
	sm.odch.	1513	0,04	1,7	1,1	1356	68	0,4	1,0	1	0,002
	max	18702	0,15	36,2	28,8	20981	807	26,3	18,3	77	0,100
	min	15760	0,07	32,8	26,7	18380	671	25,5	16,4	75	0,097
	Počet vz.	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Vyhodnocení jemné frakce, HQ	257/2009		1	200	100			80	100	300	0,8
	TEC _{max}		0,26	0,65	1,03			0,66	0,53	0,48	
	PEC _{max}	0,32	0,01	0,23	0,37			0,68	0,04	0,05	
	TEC _{průměr}		0,17	0,62	1,00			0,65	0,51	0,48	
	PEC _{průměr}	0,29	0,01	0,22	0,36			0,67	0,04	0,05	
	TEC _{min}		0,11	0,59	0,95			0,64	0,48	0,47	
PEC _{min}	0,27	0,01	0,21	0,34			0,66	0,04	0,05		

V hrubozrnějším sedimentu z koryta odtékajícího napájecího toku nádrže Vůznice (Tab. 11) je zjištěno překročení limitů TEC pouze v jemné frakci u mědi.

Sledované frakce tvoří necelou ½ hmotnostního zastoupení odběru sedimentu na daném odběrovém místě. Procentuální zastoupení hmotností frakcí je znázorněno v následujícím grafu (Obr. 31). Průměrný obsah organické hmoty je pouze 4,09 %.

13.5. Vůznice

Poslední kategorie shrnuje všechny odběry ve vodní nádrži Vůznice. Cílem je ukázat průměrný stav kvality dnového sedimentu ve vodní nádrži, vzhledem k možnosti jeho dalšího využití.

Tab. 12. Vyhodnocení obsahu vybraných rizikových kovů v sedimentu vodní nádrže Vůznice.²

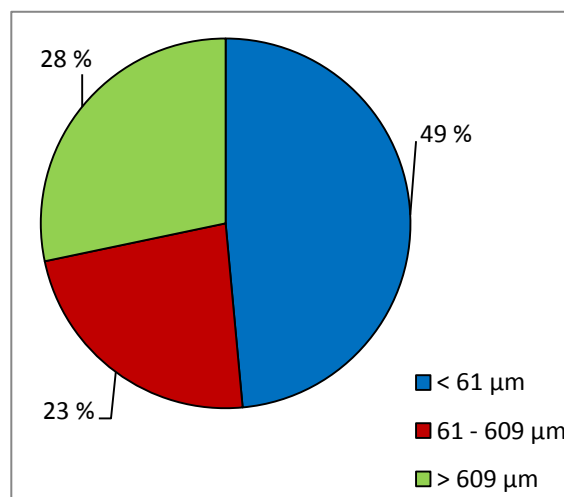
		Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	Hg
		mg.kg ⁻¹									
Střední frakce	průměr	20157	0,32	39,3	38,2	23323	699	42,6	22,2	109	0,144
	medián	20722	0,34	38,7	37,1	23784	607	41,5	22,1	111	0,149
	sm.odch.	3656	0,10	5,6	5,3	2869	318	8,1	3,6	13	0,027
	max	25642	0,50	59,3	49,6	31511	1504	65,9	30,6	134	0,187
	min	13858	0,09	29,6	26,3	18416	278	31,4	13,9	75	0,072
	Počet vz.	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23
Vyhodnocení střední frakce, HQ	257/2009		1	200	100			80	100	300	0,8
	TEC _{max}		0,84	1,06	1,77			1,67	0,90	0,84	
	PEC _{max}	0,44	0,04	0,37	0,64			1,71	0,08	0,09	
	TEC _{průměr}		0,54	0,70	1,36			1,08	0,65	0,69	
	PEC _{průměr}	0,35	0,03	0,25	0,49			1,11	0,06	0,07	
	TEC _{min}		0,15	0,53	0,93			0,79	0,41	0,47	
	PEC _{min}	0,24	0,01	0,19	0,34			0,82	0,04	0,05	
	Kor. koeficient r _{xv}	0,55	0,59	0,39	0,50	0,17	0,08	0,49	0,11	0,47	0,46
Jemná frakce	průměr	18405	0,21	34,6	28,7	19360	442	30,6	18,3	92	0,117
	medián	17805	0,22	34,9	29,2	20057	416	30,0	18,0	90	0,114
	sm.odch.	3574	0,07	5,0	3,2	2792	212	2,9	1,9	11	0,015
	max	25226	0,40	43,1	33,5	23213	1114	38,6	21,4	116	0,151
	min	11708	0,10	25,7	22,6	13898	168	26,6	14,8	76	0,092
	Počet vz.	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23
Vyhodnocení jemné frakce, HQ	257/2009		1	200	100			80	100	300	0,8
	TEC _{max}		0,67	0,77	1,20			0,97	0,63	0,73	
	PEC _{max}	0,43	0,03	0,27	0,43			1,00	0,05	0,08	
	TEC _{průměr}		0,36	0,62	1,02			0,77	0,54	0,58	
	PEC _{průměr}	0,32	0,02	0,22	0,37			0,79	0,05	0,06	
	TEC _{min}		0,17	0,46	0,81			0,67	0,43	0,48	
	PEC _{min}	0,20	0,01	0,16	0,29			0,69	0,04	0,05	
	Kor. koeficient r _{xv}	0,51	0,35	0,52	0,44	0,34	0,60	0,63	-0,03	0,39	0,21

² V řádcích *Kor. koeficient* jsou světle zeleně značeny statisticky významné korelace, tmavě zeleně je značena korelace, která ale není statisticky plně průkazná, a oranžově jsou značeny korelační koeficienty nesplňující statistickou průkaznost závislosti koncentrace daného kovu na obsahu organické hmoty.

Tab. 13. Organický podíl ve střední a jemné frakci dnového sedimentu.

	Ukazatel	Průměr	Medián	Sm. odch.	Max	Min	Počet vz.
Střední frakce	ZŽ [%]	14,56	14,98	5,65	24,99	4,87	19
Jemná frakce		11,03	10,69	2,86	16,52	7,17	20

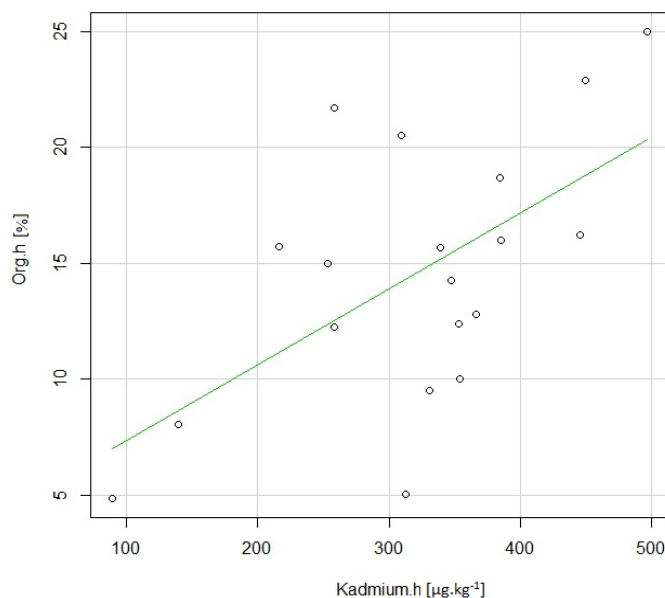
Ve vodní nádrži je zjištěno překročení limitů TEC ve střední frakci u mědi a niklu. V případě niklu se překročení týká i limitu PEC. Navíc je překročen limit TEC v případě mědi i v jemné frakci. Hodnoty TEC a PEC ve Vůznicí jsou shrnuty v grafech (Obr. 35 a 36). Na grafech lze pozorovat, že koncentrace stanovovaných rizikových kovů je v nádrži na jednotlivých odběrových místech přibližně stejná.



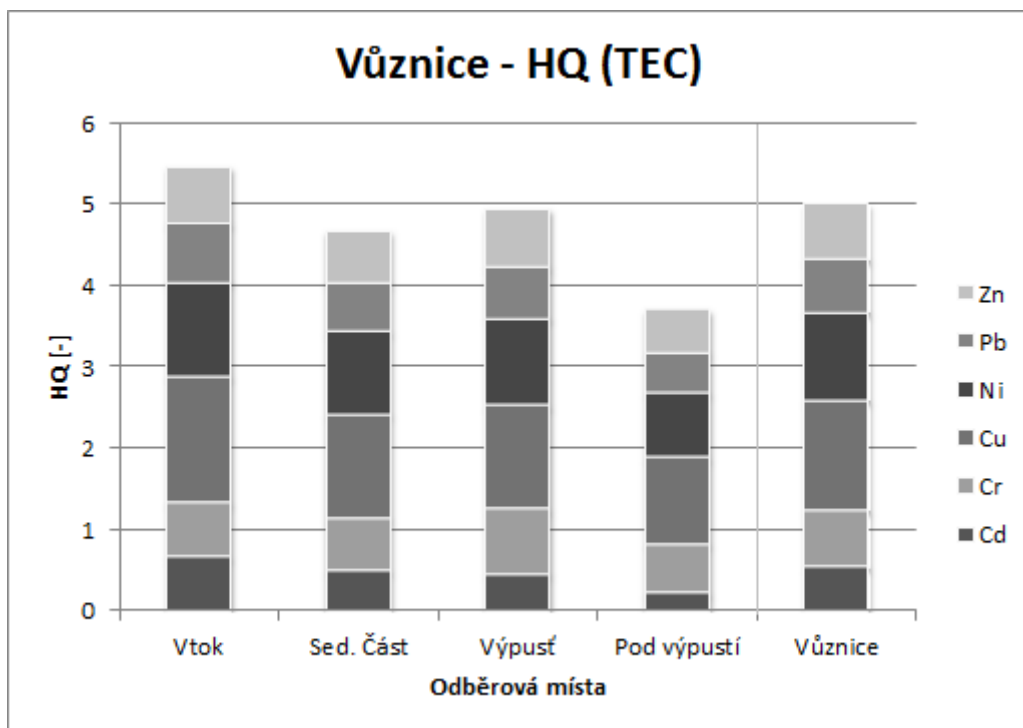
Obr. 33. Podíly zrnitostních frakcí v sedimentu nádrže Vůznicí.

Nejjemnější frakce tvoří téměř 1/2 hmotnostního zastoupení dnového sedimentu nádrže (Obr. 33). Průměrný obsah organické hmoty ve vodní nádrži je asi 13 %. Vyšší obsah organické hmoty vykazuje střední frakce.

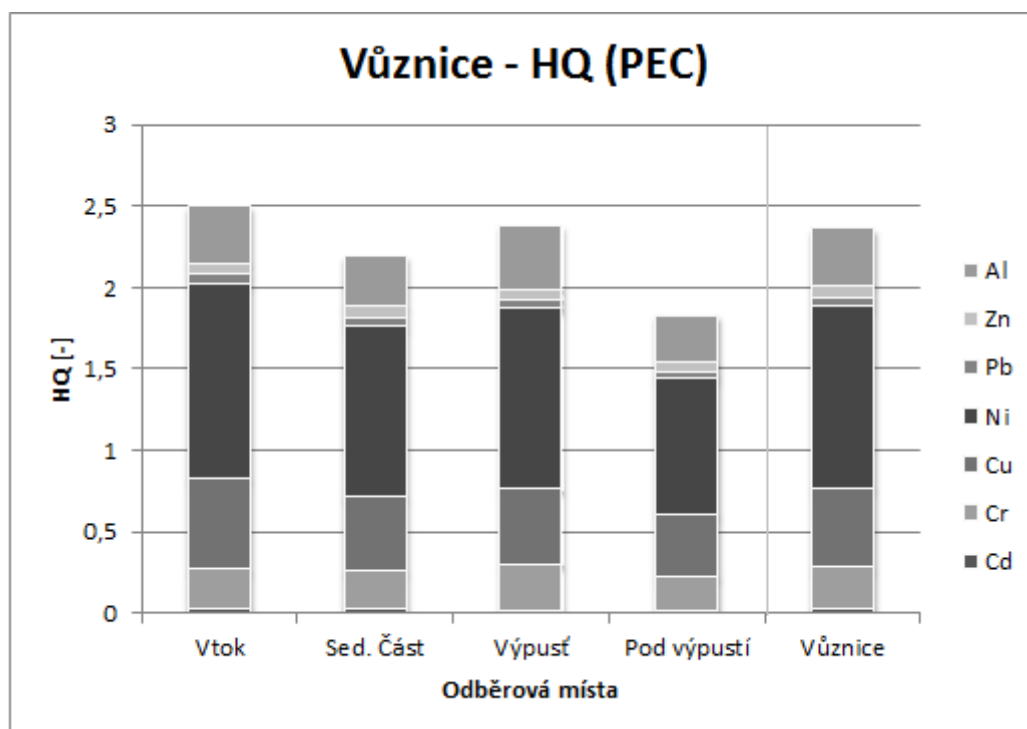
V tabulce 12 jsou také uvedeny korelační koeficienty daného kovu a organické hmoty (Kor. koeficient). Statisticky významná závislost (tj. $r_{xy} > 0,35$) byla prokázána u Al, Cd, Cr, Cu, Ni a Zn. Příklad statisticky významné korelace je uveden v grafu zobrazující závislost koncentrace kadmia ve střední frakci na obsahu organické hmoty (Obr. 34 a Příloha 6).



Obr. 34. Graf závislosti koncentrace kadmia v hrubé frakci na obsahu organické hmoty v sedimentu.



Obr. 35. Hodnoty koeficientu rizika HQ dle ekotoxikologického kritéria TEC ve střední frakci.



Obr. 36. Hodnoty koeficientu rizika HQ dle ekotoxikologického kritéria PEC ve střední frakci.

14. Srovnání s koncentracemi zjištěnými v dalších nádržích v ČR

Tabulka 14 porovnává výsledky práce s dalšími výzkumnými projekty na území České republiky. V tabulce jsou zeleně uvedeny koncentrace rizikového prvku, které nepřekročily koncentraci zjištěnou ve Vůznici. Naopak, červeně jsou uvedeny koncentraci vyšší než ty, které jsou ve Vůznici indikovány.

Tab. 14. Srovnání zjištěných koncentrací kovů s vybranými výzkumnými projekty v ČR.

Nádrž, rybník	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	Hg
	mg.kg ⁻¹									
Vůznice	22675	0,27	44,0	35,7	25763	715	42,7	21,5	115	0,146
Hostivař*	20577	0,025	28	32	20973	609	17	15	122	
Motolský*	17055	0,02	29	28	17816	339	34	17	154	
Kyjský*	19178	1,81	48,9	109	29076	1153	39	66,6	398	
Strnad*	12175	0,50	17	47	7583	193	12	13	330	
Hornoměřolupská*	12436	0,18	34	60	21275	404	20	53	202	
Jiviny*	3299	0,07	9	11	7825	177	6	10	54	
Stodůlecký*	13019	0,43	54	39	22789	273	34	33	427	
Košíkovský*	5853	0,22	13	17	11634	185	8	16	128	
Římov†		1,34	70,7	27,4		562	39,9	43,4	196	0,192
Nové Mlýny‡		0,7	49,9	42,2				23,3	179,8	
Lesní rybník§		0,53	43,1	23,4			27,4	26,9	109	0,164
Polní rybník**		31,4	48,2	35,2			32,2	36,4	128	0,115

15. Diskuze

Analýza sedimentu nádrže Vůznice ukazuje vyšší hodnoty koncentrací toxických kovů ve střední frakci. To je v rozporu s řadou studií, které sledují trend akumulace kovů hlavně v nejjemnější frakci. Vzhledem k vysoké kationtové výměně a adsorpční kapacitě jsou totiž u frakce < 63 µm očekávány nejvyšší hodnoty koncentrace polutantů. Navíc některé studie (např. Horowitz, 1991 in Devesa-Rey et al., 2011) sledují právě inverzní korelaci mezi obsahem kovů a obsahem střední frakce (> 63µm) v sedimentu. Vysvětlují to vyšším obsahem křemene a živců, které vykazují nízký obsah kovů.

Naproti tomuto tvrzení ale vystupuje argument, že pokud se analýza omezí pouze na frakci menší než 63 µm, může dojít k vyloučení některých složek sedimentu,

* (Doležalová, 2010)

† (Švehla et al., 2001)

‡ (Ondráček et Zeman, 2000)

§ Zahrnuje 35 rybníků – zrnitostně těžší sedimenty s velkým podílem jemných částic a zvýšeným obsahem spalitelných látek. (Kubík, 2011)

** Zahrnuje 209 rybníků. (Kubík, 2011)

například částic organické hmoty, která se váže na hrubší frakci (Bravo et al., 2011; Marengo et al., 2006), nebo filmu, který je tvořen oxidy Fe a Mn a který se nalézá na písčité frakci. Tento film podle Chena (2011) inklinuje k adsorpci a precipitaci kovů na povrchu. Podle Turnera (2004) představuje organická hmota a film až 50 % celkové plochy sedimentu. A dále: až 50 % kovů přítomného v sedimentu je vázáno na organickou matici (Förstner et Wittmann, 1983 in Devesa-Rey et al., 2011). Proto je (mimo jiné faktory) možné považovat obsah organické matrice za klíčový faktor v chování kovů. Korelace mezi koncentrací kovu a obsahem organické hmoty se ve Vůznici potvrdila u Al, Cd, Cr, Cu, Ni a Zn.

Střední frakce nacházející se ve Vůznici měla povětšinou charakter drobných agregátů. V literatuře je tento fenomén nazýván „pseudo-sands“, „pseudoparticles“ (Devesa-Rey et al., 2011) nebo také klastry (Zanganeh et al., 2008). Vznikají agregací jemných frakcí – jílových minerálů a oxidů železa. Mohou být obohaceny kontaminanty vázanými na jejich povrch a jejich specifický povrch je větší než u klasické částice stejné velikosti.

Vyšší koncentrace kovů ve střední frakci než v jemné zjistil například Zanganeh (2008), Devesa-Rey (2011) u Ti, Cr, Mn a Fe nebo Singh (1999) u Cu, Ni, Zn a Cr. Vyšší koncentrace toxických kovů ve střední frakci zjistila také Doležalová (2010), jejíž výsledky byly použity k porovnání vodních nádrží s nádrží Vůznice v kapitole 14.

Analýza sedimentů potoka Vůznice pod výpustí nádrže (kap. 13.4) ukazuje výsledky kopírující trendy, kdy je nejvyšší akumulace kovů sledována v jemné frakci. Obsah organické hmoty je ve střední frakci nízký a koncentrace toxických kovů ve střední frakci je nižší než v jemné. V těchto vzorcích se nevyskytovaly agregáty popsané ve vodní nádrži.

Zjištěné koncentrace kovů a jejich porovnání s limity znečištění a s hodnotami koncentrací kovů zjištěných v dalších nádržích v ČR

Koncentrace vybraných kovů splňují limity koncentrací podle platné legislativy ČR pro případnou aplikaci sedimentů na zemědělský půdní fond. Byla tedy splněna hypotéza práce, která nepředpokládala zjištění překročení těchto limitů.

Limity podle US EPA ale byly překročeny v případě mědi a niklu u TEC (v případě niklu i u PEC). Zejména v případě niklu jsou koncentrace vysoké i ve srovnání s jinými výzkumnými projekty (kap. 14). Relativně vysoké koncentrace byly zjištěny také v případě hliníku a železa. Tyto dva kovy ale nejsou v projektech příliš sledovány.

Koncentrace ostatních sledovaných kovů pak jsou podobné těm, které byly stanoveny v jiných studiích.

Vertikální profil sedimentů ve vodní nádrži

Vertikální profil sedimentu byl sledován ve třech částech dna vodní nádrže: u vtoku napájecího toku, ve střední části nádrže a u výpustě. Práce se dotkla spíše prostorové distribuce kovů v profilu a určitého segmentu depoziční historie. Nejde však mluvit o kompletním historickém profilu sedimentace nádrže Vůznice. Odběry byly realizovány v rozmezí hloubek 60 – 80 cm. Nejvýraznější trend průběhu koncentrací kovů v profilu byl sledován u vtoku do nádrže, kde byl sledovatelný nárůst koncentrací ve střední části profilu u Hg, Cd, Cr a Al. Sedimentační část nádrže byla charakteristická vyrovnaným průběhem koncentrací. Sediment se soustavně splavuje z celé plochy nádrže k výpusti, kde byl proveden nejhlubší odběr sedimentu (do hloubky 80 cm). Koncentrace kovů v profilu u výpusti značně kolísaly.

16. Závěr

Malé vodní nádrže představují významný prvek ekologické stability krajiny. Jejich přirozenou vlastností je zanášení, zarůstání – tzv. stárnutí. Pokud počítáme, že roční přírůstek nově se vytvářivšího sedimentu dosahuje 20 – 50 mm, pak životnost nádrže o průměrné hloubce 0,6 m činí asi 10 – 30 let (Gergel et Husák, 1997). Zanášení sedimenty vede ke zmenšení objemu nádrže a zkrácení procesů, probíhajících ve vodě (rychlejší oběh živin a šíření znečištění ve vodním prostředí atd.). Ovlivněny mohou být také hydraulické funkce (např. zkrácení doby zdržení u ochranných předzdrží a rybníků). Ochrannými kroky by proto mělo být budování tůň a usazovacích prostorů na přítoku jako prevence. Pokud je nádrž již zanesena natolik, že jsou ohroženy její funkce, je třeba přistoupit i ke kroku odbahňování. Při tomto kroku je také třeba myslet na případné další využití vytěženého sedimentu.

V případě vodní nádrže Vůznice splňují vybrané rizikové prvky, jejichž obsah byl v sedimentu stanovován, limity předepsané ve vyhlášce č. 257/2009 Sb. Pro úplné posouzení vhodnosti použití diskutovaného sedimentu pro zemědělské účely by bylo třeba doplnit stanovení i o zbylé rizikové prvky uvedené ve jmenované vyhlášce. Je zde ale domněnka, na což ukazují i naše výsledky, že koncentrace ostatních rizikových kovů nebudou nadlimitní. Protože je projekt hodnocení sedimentu nádrže Vůznice součástí

dlouhodobého výzkumu zaměřeného na hodnocení kvality vod v CHKO Křivoklátsko, nabývají získané výsledky dalšího rozměru. Dnové sedimenty nádrže jsou odrazem kvality vody v potoku Vůznice a také jakýmsi dlouhodobým indikátorem jeho znečištění.

Z provedeného rozboru je možno vyvodit následující shrnutí:

- Kvalita sedimentů ve všech odběrových profilech vyhovuje vyhlášce č. 257/2009 Sb. „O používání sedimentů na zemědělské půdě“.
- V profilu *vtok* byl nalezen největší nárůst koncentrací kovů, především Hg, Cd, Cr a Al.
- Sedimentační část nádrže byla charakteristická vyrovnaným průběhem koncentrací. Sediment se soustavně splavuje z celé plochy nádrže k výpusti.
- V profilu *výpust'*, kde byl proveden nejhlubší odběr sedimentu (do hloubky 80 cm) koncentrace kovů značně kolísaly.
- Na rozdíl od české legislativy limity podle US EPA byly překročeny v případě TEC u mědi a niklu, v případě PEC u Ni. Koncentrace niklu jsou vysoké i ve srovnání s jinými sedimenty z nádrží v ČR.
- Relativně vysoké koncentrace byly zjištěny také v případě hliníku a železa.
- Dosažené výsledky se shodují s počátečním předpokladem, že kvalita sedimentů v nádrži Vůznice bude odpovídat požadavkům kladeným na možnost použití těchto sedimentů jako hnojiva.

Závěrem lze tedy konstatovat, že dnové sedimenty z nádrže Vůznice odpovídají kvalitou požadavkům české legislativy a lze je použít jako vhodný materiál do půd podle **Vyhlášky č. 257/2009 Sb. a Zákona č. 9/2009 Sb.**

Návrh dalšího postupu.

Vzhledem k tomu, že na ÚŽP PŘF UK probíhá dlouhodobé sledování kvality vody a sedimentů ve vybraných tocích CHKO, doporučuji sledovat kvalitu vody na vtoku do nádrže Vůznice a kvalitu vody a sedimentu v odběrovém místě pod nádrží.

Rozbory by se měly doplnit o chybějící rizikové prvky, uvedené ve vyhlášce č. 257/2009 Sb., zejména o koncentrace specifických organických látek.

Literatura

- Alvarez-Guerra, M.; González-Piñuela, C.; Andrés, A.; Galán, B.; Viguri, J. R. (2008): Assessment of Self-Organizing Map artificial neural networks for the classification of sediment quality. *Environment International*, **34**, 782–790.
- Anonym (2007): Sedimenty a jejich vlastnosti. *Odpady*, **5**, 23.
- Ansorge, L.; Marek, V.; Benešová, J.; Gergel, J. (2003): Rybníční sedimenty. *Odpadové fórum*, **9**, 12–16.
- Arnason, J. G.; Fletcher, B. A. (2003): A 40+ year record of Cd, Hg, Pb, and U deposition in sediments of Patroon Reservoir, Albany County, NY, USA. *Environmental Pollution*, **123**, 383–391.
- Baral, A.; Engelken, R.; Stephens, W.; Farris, J.; Hannigan, R. (2006): Evaluation of Aquatic Toxicities of Chromium and Chromium-Containing Effluents in Reference to Chromium Electroplating Industries. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **50**, 496–502.
- Bencko, V.; Cikrt, M.; Lener, J. (1995): *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. Praha: Grada Publishing, 282 s., ISBN 80-7169-150-X.
- Benešová, L.; Hnaňuková, P. (2009): Možnosti použití dnových sedimentů do zemědělských půd. *Odpady*, **5**, 23–24.
- Bettinetti, R.; Giarei, C.; Provini, A. (2003): Chemical Analysis and Sediment Toxicity Bioassays to Assess the Contamination of the River Lambro (Northern Italy). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **45**, 72–78.
- Bibi, M. H.; Ahmed, F.; Ishiga, H. (2007): Assessment of metal concentrations in lake sediments of southwest Japan based on sediment quality guidelines. *Environ Geol*, **52**, 625–639.
- Bláha, V. (2009): Nakládání se sedimenty in Sedimenty. *Odpadové fórum*, **2**, 15–17.
- Bláha, V. (2011): Sedimenty a právní předpisy. *Odpadové fórum*, **2**, 13–14.
- Blanc, G.; Lapaquellerie, Y.; Maillet, N.; Anschutz, P. (1999): A cadmium budget for the Lot-Garonne fluvial system (France). *Hydrobiologia*, **410**, 331–341.
- Blott, S. J.; Pye, K. (2001): GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surf. Process. Landforms*, **26**, 1237–1248.

- Borgmann, U.; Néron, R.; Norwood, W. P. (2001): Quantification of bioavailable nickel in sediments and toxic thresholds to *Hyalella azteca*. *Environmental Pollution*, **111**, 189–198.
- Borovec, Z. (2000a): Modelování redistribuce toxických prvků v říčních sedimentech. *Chem. Listy*, **94**, 939–945.
- Borovec, Z. (2000b): Speciace prvků v kontaminovaných půdách, kalech, říčních a jezerních sedimentech. *Vodní hospodářství*, **50**, 1–5.
- Bravo, A. G.; Bouchet, S.; Amouroux, D.; Poté, J.; Dominik, J. (2011): Distribution of mercury and organic matter in particle-size classes in sediments contaminated by a waste water treatment plant: Vidy Bay, Lake Geneva, Switzerland. *J. Environ. Monit.*, **13**, 974–982.
- Budňáková, M. (2011): Zákon č. 9/2009 Sb., kterým se mění zákon č. 156/1998 Sb., o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech), ve znění pozdějších předpisů, další související zákony a prováděcí předpisy. In *Ochrana životního prostředí v souvislosti se zemědělským hospodařením*, 2–4.
- Burton, Jr., A. G. (2002): Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology*, **3**, 65–75.
- Český normalizační institut (1997): ČSN ISO 5667–12 (75 7051), *Jakost vod – Odběr vzorků – Část 12: Pokyny pro odběr vzorků dnových sedimentů*. Praha, 48 s.
- Čermák, P. (2011): Vyhláška č. 257/2009 Sb., o používání sedimentů na zemědělské půdě (komentované znění k vyhlášce, návrhy, budoucích úprav). In *Ochrana životního prostředí v souvislosti se zemědělským hospodařením*, 5–6.
- Čermák, P.; Poláková, Š.; Kubík, L. (2011): Výsledky monitoringu sedimentů na zemědělské půdě (do r. 2009). In *Ochrana životního prostředí v souvislosti se zemědělským hospodařením*, 7–12.
- Dali-youcef, N.; Ouddanea, B.; Derriche, Z. (2006): Adsorption of zinc on natural sediment of Tafna River (Algeria). *Journal of Hazardous Materials*, **A137**, 1263–1270.
- Deckere, E. de; Cooman, W. D.; Leloup, L.; Meire, P.; Schmitt, C.; Ohe, P. C. von der (2011): Development of sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *J Soils Sediments*, **11**, 504–517.

- Devesa-Rey, R.; Díaz-Fierros, F.; Barral, M. T. (2011): Assessment of enrichment factors and grain size influence on the metal distribution in riverbed sediments (Anllóns River, NW Spain). *Environ Monit Assess*, **179**, 371–388.
- Doležalová, L. (2010): *Toxické kovy ve vodních nádržích na území Prahy*. Diplomová práce, Praha: ČVUT. FSv, 145 s.
- Filipská, P.; Zeman, J.; Bábek, O. (2010): Geochemie dnových sedimentů mrtvého ramene Čerták: kontaminace těžkými kovy. *Geol. výzk. Mor. Slez.*, 172–174.
- Förstner, U., Wittmann, G. (1983): *Metal pollution in the aquatic environment*. New York: Springer, 486 s.
- Gergel, J. (1995): *Těžba a využití sedimentů z malých vodních nádrží*. Metodika 18/1995, 1. vydání, Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, 23 s.
- Gergel, J.; Husák, Š. (1997): *Revitalizace vodních nádrží*. Metodika 22/1997, 1. vydání, Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, 56 s.
- Graney, J. R.; Eriksen, T. M. (2004): Metals in pond sediments as archives of anthropogenic activities: a study in response to health concerns. *Applied Geochemistry*, **19**, 1177–1188.
- Guo, T.; DeLaune, R. D.; Patrick, Jr., W. H. (1997): The influence of sediment redox chemistry on chemically active forms of arsenic, cadmium, chromium, and zinc in estuarine sediment. *Environment International*, **23**, 305–316.
- Han, F. X.; Hargreaves, J. A.; Kingery, W. L.; Huggett, D. B.; Schlenk, D. K. (2001): Accumulation, distribution, and toxicity of copper in sediments of catfish ponds receiving copper sulfate applications. *Journal of Environmental Quality*, **30**, 912–919.
- Hekera, P. (2006): Odběry vzorků dnových sedimentů in *Odběry vzorků, Sborník přednášek z kurzu*, uspořádal Ing. Helán, 2. upravené vydání, Český Těšín: Ing. Václav Helán – 2 THETA, 236–249, ISBN: 80-86380-33-5.
- Hnatuková, Petra (2007): *Distribuce těžkých kovů v prostředí drobných urbanizovaných toků*. Disertační práce, Praha, 138 s., vedoucí práce Libuše Benešová.
- Horowitz, A. (1991). *A primer on sediment-trace element chemistry*. New York: CRC, 144 s., ISBN 978-0873714990.

- Huggett, D. B.; Steevens, J. A.; Allgood, J. C.; Lutken, C. B.; Grace, C. A.; Benson, W. H. (2001): Mercury in sediment and fish from North Mississippi Lakes. *Chemosphere*, **42**, 923–929.
- Chen, B.; Hulston, J.; Beckett, R. (2011): The effect of surface coatings on the association of orthophosphate with natural colloids. *The Science of the Total Environment*, **263**, 23–35.
- Jordao, C. P.; Pereira, J. L.; Jham, G. N. (1997): Chromium contamination in sediment, vegetation and fish caused by tanneries in the State of Minas Gerais, Brazil. *The Science of the Total Environment*, **207**, 1–11.
- Just, T. (2004): Malé vodní nádrže a mokřady z pohledu ochrany přírody a krajiny. In *Koncepce řešení malých vodních nádrží a mokřadů*, 15–25.
- Kabelková-Jančárková, I. (2000): Význam hyporheické zóny pro samočištění mělkých řek na příkladu nitrifikace: 1. Experimenty a měření. *Vodní hospodářství*, **50**, 199–204.
- Kolaříková, K. (2011): *AMA 254, stanovení Hg*. Manuál.
- Komínková, D.; Benešová, L. (2004a): Environmental Risk Assessment of Heavy Metals in the Kocaba River. *Acta Universitatis Carolinae Environmentalica*, **18**, 65–81.
- Komínková, D.; Benešová, L. (2004b): *Evaluation of the Impact (in Terms of Heavy Metals) of Highway Prague-Příbram (Central Bohemia) on Aquatic Ecosystems of Small Streams*. *Acta Universitatis Carolinae Environmentalica*, **18**, 83–93.
- Kubík, L. (2009): *Monitoring rybničních a říčních sedimentů, průběžná zpráva 1995 – 2008*, Brno: Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský v Brně, Odbor bezpečnosti krmiv a půdy, 18 s.
- Kubík, L. (2011): *Monitoring rybničních a říčních sedimentů, průběžná zpráva 1995 – 2010*, Brno: Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský v Brně, Odbor bezpečnosti krmiv a půdy, 24 s.
- Kubík, L. (2012): Vhodnost sedimentů pro zemědělství. *Zemědělec*, **15**, 18–20.
- Kukul, Z. (1986): *Základy sedimentologie*, 1. vydání, Praha: Academia, 16–18.
- Kuklík, M. (2000): Rekultivace půd z pohledu připravované legislativy ochrany půdy - využití kalů z ČOV a využití rybničních a říčních sedimentů. In *Sborník Rekultivační materiály, 18. - 19. října 2000. Modřice, Vodní zdroje Ekomonitor*, s. r. o., 38–42.

- Leghouchi, E.; Laib, E., Guerbet, M. (2009): Evaluation of chromium contamination in water, sediment and vegetation caused by the tannery of Jijel (Algeria): a case study. *Environ Monit Assess*, **153**, 111–117.
- Lellák, J.; Kubíček, F. (1992): *Hydrobiologie*, 1. vydání, Praha: Karolinum, 65–77, ISBN 80-7066-530-0.
- Liboriussen, L.; Søndergaard, M.; Jeppesen, E.; Thorsgaard, I.; Grünfeld, S.; Jakobsen, T. S.; Hansen, K. (2009): Effects of hypolimnetic oxygenation on water quality: results from five Danish lakes. *Hydrobiologia*, **625**, 157–172.
- Loska, K.; Wiechula, D. (2002): Speciation of cadmium in the bottom sediment of rybník reservoir. *Water, Air, and Soil Pollution* **141**, 73–89.
- Ložek, V.; Kubíková, J.; Spryňar, P. a kol. (2005): *Střední Čechy*. In: Mackovčín, P.; Sedláček, M. (eds.): *Chráněná území ČR, svazek XIII.*, AOPK ČR a EkoCentrum Brno, Praha, 1. vydání, 738–802, ISBN 80-86064-87-5.
- Maiz, I.; Arambarri, I.; Garcia, R. Millán, E. (2000): Evaluation of heavy metal availability in polluted soils by two sequential extraction procedures using factor analysis. *Environmental Pollution*, **110**, 3–9.
- Marengo, E.; Gennaro, M. C.; Robotti, E.; Rossanigo, P.; Rinaudo, C.; Roz-Gastaldi, M. (2006): Investigation of anthropic effects connected with metal ions concentration, organic matter and grain size in Bormida river sediments. *Analytica Chimica Acta*, **560**, 172–183.
- Nábělková, J. (2012): Analýza těžkých kovů v sedimentech vodních toků. *Habilitační přednášky*, **5**, ČVUT v Praze, 24 s., ISBN 978-80-01-05012-5.
- Nábělková, J.; Komínková, D.; Šťastná, G. (2003): Hodnocení rizika těžkých kovů v sedimentu drobných vodních toků pražské aglomerace. In: *Zborník prednášok z konferencie so zahraničnou účasťou Sedimenty vodných tokov a nádrží*. Bratislava: Pobočka SVHS ZSVTS, 183–191, ISBN 80-89062-20-2.
- Nehyba, S.; Hilscherová, K.; Jarkovský, J.; Dušek, L.; Kuchovský, T.; Zeman, J.; Klánová, J.; Holoubek, I. (2010): Grain size, geochemistry and organic pollutants in modern fluvial deposits in eastern Moravia (Czech Republic). *Environ Earth Sci*, **60**, 591–602.
- Ondráček, P.; Zeman, J. (2000): Dynamika těžkých kovů v systému Novomlýnských nádrží. *Geol. výzk. Mor. Slez.*, 157–160.

- Opekar, F.; Jelínek, I.; Rychlovský, P., Plzák, Z. (2003): *Základní analytická chemie pro studenty, pro něž analytická chemie není hlavním studijním oborem*. 1. vydání, Praha: Karolinum, 137–139, ISBN 80-246-0553-8.
- Pačes, T. (2011): *Úvod do hydrogeochemie*. Praha–Liberec: Technická univerzita v Liberci, 79 s.
- Pitter, P. (2009): *Hydrochemie*, 4. aktualizované vydání, Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 426–431, ISBN 978-80-7080-701-9.
- Poláková, Š.; Kubík, L.; Houček, J.; Malý, S.; Šubrtová, V. (2009): *Kontrola a monitoring cizorodých látek v potravních řetězcích, Zpráva za rok 2008*. Brno: ÚKZÚZ, 79s.
- Poláková, Š.; Kubík, L.; Hutařová, K.; Houček, J.; Malý, S.; Fiala, J.; Reininger, D. (2012): *Kontrola a monitoring cizorodých látek v potravních řetězcích, Zpráva za rok 2011*. Brno: ÚKZÚZ, 83 s.
- Regnell, O.; Hammar, T.; Helgée, A.; Troedsson, B. (2001): Effects of anoxia and sulfide on concentrations of total and methyl mercury in sediment and water in two Hg-polluted lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **58**, 506–517.
- Sakan, S.; Gržetić, I.; Dordević, D. (2007): Distribution and Fractionation of Heavy Metals in the Tisa (Tisza) River Sediments. *Env Sci Pollut Res*, **14**, 229 – 236.
- Sanei, H.; Goodarzi, F. (2006): Relationship between organic matter and mercury in recent lake sediment: The physical–geochemical aspects. *Applied Geochemistry*, **21**, 1900–1912.
- Shaltout, A. A.; Welz, B.; Ibrahim, M. A. (2011): Influence of the grain size on the quality of standardless WDXRF analysis of river Nile sediments. *Microchemical Journal*, **99**, 356–363.
- Singh, A. K.; Hasnain, S. I.; Banerjee, D. K. (1999): Grain size and geochemical partitioning of heavy metals in sediments of the Damodar River – a tributary of the lower Ganga, India. *Environmental Geology*, **39**, 90–98.
- Stoops, G.; Marcelino, V.; Mees, F. (2010): *Interpretation of Micromorphological Features of Soils and Regoliths*. Elsevier, 385–386.
- Tessier, A.; Campbell, P. G. C.; Bisson, M. (1979): Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals. *Analytical Chemistry*, **51**, 845–851.

- Turner, A., Millward, G., & Le Roux, S. (2004). Significance of oxides and particulate organic matter in controlling trace metal partitioning in a contaminated estuary. *Marine Chemistry*, **88**, 179–192.
- Vácha, R.; Sářka, M.; Mühlbachová, G. (2009): *Možnosti a limity využití rybníčních a říčních sedimentů v zemědělství – Redakčně upravená zpráva projektu NAZV a MZe ČR č. QH 82083 za rok 2008*. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., 30 s.
- Vasile, G. D.; Vladescu, L. (2010): Cadmium partition in river sediments from an area affected by mining activities. *Environ Monit Assess*, **167**, 349–357.
- Večeřová, V. (2009): Použití sedimentů podle jasných pravidel. *Odpady*. **11**, 26.
- Vrána, K. (2004): Malé vodní nádrže – součást revitalizace krajiny. In *Koncepce řešení malých vodních nádrží a mokřadů*, 5–14.
- Winger, P. V.; Lasier, P. J. (2004): Sediment Quality in Freshwater Impoundments at Savannah National Wildlife Refuge. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **47**, 304–313.
- Yang, H.; Rose, N. L. (2003): Distribution of mercury in six lake sediment cores across the UK. *The Science of the Total Environment*, **304**, 391–404.
- Zanganeh, A. H. P.; Lakhan, V. C.; Vazyari, M. (2008): Geochemical Associations and Grain size Partitioning of Heavy Metals in Nearshore Sediments Along the Iranian Coast of the Caspian Sea. *The 12th World Lake Conference*, 198–202.

Internetové zdroje

- AOPK ČR (2012): *Vůznice: Soustava NATURA 2000 - Evropsky významná lokalita*. [online] Dostupné z WWW: <<http://mapy2.nature.cz>>, citováno 14. 6. 2012.
- Bláha, V. (2005): Jak nakládat se sedimenty z vodních toků a nádrží? *Odpady*. [Online] dostupné z: <<http://odpady.ihned.cz/c1-16799460-jak-nakladat-se-sedimenty-z-vodnich-toku-a-nadrzi>>, citováno 7. 3. 2012.
- Geologická sekce Přf UK v Praze: *Analyzátor rtuti AMA 254*. [Online] Dostupné z WWW: <<http://www.natur.cuni.cz/geologie/laboratore/laboratore-a-metody/analyzator-rtuti-ama-254>>, citováno 18. 5. 2012.
- IRZ (2011a): *Látka: Chrom a sloučeniny (jako Cr)*. [Online] Dostupné z WWW: <<http://www.irz.cz/node/60>>, citováno 30. 4. 2012.

- IRZ (2011b): *Látka: Kadmium a sloučeniny (jako Cd)*. [Online] Dostupné z WWW: <http://irz.cenia.cz/irz/latky/kadmium_a_sl.html>, citováno 30. 4. 2012.
- IRZ (2011c): *Látka: Měď a sloučeniny (jako Cu)*. [Online] Dostupné z WWW: <<http://www.irz.cz/node/67>>, citováno 30. 4. 2012.
- [Online] Dostupné z WWW: <<http://www.irz.cz/node/74>>, citováno 13. 5. 2012.
- IRZ (2011e): *Látka: Rtuť a sloučeniny (jako Hg)*. [Online] Dostupné z WWW: <<http://www.irz.cz/node/88>>, citováno 30. 4. 2012.
- IRZ (2011f): *Látka: Zinek a sloučeniny (jako Zn)*. [Online] Dostupné z WWW: <<http://www.irz.cz/node/106>>, citováno 13. 5. 2012.
- Komínková, J. (2010): *Atomová absorpční spektrometrie - stanovení rtuti pomocí analyzátoru AMA 254*. VŠCHT. [Online] Dostupné z WWW: <http://www.vscht.cz/anl/josef/LabAtom/Navod_AMA_2010.pdf>, citováno 18. 5. 2012.
- Kupec, J. (2010): *Technologie vody: T7TVO 04 Rozbor suspenze technologického kalu. Gravimetrické stanovení rozpuštěných a nerozpuštěných látek, sušina, ztráta žíháním*. [online] Dostupné z WWW: <<http://uiozp.ft.utb.cz/studmat/2010920144152/T7TVO042010.pdf>>, citováno 13. 6. 2012.
- MZe (1998): *Vyhláška č. 275/1998 Sb., o agrochemickém zkoušení zemědělských půd a zjišťování půdních vlastností lesních pozemků*. [Online] Dostupné z WWW: <www.ukzuz.cz/Uploads/142916-7-Vyhlaska+c+2751998+Sbpdf.aspx>, citováno 17. 5. 2012.
- MŽP ČR, MZe ČR (2009): *Vyhláška č. 257/2009 Sb. o používání sedimentů na zemědělské půdě*. [Online] Dostupné z WWW: <www.mvcr.cz/soubor/sb077-09-pdf.aspx>, citováno 17. 5. 2012.
- Švehla, J.; Janoušková, D.; Drbal, K.; Bastl, J.; Mikuláš, R.; Hezina, T. (2001): *Výsledky průzkumu zatížení sedimentů vodárenské nádrže Řimov u Č. Budějovic rizikovými kovy 1998 – 2000*. Jihočeská univerzita České Budějovice. [online] dostupné z WWW: <<http://sites.zf.jcu.cz/projekty/svehla/pvoda01/pvoda01.htm>>, citováno 20. 6. 2012.
- Tonika, J.; Benešová, L. (2007): *Není sediment jako sediment*. *Odpady*, 5. [online] dostupné z WWW: <<http://odpady.ihned.cz/c1-21110690-neni-sediment-jako-sediment>>, citováno 9. 3. 2012.

- US EPA (1996): Method 3052, Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices. Washington DC, USA. [Online] Dostupné z WWW: <<http://www.epa.gov/wastes/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3052.pdf>>, citováno 17. 5. 2012.
- *Zákon č. 9/2009 Sb., kterým se mění zákon č. 156/1998 Sb., o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech), ve znění pozdějších předpisů, a další související zákony.* Dostupné z WWW: <www.mvcr.cz/soubor/sb003-09-pdf.aspx>, citováno 17. 5. 2012.
- *Zákon č. 154/2010 Sb., kterým se mění zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech a o změně některých dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů.* Dostupné z WWW: <www.mvcr.cz/soubor/sb054-10-pdf.aspx>, citováno 17. 5. 2012.

Přílohy

Příloha 1*:

Příloha č. 9 k zákonu č. 185/2001 Sb.: Limitní hodnoty koncentrací škodlivin ve vytěžených zeminách a vytěžených hlušínách, včetně sedimentů z vodních nádrží a koryt vodních toků.

ukazatel	jednotka	limit	ukazatel	jednotka	limit
Zn*	mg/kg sušiny	600	Ba	mg/kg sušiny	600
Ni*	mg/kg sušiny	80	Be	mg/kg sušiny	5
Pb*	mg/kg sušiny	100	AOX ¹⁾	mg/kg sušiny	30
As	mg/kg sušiny	30	uhlovodíky C ₁₀ -C ₄₀	mg/kg sušiny	300
Cu*	mg/kg sušiny	100	trichlorethylen	μg/kg sušiny	50
Hg*	mg/kg sušiny	0,8	tetrachlorethylen	μg/kg sušiny	50
Cd*	mg/kg sušiny	2,5	BTEX ²⁾	μg/kg sušiny	400
V	mg/kg sušiny	180	PAU ³⁾	μg/kg sušiny	6 000
Co	mg/kg sušiny	30	PCB ⁴⁾	μg/kg sušiny	200

Příloha 2:

Příloha č. 1 k vyhlášce č. 257/2009 Sb.: Limitní hodnoty rizikových prvků a rizikových látek v sedimentu v mg.kg⁻¹ sušiny.

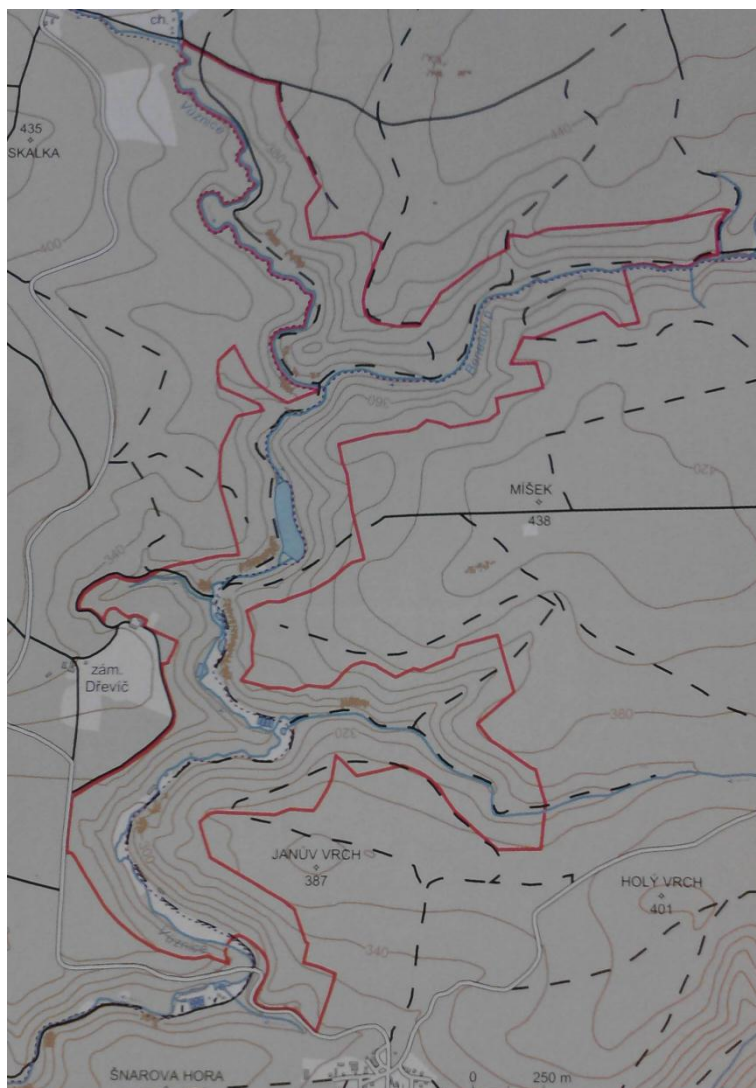
Pořad. číslo	Ukazatel	Limitní hodnoty
1	As	30
2	Be	5
3	Cd*	1
4	Co	30
5	Cr*	200
6	Cu*	100
7	Hg*	0,8
8	Ni*	80
9	Pb*	100
10	V	180
11	Zn*	300
12	BTEX ²⁾	0,4
13	PAU ³⁾	6
14	PCB ⁴⁾	0,2
15	uhlovodíky C10-C40	300
16	DDT (včetně metabolitů)	0,1

* Červenou hvězdičkou jsou značeny rizikové prvky, jimiž se práce zabírala.

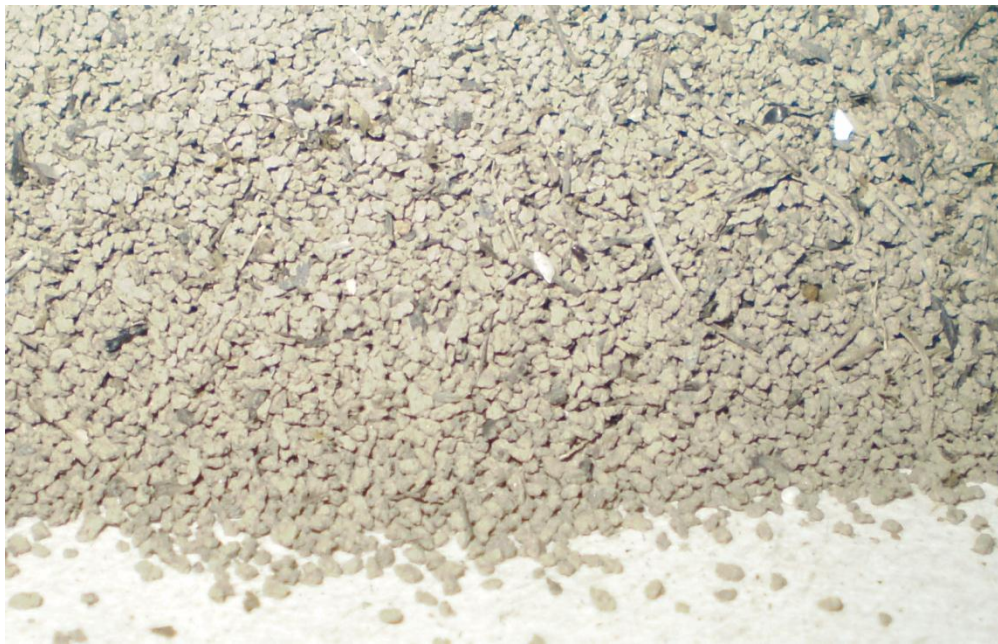
Příloha 3:

Příloha č. 3 k vyhlášce č. 257/2009 Sb.: Limitní hodnoty rizikových prvků a rizikových látek v půdě, na kterou má být sediment použit, v mg.kg⁻¹ sušiny.

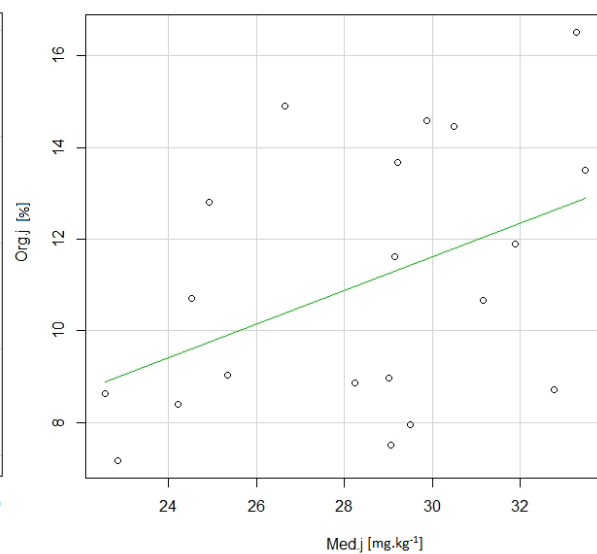
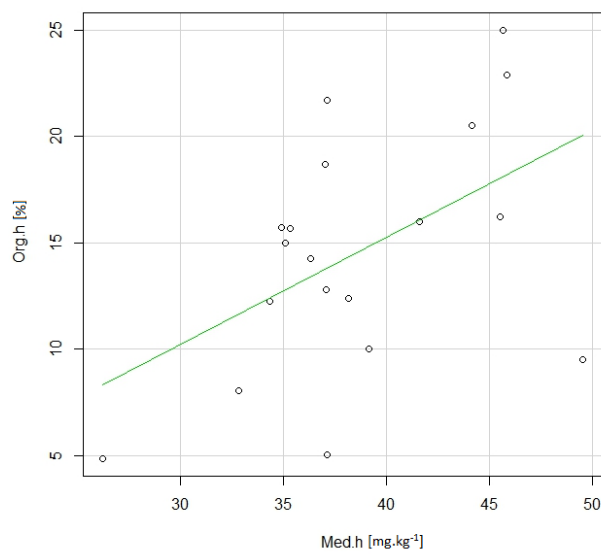
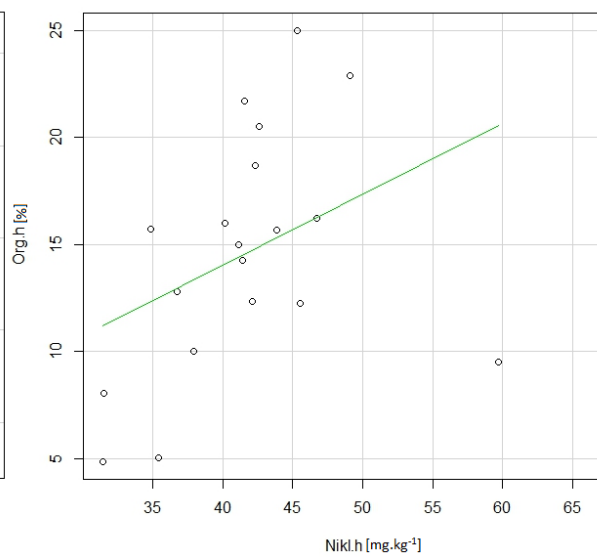
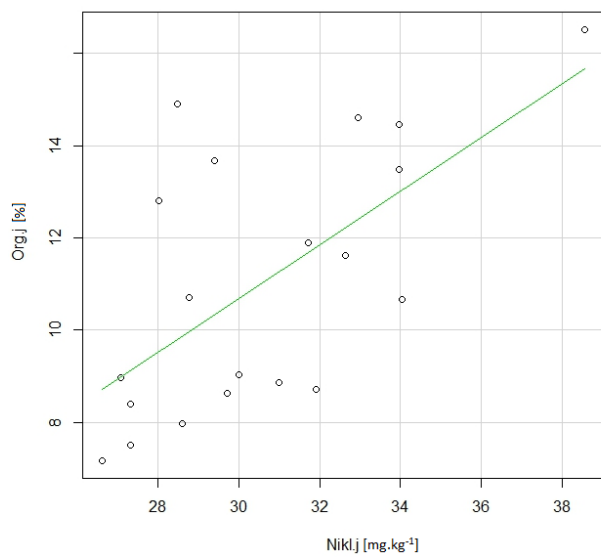
Textura půdy	Ukazatel												
	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	V	Zn	PCB ²⁾	PAU ³⁾
Běžné půdy ⁴⁾	20	2	0,5	30	90	60	0,3	50	60	130	120	0,02	1,0
Lehké půdy ⁵⁾ (pisky, hlinité pisky, šterkopísky)	15	1,5	0,4	20	55	45	0,3	45	55	120	105	0,02	1,0



Příloha 4. Mapa národní přírodní rezervace Vůznice. (Ložek et al., 2005)



Příloha 5. Fotografie síťování vzorků dnového sedimentu.



Příloha 6: Korelace kovů, u kterých bylo zjištěno překročení limitů TEC: Grafy závislosti koncentrace kovu na obsahu organické hmoty.