

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE



DIPLOMOVÁ PRÁCE

**Vyhodnocení zatížení vodního toku Litavka
antropogenními aktivitami**

Vedoucí práce: prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Diplomant: Bc. Zuzana Hornáčková

© 2016 ČZU v Praze

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Zuzana Hornáčková

Regionální environmentální správa

Název práce

Vyhodnocení zatížení vodního toku Litavka antropogenními aktivitami

Název anglicky

Assessment of the Litavka River load by anthropogenic activities

Cíle práce

Cílem práce je zjistit současný stav zatížení vodního toku Litavka antropogenními aktivitami a navrhnout opatření vedoucí ke zlepšení ekologického stavu toku a posouzení realizovaných sanačních opatření.

Metodika

Rešerše – studium zájmového území, identifikace zdrojů znečištění v zájmovém povodí, vyhodnocení historického stavu.

Zmapování dostupných dat jejich zpracování a vyhodnocení.

Návrh opatření vedoucích k zlepšení ekologického stavu toku.

Doporučený rozsah práce

70 stran+ grafické přílohy

Klíčová slova

Příbramsko Litavka, voda, toxické kovy, sanace, rekultivace

Doporučené zdroje informací

Ambrožová, J. 2003: Aplikovaná a technická hydrobiologie. 2. vyd. Vysoká škola chemicko-technologická, Praha, 2003.

Krejčí a kol. (2002): Odvodnění urbanizovaných území koncepční přístup, NOEL 2000, Brno.

Pitter, P. 1999. Hydrochemie. VŠCHT

Siegel, F.R., 2002, Environmental Geochemistry of Potentially Toxic Metals, Springer Verlag

Singh, V.P.2005. Toxic Metals And Environmental. Sarup and Sons

Předběžný termín obhajoby

2016/17 ZS – FŽP

Vedoucí práce

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 8. 12. 2015

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 9. 12. 2015

prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Děkan

V Praze dne 30. 11. 2016

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Vyhodnocení zatížení vodního toku Litavka antropogenními aktivitami" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 30.11.2016

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala prof. Ing. Janu Vymazalovi, CSc. za důkladné a laskavé vedení mé diplomové práce. Dále bych za velice vstřícnou pomoc ráda poděkovala Ing. Kateřině Soukupové (útvary povrchových a podzemních vod - Povodí Vltavy s.p.), Mgr. Petru Brůčkovi (vedoucí oddělení ekologického - Diamo, s.p.), Mgr. Pavle Doležalové (knihovnice Diamo, s.p.), Ing. Vladimíru Pluchovi (ekolog a odpadový hospodář - Kovohutě Příbram nástupnická, a.s.). Především bych ráda poděkovala své rodině za jejich podporu při studiu a psaní této práce.

Vyhodnocení zatížení vodního toku Litavka antropogenními aktivitami

Assessment of the Litavka River load by anthropogenic activities

Abstrakt

Ve své diplomové práci na téma „Vyhodnocení zatížení vodního toku Litavka antropogenními aktivitami“ se věnuji zatížení řeky Litavka, která pramení ve významné vodohospodářské oblasti – Chráněné oblasti přirozené akumulace vod Brdy. Shrnula jsem dosavadní poznatky k řešenému tématu z dostupné literatury a z dat Povodí Vltavy, s.p., Kovohutí Příbram nástupnická, a.s. a DIAMO, s.p. Hydrologický režim Litavky je ovlivněn nejen průmyslovou, těžební a zemědělskou činností, ale i urbanizací. Největší znečištění pochází ze starých ekologických zátěží, jež Litavku a její nejvýznamnější přítok – Příbramský potok, znečišťují vysokými dávkami těžkých kovů, zejména Cd, Zn, Pb a As. Příbram, jako nejvýznamnější bodový zdroj znečištění hraje klíčovou roli z hlediska jakosti vody. Organické znečištění Litavky se od Příbrami směrem k ústí - díky samočisticím schopnostem vody a vlivem přítoků do Litavky, postupně zlepšuje.

Prvořadá je ochrana povrchových a podzemních vod a to nejen v těžebních oblastech Příbramska. Následná dekontaminace je velice náročná, jak finančně, tak i časově a technologicky. Proto by měla být věnována větší pozornost biologickým procesům, kterými dochází k odstraňování polutantů z prostředí pomocí rostlinné nebo mikrobiální biomasy.

Klíčová slova: Litavka, antropogenní znečištění, těžební činnost, kovy, jakost vody

Abstract

In my diploma thesis, "Evaluation of the load of watercourse Litavka by anthropogenic activities", which rises in significant water management area - Protected area of natural accumulation of water Brdy, I summarized current knowledge on the solved topic using literature and data supplied by Povodí Vltavy, s.p., Kovohutě Příbram nástupnická, a.s. a DIAMO, s.p. Litavka's hydrological regime is influenced not only by industrial, mining and agricultural activities but also by urbanization. The biggest pollution comes from contaminated sites, which causes that Litavka and its major tributary – Příbram's stream are polluted with high doses of heavy metals, especially Cd, Zn, Pb and As. Příbram, as the most significant source of pollution plays a key role in terms of water quality. Organic pollution from Příbram towards mouth improves, thanks to the ability of water self-cleaning process and due to tributaries to Litavka.

Protection of surface and groundwater, or their subsequent decontamination in mining areas of Příbram is very demanding, not only financially, but also technologically and it is time-consuming. Therefore, it should be paid more attention to the biological processes of removing pollutants from the environment through plant or microbial biomass.

Keywords: Litavka, anthropogenic pollution, mining activities, metals, water quality

OBSAH

1	Úvod	11
2	Cíle práce	12
3	Literární rešerše	13
3.1	Povrchové vody	13
3.1.1	Vlastnosti tekoucích vod.....	13
3.1.2	Koloběh látek v tekoucích vodách.....	15
3.1.3	Jakost povrchových vod.....	19
3.1.4	Faktory ovlivňující jakost povrchových vod	21
3.2	Znečištěné vody	23
3.3	Odpadní vody.....	23
3.3.1	Vlivy odpadních vod na vodní recipient.....	24
3.3.2	Ukazatele znečištění odpadních vod.....	25
3.4	Důlní vody	27
3.4.1	Zdroje důlních vod.....	28
3.5	Vlastnosti a význam kovů ve vodách.....	30
3.5.1	Kadmium	32
3.5.2	Olovo	33
3.5.3	Arsen.....	34
3.5.4	Zinek	35
3.5.5	Toxicita kovů	37
3.6	Morfologické hodnocení vodního koryta.....	38
4	Metodika	40
4.1	Odběrné profily	41
4.2	Odběry vzorků	42
4.3	Morfologické hodnocení vodního koryta Litavky	46
5	Charakteristika zájmové oblasti.....	46

5.1	Geomorfologické členění.....	46
5.2	Geologie.....	47
5.3	Pedologie.....	47
5.4	Klimatologie	47
5.5	Hydrologie	48
5.5.1	Litavka jako zdroj pitné vody	50
5.5.2	Znečištěná Litavka.....	51
5.6	Sídlní struktura	51
5.7	Příbram.....	52
5.7.1	ČOV Příbram	52
5.7.2	Historie hornictví	55
5.7.3	Průmysl.....	57
5.8	Sanace	58
6	Výsledky a diskuze.....	61
6.1	Kovy.....	61
6.1.1	Arsen.....	61
6.1.2	Kadmium	63
6.1.3	Olovo	65
6.1.4	Zinek	67
6.1.5	Celkové hodnocení naměřených dat výskytu kovů v Litavce	69
6.1.6	Hypotéza “Ekologický stav Litavky se po provedených sanacích zlepšil“	70
6.1.7	Sanační práce a postupy - srovnání.....	78
6.1.8	Hypotéza “Hlavním antropogenním znečištěním v povodí Litavky je lokalita Příbramska“	81
6.1.9	Biologické procesy odstranění polutantů z prostředí.....	83
6.2	Biochemická spotřeba kyslíku	85
6.3	Chemická spotřeba kyslíku	87

6.4	Nerozpuštěné látky.....	88
6.5	Amoniakální dusík.....	89
6.6	Celkový fosfor	90
6.7	Srovnání kvality před a po Příbrami	92
6.8	Omezení vnosu organických látek.....	94
6.9	Morfologický stav toku.....	97
7	Závěr	106
8	Seznam literatury	109

1 Úvod

Pro svou diplomovou práci jsem si vybrala téma „Vyhodnocení zatížení vodního toku Litavka antropogenními aktivitami“. Řeka Litavka sbírá vodu z centrálních Brd, pod vrchy Malý Tok, Hradiště a Tok v okrese Příbram a následně Beroun. Je dlouhá 54,6 km s plochou povodí 629,03 km². Vodohospodářsky významná říčka odděluje Brdy od nižších hřebenů a je rájem pro turisty, trempy, stejně jako pro sběratele trilobitů z barrandienu.

Jako celek lze povodí Litavky považovat za značně zasažený stavebními úpravami z let 70. a 80., kde je patrný tehdejší necitlivý přístup ke krajině. Jde zejména o úseky toku Litavky v intravelánu Příbram a o některé úseky v Berouně.

Znečištění vod, zejména povrchových, je vnímáno jako jeden z hlavních problémů životního prostředí České republiky. Obecně je problematika ochrany vod sledována ve dvou oblastech: znečišťování vod (zejména povrchových) a jakost vod (povrchových a podzemních). Litavku, patřící mezi šest velmi znečištěných řek v Česku, znečišťují nejen továrny, intenzivní zemědělství, chybějící ČOV, ale i staré ekologické zátěže (SEZ) a důlní vody. Z toho důvodu se v toku vyskytují těžké kovy (především arsen, kadmium, olovo, zinek), kdy jediným řešením po modernizaci ČOV je postupné odstraňování SEZ a sanace všech starých hald po důlní těžbě v Příbrami a okolí. Celkové hodnocení ekologického stavu však představuje velmi složitý systém budovaný na vědecké úrovni zahrnující detailně všechny složky vodního ekosystému.

Vzhledem k tomu, že žiji v Příbrami, zaměřila jsem se na řešení daného problému v mně dobře známé lokalitě. Tato znalost prostředí, terénu a vzájemných vazeb je dobrým předpokladem pro navržení opatření vedoucích ke zlepšení ekologického stavu Litavky.

2 Cíle práce

- zjistit současný stav zatížení vodního toku Litavka antropogenními aktivitami
- navrhnout opatření vedoucí ke zlepšení ekologického stavu toku
- posoudit realizované sanační opatření.

3 Literární rešerše

3.1 Povrchové vody

Povrchové vody jsou jedním ze základních surovinových zdrojů (včetně podzemních vod), tvoří důležitou složku přírodního prostředí a slouží k zabezpečování hospodářských a ostatních celospolečenských potřeb (AMBROŽOVÁ, 2003). Ochranou vod, jejich odběrem, zabezpečením rovnováhy mezi potřebou a kapacitou zdroje, ochranou před povodněmi a péčí i její čistotu a hospodárné využití se zabývá zákon č. 254/2001 Sb. o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění pozdějších předpisů.

Povrchové vody jsou vody přirozeně se vyskytující na zemském povrchu. Jsou charakteristické velkou dynamikou prostředí a změnami v čase. U lotického (tekoucího) typu vod se toto projevuje prohlubováním koryta toku, rozšiřováním příčného průřezu, erozí, meandry či vyrovnáním dna (AMBROŽOVÁ, 2003).

Tekoucí vody jsou v přírodě ohraničeny přirozeně utvářeným korytem různého příčného a podélného profilu. Podle velikosti a charakteru povodí, délky sklonu toku a podle hydrologických poměrů se rozlišují pramenné stružky, bystřiny, horské potoky, potoky, říčky, řeky a veletoky. Toky se dále liší svou rychlostí a množstvím protékající vody. Na vodnatost toku má vliv intenzita a trvání srážek a též velikost zasažené plochy (AMBROŽOVÁ, 2003). Srážková voda, která se nevypaří, nevsákne do půdy či se nezachytí vegetací, odtéká povrchovým odtokem a říční sítí do jezer, moří a oceánů. Tekoucí vody jsou vodosběrným, modelovacím a transportním činitelem zemského povrchu (LELLÁK a KUBÍČEK, 1992).

3.1.1 Vlastnosti tekoucích vod

Podle AMBROŽOVÉ (2003) mezi hlavní vlastnosti tekoucích vod patří proudění, pohyb a práce vody, teplotní a světelný režim a koloběh látek. Všechny tyto faktory určují základní děje v říčním ekosystému.

Podle rychlosti proudu a průtoku vody korytem lze rozlišit tekoucí vody na úseky rychle tekoucí a pomalu tekoucí. Rychle proudící a peřejnaté vody s většími spádovými profily se označují jako torrentilní. Ty pomalu tekoucí až neznatelně tekoucí se označují pod názvem fluviatilní úseky (FOTT a kol., 1982).

Rychlostní součinitel je ovlivněn tvarem koryta, charakterem dna a břehů a množstvím unášených pevných látek. Při velkém obsahu látek je rychlost vody vlivem větší drsnosti a ztrát až dvakrát nižší (DUB, 1957). Rychlost pohybu částice je nejvyšší v proudnicové části a směrem ke břehům se tato rychlost snižuje. V bezprostřední blízkosti unášené částice či organismu v turbulentním prostředí se vytváří mezní vrstva. Tloušťka mezní vrstvy určuje rozsah difúzních pochodů, využití biogenních látek, druhové složení a biomasu biocenózy (AMBROŽOVÁ, 2003).

Potenciální energie vody proudící spádem se po určité době mění na energii kinetickou, což se projeví vznikem unášecí síly, působící proti tření dna. Touto silou tekoucí voda rozrušuje a vymývá dno, tím způsobuje erozi. Takto vymyté částice jsou dále unášeny proudem. Fáze, při které dochází k vymývání podloží, je erozní, fáze unášení materiálu je tranzitní. V tranzitní zóně (zde dochází k látkové výměně v proudnici) převládá množství transportovaných látek a organismů, v břehové zóně (akumulační zóna) převládá jejich kumulace na dně, tedy v sedimentu (AMBROŽOVÁ, 2003). Pevné látky unášené tokem nazýváme splaveninami. Podle hmotnosti, tvaru a velikosti jsou splaveniny posunovány po dně, plaveniny se snášejí ve volné vodě. Jemné frakce splavenin tvoří zákal, který výrazně ovlivňuje světelné klima ve vodě (LELLÁK a KUBÍČEK, 1992).

Teplotní režim je odlišný u tekoucích vod než u stojatých. U tekoucích vod se projevují denní a noční, popř. sezónní oscilace teplot způsobené výkyvy teplot okolního vzduchu a samozřejmě vlivem přístupu světla. Teplota též souvisí s peřejnatostí toku (AMBROŽOVÁ, 2003).

Zdrojem tepelné energie ve vodách je sluneční radiace (infračervená oblast), geotermální zdroj a antropický faktor. Sluneční záření a světelné klima ve vodách

ovlivňuje výskyt organismů, metabolické pochody či fotosyntetickou činnost. S teplotou a teplotním rozvrstvením vody souvisí hustota a viskozita vody (AMBROŽOVÁ, 2003).

Podle PITTERA (2008) je teplota vody nejzákladnější ukazatel jakosti a vlastností vody. V rozmezí teplot 0°C-30°C se významně ovlivňuje chemická a biochemická reaktivita. Teplota vody se nezastupitelně podílí na výpočtech chemických rovnováhách vody, stanovování biochemické spotřeby kyslíku, při hodnocení samočistící schopnosti povrchových vod aj. Dále významně ovlivňuje rozpustnost kyslíku, rychlost biochemických pochodů a již zmiňovanou samočistící schopnost.

Vypouštění oteplených vod do vod povrchových se dá označit jako tepelné znečištění. Dle nařízení vlády č. 23/2011 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění pozdějších předpisů nesmí být teplota odpadních vod při povolování vypouštění do vod povrchových vyšší 29°C jako limit Normy environmentální kvality (NEK).

3.1.2 Koloběh látek v tekoucích vodách

Látky rozpuštěné v tekoucích vodách pocházejí ze srážek a atmosféry, prolínáním vody z podzemních i povrchových zdrojů, při vymývání podloží a erozí břehů, přítokem vody z vyšších úseků řek. Mezi nejdůležitější látky a biogenní prvky patří kyslík, oxid uhličitý, dusík a fosfor (AMBROŽOVÁ, 2003). Jejich koncentrace ve vodě závisí na teplotě, tlaku, biologických pochodech a jiných ovlivnitelných faktorech (organické znečištění) (LELLÁK a KUBÍČEK, 1992).

Kyslíkový režim je důležitým kritériem při hodnocení kvality vody a je nezbytný pro řadu důležitých chemických i biochemických procesů a reakcí. Obsah rozpuštěného kyslíku (O₂) pochází ze vzduchu a z fotosyntetické činnosti vodních rostlin. Rostlinný podíl produkce O₂ závisí na druhu a množství rostlin, na délce a intenzitě efektivního osvětlení a na dostatku vhodných živin. Nepřímým chemickým parametrem, který hodnotí obsah rozpuštěného O₂ je BSK₅ (biochemická

spotřeba kyslíku). Tento parametr informuje o míře organického znečištění ve vodách. Je-li dostatek rozpuštěného O₂ ve vodě, probíhá v tomto vodním prostředí proces samočištění (AMBROŽOVÁ, 2003). Nedostatek rozpuštěného O₂ mají vodní nádrže a toky s velkým organickým znečištěním.

Obsah O₂ se výrazně snižuje s narůstajícími rozkladnými pochody a dále se koncentrace postupně snižuje v hlubších vrstvách toku (AMBROŽOVÁ, 2003). O₂ se také spotřebovává respirací rostlin a živočichů a nitrifikací (PITTER, 2008). Množství absorbovaného O₂ závisí na velikosti plochy toku, barometrickém tlaku ovzduší a především na teplotě (LELLÁK, 1991) (tab. č. 1).

Tab. č. 1: Obsah rozpuštěného kyslíku při různých teplotách (LELLÁK, 1991)

Teplota t (°C)	0	5	10	15	20	25	30
Obsah O₂ (mg.l⁻¹)	14,16	12,37	10,92	9,76	8,84	8,11	7,5

Kyslíkový režim je důležitým kritériem při hodnocení kvality vody, neboť nedostatek rozpustného O₂ snižuje samočisticí schopnosti a tudíž se tyto vody vyznačují velkým organickým znečištěním (LELLÁK a KUBÍČEK, 1992).

Obsah oxidu uhličitého (CO₂) závisí na organickém znečištění toku a jeho koncentrace narůstá směrem ke dnu. S obsahem oxidu uhličitého ve vodách souvisí obsah kyslíku (AMBROŽOVÁ, 2003), tzn., že pokud budeme chtít CO₂ z vody odstranit, vodu jednoduše provzdušňujeme. CO₂ významně ovlivňuje složení a vlastnosti vod (pH, neutralizaci, agresivitu vod atd.). Jeho výskyt může být původu atmosférického, biogenního a hlubinného (PITTER, 2008).

Dusík patří do skupiny tzv. nutrientů, které jsou nezbytné pro rozvoj mikroorganismů. Uplatňuje se při všech biologických procesech probíhajících v povrchových, podzemních a odpadních vodách a při biologických procesech čištění a úpravy vody (PITTER, 2008). Důležité je, jaká forma dusíku se ve vodě vyskytuje. Do biologických procesů vstupuje dusík nejčastěji v anorganické formě, zpravidla vázán v dusičnanech nebo ve formě amoniaku (LELLÁK a KUBÍČEK, 1992). Amoniakální dusík je nebezpečný a toxický zvláště pro ryby. Přísunem znečištěných vod narůstá koncentrace dusičnanového dusíku. Na výskyt a obsah dusíku v tocích

má během roku vliv biologická aktivita organismů, objem protékající vody a doba zdržení (AMBROŽOVÁ, 2003).

V porovnání s dusíkem je hlavním limitujícím biogenním prvkem fosfor, ukládající se ve větší míře do sedimentu (AMBROŽOVÁ, 2003). Fosforečnany se totiž významně uplatňují při růstu zelených organismů ve vodě (řasy a sinice). Fosfor má též klíčový význam pro eutrofizaci povrchových vod, neboť zvýšená koncentrace fosforu v tocích způsobuje eutrofizaci a sukcesi biocenózy (ŠTĚPÁNEK a ČERVENKA, 1974). Přírodním zdrojem ve vodách je rozpouštění a vyluhování některých minerálů a zvětralých hornin. Antropogenním zdrojem jsou odpadní vody, kde fosfor pochází jednak z fekálií a jednak z pracích prostředků (PITTER, 2008).

Při popisu průběhu transportu látek po proudu se uplatňuje teorie spirálního koloběhu (Obr. č. 1), což je otevřený látkový koloběh ve tvaru spirály. Poprvé tuto teorii definoval ŽADIN (1940) a KUBÍČEK ji v roce 1986 doplnil. Ekologická koncepce říčního systému vychází z předpokladu, že trvalá existence toku a jeho produktivita jsou závislé na zdrojích energie z okolí, na formě a využití živin, na jejich koloběhu a poproudovém transportu. Živné látky (rozpuštěné, nerozpuštěné, minerální, organické) pocházejí z vyšších úseků toku, ze souše a podzemních vod a z atmosféry. Všechny tyto látky zčásti vstupují do místního koloběhu a z části jsou dále unášeny po toku.

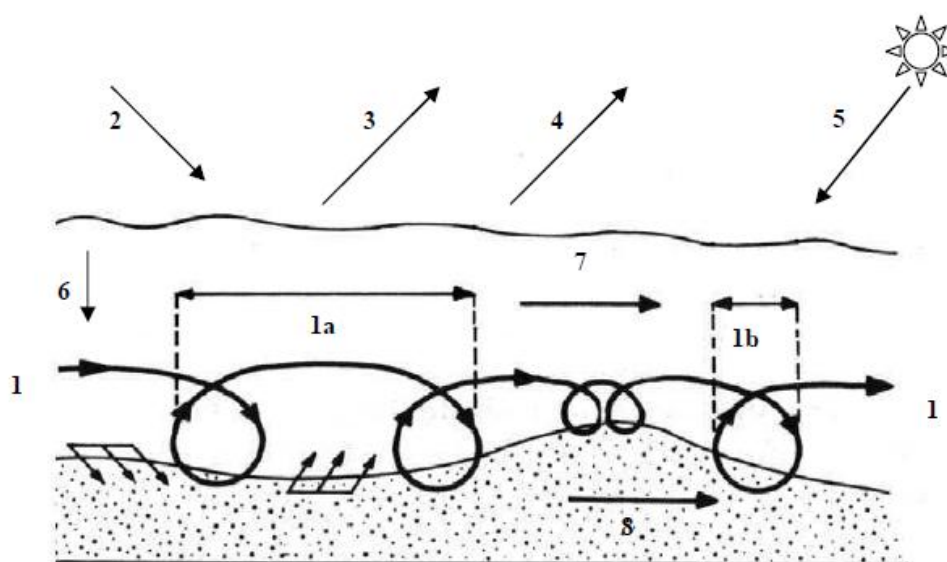
Látkový koloběh (Obr. č. 1) je v celém podélném profilu složen z několika dílčích látkových koloběhů představovaných jako dynamické smyčky, mající odlišný tvar a velikost (intenzitu a účinnost). Každá smyčka představuje příslušné formy živin v místním koloběhu, jsou využívány organismy jednotlivých trofických úrovní, dochází zde k rozkladu mrtvé biomasy dekompozitory, k mineralizaci organických látek a k zapojování živin do další části spirálního koloběhu (AMBROŽOVÁ, 2003).

Transport látek v podélném profilu toku se vyznačuje místí zvýšenou akumulací v sedimentu (např. v zátočinách a tišinách) a výstupy některých látek z toku. Děje se to sedimentací pevných a vazbou částečně i rozpuštěných látek. Dále vyplavováním usazenin a organismů při záplavách, únikem plynů do atmosféry, výlet imág vodního

hmyzu, výlovem a migrací ryb, odstraňování vodní vegetace, bagrováním dna aj. (LELLÁK a KUBÍČEK, 1992).

Spirální koncepce látkového koloběhu podává tedy hrubou představu ekologického mechanismu autoregulačního systému tekoucích vod a je funkcí rychlosti vody. Čím je rychlost vyšší, tím jsou vzdálenosti spirály delší. S tím souvisí poměr, struktura a množství sedimentovaných a dále unášených částic a aktivita organismů. Retence látek spolu s kyslíkovými a teplotními poměry představuje součást ekologické stability toku (AMBROŽOVÁ, 2003), (LELLÁK a KUBÍČEK, 1992).

Obr. č. 1: Schéma průběhu látkového koloběhu (AMBROŽOVÁ, 2003)



Vysvětlivky: (1) Transport živných látek a organismů proudem, (1a) dráha biologicky rozložitelných látek, (1b) délka obratu látkového cyklu, (2) přísun částic allochtonního charakteru, (3) výlov ryb, odstranění makrovegetace, (4) výpar a uvolňování plynů do atmosféry, (5) přísun slunečního záření a plynů do vody, (6) sedimentace částic, (7) přenos látek a organismů vodou, (8) přesun látek organismů v sedimentu. Trojitě šipky znázorňují přestup látek z vody na dno či naopak dle směru šipek.

3.1.3 Jakost povrchových vod

V Příloze č. 2 Nařízení vlády č. 61/2003 Sb., ve znění pozdějších předpisů se dobrý stav vodního toku vyjadřuje jako:

- Neporušená samočisticí schopnost.
- Stav bez přítomnosti organismů s potenciálně patogenními a toxickými vlastnostmi.
- Stav, při němž nedochází k nadměrnému rozvoji autotrofních organismů a ke zvýšení produktivity vodního ekosystému ani k závažné změně druhové rozmanitosti vodních organismů.
- Stav, při němž nedochází ke vzniku kalových lavic nebo pokrytí vodní hladiny pěnou, tuky, oleji nebo jinými látkami.
- Koncentrace nebezpečných a zvláště nebezpečných látek ve vodním prostředí, sedimentech, plaveninách a živých organismech se nesmí znatelně zvyšovat v čase.
- Stav, při němž nedochází k porušování hygienických požadavků na ochranu zdraví před ionizujícím zářením.
- Stav, při němž nedochází v důsledku škodlivého působení látek ke změně produktivity vodního ekosystému, ani k závažnému omezení druhové rozmanitosti vodních organismů nebo překročení pro ně nejvýše přípustných hodnot dávky nebo objemové aktivity radionuklidů.

Pro hodnocení jakosti povrchových vod se také používá klasifikace do 5 tříd jakosti podle normy ČSN 75 7221. Jakost vody se klasifikuje zvláště pro každý jednotlivý ukazatel a hodnocené ukazatele jsou členěny do pěti skupin (A – Obecné, fyzikální a chemické ukazatele, B – Specifické organické látky, C – Kovy a metaloidy, D – Mikrobiologické a biologické ukazatele a E – Radiologické ukazatele). Ve skupině pak rozhoduje ukazatel s nejnepříznivější hodnotou klasifikace a o celkové klasifikaci jakosti vody v toku rozhoduje nejhorší klasifikace ze skupin (VOLAUFOVA a LANGHAMMER, 2007).

Definice tříd jakosti povrchových vod podle ČSN 75 7221:

I. třída – neznečištěná voda (ukazatele nepřesahují hodnoty odpovídající běžnému přirozenému pozadí v toku)

II. třída – mírně znečištěná voda (dosud umožněna existence bohatého, vyváženého a udržitelného ekosystému)

III. třída – znečištěná voda (podmínky pro existenci bohatého, vyváženého a udržitelného ekosystému nemusí být vytvořeny)

IV. třída – silně znečištěná voda (podmínky umožňující existenci pouze nevyváženého ekosystému)

V. třída – velmi silně znečištěná voda (podmínky umožňující existenci pouze silně nevyváženého ekosystému) (MORÁVEK, 1999).

Tab. č. 2: ČSN 75 7221, Klasifikace jakosti povrchových vod, skupina A - Obecné, fyzikální a chemické ukazatele (MORÁVEK, 1999)

Ukazatelé (mg.l ⁻¹)/Třída	I.	II.	III.	IV.	V.
Nerozpuštěné látky (NL)	<20	<40	<60	<100	≥100
BSK₅	<2	<4	<8	<15	≥15
CHSK_{Cr}	<15	<25	<45	<60	≥60
N_{amon.}	<0,3	<0,7	<2	<4	≥4
P_{celk.}	<0,05	<0,15	<0,4	<1	≥1

Tab. č. 3: ČSN 75 7221, Klasifikace jakosti povrchových vod, skupina C - Kovy a metaloidy (MORÁVEK, 1999)

Ukazatelé (μg.l ⁻¹) /Třída	I.	II.	III.	IV.	V.
Zn	<15	<50	<100	<200	≥200
Cd	<0,1	<0,5	<1	<2	≥2
Pb	<3	<8	<15	<30	≥30
As	<1	<10	<20	<50	≥50

3.1.4 Faktory ovlivňující jakost povrchových vod

Příčinou zhoršování jakosti povrchových vod ve vodních tocích jsou zdroje znečištění. Znečišťování povrchových vod je zapříčiněno přírodními a antropogenními faktory. Mezi přírodní faktory můžeme zařadit klimatické, geologické, geomorfologické, vegetační či půdní procesy. Nejvíce znečišťujícím dějem je půdní eroze (ADÁMEK a kol., 2010) a výše zmiňovaný rozklad organické hmoty, kdy dochází k výluhům organických látek z rostlinných zbytků a z odumřelých těl živočichů (TLAPÁKOVÁ a kol., 2000).

Antropogenní znečištění může mít vliv na chemický a morfologický stav toku. Zdroje chemického znečištění toku se dělí na bodové, plošné a difúzní. Vzhledem k zadání diplomové práce se zaměříme na zdroje bodové. Bodovými zdroji znečištění jsou:

- Komunální zdroje znečištění (města a obce, které vypouštějí odpadní vody od obyvatelstva, z občanské vybavenosti a odpadní vody z průmyslu připojeného na veřejnou kanalizaci).
- Průmyslové zdroje (provozy spolu s ostatními uživateli vod vypouštějící odpadní vody vlastní kanalizací přímo do vod povrchových).
- Důlní vody (viz. kap. 3.4 Důlní vody) (TLAPÁKOVÁ a kol., 2000).

Do problematiky antropogenních zásahů do vodních toků můžeme začlenit i otázku vlastností koryt, jež má vliv na početnost a pestrost druhů. Příkladem může být členitost, která může poskytnout útočiště pro mnohé organismy. Na kvalitu životního prostředí některých druhů má významný vliv intenzita proudění vody, v rychlejších vodách dochází k vyššímu okysličování, kdežto v klidných vodách se usazují sedimenty. Některé druhy vodních živočichů jsou vázány na rychlo-proudné úseky (pstruzi) a jiné si libují v klidnějších úsecích (raci) (FRYŠ, 2008).

Významnou okolností je hloubková členitost a ukládání náplavů, kde je směrodatná teplota a obsahové složení dna. Ve zdravých vodních tocích by neměly chybět přirozené úkryty pro vodní i suchozemské živočichy. Úkryty v podobě kamenů, napadaných stromů, větví, kořenů slouží též jako zpevnění břehů. Velmi významným prvkem pro správné fungování koryt vodních toků je charakter břehů a je žádoucí ponechávat vývoj koryt přirozeným procesům. Důvodem je dobrá migrační prostupnost toku, např. za reprodukci nebo z důvodu možnosti rozlivu při prudších dešťových událostí (FRYŠ, 2008).

V průběhu lidských zásahů se členitost vodních toků intenzivně narušila. Nahrazením členitosti koryt hladkými zpevněnými dny došlo ke zhoršení samočisticí funkce vod, k narušení distribuce srážkových vod a podmínek odtoku. Technické úpravy mají za následek zvýšené riziko nestability koryt a zrychlení odtoku velkých vod, což páchá nemalé škody v níže položených územích. Zásoby podzemních vod se vlivem odvodňování výrazně snížily (FRYŠ, 2008).

3.2 Znečištěné vody

Znečištění vody můžeme definovat jako takovou změnu fyzikálních, chemických a biologických vlastností vody, která omezuje nebo znemožňuje její použití k danému účelu (ŠVEHLA a kol., 2007).

Přírozené znečištění nastává v ekosystému postupně v důsledku přísunu organických a anorganických látek. Příkladem je eroze dna, břehů a půdy v povodí, spad listů a přísun uhynulých těl rostlin a živočichů. V přírodě je toto znečištění eliminováno existencí samočisticích pochodů, kdy jsou organické látky přeměňovány chemickými procesy na minerální látky (AMBROŽOVÁ, 2003).

Antropogenní znečištění je již způsobeno vlivem člověka, který svojí činností umožňuje přesun cizorodých látek do vodního prostředí, čímž se zhoršuje kvalita vody. Vliv znečištění na výskyt vodních organismů ovlivňuje teplota a pH vody, světelná intenzita, koncentrace kyslíku, organické a mechanické znečištění vody (AMBROŽOVÁ, 2003).

Použitou znečištěnou vodu, která je již z hlediska svých vlastností nevyhovující ke svému původnímu účelu a člověk se jí proto zbavuje, je možno označit za odpadní (ŠVEHLA a kol., 2007).

3.3 Odpadní vody

Za vodu odpadní je považována veškerá voda, která projde jakýmkoliv výrobním procesem a tímto použitím se změnila její jakost nebo teplota. Za odpadní vody lze považovat i vody odtékající ze sídlišť, obcí, dolů, závodů a dalších objektů, které jsou vypouštěny do vod povrchových (recipientů) a mohou ohrozit jakost těchto vod. Podle tohoto vymezení je nutné za odpadní vodu pokládat i srážkové a balastní vody odtékající kanalizacemi z obcí (JUST a kol., 1999).

Vypouštění odpadních vod povoluje územně příslušný vodohospodářský orgán (okresní úřad, referát nebo odbor životního prostředí), který je přitom vázán

nařízením vlády ČR č. 61/2003 Sb., ve znění pozdějších předpisů, kterým se stanoví ukazatele přípustného znečištění vod. Toto nařízení uvádí mimo jiné nepřekročitelné limity kvality vypouštěných odpadních vod (tzv. emisní standardy) a přípustné hodnoty znečištění vodních toků (tzv. imisní standardy) (ADÁMEK a kol., 2010).

Odpadní vody se obvykle rozdělují na komunální (splaškové, městské) a průmyslové (do kterých se většinou zahrnují i odpadní vody ze zemědělských závodů) (ADÁMEK a kol., 2010).

3.3.1 Vlivy odpadních vod na vodní recipient

Odpadní vody mohou svými vlastnostmi ovlivnit vodní toky především:

- Zanášení koryta řek - unášené splaveniny a plaveniny jsou unášeny korytem a tím dochází k zanášení koryta (viz. kap. 3.1.1 Vlastnosti tekoucích vod).
- Estetické a organoleptické závady (pachové, vzhledové, popř. chuťové vlastnosti)
- Vyčerpání rozpuštěného kyslíku – znemožnění života organismů a ke změně organoleptických vlastností vody (viz předešlý bod)
- Epidemiologické závady – přítomností patogenních organismů (viry, bakterie, prvoci, červy aj.)
- Kontaminace toxickými nebo jinak škodlivými látkami (těžké kovy, chlorované organické látky, fenoly aj.)
- Eutrofizace - vysoký obsah minerálních živin vyvolávající velkou produkci biomasy omezuje možnost následně zpracovat vodu jako pitnou.
- Zvyšování obsahu solí
- Změna teploty – s rostoucí teplotou klesá rozpustnost kyslíku ve vodě (viz. 3. bod)
- Změna hodnoty pH – může vyvolat změny disociační rovnováhy různých látek. Při výskytu amoniakálního dusíku dochází ke zvýšení hodnoty pH, což může způsobit úhyn ryb (ŠVEHLA a kol., 2007).

Mezi průmyslové odpadní vody řadíme i důlní vody, jež se vyznačují svým specifickým chemickým složením. Může jít o těžební činnost zaměřenou na uranové, rudné či uhelné hornictví. Složení důlních vod se tedy může lišit obsahem těžkých kovů, radionuklidů, hodnotou pH, teplotou či množstvím rozpuštěného kyslíku. Míra vlivu důlních vod na vodní recipienty především pak vychází z otázky, o jaký typ těžby se jedná.

3.3.2 Ukazatele znečištění odpadních vod

Znečištění odpadních vod se charakterizuje a kvantifikuje pomocí různých ukazatelů znečištění. Kvantitativní rozbor zjišťuje množství těchto látek v příslušném vzorku. Množství znečištění určené daným ukazatelem je charakterizováno jako hmotnostní koncentrace nebo látková koncentrace. Kvantifikace jednotlivých typů znečištění v odpadní vodě je nezbytná pro volbu a dimenzování jednotlivých procesů používaných pro její čištění. Na základě těchto údajů je možno navrhnout způsob čištění. Ukazatele znečištění jsou důležité také pro posouzení účinnosti čištění, jejich limitní hodnoty, které je provozovatel čistírny odpadních vod (ČOV) povinen splnit, jsou dány příslušnými právními předpisy (ŠVEHLA a kol., 2007).

Zásadní důležitost pro kvantifikaci znečištění odpadní vody má stanovení koncentrace organických látek. Pro přímou kvantifikaci organických látek se nejčastěji používají stanovení BSK a CHSK. Pomocí těchto stanovení je možno určit souhrnnou koncentraci všech organických látek, které podléhají biochemické či chemické oxidaci (ŠVEHLA a kol., 2007).

BSK neboli biochemická spotřeba kyslíku vyjadřuje množství kyslíku spotřebovaného mikroorganismy při biochemických pochodech na rozklad organických látek přítomných ve vodě za aerobních podmínek. Hodnota BSK se udává v mg/l. Dolní index připojený za symbolem vyjadřuje délku testu ve dnech. Nejčastěji se provádí test po dobu pěti dnů, píše se tedy BSK₅. Pokud například při rozboru vzorku odpadní vody zjistíme, že BSK₅ = 10 mg/l, znamená to, že v jednom litru této vody je přítomno právě takové množství organických látek, že při jejich

biochemické oxidaci mikroorganismy spotřebují za pět dní 10 mg rozpuštěného kyslíku (ŠVEHLA a kol., 2007).

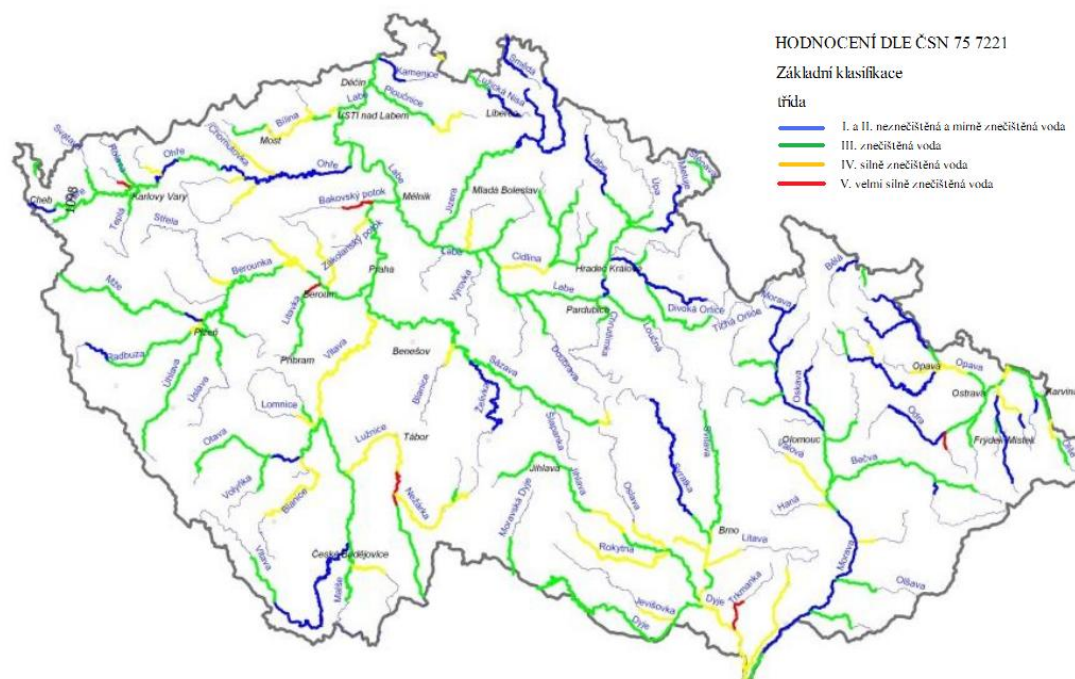
CHSK neboli chemická spotřeba kyslíku vyjadřuje množství organických látek obsažených ve vodě, které jsou chemicky oxidovatelné, tedy mohou v přírodních podmínkách spotřebovat kyslík. Stanovení probíhá tak, že organické látky ve vzorku jsou oxidovány dichromanem draselným (CHSK_{Cr}) a následně je měřena koncentrace produktů zbývajícího oxidačního činidla. U odpadních vod je hodnota CHSK_{Cr} přibližně 2x vyšší než hodnota BSK_5 , jelikož při stanovení BSK se určuje množství biologicky rozložitelných látek, kdežto při stanovení CHSK se navíc stanovují organické látky obtížně biologicky rozložitelné. U vyčištěné vody, odtékající z ČOV bývá hodnota CHSK dokonce 5x až 10x vyšší než BSK (ŠVEHLA a kol., 2007).

Kromě znečištění vod organickými látkami mají významný podíl znečištění i koncentrace sloučenin dusíku a fosforu. Amoniakální dusík ($\text{N}_{\text{amon.}}$) a to především nedisociovaná forma NH_3 obsažená ve vodách je i v nízkých koncentracích toxická pro ryby i jiné vodní organismy. Dále vysoká koncentrace $\text{N}_{\text{amon.}}$ v přírodních vodách hrozí též nebezpečí poklesu koncentrace rozpuštěného kyslíku. Hodnota $\text{N}_{\text{amon.}}$ se udává v mg/l. Procento jeho výskytu roste se vzrůstající hodnotou pH a zvyšující se teplotou (ŠVEHLA a kol., 2007).

Při vysokých koncentracích celkového dusíku ($\text{N}_{\text{celk.}}$) a celkového fosforu ($\text{P}_{\text{celk.}}$), jejichž hodnoty se též udávají v mg/l, mohou v přírodních vodách způsobovat eutrofizaci vod. Pod pojmem eutrofizace se rozumí růst obsahu minerálních živin – nutrientů, a to právě sloučenin dusíku a fosforu. Přírozená eutrofizace vzniká z půdy, sedimentů a dále z odumřelých vodních organismů. Antropogenní eutrofizace je způsobena především používáním polyfosforečnanů v pracích a čisticích prostředcích, z fekálií v odpadních vodách (SMITH a kol., 1999), splachování hnojiv ze zemědělské půdy a z atmosférických srážek nad urbanizovaným územím (ŠVEHLA a kol., 2007).

Následující obrázek (Obr. č. 2) znázorňuje souhrn hodnocení dle ČSN 75 7221 a to u ukazatelů BSK₅, CHSK_{Cr}, N_{amon.}, P_{celk.} a saprobní index zoobentosu v České republice.

Obr. č. 2: Jakost vody v tocích ČR, 2012–2013 (MŽP)



3.4 Důlní vody

Důlními vodami jsou dle Předpisu č. 44/1988 Sb. – Zákon o ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon) všechny podzemní, povrchové a srážkové vody, které vnikly do hlubinných nebo povrchových důlních prostorů bez ohledu na to, zda se tak stalo průsakem nebo gravitací z nadloží, podloží nebo boku nebo prostým vtékáním srážkové vody, a to až do jejich spojení s jinými stálými povrchovými nebo podzemními vodami (GRMELA a BLAŽKO, 2004).

V praxi vymezení pojmu „důlní vody“ je poměrně široké a legislativní aplikace jsou někdy značně složité. Mnohotvárnost forem důlních vod je příčinou problémů s vytvořením jednoduché definice, která by jednoznačně vystupovala v hornické,

vodohospodářské, odpadové i environmentální legislativě (GRMELA a BLAŽKO, 2004).

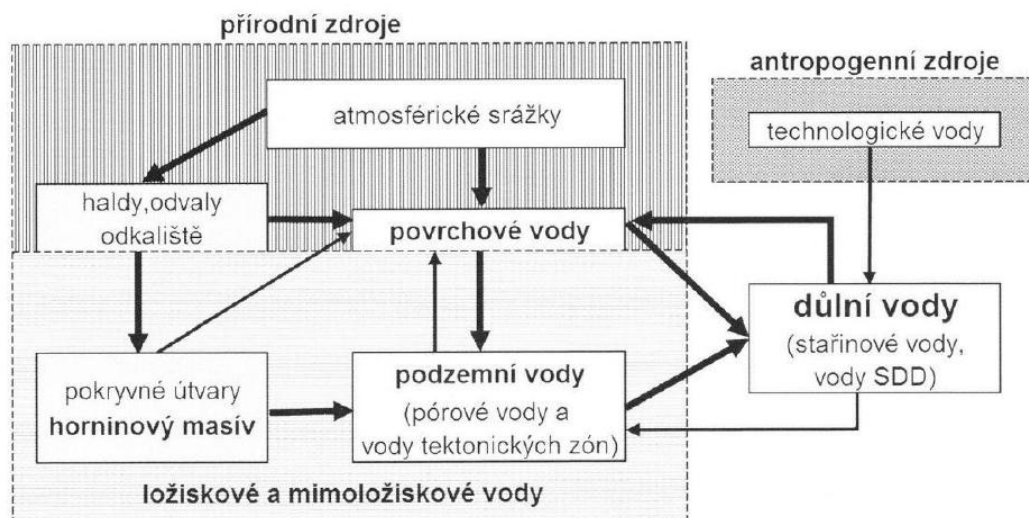
Důlními prostory jsou všechna důlní díla a dále vyrubané, zavalené nebo založené prostory v hlubinných dolech, prostory po vytěžení ložiska v lomu, hliništi nebo po těžbě štěrků a písků z vody (tj. u ložisek nerostných surovin těžených pod hladinou spodních vod, v aluviálních nivách nebo ze dna vodního recipientu) (GRMELA a BLAŽKO, 2004).

3.4.1 Zdroje důlních vod

Zdroje důlních vod jsou buď přírodního, nebo antropogenního původu. Mezi přírodní zdroje zahrnujeme vody ložiskové a neložiskové (mimoložiskové) (HOMOLA a KLÍR, 1975). Do antropogenních zdrojů patří vody provozní a technologické. Zvláštním druhem antropogenního zdroje důlních vod jsou vody stařinové (GRMELA a RAPANTOVÁ, 1999). Jedná se o směsné vody ložiskové, mimoložiskové i provozní, které protékají nebo jsou akumulovány v opuštěných důlních prostorech. Proudí ve starých či opuštěných důlních dílech podle zákonů proudění v otevřených korytech či v potrubí (GRMELA a kol., 2012).

V následujícím obrázku je znázorněné schéma vzájemné interakce mezi ložiskovými horninami a vodami, které mají vliv na kvalitu podzemních a povrchových vod v oblasti ložiska (GRMELA a kol., 2012).

Obr. č. 3: Schéma vzájemné interakce mezi ložiskovými horninami a vodami, které mají vliv na kvalitu podzemních a povrchových vod v oblasti ložiska (GRMELA a kol., 2012)



Ložiskové vody jsou podzemní vody ložisek nerostných surovin, které jsou akumulovány přímo v ložiskové výplni (HOMOLA a KLÍR, 1975). Ty ložiskové vody, které jsou ovlivněné důlní činností, jsou antropogenně zasaženy do přirozené geohydrodynamické struktury, což je spojeno se změnami hydraulických parametrů horninových komplexů (propustnosti), ovlivněný je tlakový režim a hydrochemické složení (hydrochemická rovnováha rozpuštěných tuhých látek a plynů) (GRMELA a kol., 2012).

Mimoložiskové vody jsou vody přírodních zvodní v horninách a přírodní vody infiltrující do důlních děl z povrchu (atmosférické srážky, povrchové toky a nádrže). Jejich přítok do důlních děl je způsoben antropogenním ovlivněním důlní činností (zálomové trhliny, hydraulická reaktivace zlomů apod.) Tyto zdroje vod v horninovém prostředí jsou izolovány od ložiskových vod hydraulickými bariérami (GRMELA a kol., 2012).

Provozní a technologické vody jsou antropogenní složkou důlních vod. Jedná se o vody, které jsou do důlního prostředí sváděny uměle, nejčastěji potrubím. Ve velké míře se jedná o vody již vyčerpané a vyčištěné důlní vody. Dále se používají vody užitkové, protipožární i pitné (GRMELA a kol., 2012).

3.5 Vlastnosti a význam kovů ve vodách

Téměř všechny kovy, resp. polokovy jsou minimálně ve stopových množstvích obsaženy ve vodách přirozeně, a to v závislosti na geologických podmínkách. K obohacení dochází stykem vody s horninami a půdou. V okolí rudných nalezišť může voda vykazovat vysoké koncentrace kovů. V současné době je značně obtížné odlišit přírodní výskyt v přírodních vodách od antropogenního znečištění a to se týká i sedimentů, které mohou být v důsledku remobilizačních procesů zdrojem znečištění přírodních vod kovy (PITTER, 1999).

Hlavním antropogenním zdrojem kovů a polokovů jsou odpadní vody z těžby a zpracování rud (důlní vody), z hutí, válcoven, z povrchových úprav kovů, z fotografického, textilního a kožedělného průmyslu. Dalším významným zdrojem jsou chemikálie ze zemědělství. Také atmosférické vody znečištěné exhalacemi ze spalování fosilních paliv a výfukovými plyny motorových vozidel (PITTER, 1999).

Kovy a polokovy se ve vodách vyskytují v rozpuštěné či nerozpuštěné formě. V rozpuštěné formě obvykle převažují komplexy s anorganickými nebo organickými ligandy, výjimku tvoří málo mineralizované vody bez organického znečištění, v tom případě se jedná o jednoduché ionty (PITTER, 1999). Značná část kovů (desítky procent) je ve vodách vázána na nerozpuštěné látky adsorpcí (WEIL a kol., 1975).

Obsah kovů ve vodách je ovlivněn nejenom chemickými, ale především fyzikálně-chemickými procesy – adsorpcí. V případě kovů ve stopových koncentracích závisí především na adsorpční rovnováze. Pokud je voda ve styku se sedimenty, kde dochází k významné kumulaci kovů, mohou tyto procesy (chemické i fyzikálně-chemické) do značné míry ovlivňovat aktuální koncentraci kovů, která může značně kolísat v závislosti na změnách některých chemických parametrů. Změny v koncentraci kovů ve vodě tak závisí na tzv. imobilizačních procesech, kterými se kovy vážou do tuhých fází a na tzv. remobilizačních procesech, kdy se kovy naopak uvolňují. Příkladem imobilizačního procesu je alkalizace vody a s tím spojené srážení kovů, dalším takovým procesem je oxidace a adsorpce na nerozpuštěných látkách ve vodách a na sedimentech. Mezi remobilizační procesy patří rozpouštění

kovů při poklesu hodnoty pH, redukce, komplexace, desorpce a uvolňování z odumřelé biomasy (PITTER, 1999).

Většina kovů má komplexotvorné schopnosti, které se z chemického, fyzikálně-chemického a biologického hlediska chovají rozdílně od jednoduchých iontů. Ukazuje se, že na remobilizaci a migraci kovů v podzemních a povrchových vodách se významně podílejí, kromě huminových látek, bakteriální extracelulární polymery (produkují je bakterie a řasy), které mají rovněž komplexotvorné schopnosti. To bylo např. prokázáno v případě Pb a Cd (MCCARTHY a kol., 1993), (CHEN a kol., 1995). Součástí těchto polymerů jsou také polyuronové kyseliny (alginová kyselina) a polyfenoly a tyto extracelulární biopolymery se podílejí na komplexační kapacitě přírodních vod, čímž lze vysvětlit, proč bývá značná část kovů ve vodách vázána v organických komplexech (RUDD a kol., 1984). Celý tento proces je důvodem navržení vodních rostlin pro vegetační způsoby dočišťování vody od zbytkových koncentrací kovů (ŽÁKOVÁ a kol., 1987).

Kovy se s odpadními vodami dostávají do čistíren odpadních vod, kde stejně jako v sedimentech se hromadí v čistírenských kalech. Při biologickém čištění dochází k adsorpci těžkých kovů na primárním, ale především na biologickém kalu. V závislosti na technologických parametrech čištění a hodnotě pH lze z vody odstranit 20-90 % různých těžkých kovů fyzikálně-chemickými procesy. Na odstraňování se podílí i vazba kovů na extracelulární polymery produkované buňkami, obsahující polysacharidy, bílkoviny atd. (CHENG a kol., 1975), (NELSON a kol., 1981). Vysoké hodnoty koncentrací toxických kovů v kalech mohou negativně ovlivnit jejich využitelnost jako je hnojení nebo kompostování (PITTER, 1999).

Mezi toxické kovy vyskytující se ve vodách patří zejména rtuť, kadmium, olovo, arsen, selen, chrom, nikl aj. Z hlediska toxicity má prioritní význam rtuť, kadmium, olovo a arsen (PITTER, 1999). O formě výskytu kovů ve vodě rozhodují fyzikálně-chemické vlastnosti vody (SVOBODOVÁ a kol., 1996). Významnou negativní schopností kovů je jejich značná schopnost kumulovat se v sedimentech a ve vodní flóře a fauně (bioakumulace). Významnou bioakumulační schopnost mají Hg, Se,

Ca, Pb a jiné. Ukazatelem celkového skutečného znečištění vodního prostředí není tedy koncentrace těchto kovů ve vodě, ale obsah kovů v sedimentech a především v dravých rybách, které představují konečný článek potravního řetězce ve vodním prostředí (SVOBODOVÁ, 1987).

3.5.1 Kadmium

Vzhledem ke své chemické podobnosti doprovází kadmium (Cd) Zn v jeho rudách. Při jejich zpracování přechází Cd jednak do odpadních vod a jednak do atmosféry. Antropogenním zdrojem Cd jsou mimo jiné odpadní vody z galvanického pokovování a z výroby baterií Ni-Cd, kde je Cd vázáno převážně v komplexních formách (PITTER, 1999).

Cd ve vodách doprovází zinek, avšak v podstatně nižších koncentracích. Za přírodní pozadí v podzemních vodách lze považovat koncentrace Cd asi do $1,5 \mu\text{g.l}^{-1}$ ($0,0015 \text{ mg.l}^{-1}$) (KRATZER a KOŽÍŠEK, 1997). V povrchových vodách bylo zjištěno, že jako jednoduchý ion Cd^{2+} je přítomno asi 29-44 hmotnostního % veškerého kadmia a asi 10-24 hmotnostního % připadá na organické komplexy. Cd^{2+} je závislý na hodnotě pH – čím nižší je hodnota pH, tím se výskyt jednoduchého ionu Cd^{2+} vyšší (GARDINER, 1974a). Adsorpce a desorpce v přírodních vodách mohou mít rozhodující vliv na regulaci koncentrace kadmia (GARDINER, 1974b).

Cd patří mezi velmi nebezpečné jedy, což se v minulosti zanedbávalo. Mezi kovy je svou toxicitou hned druhý za rtutí, značně se kumuluje v biomase, plaveninách a sedimentech – má dokonce jeden z nejvyšších akumulčních koeficientů a setrvává velmi dlouho v těle, protože na rozdíl od rtuti netvoří biochemickou cestu těžké alkylderiváty. V roce 1969 bylo poprvé v Japonsku popsáno onemocnění zapříčiněné kadmii a bylo nazváno nemoc itai-itai neboli „bolí-bolí“. V oblasti Toyama se kadmium dostávalo z dolu Kamioka, kde se těžily sulfidické rudy. Kontaminovanou říční vodou byla zavlažována rýžová pole 40 km po proudu řeky. Kadmium se tak dostalo do potravního řetězce. Postižení obyvatelé oblasti přijímali denně v potravě asi 300 až 400 μg kadmia (MIHALJEVIČ a ŠEBEK, 1995). Maximální přijatelný denní příjem (ADI) kadmia pro člověka vážícího 70 kg představuje asi 70 μg /den

(WHO, 1993). Otrava se projevovала především selháním ledvin a měknutím kostí a byla provázena velkými bolestmi, díky nimž vznikl název pro nemoc (MIHALJEVIČ a ŠEBEK, 1995). Další průvodní jevy zahrnují kašel, anémii a selhání ledvin, což vede až ke smrti (KITAGAWA, 1990). Nemoc se začala projevovat v roce 1912, ale její výzkum začal až v 50. letech 20. století. Teprve v květnu 1968 japonské Ministerstvo zdravotnictví a sociální péče oficiálně oznámilo, že itai-itai je nemoc způsobená chronickou otravou kadmíem. 184 obětí bylo v roce 1968 uznanými nakažením nemocí itai-itai a dalších 388 lidí bylo identifikováno jako potenciální oběti (ICETT, 2010).

Detoxikace je proto pomalá a hrozí nebezpečí chronických otrav. Dále zesiluje toxické účinky jiných kovů, např. Zn a Cu. Cd se proto řadí mezi látky potenciálně karcinogenní, resp. teratogenní. Značně toxický je stejně jako Zn také pro vodní organismy (ryby a zooplankton) a to již při koncentracích jednotek $\mu\text{g.l}^{-1}$. Cd patří mezi zpoplatněné ukazatele znečištění vypouštěných průmyslových odpadních vod (PITTER, 1999).

3.5.2 Olovo

Nejrozšířenější olovněnou rudou je galenit (PbS), méně rozšířenými rudami jsou anglesit (PbSO_4), cerusit (PbCO_3) a hydrocerusit [$\text{Pb}_3(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$]. Galenit nepodléhá na rozdíl od jiných sulfidických rud chemické a biochemické oxidaci, a proto se olovo poměrně málo hromadí v důlních vodách, pokud nejsou přítomné ještě jiné sulfidické rudy, jejichž oxidací vzniká kyselina sírová. V minulosti byl významným antropogenním zdrojem olova výfukové plyny motorových vozidel, obsahující rozkladné produkty tetraethylplumbu, které sloužilo jako antidetonační prostředek. Důsledkem toho bylo hromadění olova ve vegetaci v okolí komunikací, znečišťování atmosférických vod a odtud i vod povrchových a podzemních. Dalším zdrojem může být koroze olovněných částí vodovodního potrubí, i tento zdroj přestal již být v našich podmínkách významný, protože vývoj směřuje k potrubí ocelovému, měděnému nebo plastovému. Ve vodě stagnujícím v olovném potrubí lze dokázat i přes 100 μg olova v 1 litru. Dalším zdrojem mohou být odpadní vody ze zpracoven

rud, barevné metalurgie, z výroby akumulátorů a ze sklářského průmyslu, kde jsou sloučeniny olova součástí glazur (PITTER, 2009).

Zdrojem znečištění olovem (Pb) je opět jeho obsah v odpadních vodách ze zpracování rud. Přijatelnou mezí pro přírodní vody platí koncentrace olova asi $20 \mu\text{g.l}^{-1}$ ($0,02 \text{ mg.l}^{-1}$). Pb má vysoký akumulární koeficient a významně se proto hromadí nejen v plaveninách, sedimentech a kalech, ale i v biomase mikroorganismů a rostlin. Pro svou toxicitu je ve vodě velmi závadné. Toxicita Pb spočívá ve schopnosti tvořit velmi silnou vazbu se skupinou –SH v thiolech, které jsou součástí některých enzymů, v inhibici tvorby hemoglobinu, negativním působením na červené krvinky, nervový systém aj. Děti předškolního věku jsou citlivější než dospělí jedinci. V lidském organismu se Pb hromadí především v kostech. Působí neurotoxicky a považuje se za potenciální karcinogen (PITTER, 1999).

Ve vodním prostředí se olovo hromadí především v sedimentech dna, kde je jeho obsah zhruba o 4 řády vyšší ve srovnání s koncentrací ve vodě (SVOBODOVÁ, 1987). V závislosti na chemickém složení vody se určuje koncentrační limit toxicity pro vodní organismy. Působí na rybí obsádku výskytem skoliózy a snížením hmotnosti u druhé a třetí generace v pořadí. U ryb se kumuluje v tkáních a jedinec se stává toxickým pro své predátory (AMBROŽOVÁ, 2003).

3.5.3 Arsen

Arsen (As) v malých množstvích doprovází téměř všechny sulfidické rudy a je častou součástí různých hornin a půd, jejichž zvětráváním se dostává do podzemních a povrchových vod. Do vodního prostředí se arsen dostává přirozenou cestou nebo antropogenní činností. Nejzávažnějšími zdroji znečištění arsenem jsou emise a odpadní vody z průmyslu těžby a zpracování rud, výroby barviv, z koželužen, dále tepelné elektrárny, aplikace některých insekticidů a herbicidů aj. Protože arsen doprovází fosfor, je obsažen i v odpadních vodách z praní prádla. Arsen má značnou schopnost kumulovat se v sedimentech dna (ČELECHOVSKÁ a kol., 2007). Mobilizovaný As se silně sorbuje na plaveninách a sedimentech obsahující hydratovaný oxid železitý a hlinitý a jílové částice. S těmito částicemi pak dále

transportován povrchovými vodami. Antropogenním zdrojem As je mimo jiné hutní a rudní průmysl (PITTER, 1999).

Vzhledem k tomu, že je As v přírodě v malých množstvích značně rozšířen je běžným mikrokomponentem podzemních i povrchových vod, obvykle v koncentracích jednotek až desítek $\mu\text{g.l}^{-1}$. Za přírodní pozadí v podzemních vodách se dá tedy považovat koncentrace asi $5 \mu\text{g.l}^{-1}$ ($0,005 \text{ mg.l}^{-1}$). As má značnou schopnost kumulovat se v plaveninách a říčních sedimentech. Je mobilnější než rtuť, nehromadí se v rybách, takže otravy při jejich konzumaci nebyly zaznamenány. Mořské ryby a zejména mořští korýši a měkkýši silně akumulují sloučeniny arsenu z vody. V jejich organismu však dochází k transformaci těchto toxických sloučenin arsenu pocházejících z vodního prostředí zejména na arsenobetain a arsenocholin a další organické sloučeniny, což jsou látky pro lidský organismus téměř netoxické (BUCHTOVÁ, 2001). Avšak je značně jedovatý a jeho dlouhodobé požívání malých koncentrací způsobuje chronická onemocnění. Patří mezi jedy kumulativního charakteru (ve vlasech). Dalším projevem je melanóza (abnormální ukládání pigmentu), poruchy srdeční činnosti, hyperkeratóza (chorobné rohovatění kůže) a projevy kožní rakoviny. Mezi příznaky chronické intoxikace arsenem patří ztráta tělesné hmotnosti, zvýšená slinivost a zhoršení zraku. Charakteristické jsou také kožní příznaky, jako jsou otoky, ekzémy a keratosa kůže. Dále se mohou objevit i hematologické a neurologické změny (motorická obrna prsů, spavost, ztráta paměti, zmatenost a zhoršení sluchu). Arsen má také karcinogenní, mutagenní a teratogenní účinky (VELÍŠEK, 1999).

Obecným imisním standardem pro přípustné znečištění povrchových vod As je hodnota $20 \mu\text{g.l}^{-1}$ ($0,02 \text{ mg.l}^{-1}$). Při vypouštění do povrchových vod platí pro odpadní vody z těžby a zpracování rud a z povrchové úpravy kovů přípustná koncentrace As $500 \mu\text{g.l}^{-1}$ ($0,5 \text{ mg.l}^{-1}$) (PITTER, 1999).

3.5.4 Zinek

Zinek (Zn) je běžnou součástí hornin, půd a sedimentů. Větší množství Zn se dostává do podzemních vod při oxidačním rozkladu sulfidických rud. Nejrozšířenějšími

zinkovými rudami jsou sfalerit (ZnS) a smithsonit (ZnCO_3). Antropogenním zdrojem Zn v přírodních vodách je především atmosférický spad. Do atmosféry se dostává Zn při spalování fosilních paliv a při zpracování neželezitých rud. Z průmyslových odpadních vod obsahují Zn mimo jiné odpadní vody z elektrotechnických výroby a z povrchové úpravy kovů, kde je zinek zpravidla vázán v různých komplexech. V prostých podzemních a povrchových vodách bývá zinek přítomen obvykle v koncentračním rozmezí $5\text{-}200 \mu\text{g.l}^{-1}$ ($0,005\text{-}0,2 \text{mg.l}^{-1}$) (PITTER, 1999).

Pro lidi a stejně tak pro rostliny a suchozemské živočichy představuje zinek esenciální stopový prvek. Jeho deficit může mít naopak řadu zdravotních problémů. Dle předpisu č. 252/2004 Sb., ve znění pozdějších předpisů se u zinku stanovuje mezní hodnota pitné vody 3mg.l^{-1} ($3\ 000 \mu\text{g.l}^{-1}$), z hygienického hlediska ve vodách je nezávadný.

Zinek je však značně toxický pro ryby a jiné vodní organismy, a to již při koncentracích v desetinách mg.l^{-1} ($100 \mu\text{g.l}^{-1}$). Zvláště citlivé jsou lososové ryby, kdy letální koncentrace se pohybuje kolem $0,1 \text{mg.l}^{-1}$ ($100 \mu\text{g.l}^{-1}$), pro kaprové ryby je asi desetkrát vyšší (PITTER, 1999). S otravami zinkem se nejčastěji setkáváme v chovech pstruha duhového, pstruha obecného a především jejich plůdek je mimořádně citlivý k zinku a jeho sloučeninám. Toxicitu zinku pro ryby také ovlivňují chemické vlastnosti vody. Klinické příznaky a patologickoanatomické změny jsou obdobné jako při působení mědi (NAVRÁTIL a kol., 2000). Základním preventivním opatřením často se vyskytujících otrav sloučeninami zinku v chovech pstruhů je nepoužívat pro vedení přítokové vody pozinkované potrubí, nepoužívat pozinkované nářadí a nádoby. Tomuto opatření je třeba věnovat pozornost zejména při provádění koupelí v NaCl, uvolňuje se toxický ZnCl_2 (ČELECHOVSKÁ a kol., 2007). Toxicita však značně závisí na složení vody (NRIAGU, 1980), ve více mineralizovaných vodách je přípustná koncentrace tolerantnější, např. se zvyšujícím se obsahem mědi a hořčíku.

3.5.5 Toxicita kovů

Toxické kovy inhibují růst organismů a činnost enzymů a nepříznivě tak ovlivňují samočistící schopnosti v přírodních vodách a aerobní a anaerobní biologické pochody na čistírnách odpadních vod. U člověka a zvířat mohou být příčinou akutních nebo chronických onemocnění (PITTER, 1999).

Významnou negativní schopností kovů je jejich značná schopnost kumulovat se v sedimentech a ve vodní flóře a fauně (bioakumulace). Významnou bioakumulační schopnost mají Hg, Se, Ca, Pb a jiné. Ukazatelem celkového skutečného znečištění vodního prostředí není tedy koncentrace těchto kovů ve vodě, ale obsah kovů v sedimentech a především v dravých rybách, které představují konečný článek potravního řetězce ve vodním prostředí (SVOBODOVÁ, 1987).

Toxicita kovů závisí na teplotě, hodnotě pH a na celkovém složení vody, které ovlivňují jejich speciaci. Toxicky většinou působí především jednoduché iontové formy. Anorganické a organické komplexy jsou zpravidla méně toxické (CHEN, 1972), (ALLEN a kol., 1980). Kovy se ve vodě vyskytují z cca 90 % v rozpuštěné a zbytek je v koloidní či partikulované formě (AMBROŽOVÁ, 2003).

V průmyslových odpadních vodách se často nachází toxické látky, které v lepším případě brzdí přírodní pochody a v horším případě organismy usmrcují. Toxicita se podle rychlosti působení látky na organismy, navíc rozlišuje na akutní a chronickou. Při akutní toxicitě se jedovatý účinek projevuje velmi rychle, řádově po několika hodinách i minutách. Při chronické toxicitě se účinek projeví po týdnech až měsících. Zatímco při akutní toxicitě je ovlivněn přímo jí vystavený organismus, u chronické toxicity se její projevy zjišťují až na dalších vývojových generacích (problémy s plodností, degenerace na potomcích) (SLÁDEČKOVÁ a SLÁDEČEK, 1995).

Rozdělení podle hygienické závadnosti (PITTER, 2009):

- Toxické kovy a polokovy
 - Hg, Cd, Pb, As, Se, Be, V, Ni, Ba, Ag, Zn

- Z vodních organismů jsou na tyto kovy nejcitlivější ryby
- Karcinogenní a teratogenní účinky
 - As, Cd, Cr, Ni, Be
- Chronická toxicita
 - Hg, Cd, Pb, As
- Kovy ovlivňující organoleptické vlastnosti vody
 - Mn, Fe, Su, Zn

U směsí kovů se mohou účinky sčítat, v mnoha případech zesilují jako například Cd+Zn, Ni+Zn nebo Hg+Cu se kombinace projevují toxičtěji (PITTER, 1999). Dle CHOI (2004) kombinace Cd+Pb v těle může způsobovat problémy se sluchem. Synergické účinky mohou být určitým problémem při určování přípustných koncentrací kovů ve vodách (PITTER, 1999).

Koncentrace kovů v tekoucích vodách je odlišná, liší se směrem od zdroje po proudu. Čím dále od zdroje po proudu, tím se koncentrace snižuje (AMBROŽOVÁ, 2003).

3.6 Morfologické hodnocení vodního koryta

Ekologický stav vodního toku může být popisován i v aspektu morfologickém - tvary a rozměry koryt, charakter proudění či splaveninový režim. Neboť právě nevhodně technicky upravované vodní koryta lze označit za negativní antropogenní zásah. Stav vodního toku je tím lepší, čím více se blíží stavu v daném místě či úseku přirozenému. Toto hodnocení se přímo nezabývá kvalitou vody, která významnou měrou určuje celkový stav vodního toku. Nutno ovšem připomenout podstatný vztah mezi morfologií vodního toku a kvalitou vody. Intenzita samočištění vody závisí především na době a intenzitě kontaktu mezi aktivním povrchem koryta a znečištěnou vodou. Obecně pak lze konstatovat, že koryto v dobrém morfologickém

stavu, tedy koryto přirozeně prostorově rozsáhlé a členité, vytváří lepší podmínky pro samočisticí procesy, než koryto prostorově redukované a zbavené členitosti. Je zřejmé, že pokud není potok nebo řeka v dobrém stavu po stránce morfologie, tak kvalita vody, ani jeho biologický stav nebude optimální (JUST, 2012).

Hlavní charakteristiky dobrého morfologického stavu vodního toku:

- přirozeně velký prostorový rozsah přírodního nebo přírodě blízkého koryta a nivy
- přiměřená hloubka koryta, resp. přiměřený tvar příčného průřezu
- přirozeně velká tvarová členitost
- přirozeně velká hydraulická členitost
- nenarušená migrační prostupnost pro vodní živočichy
- nenarušený průtokový režim
- nenarušený splaveninový režim (JUST, 2012).

Obecně bývají uplatňovány dva přístupy. První možností je slovní popis hodnocených parametrů, druhým je výpočet hodnoty, popř. indexu a jeho srovnání se standardem neboli tzv. potenciálním přírodním stavem. Výhodou prvního principu je detailnější charakteristika vodního ekosystému, možnost přizpůsobení se danému povodí, jeho rozloze, fyzicko-geografickým i socioekonomickým charakteristikám. Jeho nevýhodou je účelovost, subjektivita a nemožnost vzájemného srovnání. Druhým přístupem je výpočet indexu, kdy je nutné přisoudit daným charakteristikám vodních ekosystémů určité numerické hodnoty, přičemž dochází ke generalizaci jednotlivých parametrů. Výhodou je možnost vzájemného srovnávání a všeobecná platnost hodnocení pro určité typy vodních ekosystémů. Kladné je rovněž snížení míry subjektivity hodnocení. Ekohydrologické metody hodnocení by měly rovněž zahrnovat geografické charakteristiky zájmového povodí (MATOUŠKOVÁ, 2003).

4 Metodika

V první fázi této diplomové práce jsem shromáždila odbornou literaturu z oblasti hydrobiologie, hydrochemie a zkoumání vlivu znečištění na životní prostředí, která odráží vzájemnou úzkou souvislost těchto oborů.

Dále byly kapitoly věnovány popisu zájmové lokality – urbanizované území města Příbrami, které negativně ovlivňuje místní životní prostředí, především hydrologii. Materiály byly získávány z celorepublikových knihoven, z archivu DIAMO, s.p. a také z internetových zdrojů. Z takto získaných materiálů byla zpracována literární rešerše, která se tematicky vztahuje k řešené problematice a při níž byly využity domácí i zahraniční zdroje. Získané poznatky byly použity pro vyhodnocení zatížení vodního toku Litavka antropogenními aktivitami.

Nejvýznamnější podíl poskytnutých dat byl z Povodí Vltavy, s.p. a Kovohutí Příbram nástupnická, a.s., jež mi poskytli údaje naměřených hodnot (mimo jiné) těžkých kovů na profilech v okolí města Příbram. Výsledky měření z Kovohutí Příbram nástupnická, a.s. jsou s 15-25% nejistotou. Z těchto dat byly sestavovány všechny grafové výstupy v kapitole Výsledky a diskuze.

Měření se prováděla v okolí Příbrami a to na čtyřech profilech Litavky a dvou Příbramského potoka. V níže uvedených grafech budou uvedeny výsledky naměřených hodnot vybraných kovů a základních fyzikálně-chemických ukazatelů v časové řadě od roku 2000 do roku 2014. Hodnoty jsou uvedeny jako roční průměry, zaokrouhleny na dvě desetinná místa. Na těchto hodnotách jsou chybové úsečky, které stanovují maximum a minimum hodnot v daném roce. Znázorněny jsou též osy jakosti tříd dle normy ČSN 75 7221 a osy s hodnotou Normy environmentální kvality (NEK) dle Nařízení vlády č. 23/2011 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, aby bylo snadné zhodnotit, v jakém stavu znečištění se dané profily vyskytují. Některé grafy jsou záměrně rozděleny do dvou, aby byly zpřehledněny maximální hodnoty a zároveň detail spodních hodnot – hodnot dle

platných norem. V některých případech maximální hodnoty vystoupaly tak vysoko, že jsem byla nucena toto maximum zapsat číselnou hodnotou.

4.1 Odběrné profily

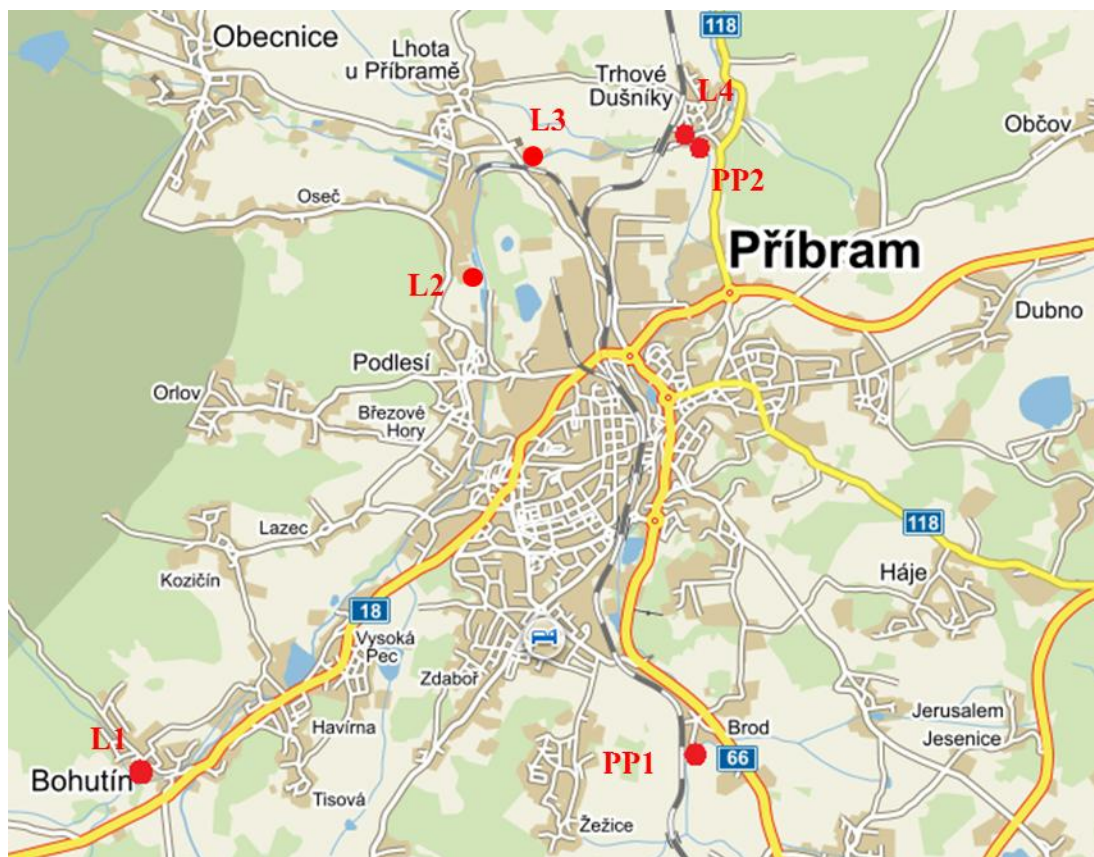
Litavka je sledována v 6 profilech:

- Litavka - Bohutín, říční km 47,2. V místě za soutokem s Pílským potokem a před Příbramí (L1),
- Litavka – před areálem Kovohutě Příbram nástupnická, a.s. (L2),
- Litavka – za areálem Kovohutě Příbram nástupnická, a.s. (L3),
- Litavka - Trhové Dušníky, ř.km 37,3. V místě za soutokem s Příbramským potokem a za průmyslovou zónou Příbramí (L4),
- Příbramský potok - Brod, ř.km 6,95. V místě před příbramským předměstím Brod (PP1),
- Příbramský potok - Trhové Dušníky, ř.km 0,06. V místě před soutokem s Litavkou a městem Příbramí (PP2).

Nutno dodat, že v areálu Kovohutě Příbram nástupnická, a.s. jsou hlavními zdroji znečištění skládka sodné strusky (dále jen SSS) a haldy č. I a II (Obr. č. 23). Proto, když bude zjevné, že znečišťujícím zdrojem je areál Kovohutě, bude doplněn i graf, jež prokáže, zda je polutantem SSS nebo haldy.

Mezi vybrané ukazatele budou vybrány hlavní polutanty Litavky a to Cd, Zn, As a Pb. Vzhledem k tomu, že zdrojem organického znečištění jsou převážně městské odpadní vody, je výběr měrných profilů doplněn o profily PP1 a PP2.

Obr. č. 4: Vybrané profily, kde jsou prováděny pravidelné monitoringsy jakosti povrchových vod (www.mapy.cz)



4.2 Odběry vzorků

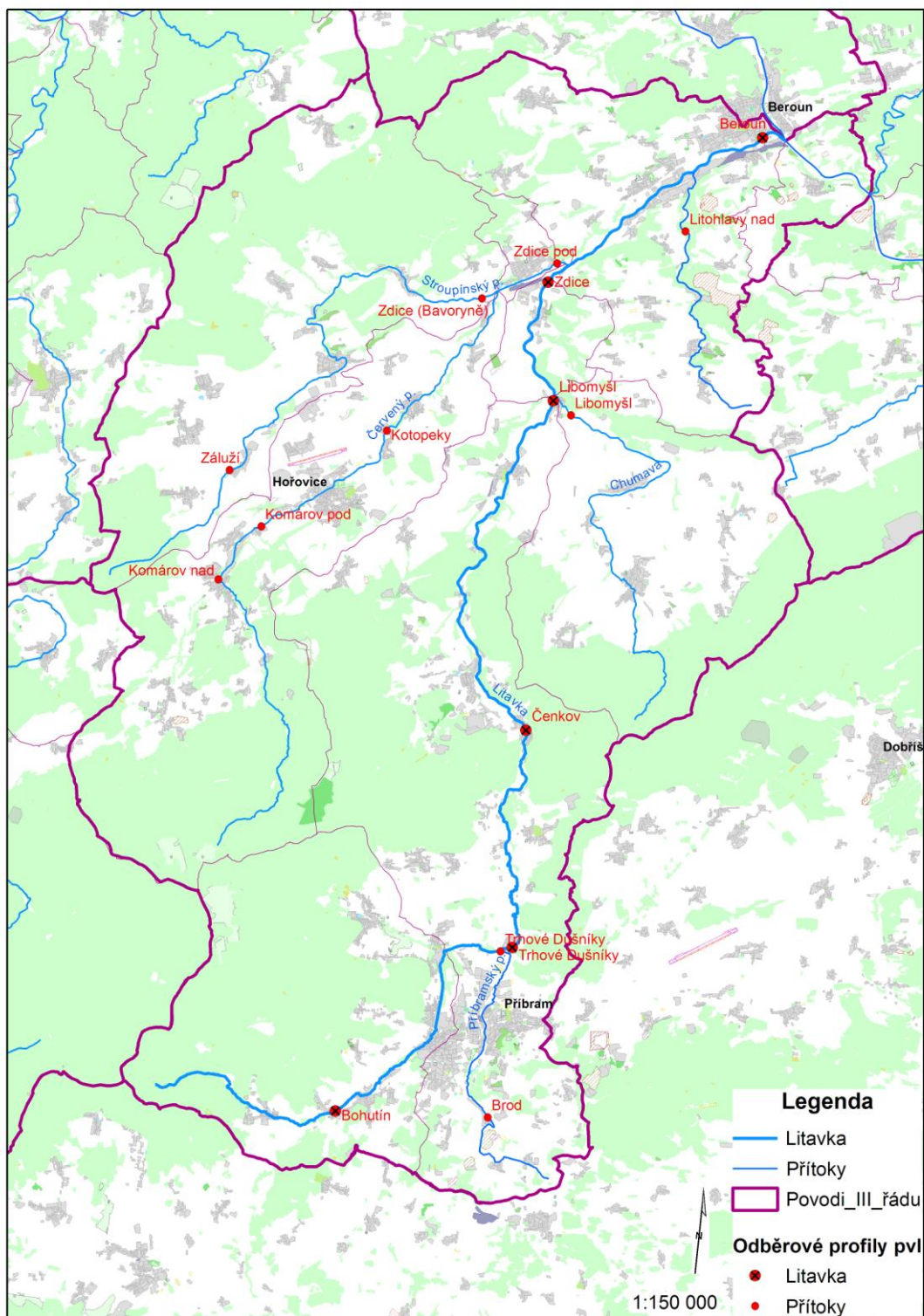
Odběry vzorků povrchových vod se v laboratořích Povodí Vltavy, s.p. provádí 1x/měsíc podle ČSN ISO 5667-6 (Návod pro odběr vzorků z řek a potoků). Během odběru je důležité eliminovat rušivé vlivy, které by mohly zásadně ovlivňovat výsledek analýzy. Mezi takové patří:

- vliv břehů – odběrová místa budou zejména u malých vodotečí volena tak, aby nedocházelo k víření suspendovaných materiálů. Při vstupu do vody musí být vzorek odebírán nad místem vstupu
- kolísání průtoků a meteorologické jevy

- pravidelnost – stejný časový interval a stejné odběrné místo
- čistota vzorkovnic a vzorkovacích pomůcek

Při manuálním vzorkování se ze vzorkované vodoteče vzorky odeberou ručním vzorkovačem s teleskopickou tyčí, na jejímž konci je nádoba z plastu o objemu 1 až 5 litrů. Veškeré vzorkovací zařízení je nutné před každým odběrem propláchnout dostatečným množstvím vzorkované vody, aby tam nezůstaly stopy po předchozích vzorcích. Odebraný vzorek se poté nalije do vzorkovnice, používají se plastové a skleněné laboratorní, různých typů a objemů, podle druhu zkoušek, ke kterým bude obsah vzorkovnice použit. Obecně platí, že vzorkovnice musí být z inertního materiálu. Na základě odběrové průvodky se musí každá odebraná vzorkovnice jednoznačně označit (název toku, profil odběru s číslem). V odběrné průvodce jsou uvedeny i další skutečnosti o odběru (počet vzorkovnic a čas odběru). Odebrané vzorky se poté přepraví autem, vybaveným chladicím zařízením, nebo musí být po dobu přepravy přechovávány v termoizolačních bednách. Je nutné eliminovat působení tepla a světla na tyto vzorky. Pokud po příjezdu laboratoř ihned nezpracuje odebrané vzorky, musí být uloženy v chladničce při teplotě 3-5°C. Během převozu vzorků a při manipulaci s nimi je nutné postupovat podle ČSN ISO 5667-3 (Pokyny pro konzervaci vzorků a manipulaci s nimi) a ČSN ISO 5667-14 (Pokyny k zabezpečování jakosti odběru vzorků vod a manipulaci s nimi).

Obr. č. 5: Všechny profily, kde jsou prováděny pravidelné monitoringsy jakosti povrchových vod v povodí Litavky státním podnikem Povodí Vltavy (VÚV TGM, DIBAVOD, 2015)



Mezi vybrané ukazatele byly vybrány hlavní polutanty Litavky a to Cd, Zn, As a Pb. Obsah kovů ve vodách je součástí „Rámcové vodní směrnice“ 2000/60/ES z 23. října 2000. Z důvodu významné bioakumulační schopnosti, toxicity a perzistence těžkých kovů jsou minimalizovány jejich mezní koncentrace ve vodárenských i ostatních tocích. Limitní hodnoty pro jednotlivé těžké kovy jsou většinou velmi přísné a liší se podle typu vod (pitné, povrchové, odpadní, přečištěné, apod.). Například u olova (Pb) udává vyhláška MZd č. 252/2004 Sb., pro pitnou vodu NMH (nejvyšší možnou hodnotu) = $10\mu\text{g/l}^{-1}$. Stanovení důležitých kovů je standardizováno normami ČSN a technickými normami pro Jakost vod.

Indikátorem čerstvého organického znečištění je amoniakální dusík. Amoniakální dusík je primárním produktem organických dusíkatých látek živočišného a rostlinného původu. Proto antropogenním zdrojem amoniakálního dusíku organického původu jsou především splaškové odpadní vody a odpady ze zemědělských výroby (PITTER, 1999). Amoniakální dusík anorganického původu se do podzemních a povrchových vod dostává jak infiltrací, tak i splachem dusíkatých hnojiv ze zemědělských ploch. Stanovení amoniakálního dusíku metodou CFA vychází z ČSN EN ISO 11732 (75 74 54).

Mezi nerozpuštěné látky patří v přírodních a užitkových vodách různé hlinitokřemičitan, hydratované oxidy kovů (nejčastěji železa, manganu a hliníku), fytoplankton, zooplankton, organický detrit, tuky oleje aj. U průmyslových odpadních vod přicházejí v úvahu další specifické anorganické i organické NL (PITTER, 1999). NL jsou indikátorem eroze. Stanovení nerozpuštěných látek vychází z ČSN EN 872 (75 73 49) a ČSN 757350.

Antropogenním zdrojem anorganického fosforu je v první řadě především aplikace fosforečnanových hnojiv v zemědělství a odpadní vody z prádel, do kterých se dostávají fosforečnany z pracích prostředků. Dalším zdrojem jsou polyfosforečnany, které se používají v čistících a odmašťovacích prostředcích (např. typu Synalod nebo Alkon) a jako protikorozní přísady. Zdrojem organického fosforu je fosfor obsažený v živočišných odpadech (PITTER, 1999). Eutrofizačně nejrizikovější formou P je fosforečnanový fosfor a indikuje čerstvé splaškové znečištění. Koncentrace

celkového P zahrnuje všechny formy fosforu ve vodě v době odběru vzorku a to jak formy rozpuštěné anorganické, tak fosfor partikulovaný (erozní částice, buňky řas a sinic apod.) a také i v různé míře uvolnitelný organický fosfor. Stanovení celkového fosforu metodou CFA vychází z ČSN EN ISO 15681-2.

4.3 Morfologické hodnocení vodního koryta Litavky

Morfologicko-ekologický stav vodních toků jsem se pro potřeby této diplomové práce, která se především zabývá biologií a chemií vodního toku, rozhodla hodnotit metodou první (viz kap. 3.6 Morfologické hodnocení vodního koryta

). Podstatné je vnímat relace – morfologický stav vodního toku je tím příznivější, čím prostorově rozsáhlejší jsou přírodní tvary jeho koryta, čím větší je tvarová a hydraulická členitost a čím zachovalejší je migrační prostupnost. Ze strany inženýrské praxe obtížněji uchopitelný biologický aspekt lze pro praktické úvahy ošetřit předpokladem, že příznivý morfologický stav vodního toku je základnou pro příznivý stav v aspektu biologickém (JUST, 2012).

5 Charakteristika zájmové oblasti

5.1 Geomorfologické členění

Podle geomorfologického členění České republiky (DEMEK a MACKOVIČ, 2006) a podle nové, mezinárodně uznávané geomorfologické regionalizace vyšších geomorfologických jednotek ČR (ČZÚK Praha, 1996) náleží oblast Příbramska a povodí Litavky do Hercynského systému, subsystému Hercynské pohoří a provincie Česká vysočina. Geomorfologická struktura Hercynského systému je výsledkem hercynského a staršího vrásnění a dnešní reliéf dotvořen zásadním způsobem až čtvrtohorní denundací.

5.2 Geologie

Brdy jsou nejvýše položené části středních Čech a z hlediska stratigrafické geologie a mají mezinárodní význam. Geologicky náleží k oblasti Barrandienu, komplexu proterozoických (starohorních) a paleozoických (prvohorních) hornin (CHLUPÁČ a kol., 2011). Brdská vrchovina je složena z prvohorních souvrství břidlic, pískovců, slepenců a křemenců kambrického stáří, vyzdvižených hercynským vrásněním v mladších prvohorách (CHLUPÁČ a VRÁNA, 1994). Rudný pás v linii Láz, Březové hory, Trhové Dušníky obsahuje převážně polymetalické rudy s převahou rud kovových, hlavně mědi a stříbra. Druhé rudné pásmo v linii Kamenná, Bytíz a Daleké Dušníky vytváří uranové ložisko (DEJMAL, 2000).

5.3 Pedologie

Rozmanitost půd je dána povahou podkladového substrátu, reliéfem, klimatickými podmínkami, vegetací a činností člověka. V údolí příbramského potoka a Litavky se nacházejí jílovitopísčité nivní půdy s různým stupněm podmáčení, oglejení či zrašelinění, které se vyvinuly na různě hlubokých nivních uloženinách. Půdy severozápadního kvadrantu Příbrami včetně přilehlého okolí až po Bratkovice jsou silně kontaminovány těžkými kovy minulým provozem Kovohutí Příbram, kdy neměly žádné čištění kouřových spalin. Půdy jsou silně kontaminovány olovem a kadmíem, jejichž hodnoty silně přesahují doporučené limity obsahu pro zemědělské půdy. Proto v této oblasti je třeba uvažovat s jiným využitím půdy, než je potravinářská produkce a dbát při tom, aby se obsažené cizorodé látky nedostávaly ve vyšší míře splachem do Litavky a po toku do níže položených vodních nádrží.

5.4 Klimatologie

Povodí Litavky leží stejně jako celá Česká republika v mírném klimatickém pásmu severní polokoule na okraji území s mírným oceánským vlivem a pravidelným střídáním čtyř ročních období. Nejvyšší polohy centrální části Brd, které jsou nejvýše položenou částí povodí Litavky a kam zasahuje pramenná oblast Litavky a jejích levostranných přítoků, leží v chladné klimatické oblasti. Naopak nižší polohy

východní části Brd včetně údolí Litavky se nacházejí v mírně teplé oblasti. Povodí Litavky na východních svazích Brd tak prochází ostré klimatické rozhraní. Ve srovnání s vrcholovou částí Brd, kde průměrná roční teplota nepřesahuje 6,5 °C a srážky v ročním úhrnu dosahují 800 mm, je údolí Litavky v okolí Příbrami teplým a suchým místem s průměrnou roční teplotou 7,3 °C a ročním úhrnem srážek 550 až 600 mm. Celý brdský masiv je ve slabém srážkovém stínu západních hraničních pohoří a samo pohoří směrem na východ vytváří srážkový stín (DEJMAL, 2000).

Vody Litavky – jak ostatně napovídá její jméno – jsou velmi nestálé s častými srážkovými přívaly až povodněmi. Naopak za dlouhotrvajícího sucha se její průtok snižuje a tok je udržován jen díky téměř souvislému zalesnění Brd, které jsou výjimečnou oblastí akumulace vod v české kotlině (DEJMAL, 2000).

5.5 Hydrologie

Povodí Litavky je dílčím povodím Berounky, ve správě Povodí Vltavy, s.p. Celková délka toku Litavky je 58,3 km, z toho 37 km v příbramském okrese, který opouští na 21. říčním km (DEJMAL, 2000). Prakticky celá plocha povodí Litavky, s výjimkou povodí Příbramského potoka, se nachází ve významné vodohospodářské oblasti - Chráněné oblasti přirozené akumulace vod Brdy (CHOPAV BRDY), kde pramení ve výšce 790 m n. m., přibližně 5 km západně od obce Láz (DEJMAL, 2009), (obr. č. 6).

Obr. č. 6: Pramen Litavky (mapy.cz)



Pramen Litavky je paradoxně jeden z mála pramenů, ze kterých se dá pít (DVOŘÁK, 2006). Drobné vodoteče, levostranné přítoky Litavky, které pramení mezi vrchy Bílá Skála (721,4 m n.m.), Hradiště (839,6 m n.m.), Brdce (839,0 m n.m.), Zavírka (719,6 m n.m.) a Žernovek (676,0 m n.m.) jsou přibližně na říčním km 51 přítokem vodárenské nádrže Láz (642,5 m n.m.). V říčním km (ř.km) 48,3, před Bohutínem – ve směru toku se do Litavky vlévá první větší LB přítok – Pilský potok a zde se Litavka začíná stáček k SV až k S. Po soutoku druhého LB přítoku - Kozičinského potoka, v ř.km 46,3 protéká Litavka Vysokopeckým rybníkem, krajinou lesoparku. Poté tok pokračuje neregulovaným korytem s přirozenými břehovými porosty, které místy svojí šířkou přecházejí v lužní les. Před sportovním stadionem se do Litavky vlévá první PB přítok – Mlýnský potok (ř.km 44,1). Od sportovního stadionu až k zahrádkářské kolonii pod Brezovými horami (městská část Příbrami) je tok v betonovém lichoběžníkovém korytě s četnými prahovými stupni. Od lávky do Drmlova Pole až ke Lhotě protéká tok málo upraveným, ale stabilizovaným korytem, které je lemováno doprovodným břehovým porostem olší a vrb. Následuje uměle napřímená část toku do lichoběžníkového tvaru s kamenným opevněním břehů. V důsledku zasypaní části údolí, mezi Starým a Novým Podlesím, odvalovou haldou

rudných dolů bylo koryto toku vysunuto na levou stranu údolní nivy. Na hranici území města, kterou koryto Litavky tvoří až po Lhotu, v místě průmyslového závodu vtéká do Litavky další LB přítok – Obecnický potok (ř.km 40).

Z prava, v ř.km 38, u Trhových Dušníků, v nadmořské výšce 451 m n.m. ústí do Litavky jeden z největších přítoků – Příbramský potok. Jeho povodí zaujímá plochu 33,095 km², má samostatné ČHP 1-11-04-008 a je dílčím povodím Litavky, Berounky, Vltavy a Labe. Celková délka toku je 11,06 km. Příbramský potok pramení v nadmořské výšce 563 m v údolí jihovýchodně od Příbrami, u části obce Konětopy, Milín. Tato oblast je silně poddolované území, které trhlinami převádí značnou část srážek do důlních vod, které jsou z větší části systémem důlních chodeb převedeny do sousedního povodí Kocáby. Ztráta vody je částečně hrazena čerpáním důlních vod u Brodu, kterým se do Příbramského potoka dostává. Tato dotace čerpanými a čištěnými důlními vodami s ohledem na útlum uranového průmyslu a ukončení těžby patrně velmi brzy skončí. Minimální průtoky Příbramského potoka za dlouhotrvajícího sucha a horka v letních měsících jsou však již dnes na hranici hygienické únosnosti (DEJMAL, 2009). Za sucha a během dešťových událostí s menším efektem dochází k zanášení dna Příbramského potoka a naopak deště s vyšším efektem způsobují výplach jeho sedimentu (KOUDELÁK a kol., 2000). Urbanizované území města Příbrami má jeden z negativních vlivů na životní prostředí právě transportní procesy z Příbramského potoka do vodního toku Litavka. Dnové sedimenty v oblasti soutoku Litavky s Příbramským potokem v Trhových Dušníchách představují z hlediska znečištění těžkými kovy významnou lokalitu v České republice (KOUDELÁK a kol., 2000). V nadmořské výšce 218 m ústí v Berouně do Berounky.

5.5.1 Litavka jako zdroj pitné vody

Prvních 18 km od pramene protéká severovýchodním směrem, kde odvodňuje zhruba čtvrtinu srážkově nejbohatších poloh Brd (DEJMAL, 2000) a kde tak dochází k akumulaci vod z Brd v nádržích Láz, Pílská a Obecnice (JANDA, 2000). Voda je následně odebírána do úpravny vod Kozičín (z nádrží Láz a Pílská) a do úpravny

vody Hvězdička (z nádrže Obecnice). Úpravny vody jsou ve vlastnictví Svazku obcí pro vodovody a kanalizace Příbram a voda slouží pro zásobování příbramské aglomerace pitnou vodou. Provozovatelem vodárenské soustavy je společnost AQUA Příbram s.r.o., která je na tomto území největším odběratelem povrchové vody s vodárenským využitím (TLAPÁKOVÁ a kol., 2000).

5.5.2 Znečištěná Litavka

Díky geologickému charakteru podloží, vypouštění důlních vod i místní průmyslové činnosti v Příbrami je Litavka jednou z nejvíce znečištěných řek u nás. Největším zdrojem znečištění jsou právě pozůstatky těžby nerostných surovin a místní průmysl. To má za následek vysoký výskyt některých těžkých kovů jako je olovo, kadmium a především zinek, jež Litavku řadí mnohdy i do V. třídy znečištění dle ČSN 75 7221 (SOUKUPOVÁ a BALEJOVÁ, 2014).

Během dešťového odtoku dochází vlivem fyzikálně chemických procesů k odtoku dešťových vod s vysokými hodnotami znečišťujících látek jednak z oblasti tavících pecí olova (BORŮVKA a kol., 1996) a jednak z výplachů naneseného dna Příbramského potoka. V tomto ohledu se berou v úvahu transportní poměry, vliv střídání období dešťových událostí a sucha, kvalitou odpadních vod oddělovaných během dešťového odtoku a v neposlední řadě rychlost průtoku (KOUDELÁK a kol., 2000). Řešením je postupné odstraňování starých ekologických zátěží, což je podle ŠICHOROVÉ (2004) stále vážný problém.

5.6 Sídelní struktura

Z hlediska správního leží povodí Litavky ve Středočeském kraji NUTS 3, v okrese Příbram NUTS 4. Příbram je jedním ze správních obvodů středočeského kraje společně s Rožmitálem pod Třemšínem a Březnicí a dalšími 63 obcemi. Za zmínku stojí obec Láz, v okolí horního toku Litavky, obec Bohutín se skládá ze čtyř částí na třech katastrálních územích a obec Trhové Dušníky s rudnými doly. Podrobnější údaje jsem shrnula do tabulky č. 4.

Tab. č. 4: Napojení na společnou kanalizaci a počet obyvatel u obcí v povodí Litavky

	subpovodí	počet obyvatel	napojení na spol. kanalizaci
Láz	Litavka	606	ne
Bohutín	Pilský p., Litavka	1742	částečně
Příbram	Příbramský p., Litavka	34 899	ano
Podlesí	Litavka	1 095	částečně
Trhové Dušníky	Litavka	450	ano

Sídelní struktura podává obecnou informaci o rozmístění a velikosti možných bodových zdrojů znečištění a o problematice řešení jejich čištění. Rozdrobené sídelní struktury s malými obcemi dále vypovídá i o možných plošných zdrojích znečištění ve venkovské krajině.

5.7 Příbram

Okresní město Příbram se nachází v jihozápadní části Středočeského kraje. Typická je zde zalesněnost a vysoká členitost krajiny. Jeho přirozenou hranici tvoří na severu pásmo Brd, v jižní části okresu najdeme Středočeskou pahorkatinu, do níž se hlubokými údolními zařezává řeka Vltava, která ho dělí na dvě nestejně velké části (na levém břehu přibližně 70 % rozlohy, na pravém 30 %). Vlastní území města je odvodňováno Příbramským potokem, Litavkou a toky v jejich povodí do Berounky. Pouze severovýchodní část území města je odvodňována do Vltavy říčkou Kocába (DEJMAL, 2000).

5.7.1 ČOV Příbram

Čistírny odpadních vod (ČOV), průmyslové zdroje, odpadní vody z menších sídel a další specifické zdroje patří mezi bodové zdroje znečištění vodních toků. Zásadní změny v přísunu fosforu i dusíku do povrchových vod způsobuje vypouštění nečištěných splaškových odpadních vod zaústěním kanalizace a provozem přepadů odlehčovacích komor. Jaké je množství vypouštěného znečištění z těchto bodových zdrojů závisí na vybavení sídel a počtu obyvatel připojených na ČOV (1. SčV, 2012).

Čistírna odpadních vod (ČOV) Příbram zpracovává odpadní vody z města Příbrami a obce Háje. Odpadní vody jsou na ČOV přiváděny jednotnou stokovou sítí, která se sbíhá do kmenové stoky A, jež je zaústěna do přítoku na ČOV. Areál ČOV leží severně od města Příbrami, na okraji komerční zóny a v letech 2006-2007 prošla kompletní rekonstrukcí. Rekonstruovanou ČOV nyní provozuje společnost 1. SčV, a.s., člen skupiny Veolia. Přestavbou navíc vznikly podmínky k odkanalizování některých osad a obcí v okolí Příbrami (1. SčV, 2012).

ČOV Příbram využívá pro čištění odpadní vody kombinaci mechanických, biologických a fyzikálně-chemických procesů. Natékající odpadní voda je nejprve cezením přes hrubé a následně jemné, automatické česle zbavena hrubých nečistot (zbytky jídel, nedopalky, hygienické potřeby apod.). Následuje provzdušňovaný lapák písku, kde se odstraňuje písek, který by mohl poškodit strojní vybavení ČOV. Poté voda natéká do dvojice usazovacích nádrží o průměru 17,5 m a hloubce 3,3 m, kde se usazují drobné organické částice. Následně se voda rozděluje v poměru přibližně 1:2 na dvě linky tzv. aktivačního procesu, kde se mechanicky předčištěná odpadní voda smísí s aktivovaným kalem. Aktivace je uspořádána jako tzv. ALPHA proces, ve kterém se střídají zóny, kam je provzdušňováním dodáván kyslík se zónami neprovzdušňovanými, bez kyslíku. V provzdušňovaných zónách probíhá oxidace organického znečištění a amoniakálního dusíku. Vzniklé dusičnany se v neprovzdušňovaných zónách redukuje na neškodný plynný dusík uvolňující se do atmosféry. Dávkováním síranu železitého se z odpadní vody odstraňuje fosfor. Takto vyčištěná odpadní voda se odděluje od aktivovaného kalu usazováním ve čtyřech dosazovacích nádržích. Poté se vyčištěná voda se filtruje v mikrosítovém filtru. Recipientem, kam se vyčištěná vod z ČOV vypouští je Příbramský potok (1. SčV, 2012).

Rozhodnutí o povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových vydal Krajský úřad Středočeského kraje, odbor životního prostředí v listopadu 2007. 14.1.2016 vydáno Rozhodnutí o prodloužení platnosti výše zmíněného povolení do 22.12.2025. Vydané povolení, podle § 8 odst. 1) písmene c vodního zákona, spočívá ve vypouštění čištěných odpadních vod ze zdroje o velikosti 76 300 EO (ekvivalentní

obyvatel) a stanovuje množství odpadních vod, které je možno ze zdroje znečištění vypouštět do Příbramského potoka takto: 238 průměr l/s, max. 350 l/sec, max. 625 020 m³/měsíc a 7 500 000 m³/rok. Dále stanovuje v souladu s § 9 odst. 1), § 38 odst.3),5) a 9) vodního zákona a v souladu s § 3 odst. 2) vládního nařízení č.61/2003 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech ve znění pozdějších předpisů (dále jen nařízení vlády) emisní limity - průměrné a nejvýše přípustné ukazatele koncentrace a množství znečištění vypouštěných odpadních vod pro tyto ukazatele:

Tab. č. 5: Povolené limity znečištění pro vybrané ukazatele pro ČOV Příbram (Krajský úřad Středočeského kraje, Odbor životního prostředí, 2016).

UKAZATELE	ČOV Příbram		
	Povolené		
	p mg/l	m mg/l	t/rok t/rok
BSK₅	12	20	72
CHSK_{cr}	50	100	300
NL	16	25	95
N_{celk.}	14	25	90
P_{celk.}	1,5	3	12

Kde „ p “ jsou přípustné hodnoty, „ m “ jsou maximální hodnoty a „ t “ je množství vypouštěného znečištění. Platnost tohoto povolení je do 22.12.2025.

5.7.2 Historie hornictví

Příbramsko bylo v minulosti velmi bohaté na nerostné suroviny, zejména na rudy. Vždyť samotné okresní město a jeho část Březové Hory bylo známé jako hornické město. Již od 13. století se zde těžilo stříbro a v řece Litavce se rýžovalo zlato. Od poloviny 20. století byla Příbram a její okolí spíše poněkud nechvalně proslulá těžbou uranu. V současnosti je těžba uranu již nadobro zastavena, ale zůstala po ní nemalá ekologická zátěž (DEJMAL, 2000).

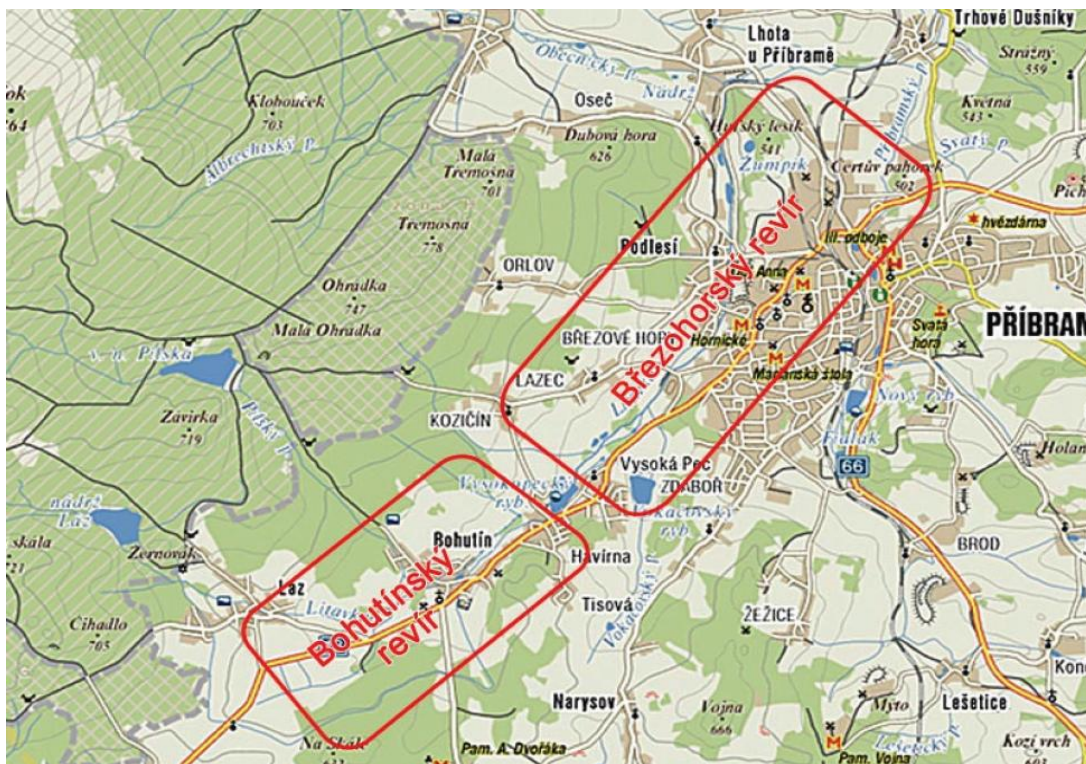
Těžba probíhala v letech 1950 až 1991 a Příbramsko se zařadilo mezi nejvýznamnější hydrotermální ložiska Evropy i světa (TRANTINA, 2007). Bylo zde 41 jam (z toho 14 slepých), 42 průzkumných šachtic, 4 štoly a 2 188,3 km horizontálních důlních děl. Dobývací prostor zaujímal celkovou plochu 57,6 km². Hloubka dobývání cca 1 400 m pod povrchem (ložisko ověřeno až do hloubky 1 750 m). Dle dat příbramského muzea množství hornicky zpracovaného kovu 48 432,2 t uranu zařadilo příbramské uranové ložisko mezi největší tohoto typu ve světě. Těžba představovala 38% z celkové produkce uranu na území našeho státu (DIAMO, 2010).

Obr. č. 7: Uranový revír (DIAMO, s.p.)



Žilné polymetalické Pb, Ag, Zn zrudnění v okolí Příbrami, na Březových Horách a Bohutíně bylo pro výskyt ryzího stříbra hlubinně těženo od středověku. Počínaje 18. stoletím bylo v březohorském a bohutínském revíru vyhloubeno 17 jam o celkové hloubce 11 325 m, vyraženo více než 405 km chodeb a překopů a objem vyrubaných prostor včetně horizontálních a svislých děl činí 9 590 220 m³. Z ložisek Bohutín a Březové Hory bylo vytěženo celkem 21 502 919 tun rudniny. Celková produkce kovů za celou historii těžby je odhadnuta na 453 000 tun Pb a 3 378 tun Ag. Těžba na Březových Horách byla ukončena 30. 6. 1978 a v Bohutíně 31. 12. 1979. Dobývací prostor Březové Hory – Vysoká Pec byl zrušen 18. 11. 1994 (DIAMO, 2010).

Obr. č. 8: Bohutínský a Březohorský revír (DIAMO, s.p.)



5.7.3 Průmysl

Město Příbram je významným průmyslovým městem. Nejvýznačnější odvětví je strojírenství, stavebnictví, doprava, potravinářství atd. Příbramský okres patří mezi okresy s větším počtem průmyslových podniků se sto a více zaměstnanci (STŘEDOČESKÝ KRAJ, 2014).

Nejvýraznějšími podniky na Příbramsku jsou:

- ZAT, a.s. – výroba řídicích a informačních systémů pro energetiku, dopravu a průmysl;
- ZRUP, a.s. – výroba obytných buněk, ocelových konstrukcí a stavebních prvků;
- RAVAK, a.s. – největší výrobce van a sprchových koutů ve střední a východní Evropě;
- Kovohutě Příbram nástupnická, a.s. – recyklace a výroba olova a drahých kovů.

5.8 Sanace

Voda je jednou z nejzranitelnějších složek životního prostředí. Těžba a zpracování nerostných surovin pro ni představují velké ohrožení. Ochrana povrchových a podzemních vod v těžebních oblastech, případně jejich dekontaminace je velice náročná jak finančně, tak časově. Do povrchových vod pronikají škodlivé látky infiltráty z hald, výsypek, nebo při úpravě nerostných surovin, nebo důlními vodami, jež jsou charakteristické svojí kyselostí, mineralizací, vysokým obsahem síry, železa a v případě uranového hornictví obsahují navíc těžké kovy a zejména arzen. Typické pro provozy těžby a zpracování uranu jsou tedy typické velké haldy odvalů, hlušin a kalů po chemickém zpracování, v nichž se nacházejí radioaktivní doprovodné látky uranu, jakož i nevytěžené zbytky uranu.

V druhé polovině 80. let minulého století došlo ve světě vlivem nadprodukce k propadu cen a nahromadění zásob přírodního uranu, o který už nebyl zájem. V tehdejší ČSSR, i v celé RVHP se v těžbě a zpracování uranové rudy pokračovalo do poloviny 90. - tých let. Na území Čech a Moravy existovalo 5 hlavních nalezišť smolince: Jáchymov, Příbram, Okrouhlá Radoň, Dolní Rožinka a Stráž pod Ralskem. S příchodem 21. století vstoupilo české rudné a uranové hornictví do fáze útlumu a zahlazování následků, které hornictví napáchalo během své činnosti na životním prostředí. Rozvoj technik tvorby a ochrany životního prostředí, vývoj environmentálních právních předpisů vyústil ve skutečnost, že je dnes posuzování vlivu na životní prostředí stanoveno zákonem č. 100/2001 Sb. Zahlazování následků hornické činnosti, resp. sanace je soubor technických opatření, jejichž zavedením se postupně zcela odstraní, nebo přinejmenším výrazně omezí jednotlivé zátěže negativně ovlivňující životní prostředí v daných lokalitách a navrácení všech území, která se s těmito zátěžemi potýkají, jejich přirozenému nebo náhradnímu využití.

Od srpna 2012 do konce 10/2013 probíhala sanace území bývalého důlně - úpravárenského závodu a okolí - Příbram, Březové Hory - 1. etapa. V říjnu 2012 byl zahájen dvouletý monitoring na třech stanovištích podél areálu a od ledna 2013 jsou již prováděny geologické práce doplněné o hrubé terénní úpravy (BLÁHA, 2011). Práce byly realizovány v souladu s platnou legislativou a v souladu s Metodickými

pokyny MŽP. Zhotovitelem celého projektu je po výběrovém řízení vybrána společnost AQUASYS, spol. s r.o (ŘEHOŘ, 2012).

DIAMO, s.p. jako objednatel akce, předložil úplnou žádost o finanční podporu u Operačního programu životního prostředí. Na základě Analýzy rizik území ve správě s.p. DIAMO – o.z. SUL Příbram, bývalého důlně - úpravárenského závodu Březové Hory – Příbram (EKOM CZ a.s., 2009) a Dopřůzkumu znečištění horninového prostředí a podzemní vody území ve správě s.p. DIAMO – o.z. SUL Příbram, bývalého důlně – úpravárenského závodu Březové Hory – Příbram a blízkém okolí (EKOHYDROGEO Žitný s.r.o., 2010), získal projekt dotaci 85 % z částky uznatelných nákladů, tedy 138,7 mil. Kč/154,1 mil. Kč. Zároveň se tím podnik zavázal plnit stanoviska MŽP a to především snížit dotací Litavky – v první etapě o 925 kg/rok zinku a v součtu prvé a druhé etapy o 1250 kg/rok zinku. Dokázání cílového parametru bude prokázáno dosažením uvedených bilančních hodnot, což odpovídá koncentraci Zn v 1. etapě 0,58 mg/l, v +. A v 2. etapě 0,55 mg Zn/l proti stávajícímu dlouhodobému průměru 0,68 mg/l. Cílový parametr bude považován za splněný, pokud průměr šesti následujících analýz vod měsíčních odběrů bude 43 vykazovat požadovanou hodnotu v průběhu 2 let po ukončení sanačních prací (BLÁHA, 2011).

Navrhované úpravy jsou nápravnými opatřeními k odstranění ekologických rizik. Na základě provedených průzkumných prací a Analýzy rizik bylo zjištěno riziko ohrožení ekosystému povrchové vodoteče Litavky, v důsledku dotace těžkými kovy, zejména zinkem z oblasti bývalé úpravní ruda blízkého okolí. Hlavní příčinou znečištění povrchové vody Litavky bylo vyluhování kovů (zejména Zn) z horninového prostředí infiltrací atmosférických srážek v prostoru bývalé úpravní rud a pozůstatků vojtěšského odvalu v západním až severozápadním okolí úpravní, pronikání takto kontaminovaných vod se zvýšenými obsahy Zn do mělkého kvartérního kolektoru tvořeného fluvialními štěrkopískovými sedimenty a následná migrace znečištění do povrchového toku Litavky. V souladu se závěry Analýzy rizik a doporučeními Studie proveditelnosti bylo cílem snížit nápravnými opatřeními kontaminaci povrchové vody v Litavce (zejména Zn a Cd) v profilu most Podlesí.

Cílem stavby bylo přetvarovat stávající povrch odvalu, zajistit plynulý odtok povrchových vod a snížit dotaci podzemních vod do odvalu vhodnou úpravou povrchu. V území byly navrženy cesty a stezky sloužící pro údržbu pozemků a pro využívání území. Po odvedení odpadních vod bude vybudován systém příkopů a propustků včetně dvojího zaústění do toku Litavka (ŘEHOŘ, 2012). Rekultivace ploch spočívají v biologické rekultivaci s převahou lesotechnické rekultivace kombinované se zatravněnými plochami.

6 Výsledky a diskuze

Díky geologickému charakteru podloží, vypouštění důlních vod i místní průmyslové činnosti v Příbrami je Litavka jednou z nejvíce znečištěných řek u nás. Největším zdrojem znečištění jsou právě pozůstatky těžby nerostných surovin a místní průmysl. To má za následek vysoký výskyt některých těžkých kovů jako je olovo, kadmium a především zinek, jež Litavku řadí mnohdy i do V. třídy znečištění dle ČSN 75 7221 (SOUKUPOVÁ a BALEJOVÁ, 2014).

Během dešťového odtoku dochází vlivem fyzikálně-chemických procesů k odtoku dešťových vod s vysokými hodnotami znečišťujících látek jednak z oblasti tavících pecí olova (BORŮVKA a kol., 1996) a jednak z výplachů naneseného dna Příbramského potoka. V tomto ohledu se berou v úvahu transportní poměry, vliv střídání období dešťových událostí a sucha, kvalitou odpadních vod oddělovaných během dešťového odtoku a v neposlední řadě rychlost průtoku (KOUDELÁK a kol., 2000). Řešením je postupné odstraňování starých ekologických zátěží, což je podle ŠICHOROVÉ (2004) stále vážný problém.

6.1 Kovy

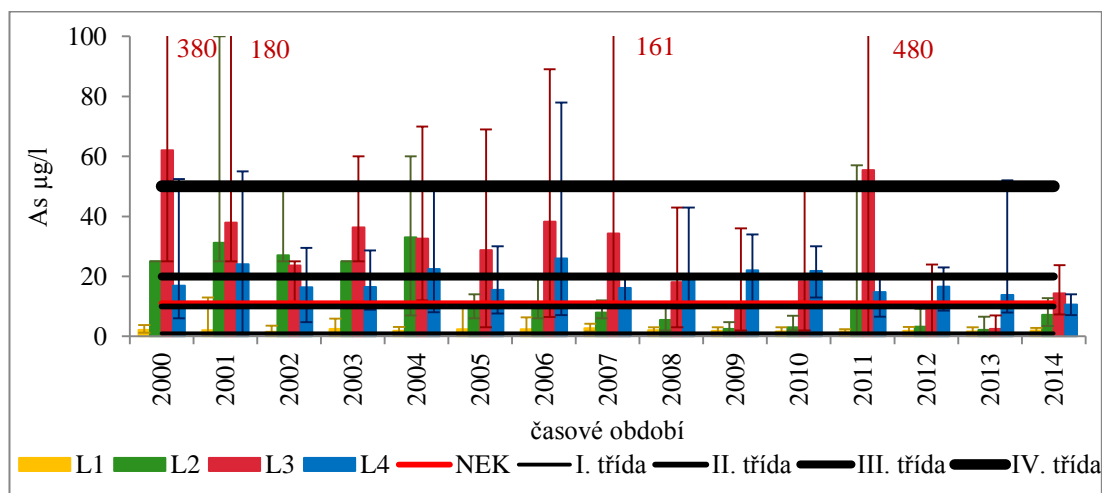
Na obrázcích 9, 10, 11 jsou zobrazeny koncentrace polokovu As na sledovaných lokalitách L1, L2, L3, L4, PP1 a PP2. Na obr. 12, 13, 14 koncentrace Cd, obr. 15, 16, 17 koncentrace Pb a na obr. 18, 19, 20 koncentrace Zn.

6.1.1 Arsen

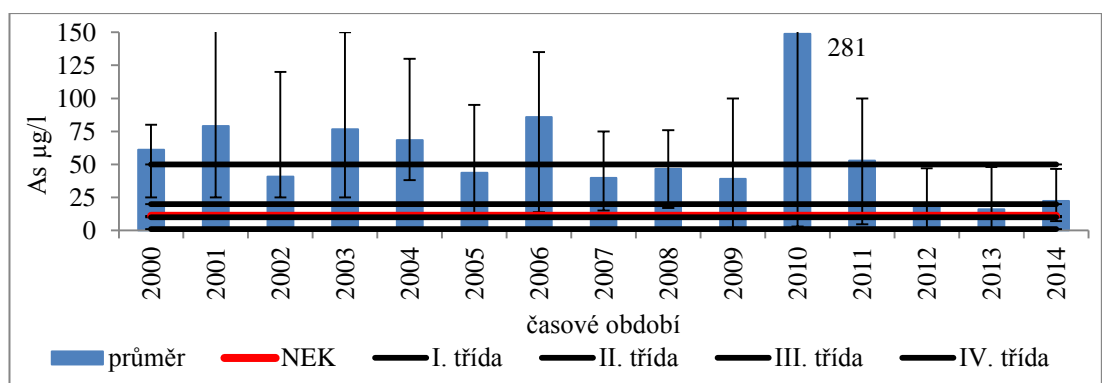
Vysoké hodnoty As byly naměřeny jak před areálem Kovohutě, tak pod ním (Obr. č. 9), tzn., že hlavní znečištění pocházelo do roku 2004 z příbramských Březových hor (polymetalický březohorský revír) a poté z průmyslových odpadních vod podniku Kovohutě Příbram nástupnická, a.s. Zdrojem As v Kovohutích, jak je z Obr. č. 10 patrné, je skládka sodné strusky (SSS). Nicméně v červnu 2011 vyskočila hodnota

As v profilu L3 – pod haldami na 480 µg/l, překročila tak hranici NEK 44x, v ostatních měsících se hodnoty držely ve II.-III. třídě. V L4 jsou hodnoty opět nižší v důsledku přítoku Příbramského potoka, po němž koncentrace As klesá. Hodnoty naměřené v roce 2001 a také 2010 v některých měsících přesáhly hodnotu NEK 10-16x. Od roku 2011 je patrný zlepšující se trend, kdy některá měření odpovídají hodnotám I. třídy jakosti vody.

Obr. č. 9: Hodnoty As ve vybraných profilech



Obr. č. 10: Hodnoty As mezi L2 a L3 - pod SSS

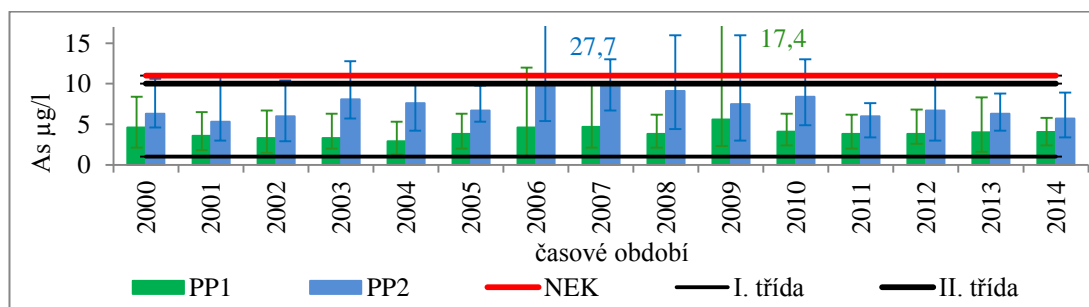


V září 2010 byla hodnota NEK u As pod SSS 30x vyšší, v červenci dokonce 40x. Kdežto v březnu téhož roku byly hodnoty blízké I. třídě. V červenci 2010 probíhaly závěrečné práce na poslední etapě odtěžování skládky sodné strusky a došlo k pokusu o vyčištění dnových sedimentů Litavky u skládky. Došlo k jejich rozvření a tak k naměření vyšších hodnot. (VLADIMÍR PLUCHA, XII 2014, in litt.). Z poskytnutých dat Českého hydrometeorologického ústavu byl úhrn srážek v daném

období srážkově nadnormální v celé ČR, ve všech krajích. Čili tento tzv. normál (dlouhodobý průměr) je pro Středočeský kraj a Prahu za červenec 72mm a v roce 2010 napršelo 98mm, takže zde hovoříme o nadnormálně srážkovém měsíci (DANA PÝCHOVÁ, V 2015, in litt.). Vzhledem k tomu, že povrchový splach ze skládky sodné strusky může způsobit zvýšení obsahu As v toku, tak oba výše uvedené aspekty mohly být důvodem tak vysokých naměřených hodnot v červenci 2010.

Významnější pokles koncentrací v profilech pod místem kontaminace lze pozorovat od roku 2011 až do současnosti, kdy se prokazatelně projeví pozitivní dopady sanačních prací na skládce sodné strusky (viz kap. 6.1.6 Hypotéza “Ekologický stav Litavky se po provedených sanacích zlepšil“.).

Obr. č. 11: Hodnoty As ve vybraných profilech PP1 a PP2



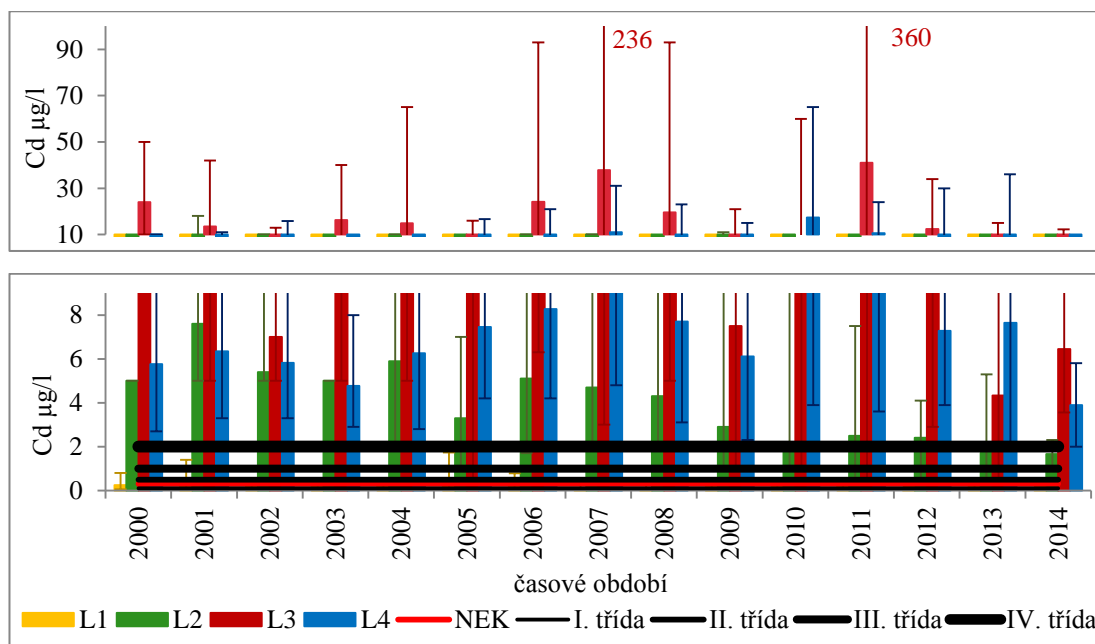
Z grafu č. 11 je patrné, že Příbramský potok není významným zdrojem arsenu.

6.1.2 Kadmium

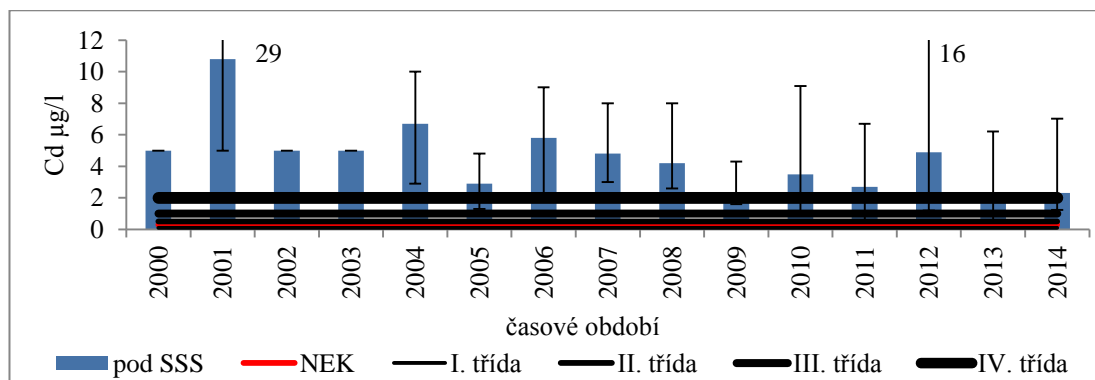
Jak je z Obr. č. 12 zřetelné, Cd se naprosto vymyká jakýmkoliv stanoveným limitům. Znečišťujícím zdrojem je opět Příbram – Březové hory, ale především podnik Kovohutě, kde hodnoty Cd v letech 2000 a 2006 překročily v některých měsících hodnotu NEK 160-310x, nicméně i v ostatních letech se hodnoty drží v V. třídě. V červnu 2007 s hodnotou 236 µg/l přeskočil hodnotu NEK 780x a v říjnu 2011 s hodnotou 360 µg/l dokonce 1200x (NEK Cd=0,3 µg/l). Škodlivé působení na vodní organismy je koncentrace Cd v jednotkách až desítkách µg/l (PITTER, 1999), tzn., že tyto dávky polutantu do vodního recipientu jsou značně toxické. Na Obr. č. 13 je

patné, že hlavním zdrojem Cd jsou haldy v areálu Kovohutě Příbram nástupnická, a.s. (viz kap. 6.1.6 Hypotéza “Ekologický stav Litavky se po provedených sanacích zlepšil“), jež se monitorují na profilu Litavky pod námi stanovenou zkratkou L3. Podle MALÉHO (2010) a Obr. č. 13 nebyla zjištěna významná dotace Cd do Litavky vlivem skládky SS.

Obr. č. 12: Hodnoty Cd ve vybraných profilech Litavky; horní díl grafu pro znázornění vysokých hodnot, dolní díl grafu je detailní - pro zobrazení limitů (NEK a třídy jakosti)



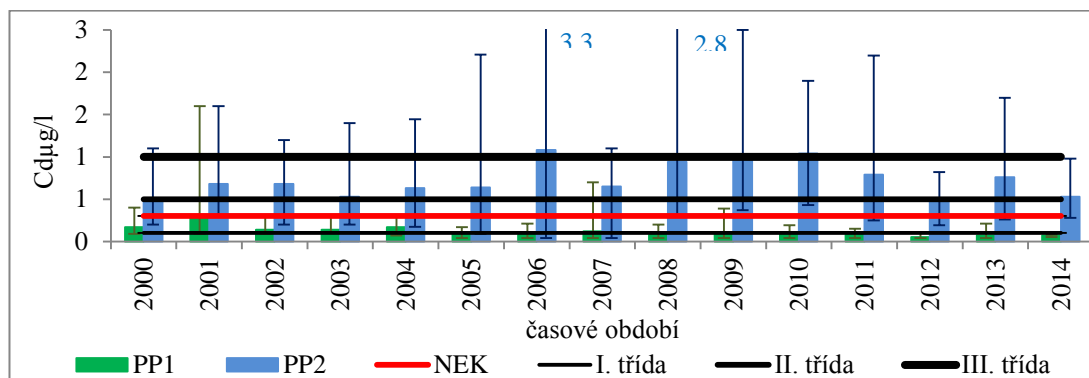
Obr. č. 13: Hodnoty Cd v profilu Litavky pod SSS



Z Obr. č. 14 vyplývá, že i město Příbram produkuje kontaminanty Cd do Příbramského potoka a tím pak do Litavky. Nicméně v Příbramském potoce před soutokem s Litavkou se koncentrace pohybuje kolem 1 µg/l, kdežto v Litavce za

areálem jsou hodnoty Cd v desítkách a v Litavce za soutokem s Příbramským potokem se koncentrace vlivem většího průtoku snižuje.

Obr. č. 14: Hodnoty Cd ve vybraných profilech Příbramského potoka



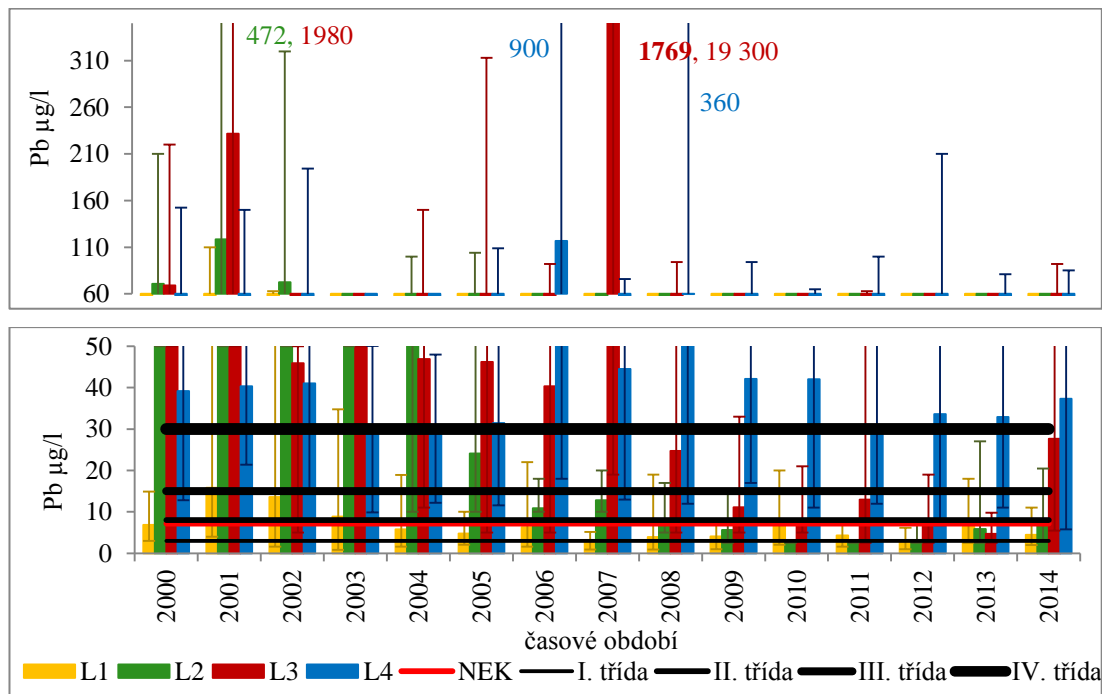
6.1.3 Olovo

I koncentrace olova má své výkyvy, v následujícím grafu je patrné, jak v lednu 2001 vyskočila v profilu L2 – tedy před areálem Kovohutě hodnota Pb z prosincové hodnoty 50 µg/l na 1 980 µg/l a hned poté opět na hodnotu 50 µg/l, překročí tak hranici NEK 275x. V červnu 2007 v profilu LL2 – za areálem Kovohutě a tedy i za haldami č. I a II dokonce na hodnotu 19 300 µg/l, tedy 2 680x nad limitem NEK, zdrojem byly haldy v Kovohutích. Za těmito výkyvy stojí silná průtrž mračen, jež na přelomu května a června toho roku dokonce zaplavila část areálu. Došlo tak k uvolnění dnových sedimentů Litavky (dle provedené analýzy rizika lokality (MALÝ, 2011) obsahují řádově až desítky gramů Pb a Zn na kg sedimentu v sušině) a částečnému vyplavení všech historických kanálů v areálu (VLADIMÍR PLUCHA, IV 2015, in litt.). Tomu odpovídá i zvýšené množství As a Cd v analýze (Obr. č. 9 a Obr. č. 12).

Koncentrace olova v Litavce v Trhových Dušních se pohybuje v V. třídě znečištění. Zdrojem je bývalý zpracovatel rud – Březové hory a současný zpracovatel olověných surovin Kovohutě Příbram nástupnická, a.s. Od roku 2008 zůstává kontaminantem město Příbram (Obr. č. 15). Rozsah sedimentu s vysokým obsahem těžkých kovů v Litavce je dán sklonitostními poměry a morfologií koryta. V úseku cca 10 km po soutoku s Příbramským potokem dochází k postupnému poklesu

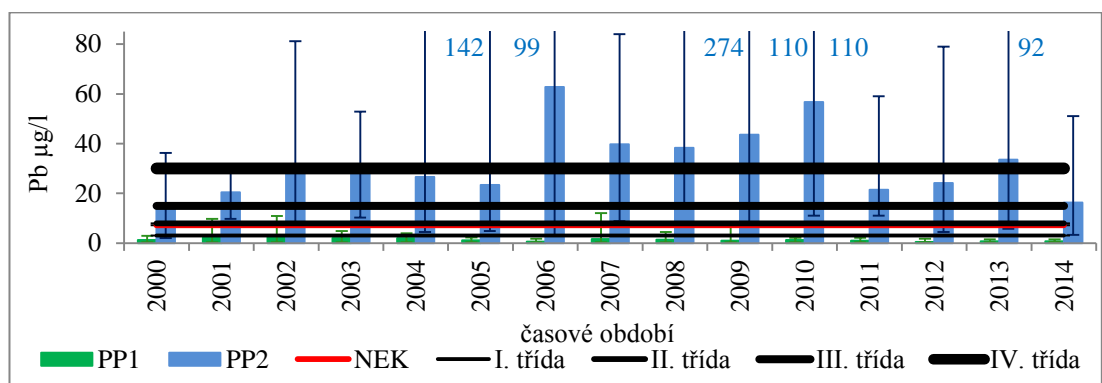
unášecích rychlostí v toku a k zanášení sedimentu vyplaveného z Příbramského potoka a kontaminaci sedimentu těžkými kovy (KOUDELÁK a kol., 2000).

Obr. č. 15: Hodnoty Pb ve vybraných profilech Litavky; horní díl grafu pro znázornění vysokých hodnot, dolní díl grafu je detailní - pro zobrazení limitů (NEK a třídy jakosti)



Od roku 2008 zůstává zdrojem kontaminace Příbramský potok (Obr. č. 16) protékající městem Příbramí. Vysoké hodnoty Pb korelují s hodnotami Cd, toto v Příbramském potoce zjistil i KAŠPAREC (2001).

Obr. č. 16: Hodnoty Pb ve vybraných profilech Příbramského potoka

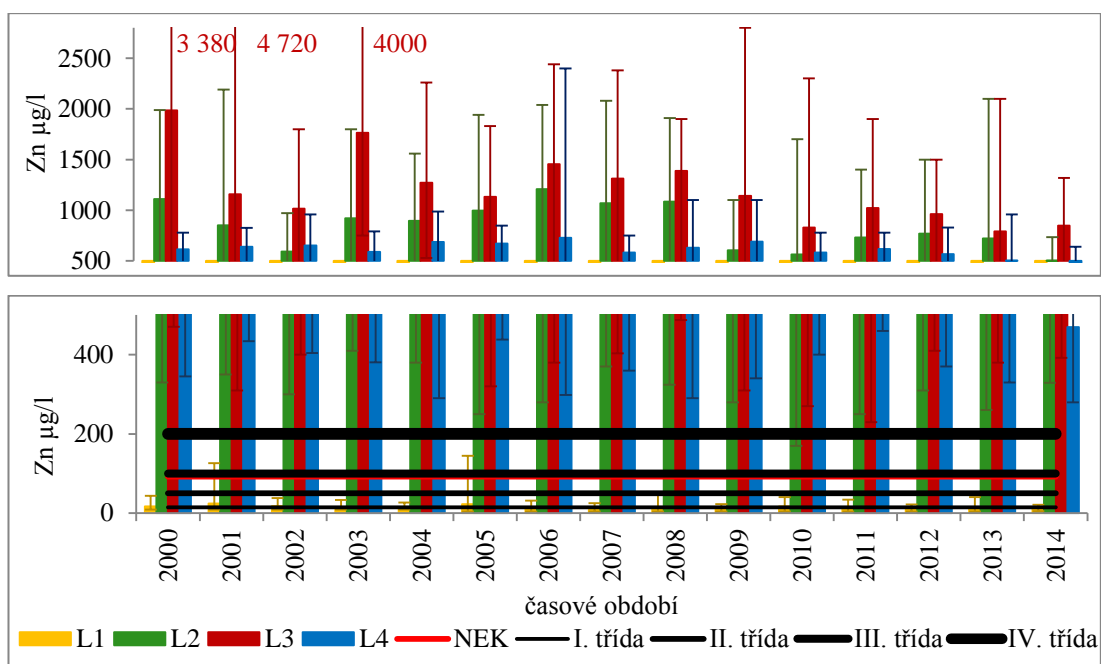


6.1.4 Zinek

U Zn je opět hlavním zdrojem stará ekologická zátěž březohorského revíru (Obr. č. 17) Svůj podíl nese i zátěž podniku Kovohutě svými hutními odpady, konkrétně melioračními drenážemi, jež jsou obsaženy v obou haldách, zejména v haldě č. I (MALÝ, 2011). Rok 2000 do počátku roku 2001 tam vykazoval nadměrné hodnoty Zn, které někdy překročily hodnotu NEK až 36x, v březnu 2003 dokonce 44x (4 000 µg/l). S koncentrací nad 1 000 µg/l i pro kaprovité ryby znamená letální dávku (PITTER, 1999). V ostatních případech se naměřené hodnoty stále držely v V. třídě jakosti povrchové vody. Přítokem Příbramského potoka se koncentrace Zn snižuje, ale i tak nadále zůstává v V. třídě.

Na území bývalého důlně – úpravárenského závodu Březové Hory - Příbram externí firma pro DIAMO, s.p. 4x měsíčně provádí monitoring na třech bodech okolo 42. říčního kilometru toku Litavky. Od srpna 2013 se zde sledují hodnoty Zn, u něhož musí být dodržen limit 0,55 mg/l (viz kap. 5.8 Sanace). Z důvodu malých průtoků budou ještě výsledné hodnoty přepočítávány, ale plnění limitů je zatím v pořádku. Konečné výsledky budou až někdy v budoucnosti včetně vyhodnocení (PETR BRŮČEK, XII 2014, in litt.).

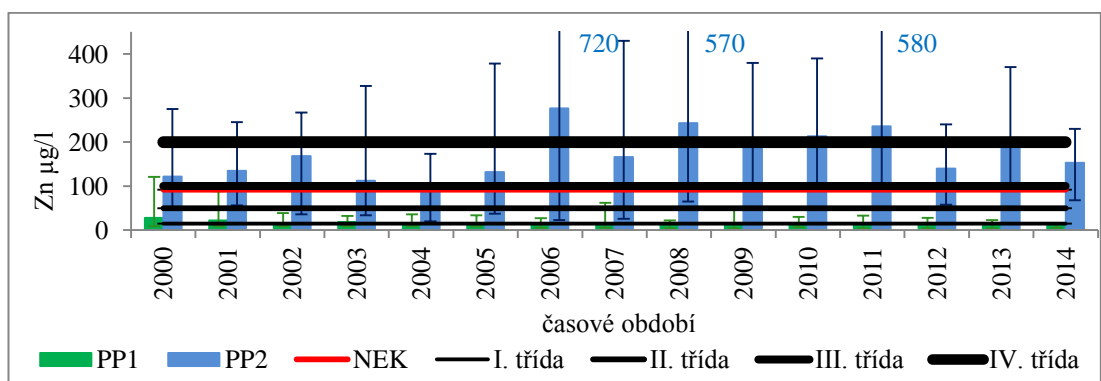
Obr. č. 17: Hodnoty Zn ve vybraných profilech Litavky; horní díl grafu pro znázornění vysokých hodnot, dolní díl grafu je detailní - pro zobrazení limitů (NEK a třídy jakosti)



Vzhledem k vysokým koncentracím Cd se toxické účinky Zn pro vodní organismy ještě zesilují (PITTER, 1999) (viz kap. 3.5.4 Zinek). Zvýšený obsah kovů byl zjištěn také v mase a vnitřnostech ryb (SVOBODOVÁ, 1992). Hygienický limit byl překročen především u Cd, Pb a As (DURAS a kol., 2000).

Zn v Příbramském potoce je též nad hranicí NEK (Obr. č. 18), ale v porovnání s hodnotami nad 1 000 µg/l za areálem Kovohutě spíše vody za soutokem s Litavkou naředí a koncentrace se tak sníží na hodnoty kolem 600 µg/l.

Obr. č. 18: Hodnoty Zn ve vybraných profilech Příbramského potoka



6.1.5 Celkové hodnocení naměřených dat výskytu kovů v Litavce

Hodnocení naměřených dat (Tab. č. 6 a Tab. č. 7) pracuje se všemi výsledky měsíčních odběrů sledovaných profilů L1, L2, L3, L4, PP1 a PP2 od roku 2000 do 2014. Stanovují se zde průměrné hodnoty tříd jakosti vody u ukazatelů těžkých kovů.

Nejnižší znečištění vykazuje ukazatel As, jehož průměrná třída jakosti ve vybraných profilech je 12,2 µg/l (III. třída jakosti), dalším je ukazatel je Pb se 46,3 µg/l (V. třída), ale vzhledem k tomu, že v červnu 2007 došlo k výraznému výkyvu (19 300 µg/l), průměrnou hodnotu budeme počítat bez tohoto maxima a tím se hodnota posune na 27,9 µg/l (IV. třída). Nejvyšší znečištění pak vykazují Cd (5 µg/l) a Zn (472,4 µg/l), jejichž průměrné třídy jakosti se pohybují daleko za hranicí oddělující IV. a V. třídu. Průměrná třída jakosti vody Litavky v těchto ukazatelích je 4,25 a NEK dle nařízení vlády č. 23/2011 Sb. jsou dodrženy ve 44 % případech (As 67 %, Cd 30 %, Pb 41 % a Zn 38 %).

Tab. č. 6: Procentuální zastoupení těžkých kovů ve třídách jakosti vody

Třídy jakosti	As	Pb	Zn	Cd
I	3%	26%	22%	14%
II	61%	17%	13%	25%
III	15%	13%	4%	9%
IV	18%	18%	8%	7%
V	3%	27%	53%	45%

Tab. č. 7: Procentuální rozdělení dle plnění NEK

TK	celk. průměr (µg/l)	třída	plní NEK
As	12,2	III	67%
Pb	46,3 (27,9)	V (IV)	41%
Zn	472,4	V	38%
Cd	5	V	30%

6.1.6 Hypotéza “Ekologický stav Litavky se po provedených sanacích zlepšil“.

Chemická těžba na Příbramsku způsobila rozsáhlou kontaminaci podzemních vod, v menším měřítku ovlivnila půdy, krajinu a ovzduší. Kontaminace horninového prostředí ohrozila i zdroje pitných a povrchových vod v regionu.

Důlní vody z březohorského a bohutínského revíru jsou odváděny Dědičnou štolou na úrovni 2. patra do toku Litavka v Trhových Dušníkách (DIAMO, 2010). V následující tabulce (tab. č. 8) jsou znázorněny kontaminanty z neutrálních důlních vod Dědičné štoly. Tučně jsou vyznačeny kontaminanty, které jsou pro tuto práci směrodatné.

Tab. č. 8: Přehled průměrného ročního průtoku neutr. důlních vod Dědičné štoly (DIAMO, s.p.)

Průtok	Kontaminanty
946 000 m ³ .rok ⁻¹	BSK ₅ = 0,5 mg.l ⁻¹
	Zn = 0,32 mg.l ⁻¹
	Cu = 0,002 mg.l ⁻¹
	Pb = 0,0027 mg.l ⁻¹

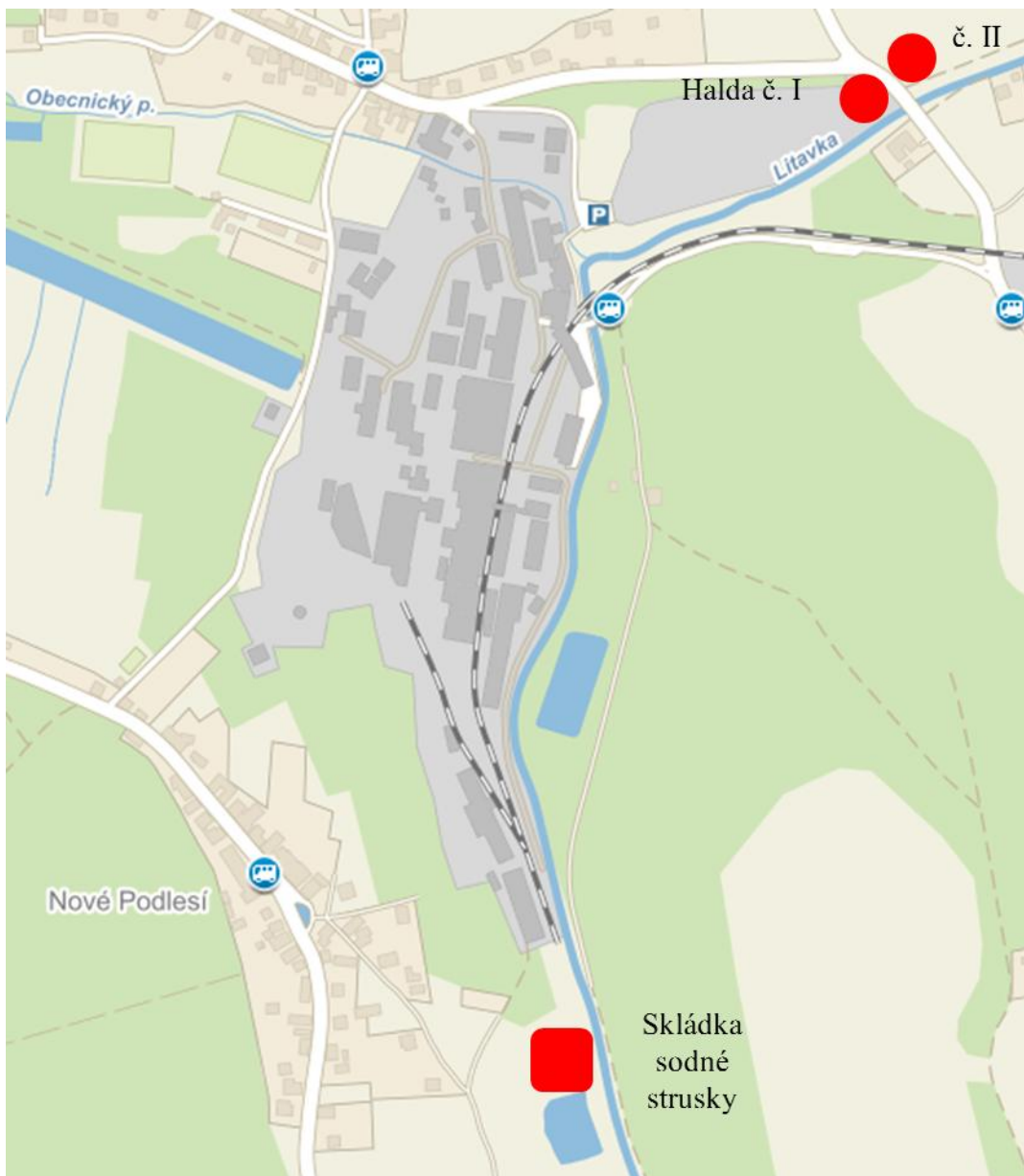
Obr. č. 19: Výstup Dědičné štoly (www.mapy.cz)



Výrobní činnost v podniku Kovohutě nástupnická, a.s., především v minulosti, spolu s rozsáhlou důlní činností v okolí způsobila dotaci přírodnin (voda, půda, atmosféra) vysokými obsahy kovů i stopových prvků – především olovem, zinkem, kadmíem a arsenem (VURM, 2000).

Areál závodu se nachází na levém břehu Litavky (Obr. č. 20), na severu areál sousedí s jejím přítokem – Obecnickým potokem. Na jižním okraji areálu se nachází skládka sodné strusky, na východním (za Litavkou) se nachází rekultivované hutnické odvaly a odkaliště v majetku společnosti DIAMO, s.p., dále na východní a na západní části areál sousedí s lesními pozemky. Na pravém břehu Litavky mimo areál Kovohutí jsou lokalizovány technologické nádrže a sanovaný prostor úložiště kaustifikačních kalů. Severovýchodně od areálu Kovohutí na levém břehu Litavky se nachází haldy hutního odpadu č. I a č. II. Mezi haldami prochází silnice Příbram – Lhota u Příbramě. Halda č. II je ze severu obklopena zemědělskými pozemky (pole) a na východě sousedí se skládkou výkopových zemin, stavebního odpadu a komunálního odpadu (MALÝ, 2011).

Obr. č. 20: Areál Kovohutě Příbram (www.mapy.cz)



Obr. č. 21: Areál Kovohutě Příbram (Kovohutě Příbram nástupnická, a.s.)



Území areálu Kovohutí Příbram nástupnická, a.s. je historicky využívané k hutnímu zpracování stříbrných a olověných rud vyskytujících se především v okolním důlním revíru již od středověku. Počátek souvislé hutnické činnosti v Příbrami je popisován od roku 1786. Zpracování primárních surovin olova bylo zastaveno v roce 1972. Od té doby do současnosti se zpracovávají druhotné olověné suroviny, v nichž mají nejvyšší zastoupení vyřazené olověné akumulátory. V areálu Kovohutí jsou realizovány navazující technologie prvovýroby (rafinace olova, zpracování olověných úletů) i druhowýroby (např. výroba pájek, trubek a plechů) (MALÝ, 2011).

V důsledku historické důlní a hutní činnosti na zájmovém území a v jeho okolí jsou povrchové vody a sediment vodotečí nejvíce kontaminovány toxickými kovy Cd, As, Zn a Pb (MALÝ, 2011).

Zásadními ohnisky kontaminace v současné době je prostor skládky sodné strusky a prostor hald hutního odpadu č. I a č. II pod areálem Kovohutí (obr. č. 9, 10, 12, 13, 15, 17). Zdrojem kontaminace jsou i sedimenty v Litavce v prostoru skládky sodné

strusky a v prostoru hald hutního odpadu v době dešťových událostí (MALÝ, 2011). Stabilita prvků v půdě je vysoká na rozdíl od ostatních složek životního prostředí (atmosféra, voda), což způsobuje déletrvající dokonce trvalé znečištění (KOZÁK, 1991). Vyšší kontaminace půdního profilu se nachází 2,5 km od hutě ve srovnání s profilem v jeho těsné blízkosti. Tento fakt potvrzuje existenci extrémní říční kontaminace (VANĚK a kol., 2005).

V minulosti byl materiál z hald a odvalů jak z hornické, tak z hutnické činnosti využíván pro budování a úpravy cest a terénu v širokém okolí, včetně samotného areálu Kovohutí. Tato činnost nebyla v minulosti nijak striktně omezována, proto došlo k druhotnému rozšíření těchto materiálů s vysokými obsahy kovů do okolí (MALÝ, 2011).

Skládka sodné strusky jako výsledek odpadů při recyklaci akumulátorových baterií, včetně plastových obalů a separátorů z PVC. Chlor obsažený v PVC utíkal do úletů ve formě chloridu olovnatého. A jedna z možností jeho zpracování je tavení na bubnových pecích za vzniku právě sodné strusky. Ta je nebezpečným odpadem, což vedlo k vybudování v letech 1991-1992 zabezpečené skládky. Bohužel se ukázalo, že skládka není tak těsná, jak měla být. Těžké kovy (zejména kadmium, zinek, arsen) a chlor prosakují do podzemních vod a do Litavky (MORAVEC, 2009).

Skládka se rozkládá na ploše asi 9 000 m². V tělese skládky mělo být dle projektu sanačních prací před zahájením sanačních prací uloženo cca 12 000 m³ sodné strusky, což při hustotě 2 300 kg/m³ činí cca 27 600 tun odpadu (MORAVEC, 2009).

Od července roku 2009 až do konce roku 2010 a dále od roku 2011 do 2014 zde probíhala sanace, kde byla sodná struska částečně deponována a kontaminovaná skládková voda odčerpána. V současné době zbývá na skládce sodné strusky cca 1500 tun (ROZŠAFNÁ, 2014), jehož dotěžení a konečná sanace pak někdy p roce 2017 (VLADIMÍR PLUCHA, XII 2014, in litt.), vodní hladina kontaminované skládkové vody v lagunách se pohybuje mezi 80–140 cm. Prosakováním drenáže a přetékáním skládkové vody ze zaplněné šachty drénu je Litavka nepřetržitě dotována vysokými koncentracemi těžkých kovů (ROZŠAFNÁ, 2014).

Skládka byla vyprojektována před vydáním NV č. 513/1992 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady, kde v příloze č. 4 byla stanovena pro 5. skupinu - Nebezpečné odpady podmínky pro výstavbu zabezpečených skládek, z nichž jsou vyjmuty:

- skládky musí být opatřeny kombinovaným dnovým těsnícím prvkem, tj. minerálním těsněním minimální tloušťky 1 m, postupně hutněným a vhodným jedno nebo vícevrstevným foliovým pláštěm, nebo jiným stejně účinným těsnícím systémem;
- základová spára těsnícího prvku musí být nejméně 1 m nad maximální hladinou podzemní vody (TOMÁŠEK, 1999).

Tyto základní podmínky pro výstavbu skládek nebyly v době projekčních prací a vydání stavebního povolení ještě v platnosti. Minerální těsnící prvek chybí a v rámci výstavby skládky sodné strusky byly provedeny jen nejnútnejší terénní práce (TOMÁŠEK, 1999).

K průniku povrchové vody do skládky pravděpodobně dochází podél celého východního okraje skládky (levý břeh Litavky) – při vyšších vodních stavech pravděpodobně povrchová voda proudí drénem do skládky, při nižších stavech naopak kontaminovaná průsaková voda ze skládky migruje do Litavky. Z předcházejících průzkumných prací také vyplynulo, že dochází také k průniku podzemních vod do skládky i z prostoru celého západního svahu nad skládkou (MORAVEC, 2009).

Haldy č. I a II se nacházejí ve Lhotě u Příbramě na celkové ploše 54 122 m², kubatura hald činí 526 470 m³. Přes haldy č. I a mostek k haldě č. II se navážel hutní odpad do prostoru haldy č. II. Na haldě č. I byl částečně ukládán i hutní a stavební materiál. Její staré části sahají až k areálu Kovohutí, kde vystupují v březích Obecnického potoka před soutokem s Litavkou (MALÝ, 2011).

V haldě č. II převažuje silikátová struska, lokálně kamínek. Novější (nejvyšší vrstva) kamínek značně zvětrává, má kolísavou kvalitu a může být významným zdrojem znečištění. Specifikem této haldy bylo skládkování sodné strusky ve vrcholové partii a to v různých místech. Později byla shromážděna na jedno místo a ohrázkována.

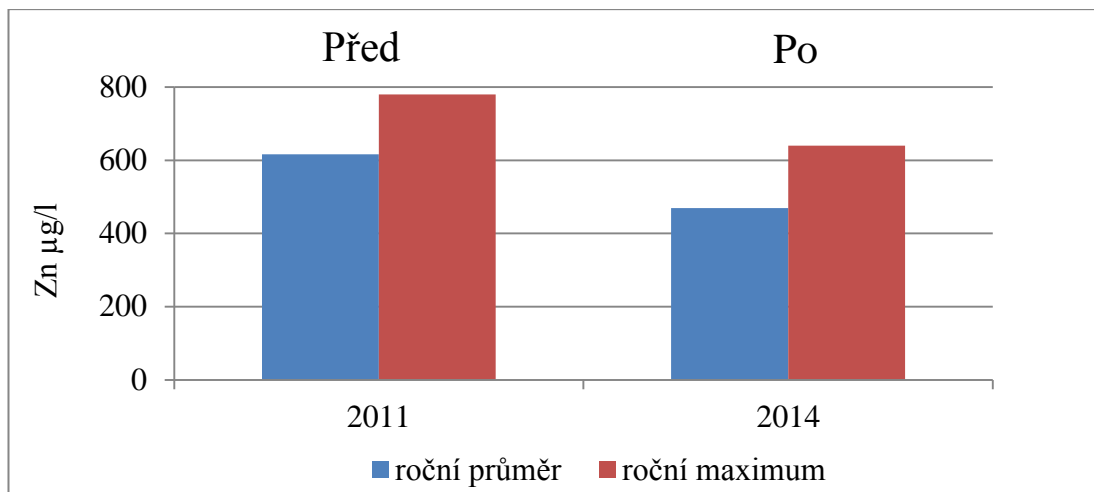
Brzy po navedení se struska na dešti rozpadla a roztok soli s těžkými kovy v řadě míst zatékal do haldy a v prostoru vrtu (dnes je tento vrt nefunkční) tekla po terénu až do Litavky. V současné době je většina sodné strusky na této haldě shromážděna na temeni a překryta bentonitovými rohožemi, bohužel ale ne všechna (MALÝ, 2011).

Z obou hald je Litavka především zatížena meliorační drenáží, jejíž vody jsou kontaminovány těžkými kovy (zejména zinkem a kadmíem) a dále vodami prosakujícími z hald (MALÝ, 2011). Částečná sanace probíhala v letech 1997-1999 a v r. 2000 také částečná sanace skládky sodné strusky. Tato sanace se bohužel nepodařila a v r. 2009 bylo v její sanaci pokračováno, ale pro nedostatek financí byly práce přerušeny, pokračování by mělo nastat někdy na přelomu let 2015 – 2016 dotěžením skládky a konečná sanace pak někdy po r. 2017 (VLADIMÍR PLUCHA, XII 2014, in litt.).

Celkové proinvestované náklady dosáhli již 250 mil. Kč, odhadované budoucí náklady jsou předběžně 1,05 mld. Kč k dokončení sanace obou hald a skládky sodné strusky. Celkový účet za sanace na zdejší lokalitě by tak mohl dosáhnout až 1,3 mld. Kč. (VLADIMÍR PLUCHA, XII 2014, in litt.).

Pro zamítnutí a přijetí hypotézy, zda se změnil ekologický stav Litavky po provedených sanačních pracích, musím zmínit i sanační projekt území bývalého důlně - úpravárenského závodu a okolí - Příbram, Březové Hory - 1. Etapa. (viz kap. 5.2.4 Sanace). Použiji proto mimo grafů (obr. č. 9-18) i grafické znázornění hodnot u ukazatele zinek za rok 2011 a 2014 (Obr. č. 22). Tyto roky jsem vybrala záměrně pro názornost, jak se pohybovaly průměrné hodnoty zinku v roce 2011 – tj. před sanací bývalého důlně - úpravárenského závodu a okolí - Příbram, Březové Hory a v roce 2014, kdy tyto práce byly ukončeny.

Obr. č. 22: Hodnoty ukazatele Zn před a po sanaci Březové Hory v profilu L4



Ukazatel zinek (Zn) byl vybrán záměrně z toho důvodu, protože jeho hlavním zdrojem a producentem je stará ekologická zátěž březohorského revíru, kde probíhaly zmíněné sanační práce a dále pak hutní odpady Kovohutí. V obou případech, jak v roce 2011, tak v roce 2014 jsou zdroji znečištění Bohutín Vysoká Pec, Příbram – Březové Hory a Kovohutě Příbram a to mezi ř.km 45–40 toku Litavky. V tomto úseku byly v roce 2011 před sanačními pracemi průměrné hodnoty Zn kolem 600 ug/l a v roce 2014 po provedených sanacích klesly hodnoty pod 500 ug/l.

Přestože byla hornická činnost na Příbramsku ukončena v 90. letech 20. století, složky životního prostředí byly přesto i nadále vystavovány silné zátěži. Je patrné, že po postupné likvidaci hornických provozů a provedených sanačních prací se stav životního prostředí začíná zlepšovat, což je viditelné i na Obr. č. 22. Proto můžeme hypotézu “Ekologický stav Litavky se po provedených sanacích zlepšil“ přijmout a potvrdit.

6.1.7 Sanační práce a postupy - srovnání

Rudné doly sice ukončily svoji činnost kolem roku 1995, březohorské ložisko bylo zcela uzavřeno až koncem roku 1999, přesto likvidace dolů pokračuje dodnes. Likvidace příbramského ložiska spočívala v postupném vytěžení zásob uranových rud jednotlivých ložisek, které byly uzavírány a jednotlivé těžební jámy následně

zatopovány. Povrchové objekty byly z části využity k jiným účelům (hornické muzeum, využití fyzických osob ke svojí podnikatelské činnosti), u některých byla nařízena demolice. Odkaliště, vznikající sedimentací odpadních kalů, jsou jedním z nejobtížnějších problémů sanace. Je nutné zajistit a dbát na to, aby do tělesa odkaliště neunikala srážková voda a naopak výluhové vody z odkaliště neunikaly do vod podzemních. S dvěma největšími uranovými odkališti bylo po ukončení hornické činnosti naloženo tak, že odkaliště I bylo využito jako úložiště kontaminovaných materiálů pocházejících z likvidačních prací, odkaliště II prošlo technickou rekultivací a přípravou na rekultivaci biologickou (TOMÁŠEK, 2000). Problém s nakládáním s důlními vodami vzniká nejen během těžební činnosti, ale i při zahlazování následků hornických aktivit. Pro odvodnění Ložiska Březové Hory jsou používány jak staré, tak nové odvodňovací štolý (Dědičná štola), které odvodňují jednotlivá důlní díla a ústí do řeky Litavky. V jiných případech jsou důlní vody odváděny štolami, případně čerpány na povrch, kde jsou v dekontaminačních stanicích zbavovány nebezpečných látek a nejsou volně vypouštěny do vodotečí.

Pro srovnání postupu a sanačních metod uvedu nejvýznamnější etapu sanací, co do rozsahu, intenzity a času realizace a to v areálu bývalé chemické úpravný MAPE Mydlovary. Zde zahlazování následků hornické činnosti začalo již v průběhu výrobní činnosti a to v r. 1988 na odkališti K III. V roce 1991 MAPE ukončila svoji činnost, v r. 1994 bylo zahájeno vypouštění vyčištěných nadbilančních odkalištních vod do Vltavy a v roce 2001 zahájeno intenzivní provádění sanací. Za spoluúčasti fondů EU byla v letech 2009–2010 realizována „Sanace a rekultivace staré ekologické zátěže státního podniku DIAMO na lokalitě Mydlovary – chemická úpravná a odkaliště K IV/D“. V rámci této akce byla provedena likvidace kontaminovaných staveb chemické úpravný, sanace souvisejícího území a úplná sanace odkaliště. Cílovým stavem bylo vytvarování povrchu odkališť výplňovým materiálem, následně položení těsnící minerální vrstvy, krycí a ochranné vrstvy z biologicky aktivních zemin pro vegetační pokryv. Sanované plochy tak byly začleněny do krajiny a sanacemi došlo k uzavření kontaminantů v tělese a zamezení dotace srážkami a tím postupnému snižování objemů průsaků do drenážních a podzemních vod.

Poslední lokalitou, kde se uran dobýval od roku 1974 tzv. chemickou těžbou, což znamená vtlačení loužícího roztoku kyseliny sírové pomocí hlubinných vrtů přímo do uranového horizontu, je areál chemické úpravný Stráž pod Ralskem. Do ukončení těžby v březnu 1996 bylo do podzemí vtlačeno 4 miliony tun kyseliny sírové, 320 000 tun kyseliny dusičné a tisíce tun dalších chemikálií. Kontaminace horninového prostředí kyselými a zasolenými roztoky ohrožuje nejen spodní vody, ale znehodnocuje i povrchové vodní zdroje. Během let 1996-2012 bylo použito několik souborů technologií k výkonu sanace. Sanační technologie nazvaná Stanice likvidace kyselých roztoků (SLKR I), jejímž spuštěním bylo zabráněno šíření kontaminovaných roztoků mimo vrtné sítě, neutralizační a dekontaminační stanice 6 (NDS 6), která pracovala na problému likvidace kyselých podzemních vod. Od srpna 2012 do konce roku 2015 probíhá sanace – likvidace objektů a s nimi souvisejících obslužných provozů a zařízení bývalé chemické úpravný. Od roku 2013 má být technologie sanace kompletní. Provoz stanice se předpokládá do roku 2035, kdy by mělo být dosaženo předpokládaného cílového parametru sanace, tj. dosažení průměrné zbytkové koncentrace 8 g/l rozpuštěných látek v kontaminovaném cenomanském horizontu ložiska Stráž (JOSEFI, 2007). V roce 2032 se určí konečné hodnoty podle aktuálního stavu, které budou považovány za konečný stav.

Všechny výše zmíněné sanační práce provádí státní podnik DIAMO se sídlem ve Stráži pod Ralskem, který realizuje vládou vyhlášený útlum uranového, rudného a části uhelného hornictví v České republice včetně zahlazování negativních následků a dopadů těžby nerostných surovin a jiných průmyslových aktivit z minulosti, tzv. starých zátěží, na životní prostředí. V rámci svojí činnosti spravuje státní podnik DIAMO více než 6 000 dílčích environmentálních zátěží, ležících na celém území ČR a jejich evidence je vedena v podrobných pracovních databázích s.p. DIAMO. Tento materiál přináší pouze základní informativní přehled o nejvýznamnějších lokalitách. Jak již bylo uvedeno, specifickou zátěží uranového hornictví je kontaminace životního prostředí, zejména všech vod a materiálů, přirozenými radionuklidy. Ve všech výše popsaných sanačních opatřeních to znamenalo především realizování dekontaminační stanice se speciálními technologiemi na

odstranění radionuklidů a s kontaminovanými materiály nakládat pouze v rámci zařízení státního podniku DIAMO, jako s produkty z hornické činnosti.

Během provozu chemických úpraven uranu vznikalo miliony tun kalů, které byly dopravovány na odkaliště, a které jsou skládkami nebezpečných odpadů. Kontaminanty odkališť jsou emise prachu, radon a gama záření, které ovlivňují nejen ovzduší a znamenají zátěž pro živé organismy, ale ovlivňují zejména jakost podzemních vod. V odpadních vodách z ČOV bývalého MAPE vypouštěných do Soudného potoka byly zaznamenány v letech 2001-2005 hodnoty uranu (0,37-1,01 mg/l), kdy se ve zvýšené míře projevuje vliv infiltrace kontaminované vody z podloží výrobních objektů do kanalizace bývalé úpravny (STARÝ a kol., 2006).

6.1.8 Hypotéza “Hlavním antropogenním znečištěním v povodí Litavky je lokalita Příbramska“.

Na základě průměrných ročních hodnot všech měrných profilů v povodí Litavky za rok 2014 jsem sestavila graf vývoje znečištění těžkými kovy (Obr. č. 23), z kterého jasně vyplývá a je viditelné, že nejvyšší hodnoty As, Cd, Pb a Zn jsou v profilu Trhové Dušníky, což je profil za Kovohutěmi Příbram.

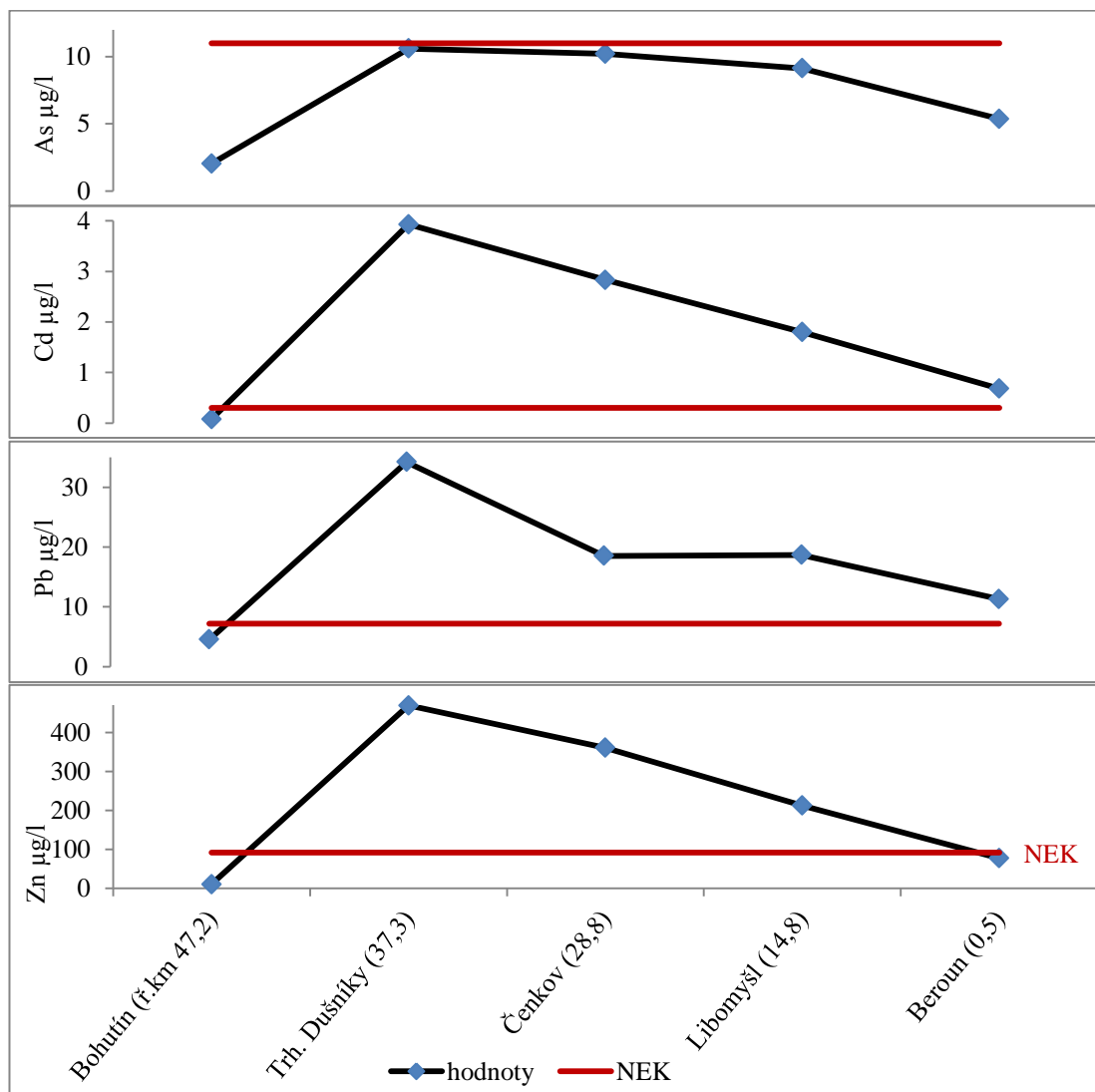
Pramenný úsek Litavky je permanentně silně acidifikovaný a kromě období sucha nedochází k výraznějším výkyvům pH. Litavka pramení v Brdech, nad obcí Láz v lesním prostředí, kde přirozeně meandruje směrem k Bohutínu, kde je první odběrový profil. Zde jsou všechny hodnoty ukazatelů pod hodnotami NEK. Poté dochází k značnému nárůstu hodnot ve všech ukazatelích. Litavka za Bohutínem již míří do urbanizovaného území a nejen hydrologický režim Litavky, ale i hodnoty ukazatelů jsou ovlivněny urbanizací, průmyslovou a zemědělskou činností, odběrem povrchové a podzemní vody, ale i důlní činností. Klíčovou roli z hlediska jakosti vody v Litavce hraje Příbram, jako nejvýznamnější bodový zdroj znečištění. Směrem k ústí se chemické složení zlepšuje díky samočisticím procesům a vlivem ředění přítoky (DURAS a kol., 2000). Ze zdrojů průmyslových odpadních vod je stále významným zdrojem společnost Kovohutě Příbram nástupnická, a.s., která vypouští těžké kovy (Pb, As, Zn, Cd), což na Obr. č. 23 dokazuje stoupající křivka ve všech

ukazatelích. Ke stejným závěrům došla i pilotní studie stavební fakulty ČVUT a švýcarského Institutu pro přírodní vědy a techniku – EAWAG, které vytvořily v roce 1995 projekt zabývající se využitím vodních zdrojů v souladu s principem trvale udržitelného rozvoje, která byla realizována právě v povodí Litavky. Lokalita je jednou z nejvíce znečištěných oblastí těžkými kovy v České republice. Jako zdroj kontaminace sedimentů Litavky byly identifikovány nerozpuštěné látky pocházející z povodí města Příbrami. Pod soutokem Litavky s potokem Příbramským byly zjištěny v podložních sedimentech extrémně vysoké koncentrace těžkých kovů (KOUDELÁK a kol., 2000). Povrchové vody i sedimenty Litavky jsou mimořádně znečištěny olovem, kadmíem a zinkem. Mezi bezproblémové kovy lze zařadit chrom, nikl a v posledních letech se zlepšila situace mědi a rtuti. Pod soutokem Litavky s Příbramským potokem zatížení sedimentu překračuje limitní hodnoty až stonásobně (KUČERA, 2004).

Příbramský potok protéká územím s rozsáhlou důlní činností (uranové a rudné doly). Zdrojem těžkých kovů jsou zde důlní vody a splachy z výsypek vytěženého materiálu, které jsou do toku odváděny (DURAS a kol., 2000). Proto jsou veškeré hodnoty ve všech ukazatelích v profilu Trhové Dušníky maximální. Pouze u ukazatele As jsou sice hodnoty maximální, nepřesahují však ani v jednom profilu hodnoty NEK. Následujícím profilem je Čenkov, který je již částečně lesním územím, ale i zde jsou veškeré hodnoty ve všech ukazatelích (kromě As) vysoké. Vysoké hodnoty lze přisoudit faktu, že zde dochází k uvolňování těžkých kovů ze sedimentu Litavky během erozní činnosti. Kontaminační zatížení těchto vod může dosahovat i havarijních stavů v ohrožení kvality příslušného povrchového toku v závislosti na intenzitě a hloubkovém dosahu infiltrace průsakových vod, promývajících stařiny opuštěných důlních děl a na celkovém objemu zatopených stařin s cirkulujícími vodami. Tyto historické vlivy mají za následek nadstandardní kontaminaci říčního pásu, včetně spodních vrstev sedimentů, toxickými kovy.

Z výše uvedeného dokazování lze přijmout hypotézu “Hlavním antropogenním znečištěním v povodí Litavky je lokalita Příbramska”.

Obr. č. 23: Vývoj znečištění těžkými kovy v povodí Litavky za r. 2014



6.1.9 Biologické procesy odstranění polutantů z prostředí

Veškeré sanační a rekultivační práce mají za úkol očistit krajinu, alespoň částečně, od negativního vlivu odkališť, které obsahují velké množství radioaktivního odpadu a mají vliv na chemismus podzemních a povrchových vod. První fáze sanačních a rekultivačních prací spočívají ve vysušení lagun, uzavření terénu odkaliště, čímž by

mělo dojít k výraznému omezení úniku radionuklidů. Problémem však zůstává nedostatek sanačního materiálu a především finančních prostředků.

Vzhledem k finanční i technologické náročnosti metod na odstraňování těžkých kovů je nutné v budoucnu věnovat stále větší pozornost biologickým procesům odstraňování polutantů z prostředí a to pomocí rostlinné, anebo mikrobiální biomasy. Díky tomuto procesu, který je šetrný k životnímu prostředí, navíc je ekonomicky a zároveň i technicky nenáročný, živé i mrtvé organismy absorbují nebo akumulují těžké kovy efektivně a dokonce i při nízké koncentraci. Metody, využívající zelené rostliny k odstranění znečišťujících látek z prostředí přímo na místě znečištění se nazývá fytoremediace. Název fytoremediace pochází z řeckého slova *phyto* = rostlina a latinského *remedium* = čistit. Vybrané druhy rostlin se využívají k extrakci toxických kovů, včetně radioaktivních izotopů, k odstranění některých organických látek z půdy, sedimentů, kalů a vody. Mezi znečišťující látky, které jsou takto odstraňovány, patří například těžké kovy, radionuklidy, explosiva, barviva, pesticidy nebo i léčiva. Většina rostlin má schopnost akumulace kovů (kadmium, chrom, olovo, kobalt, stříbro, selen, rtuť), vyšší schopnost akumulace byla zaznamenána u některých rostlin, tzv. hyperakumulátorů. Tyto rostliny jsou z axonometrického hlediska v rostlinné říši značně rozšířeny. Příkladem rostlin, které jsou schopny akumulovat těžké kovy z vody je vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*), *Hydrocotyle umbellata*, okřehek (*Lemna minor*) a *Azolla pineta*. U všech druhů byla zjištěna zvýšená schopnost akumulace olovo, měď, kadmium, železo a rtuť. Optimální rostlinou pro uplatnění fytoremediace na principu fytoextrakce je takový druh, který nejen toleruje a akumuluje vysoké koncentrace kovů v částech, které lze sklídit, ale současně i rychle roste a produkuje vyšší množství biomasy (GRIGA a kol., 2003). Princip fytoextrakce spočívá na schopnosti vybraných rostlin vysetých na kontaminované ploše přijímat a akumulovat některé znečišťující látky v organismu během vegetace a po nahromadění znečišťujících látek v rostlině jsou rostliny sklizeny a biomasa je dále zpracována tepelně, mikrobiálně nebo chemicky.

Opuštěná důlní zařízení a místa, která bývají negativně poznamenána průmyslovou činností člověka, jsou často také domovem takových druhů rostlin, které by mohly

být využity při ozdravných technologiích, jako jsou například fytostabilizace nebo fytoextrakce, v oblastech obsahujících v půdě nepříznivé množství těžkých kovů. Stanovení rostlinné tolerance zinku, olova a kadmia u domácích druhů rostlin na znečištěných půdách a jejich souvislost s fytoextrakcí těžkých kovů (Assessment of Zn, Pb and Cd tolerance in native plant species from contaminated soils and its implications for heavy metal phytoextraction), je názvem práce, které se věnovala doktorka Oihana Barrutia Sarasua. V rámci svého výzkumu provedla sérii studií, jejichž cílem byl výběr takových rostlinných druhů, které mají velký potenciál při fytotechnologiích obnovujících kvalitu půdy kontaminované těžkými kovy, jakými jsou například zinek, olovo a kadmium. Tyto fytotechnologie jsou založeny na specifické schopnosti určitých rostlinných systémů tolerovat přítomnost těžkých kovů v půdě a ovlivnit jejich množství nebo mobilitu, jde například o fytostabilizaci (vstřebávání a ukládání kovů v kořenech nebo jejich fixaci v okolní půdě) nebo o fytoextrakci (vstřebávání a ukládání znečišťujících látek v povrchových pletivech rostlin. Pro tento výzkum byla vybrána populace šťovíku kyselého (*Rumex acetosa*) v oblasti Lanestosa, což bylo dáno tím, že tato oblast je místem, které v sobě spojuje ideální vlastnosti pro uplatnění fytotechnologie při obnovení rostlinného krytu v prostředí s vysokým obsahem těžkých kovů, stejně jako fytoextrakce těchto kovů, například zinku, z kontaminovaných půd. Tento rostlinný potenciál může být ještě navíc optimalizován vhodným hnojením, které dodá do těchto půd chybějící živiny pro lepší růst rostlin (MARCINKOVÁ, 2008).

6.2 Biochemická spotřeba kyslíku

Zda organické znečištění ovlivňuje kvalitu Příbramského potoka a následně pak i Litavku jsem si stanovila hypotézu “Modernizace ČOV v Příbrami měla vliv na zlepšení ekologického stavu Příbramského potoka, který se napojuje do Litavky“.

K přijetí, či zamítnutí hypotézy byl zohledněn i výběr měrných profilů. Vzhledem k tomu, že zdrojem organického znečištění jsou převážně městské odpadní vody, je výběr měrných profilů následující: L1, PP1, PP2 a L4. V zastavěném území zajišťuje

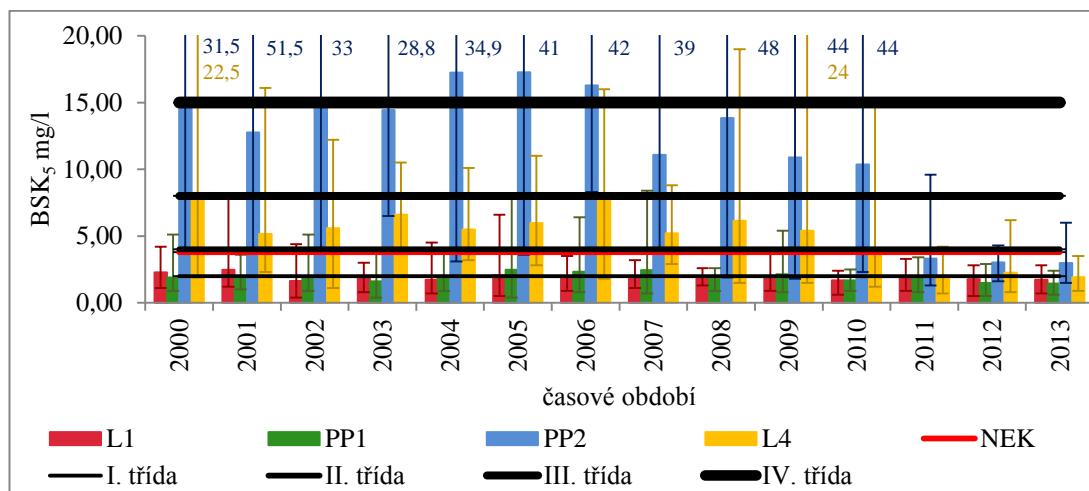
odvodnění veřejná kanalizace, kterou rozumíme stokovou sít' včetně objektů vybudovaných na ní (retenční a dešťové nádrže, odlehčovací komory, výusti atd.) a která zajišťuje transport odpadních vod k společné čistírně odpadních vod (ČOV). Ty slouží ke snížení koncentrace znečištění v odpadních vodách před jejich vypouštěním do recipientu.

Biochemická spotřeba kyslíku BSK₅ – spotřeba kyslíku, kterou organismy ve vzorku dané odpadní vody odeberou za 5 dní, aniž by jim byl kyslík dodán.

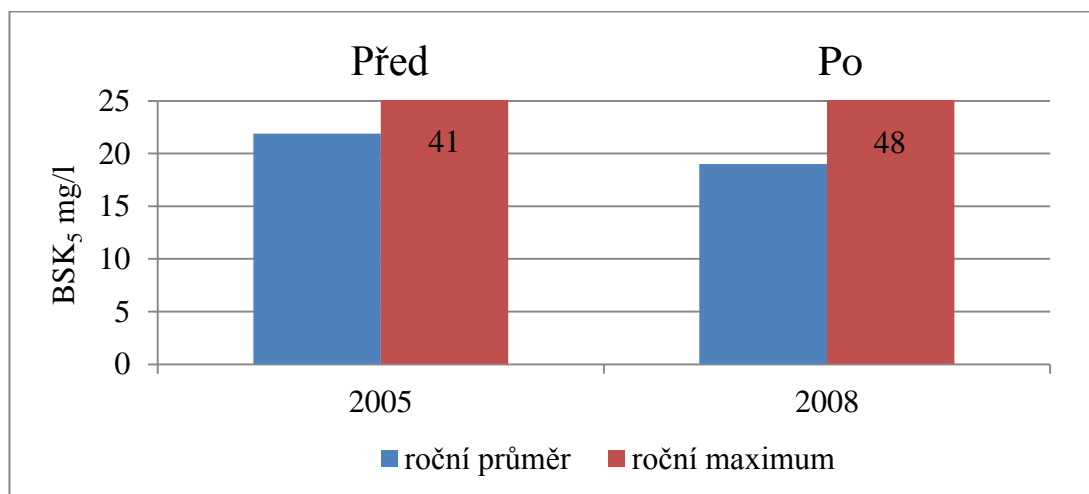
Z Obr. č. 24 a Obr. č. 25 jasně vyplývá, že Příbramský potok, který je recipientem a do kterého se vypouští odpadní vody z ČOV Příbram nevyhovuje z hlediska NV 61/2003 (Nařízení vlády 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a vod odpadních, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizace a o citlivých oblastech) imisním standartům ukazatelů přípustného znečištění povrchových vod v ukazateli BSK₅. Limitní hodnota dle NV 61/2003 je 6,0 mg/l. V roce 2005, tj. před rekonstrukcí ČOV Příbram, byly hodnoty BSK₅ v profilu PP2 nejvyšší, v rozmezí 16–18 mg/l (Obr. č. 25). Tyto hodnoty již spadají do IV. třídy jakosti. Jak je již patrné, po rekonstrukci ČOV, tj. po roce 2006–2007, postupně hodnoty ukazatele BSK₅ klesaly a kolísaly v rozmezí III. a IV. třídy jakosti (11–14 mg/l). Od roku 2011 již nastává výrazné zlepšení o jednu třídu jakosti a hodnoty se pohybují pod limitující hodnotou NEK (norma environmentální kvality). Příčinou může být postupná optimalizace funkce ČOV jak ve zkušebním provozu (2008), tak i v trvalém provozu až do současnosti či změnami v zatížení ČOV zejména v důsledku změn v průmyslovém zatížení, kdy došlo ke zrušení některých producentů (MARTIN SRB, IV 2016, in litt.). Ke zlepšení došlo i u dalších znečišťovatelů, kteří mají dle zákona o vodovodech a kanalizacích č. 274/2001 Sb. §3, odst.8) povinnost připojit se na kanalizaci zakončenou centrální ČOV. V současné době jsou na centrální ČOV Příbram čištěny odpadní vody z Masny Příbram (nyní ZEMAN maso-zeniny, a.s.) a dalších průmyslových potravinářských závodů. Tyto odpadní vody bývají vysoce zatíženy zejména v ukazatelích BSK₅ a CHSK_{cr} a proto z vodohospodářského hlediska je

nutné jejich předčištění. Obdobná je situace i u ukazatele CHSK_{cr}, což je patrné u Obr. č. 26.

Obr. č. 24: Hodnoty BSK₅ ve vybraných profilech Litavky a Příbr. potoka



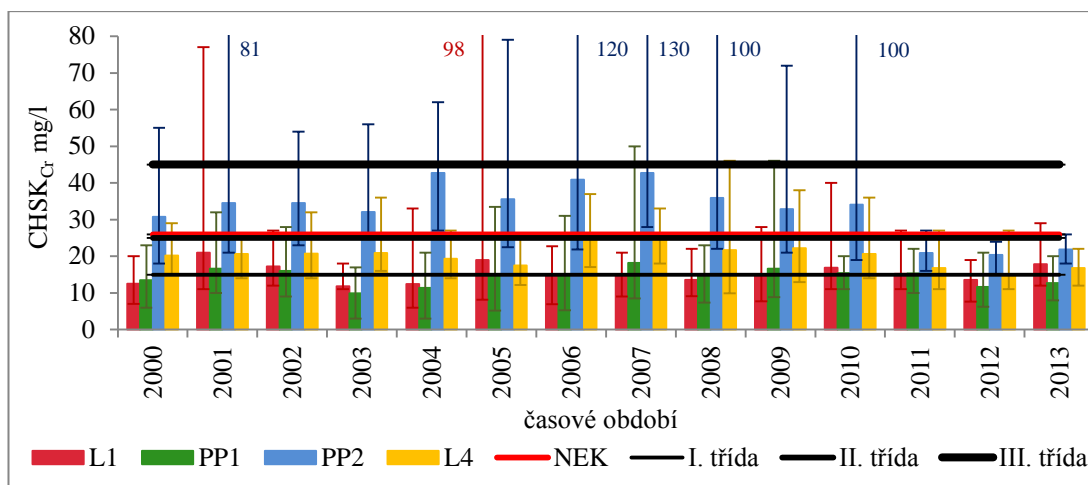
Obr. č. 25: Hodnoty BSK₅ před a po rekonstrukci ČOV Příbram v profilu PP2



6.3 Chemická spotřeba kyslíku

Chemická spotřeba kyslíku CHSK_{cr} - spotřebu kyslíku potřebnou k oxidaci všech látek, tedy nejen těch, které mohou být odbourány biologickou cestou. Jde o stanovení míry znečištění vody organickými a oxidovatelnými anorganickými látkami.

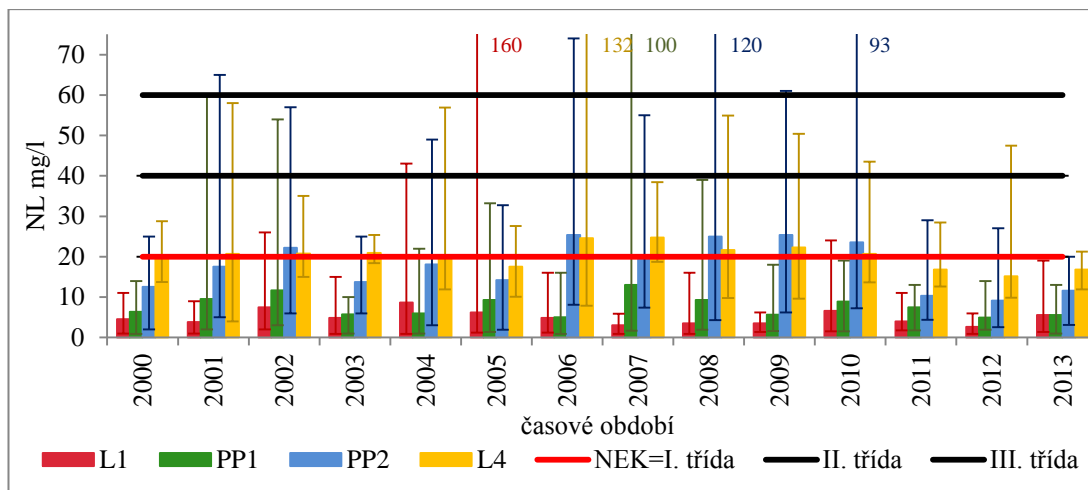
Obr. č. 26: Hodnoty $CHSK_{Cr}$ ve vybraných profilech Litavky a Příbr. potoka



6.4 Nerozpuštěné látky

Nerozpuštěné látky (NL), můžeme z vody většinou odstranit mechanickou cestou, tvoří podstatnou část znečištění odpadních vod. Pro odstranění NL slouží mechanické čištění, které je v ČOV vždy prvním stupněm čištění, někdy se používá i jako třetí stupeň (filtrace před vypuštěním vyčištěné vody), třetí stupeň však může být i čištění biologické (stabilizační nádrž). Odstraněním nerozpuštěných látek se organické znečištění, vyjádřené jako BSK_5 , sníží asi o 30 %. Hodnoty NL jsou v grafu (Obr. č. 27) v profilu PP2 pouze v letech 2002, 2006, 2008, 2009 a 2010 mírně nad hodnotami NEK. Po roce 2010 dochází k výraznému snížení koncentrací. Mnohdy jsou naměřené hodnoty v PP2 nižší, než v Litavce v Trhových Dušníchách L4, ale hodnoty ročního průměru se vždy pohybují v I. třídě jakosti a zároveň pod hranicí NEK. Lze všeobecně konstatovat a vyvodit, že Litavka je prakticky neznečištěna NL a nesouvisí s Příbramským potokem.

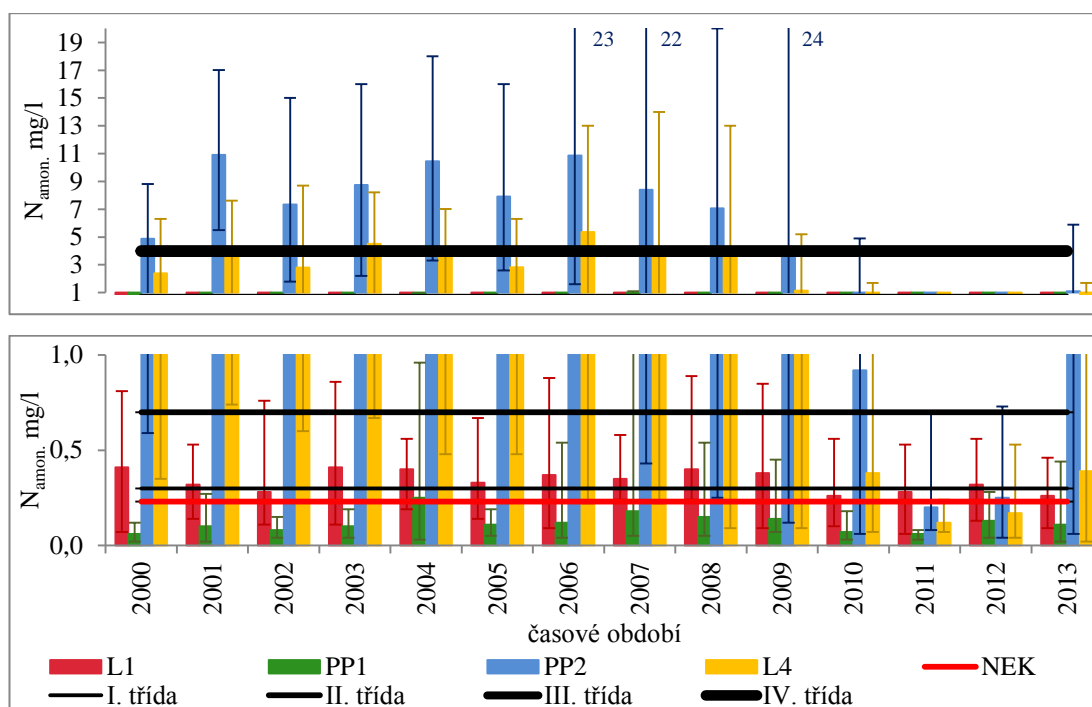
Obr. č. 27: Hodnoty NL ve vybraných profilech Litavky a Příbramského potoka



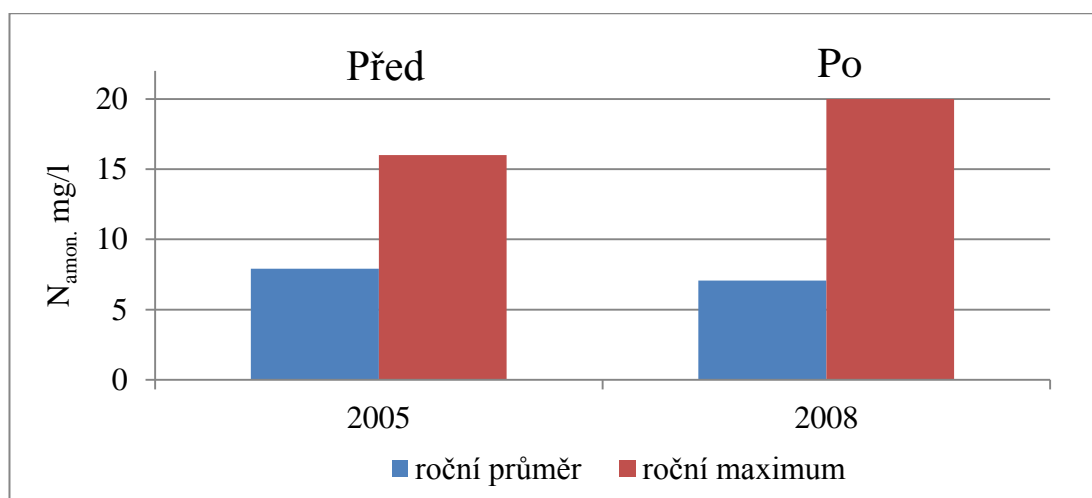
6.5 Amoniakální dusík

Amoniakální dusík $N-NH_4^+$ ($N_{amon.}$) je primárním produktem rozkladu organických dusíkatých látek a produktem metabolismu živočichů. Organického původu je amoniakální N také ve splaškových vodách a v odpadech ze zemědělských výrob. Vyšší koncentrace indikuje možný vznik anaerobních procesů. Sekundárně může vznikat redukcí NO_2 , nebo NO_3 . Při vypouštění odpadních vod do vod povrchových patří obsah $N_{amon.}$ k závazným stanoveným ukazatelům. Stanovení koncentrace $N_{amon.}$ ve vodě se vyjadřuje hmotnostní koncentrací v $mg.l^{-1}$ a to jako $N-(NH_3 + NH_4^+)$ nebo $N_{amon.}$. Amoniakální znečištění mělo na Litavce střídavě vzestupný trend. Nejvyšších koncentrací dosahoval $N_{amon.}$ v roce 2001 a 2006 (Obr. č. 32). Na hodnotách koncentrace se projevila rekonstrukce ČOV Příbram, kdy hodnoty ročního průměru z desítek mg/l postupně klesaly z IV. do I. třídy (Obr. č. 28 a Obr. č. 29).

Obr. č. 28: Hodnoty $N_{\text{amon.}}$ ve vybraných profilech Litavky a Příbr. potoka; horní díl grafu pro znázornění vysokých hodnot, dolní díl grafu je detailní - pro zobrazení limitů (NEK a třídy jakosti)



Obr. č. 29: Hodnoty $N_{\text{amon.}}$ v profilu PP2 před a po rekonstrukci ČOV Příbram



6.6 Celkový fosfor

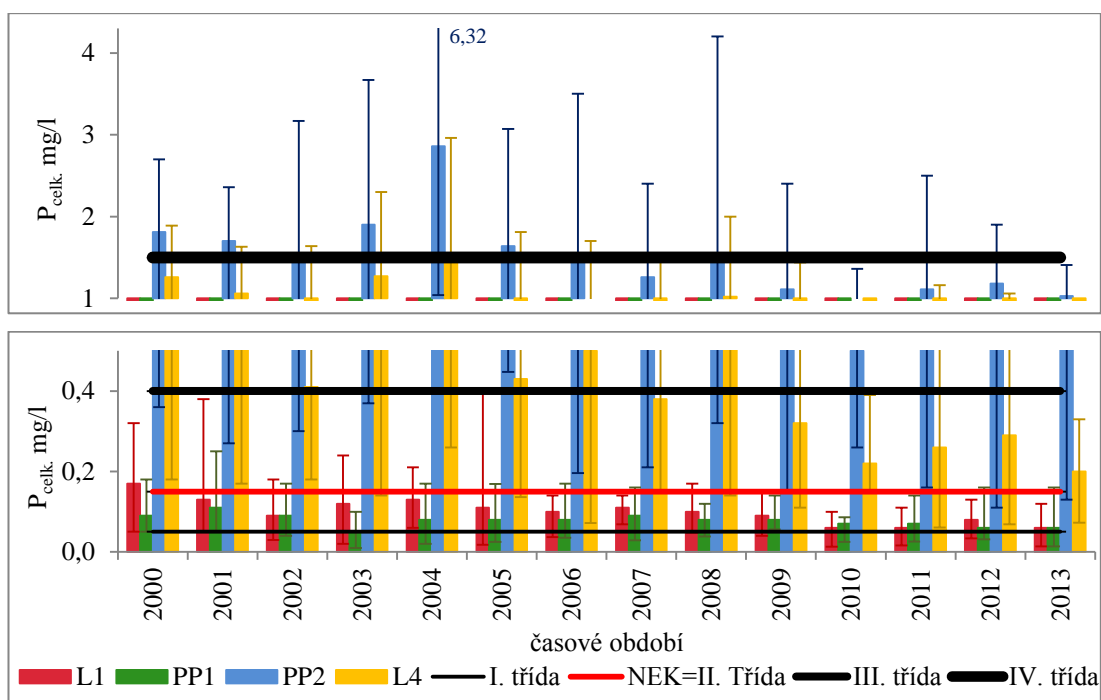
Celkový fosfor $P_{\text{celk.}}$ - živina stimulující biochemické procesy a množení mikroorganismů. Ve vodách se vyskytuje ve formě anorganických ($P_{\text{anorg.}}$)

i organických sloučenin (P_{org}). Jde hlavně o orthofosforečnany (P_{ortho}), které jsou nejčastější formou výskytu a polyfosforečnany (P_{poly}), jejichž zdrojem jsou výrobky s komplexotvorným účinkem (prací prostředky, prostředky pro povrchovou ochranu chladících okruhů, inhibitory koroze apod.). Produktem biologických procesů, rozklad vodní flory a fauny, živočišné odpady, procesy biologického čištění odpadních vod apod., je organicky vázaný fosfor. V přípravcích, které se využívají v zemědělství, ale i v domácnostech, jako jsou např. pesticidy, herbicidy, insekticidy, inhibitory, se vyskytují organofosfátové sloučeniny.

Koncentrace fosforečnanů není ze zdravotního hlediska důležitá. Při náhlém vzrůstu koncentrace fosforečnanů můžeme uvažovat o fekálním znečištění zdrojů pitné vody. V odpadních vodách a z výustí z ČOV se sleduje hmotnostní koncentrace celkového fosforu.

U ukazatele P_{celk} je patrný obdobný průběh hodnot ukazatelů, jako u N_{amon} . Počáteční jakost vody v pramenné oblasti Litavky odpovídá II. třídě jakosti vody a ztelně se zhoršuje pod městem Příbram a soutokem s Příbramským potokem na IV. třídu jakosti (Obr. č. 30). Mezi nejvýznamnější zdroje znečištění v této oblasti toku patří Bohutín – Vysoká pec (ČOV), Příbram – Březové hory (ČOV), Kovohutě Příbram, ČOV Trhové Dušníky a AMT Čenkov. Za soutokem s Příbramským potokem dosahují průměrné hodnoty již více než 0,7 mg/l. Ve sledovaném období roku 2009 průměrné hodnoty P_{celk} klesly za přítokem Příbramského potoka, což jasně naznačuje, že rekonstrukce ČOV Příbram, která proběhla v roce 2006–2007 byla účinná v odstraňování fosforu z odpadních vod.

Obr. č. 30: Hodnoty $P_{\text{celk.}}$ ve vybraných profilech Litavky a Příbramského potoka; horní díl grafu pro znázornění vysokých hodnot, dolní díl grafu je detailní - pro zobrazení limitů (NEK a třídy jakosti)



6.7 Srovnání kvality před a po Příbrami

Pro názornost jsem vytvořila Tab. č. 9 a Tab. č. 10, kde je přehledné srovnání kvality vody Litavky před Příbramí s místy, kde Litavka opouští Příbramsko. Jedná se o profil Litavky v Bohutíně a v Trhových Dušníkách. Třídy jakosti se stanovovaly dle ročních průměrů hodnot zaokrouhlené na jedno desetinné místo.

Počáteční jakost vody v podélném profilu odpovídající v horní části toku II. třídě se znatelně zhorší pod městem Příbram a soutokem s Příbramským potokem (SOUKUPOVÁ a BALEJOVÁ, 2014). Příbram má v oblasti organického znečištění velký význam na BSK_5 (od roku 2008 postupné zlepšení), $CHSK_{Cr}$, $N_{\text{amon.}}$ a $P_{\text{celk.}}$. SOUKUPOVÁ a BALEJOVÁ (2014) potvrzují, že z dlouhodobého hlediska dochází u Litavky k postupnému zlepšování jakosti vody.

Tab. č. 9: Vývoj jakosti vody v profilu L1

	BSK₅	CHSK_{Cr}	NL	N_{amon.}	P_{celk.}
2000	II	I	I	II	III
2001	II	II	I	II	II
2002	I	II	I	II	II
2003	I	I	I	II	II
2004	I	I	I	II	II
2005	II	II	I	II	II
2006	I	I	I	II	II
2007	I	I	I	II	II
2008	I	I	I	II	II
2009	I	I	I	II	II
2010	I	II	I	II	II
2011	II	II	I	II	II
2012	I	I	I	II	II
2013	I	II	I	II	II

Tab. č. 10: Vývoj jakosti vody v Litavce v profilu L4

	BSK₅	CHSK_{Cr}	NL	N_{amon.}	P_{celk.}
2000	III	II	I	IV	IV
2001	III	II	I	V	IV
2002	III	II	I	IV	IV
2003	III	II	I	V	IV
2004	III	II	I	V	V
2005	III	II	I	IV	IV
2006	III	II	II	V	IV
2007	III	II	I	V	IV
2008	III	II	I	IV	IV
2009	III	II	I	III	III
2010	II	II	I	II	III
2011	II	II	I	I	III
2012	II	II	I	I	III
2013	I	II	I	II	III

Na základě výše uvedených grafů (obr. č. 24-30) a tabulek č. 9 a 10 lze jednoznačně potvrdit hypotézu “Modernizace ČOV v Příbrami měla vliv na zlepšení ekologického (chemického i biologického) stavu Příbramského potoka, který se napojuje do

Litavky“. Po modernizaci čistírny se podstatně snížil obsah dusíkatého znečištění a znečištění fosforem ve vypouštěné vodě. V rámci kalového hospodářství byla na čistírně instalována technologie hygienizace kalu, která umožňuje jeho další využití v zemědělství, při rekultivacích a terénních úpravách.

Obdobných situací, kdy ČOV zásadně ovlivňuje jakost povrchových vod, najdeme na území ČR nespočetně. Pro srovnání uvádím ČOV Toužim, která je umístěna na levém břehu řeky Střely (Karlovarský kraj, správce toku Povodí Vltavy, s.p.), na severozápadním okraji města. Zdrojem splaškových vod jsou nejen splaškové vody z bytové zástavby města a občanské vybavenosti, ale i největší producenti odpadních vod podniky OZAP Toužim, průmyslový podnik OK STS Toužim a výrobná čajů ARTIFEX INSTANT s.r.o. Zde byla v roce 2012 řešena nepříjemná situace, kdy se na řece Střele tvořily kalové lavice se splaškovým zápachem a docházelo zde k anaerobním hnilobným procesům. Zároveň byla zjištěna vysoká koncentrace fosforu, což bylo v důsledku úniku kalu, nedokonalého čištění dosazovacích komor a nedostatečného odčerpávání kalu. Magistrát Karlovy Vary po opakovaných upozorněních na tento negativní vliv na ekologický stav toku a po opakovaných kontrolách zahájil správní řízení z moci úřední. Ve svém rozhodnutí uložil provozovateli ČOV – Vodakva – Vodárny a kanalizace Karlovy Vary, taková opatření, která následně vedla k odstranění zjištěných závad. V zimním období r. 2012-2013 byla realizována oprava dosazovacích nádrží a v průběhu roku 2013 již nebyly v toku zaznamenány kalové lavice a koryto toku Střely bylo pohledově relativně čisté.

6.8 Omezení vnosu organických látek

Se vstupem do Evropské unie přijala Česká republika přísnější legislativu na ochranu životního prostředí, což bylo zároveň klíčovým impulzem pro zlepšení kvality vod na většině území. Sídla nad 2000 ekvivalentních obyvatel (EO) již většinou mají zajištěno čištění odpadních vod na potřebnou úroveň. Problémem zůstávají malé obce, kde je obvykle vybudována nesoustavná jednotná kanalizační síť, která často

nezahrnují celé území obce. Tímto způsobem jsou většinou odváděny veškeré vody z obce (odpadní vody – přepady ze septiků a domácích ČOV, dešťové vody a dále i vody balastní). Malé obce zpravidla nemají centrální ČOV, obce do 150 EO i jakoukoliv kanalizaci. V důsledku jsou pak vodní toky zatížené dusičnany a fosforem i přesto, že na počátku 90. let byla omezena intenzita hnojení a tím i vnos těchto polutantů do půdy a do vodních toků.

Tato skutečnost se netýká Příbrami, která s cca 33 tis. obyvateli je odvodněna převážně jednotnou kanalizací s 10 dešťovými oddělovači zaústěnými do Příbramského potoka a 1 oddělovačem do Litavky. Zbytek povodí (menší část) je odvodňován oddílnou kanalizací se 3 výustěmi dešťových stok v horní části Příbramského potoka - mezi rybníky Nový a Fialův (KABELKOVÁ a kol., 2014). Rybníky mají všeobecně schopnost z velké části zadržovat živiny (dusík N a fosfor P), což je v řadě případů daleko významnější, než jejich schopnost poskytovat prostředí pro produkci ryb. Biologický stupeň na ČOV zahrnuje odstraňování N a P a dosahuje vysokých účinností čištění (BSK₅ 98%, CHSK 94%, N_{celk.} 88% a P_{celk.} 90%) (KABELKOVÁ a kol., 2014). Přesto by nákladné odstraňování N a P na ČOV mohlo být nahrazeno rybníky a mokřady, které by mohly sloužit jako následný čistící stupeň a vyvarovat se tak přímému vypouštění do toků. Tento navržený způsob je však možný pouze v příhodných lokalitách. Obdobným způsobem lze jako jednoduchého biologického dočištění odpadních komunálních vod využít přírodní strouhy, které by byly recipientem odpadních vod z ČOV a opět se vyhnout přímému vypouštění těchto vod do vodotečí. V toku totiž přirozeně probíhají fyzikální, chemické a biologické procesy, které vracejí znečištěnou vodu téměř do normálního, původního stavu (samočistící pochody či samočistící schopnost vody). Z ekologického hlediska je samočištění přirozený autoregulační proces, kterým se vodní ekosystémy vrací do původního stavu dynamické rovnováhy. Tyto procesy však neprobíhají navzájem odděleně, ale jsou úzce propojené. Podíl jednotlivých dílčích pochodů je v každém toku jiný. Nezastupitelnou úlohu v procesech samočištění mají i přítomné mikroorganismy. Tento systém je možné využít jednak u nově plánovaných ČOV, ale také u právě provozovaných.

Dalším nepřijatelným znečištěním Příbramského potoka a následně Litavky jsou odlehčovací komory a dále pak při vyšších průtocích odváděny mechanicky předčištěné odpadní vody do dešťové nádrže, ze které voda po naplnění přepadá do recipientu. Při nesprávné funkci odlehčovacích komor se pak do toku dostávají i nerozpuštěné látky. Jejich obsah však nebyl vysoký (Obr. č. 27), sediment ve stokové síti není ve významné míře přítomen a Příbramský potok a Litavka jsou (až na malé výjimky) v hodnotách ukazatele NL pod hranicí NEK.

K nepodchycenému vstupu znečištění může docházet z malých obcí. Objektivně můžeme konstatovat, že nemají šanci v současné době dostavět odpovídající kanalizaci a centrální ČOV z vlastních prostředků. I zde se nachází pomoc ve využití financování strukturálních fondů EU a také národních dotačních titulů. Příprava a realizace je velmi náročný a zdoluhavý proces, který již v přípravné fázi musí být v souladu s územním plánem obce, zásady územního rozvoje kraje a v neposlední řadě i s plány povodí a plány rozvoje vodovodů a kanalizací. U hodně malých obcí se již osvědčila koncepce decentralizovaného čištění, která spočívá v tom, že se odpadní vody čistí přímo u zdroje znečištění a odpadá tak budování velmi drahé kanalizace. Výhodou je, že se vyčištěná voda vrací do přírody formou závlahy, infiltrace do půdy a to přímo v místě jejího vzniku.

Centrální ČOV se dobře hodí do městského prostředí s vysokou hustotou osídlení a velkým objemem koncentrovaných odpadních vod. Při nižších hustotách osídlení je tento typ velice drahý a vhodnější jsou proto lokální mechanicko-biologické nebo kořenové ČOV a to díky mnohonásobně nižším provozním nákladům a rychlé návratnosti investic. V případě velmi nízké hustoty osídlení přicházejí na řadu domovní ČOV. Při výběru řešení, jak čistit odpadní vody se venkovské obce mohou rozhodovat mezi standardními způsoby a variantami přírodních způsobů čištění, které jsou neoprávněně opomíjeným způsobem, ale představují pro obce levnější řešení už při výstavbě a především během provozu. Přírodní způsoby čištění odpadních vod využívají v přírodě se vyskytující samočisticí procesy, které probíhají v půdním, vodním a mokřadním prostředí. Vegetace se podílí na čisticím procesu zejména tvorbou příznivých podmínek pro rozvoj mikroorganismů a současným

využíváním uvolněných rostlinných živin k tvorbě biomasy. Kořenová čistírna odpadních vod navíc představuje zajímavý krajinný prvek, který vytváří prostředí pro život řady rostlin a živočichů.

6.9 Morfologický stav toku

V souvislosti s těžbou a hutnictvím od středověku docházelo a dochází na Příbramsku k rozsáhlým úpravám říční sítě a povodí Litavky je díky tomu regionem s výrazně kontrastní intenzitou antropogenních zásahů. Nepůvodní smrkové monokultury, zpevnění, zahloubení a narovnání v betonových korytech nebo nepropustné migrační bariéry mezi takové nevhodné zásahy způsobené lidskou činností patří (FRYŠ, 2008). Koryto bylo a je upravováno nejen v souvislosti s potřebami průmyslové činnosti, ale i s potřebami intravelánů obcí a se zemědělským hospodařením. Pramenná oblast Brd je oblastí relativně málo dotčenou a nad vodní nádrží Láz (ř.km 20,5–18,8) je koryto ryze přírodní. Lesy jsou zde bohaté na srážky, které zásobují horní toky a objem vody je regulován nádržemi Pílská, Obecnice a Láz. V úseku mezi Lázem a Bohutínem byly provedeny meliorační úpravy. Nejvýrazněji zasáhla lidská činnost horní Litavku mezi Bohutínem – Příbramí – Lhotou, dále u Čenkova a Jinců, od Lochovic je Litavka lichoběžníkového koryta vedena až k ústí do Berouna (Havlová, 2001). Nejvýraznějšími antropogenními zásahy v těchto oblastech jsou komplexně řešené úpravy toku včetně umělých stupňů, jezů a upravenosti geometrie říční sítě – napřímenosti. Napřímené úseky nalezneme v průmyslovém zázemí města Příbram, na celém Příbramském potoce, na Drahlínském potoce, kde trasu koryta lemují zemědělské plochy, ale i na Ohrazenickém potoce.

Upravenost této trasy v lesoparku Litavka je přirozeně přímá, místy zákrutová (Obr. č. 31). Dnový substrát tvoří převážně kameny, písek a dřevo z napadaných větví. Břehy nejsou nijak upraveny, zpevnění je zajištěno stromy vystupující podél toku. Při silnějších dešťových událostech se voda rozleje do okolního lučního prostoru,

kde se dobře voda vsakuje. Tento typ vodního koryta je považován jako blízký přirozenému stavu.

Obr. č. 31: Litavka v lesoparku Litavka (Zuzana Hornáčková, 11.03.2015)



Pár desítek metrů za lesoparkem (Obr. č. 32) již Litavku obklopují betonové panely, které Litavku nepřirozeně narovnají a prohlubují. Během silných dešťových událostí se voda nemá kam rozlít a tím teče vysokou rychlostí do městské části, kde páchá velké škody. Dno tvoří beton. Tento typ vodního koryta nevytváří podmínky pro biodiverzitu.

Obr. č. 32: Litavka za lesoparkem (Zuzana Hornáčková, 11.03.2015)



Betonové panely jsou pro vodní tok nejen nepraktické, ale též nevzhledné. Na tomto obrázku (Obr. č. 33) betonové napřímení doplňují kaskády, jež rychlost toku ještě umocňují. Opět platí, že tento typ vodního koryta je považován za špatný stav. I na řadě dalších míst nalezneme betonová opevnění břehu i dna (pod nádrží Láz, pod příbramským fotbalovým stadionem, v obci Trhové Dušníky).

Obr. č. 33: Litavka za lesoparkem (Zuzana Hornáčková, 11.03.2015)



Technické úpravy, které dosud meandrující řečiště, vyvíjející ve velké šířce nivy a využívající této šířky k povodňovým rozlivům (Obr. č. 31), nahradily přímým, poměrně kapacitním kanálem, souvisle opevněným břehovými dlažbami se sledem zděných stupňů (Obr. č. 32 a Obr. č. 33). Tyto úpravy, sloužící primárně zájmům tehdejších vlastníků zemědělské půdy v údolí, významně degradují Litavku z hlediska morfologicko – ekologického, ale také se obrací proti původnímu záměru, chránit před povodněmi sídla na dolním toku, hlavně Beroun. Tyto úpravy zřetelně zrychlují postup povodňových vln a omezují jejich rozlivy do okolních niv. Revitalizace toku může přinést významné efekty v oblasti protipovodňové ochrany. Vymezení dostatečně širokého nivního pásu pro přirozený rozliv povodňových průtoků ve volné krajině nad povodněmi ohroženou obcí umožní neškodný přirozený rozliv, který zpomaluje rychlost proudění a podporuje akumulaci vody a v konečném efektu povede ke zmírnění kulminace povodňových vln v níže položených místech. Retenční a akumulační schopnost nivy lze podpořit tvorbou přírodě blízkých prvků,

jakými jsou např. obnova říčních ramen, tvorba přírodě blízkých paralelních koryt, vytváření tůní a výsadbou doprovodných břehových dřevin, vhodných pro dané stanoviště.

Pro ochranu a zlepšování morfologického stavu Litavky se nabízejí různé možnosti a příležitosti, vedoucí i k oživení toku. V první řadě je to důsledná ochrana dílčích úseků i jednotlivých míst v nivě, která se dochovala v přírodním stavu či stavu přírodě blízkém a tento stav nenarušovat dalšími zásahy technického charakteru. Ustoupit od některých rutinně zavedených, avšak vodohospodářsky neúčelných a neekologických postupů, jako například odstraňování přírodních naplavenin. V místech k tomu vhodných chránit a podporovat procesy samovolné renaturace koryta. Neboť technicky upravená koryta se zanášejí, zarůstají nebo jsou naopak vymílána a opevnění se rozpadá. Proto postradatelné prvky technických úprav, které se rozpadají nebo jsou nějak poškozeny, neobnovovat, opravovat jen v případě nutnosti a to přednostně přírodě blízkými způsoby již výše zmíněnými opravami opevnění kamennými záhozy. V neposlední řadě uvážlivě přistupovat k povodňovým změnám koryta a nesnažit se po každé povodni vše za každou cenu vracet do původního stavu. Naopak využívat této změny, která rozvolní koryto a odstraní nebo poškodí nežádoucí technické úpravy. To se týká také přírodních jezů a stupňů.

Koryto toku Litavka před Trhovými Dušníky a před soutokem s Příbramským potokem (Obr. č. 34) bych označila za dobrý stav. Nechybí zde uvolněná smíšená vegetace, kamenito - travnaté ostrůvky pro vodní ptactvo či jiné vodomilné živočichy, struktura dna je kamenitá, šterkovitá. Proudění je zde ovlivněno kaskádami. Při dešťových událostech se voda z břehů vyleje a snadno nasaje do okolní měkké luční půdy.

Obr. č. 34: Litavka před Trhovými Dušníky (Zuzana Hornáčková, 11.03.2015)



V obci Trhových Dušník je Litavka opět v březích zpevněna (Obr. č. 35), v tomto případě alespoň vzhlednějším kamenivem. V porovnání s předchozím obrázkem je patrné, že variabilita šířky koryta a hloubky v příčném profilu je nízká, což negativně ovlivňuje střídání proudění.

Obr. č. 35: Litavka v Trhových Dušníchách (Zuzana Hornáčková, 11.03.2015)



Vyskytují se zde i opevnění lomovým kamenem, která po čase zaroste vegetací. Místa, kde byly břehy koryta opevněny kamennou dlažbou na sucho, jsou břehy deformovány a dochází k samovolné revitalizaci původních úprav (v úseku ř.km 13,48-12,11) a stav koryta se přiblížil přírodnímu stavu. Různé pokusy stabilizovat potok tvrdými úpravami naštěstí nebyly ani důsledné, ani technicky kvalitní a jejich části se postupně rozpadají a pokus o napřímení úseku potoka zahlubováním a výstavbou tuhého zděného stupně nebyl příliš úspěšný. Přírodě blízké stabilizace, pokud je nezbytné koryto uměle stabilizovat, tedy kamenné záhozy, balvanité pasy, skluzy apod., se snadno přizpůsobují tvaru dna a břehům koryta. Bývají vhodnější, levnější a migračně prostupné pro vodní živočichy.

Příbramský potok pod městem je pozoruhodnou kombinací snaživého tvoření přírody a starých technických prvků, kde dešťového kanalizačního odlehčovače „zdobí“ koryto toku nejen svojí přítomností, ale i rozmanitým fekálním znečištěním. Niva za Trhovými Dušními je údajně nevyužívaná v souvislosti s kontaminací toxickými

kovy z příbramské těžební a průmyslové oblasti. Díky tomu se zde může Litavka samovolně vyvíjet a úsek, který je ukončen jezem v Bratkovicích, je kombinací prvků meandrace a divočení koryta. Do sevřenějšího údolí u Dominikálních Pasek vstupuje Litavka v přírodě blízkém korytě. Stará úprava koryta v Čenkově, tvořená betonovými prvky, se rozpadla během povodní v roce 2002. Byla nahrazena rovnaninou z velkých balvanů.

Technická úprava Litavky u Jinců je typickým příkladem vysoké úrovně morfologicko-ekologické degradace koryta, jejímž důsledkem je zrychlování průběhu povodní a neprostupnosti koryta jak pro lidi, tak pro zvěř. Jsou zde svislé břehy z betonu a kamenná dlažba a to v úseku Litavky, která teče podél louky. V ploché nivě nad Lochovicemi nalezneme přirozeně se vyvíjející koryto. Na rozdíl tomu bylo koryto mezi Lochovicemi a Libomyšlí v minulosti upravováno, ale od té doby se vrátilo k přirozenému rázu.

Od úseku (ř.km 18) nad ústím do Berounky svazuje Litavku několik stupňů . Prvním je starý stupeň či jez v Lochovicích a dále pak v Chodouni, který je ukázkou kvalitní kamenické práce. Litavka je těmito stupni okradena o spád, o přirozenou proudnost a o energii, která by jinak mohla být využita pro přirozený tvarový vývoj koryta. Stavby stupňů představují v korytech vodních toků cizorodý prvek a to i v technickém smyslu. V úseku Litavky podél dálnice nad Popovicemi, který byl povodní v roce 2002 hodně rozbit, provedl následně správce toku - Povodí Vltavy, s.p. poměrně přírodě blízkou stabilizační úpravu koryta. Základem konstrukcí jsou masivní kamenné záhozy a rovnaniny proti dřívějším dlažbám a betonovým dnovým prahům. Koryto proto může být ve volné krajině rozevřenější, tvarově členitější, s proměnlivějšími sklony břehů a hlavně větším prostorem pro příbřežní mělčiny. Proti předcházejícímu úseku je protipovodňová úprava v navazujícím úseku v Popovicích u Králova Dvora krokem zpět. Koryto zbytečně geometrizované, je zde nedostatečně členitá kyneta a zbytečně mnoho prostoru v příčném průřezu koryta, který zaujímá jalový svah, opevněný masivní rovnaninou. Zleva ještě navíc zužuje kynetu vyvýšená suchá berma. Navazující etapa rovněž protipovodňové úpravy, v Králově Dvoře, je snad o něco lepší. Levá strana břehu kynety je tvarově proměnlivější a

přírodě bližší, dno kynety je rovněž více členěné. Závěrečný úsek Litavky v Berouně je omezen zdmi, vypadá a funguje jako kanál, ale alespoň dno je přírodní, bez stupňů.

Přírodní koryta bez antropogenních úprav nalezneme na Hlubošském potoce, dále na středním toku mezi Trhovými Dušníky a Čenkovem a na Obecnickém potoce, který je před obcí Obecnice obklopen zachovalými lužními lesíky.

7 Závěr

Těžba a zpracování nerostných surovin je činnost, která výrazným způsobem ovlivňuje a mění nejen geologické poměry území, široké spektrum složek životního prostředí, ale i samotného člověka. Projevem hornické činnosti je úbytek půdního fondu, likvidace vegetačního krytu, poškození rostlinných a živočišných druhů, vznik hald, skládek odpadů a v neposlední řadě i vypouštění emisí a znečišťování vodních toků. Na druhou stranu přinesla do našeho území také prosperitu, rozvoj nových městských aglomerací a rozvoj technologií. Těžba nerostných surovin provází naši společnost od nejstarších, historicky datovaných období, až po současnost.

Těžařská historie a těžký průmysl napáchaly na příbramském území mnoho ekologických škod, které nyní stojí mnoho vynaložených sil a finančních prostředků na potřebná sanační opatření. Právem je dnes Příbram nechvalně známou kontaminovanou oblastí.

Ve své diplomové práci jsem se zabývala studiem celkových obsahů kovů (Cd, Zn, As a Pb), které nejvíce zatěžovaly a zatěžují Litavku a Příbramský potok. Řeka Litavka, včetně její nivy, byla v minulosti zásadně ovlivněna lidskou činností a to především těžbou a zpracováním rud. Toto ovlivnění spočívá v silné kontaminaci sedimentů toku, v rychlosti ukládání materiálu a celkové morfologii řeky. Sedimentární archivy mohou být využity k zjištění vývoje příslušné oblasti, ke studiu kontaminace znečištění a v neposlední řadě nám umožňují nahlédnout do minulosti a pomoci pochopit mnohé skutečnosti.

Analýzou celkových rozborů v podobě grafů, obrázků či tabulek, byly potvrzeny předpokládané vysoké koncentrace ve vybraných profilech Litavky a Příbramského potoka, které ve většině případů mnohonásobně převyšovaly legislativou dané limitní hodnoty. Největší koncentrace těžkých kovů byly zjištěny zejména v blízkosti areálu Kovohutě Příbram nástupnická, a.s. a pod Březovými horami – území bývalého důlně – úpravárenského závodu Příbram. Březohorský revír znečišťuje Litavku Cd, Pb a Zn a podnik Kovohutě v mnohem vyšších koncentracích Cd, Pb, Zn a As.

Dávky těchto polutantů v Litavce jsou pro vodní organismy (od zooplanktonu až po ryby) neslučitelné s podmínkami pro život.

Nicméně oba tyto znečišťující zdroje sanují své staré ekologické zátěže. Problém tkví v potřebě vysokých finančních prostředků, jejichž nedostatek brzdí a mnohdy znemožňuje nejlepší možné varianty sanačních prací. Sanace Březových hor měla za cíl snížit nápravnými opatřeními kontaminaci povrchové vody v Litavce, zejména Cd a Zn. V současné době se v této lokalitě provádí pravidelný monitoring, jenž prokáže, zda došlo ke zlepšení. Podnik Kovohtutě Příbram nástupnická, a.s. za své sanační kroky celého areálu a přísného dodržování kritérií, jež jsou v souladu s normami TÜV NORD GROUP (německá organizace ověřující bezpečnost výrobků a služeb všeho druhu pro ochranu člověka, hmotný majetek a životní prostředí před riziky) získává pravidelné certifikace.

Významnější pokles koncentrací u všech těžkých kovů v profilech pod místem kontaminace lze pozorovat od roku 2011 až do současnosti, kdy se prokazatelně projeví pozitivní dopady sanačních prací na skládce sodné strusky a odčerpávání kontaminovaných skládkových vod z areálu Kovohtutí.

Vzhledem k finanční i technologické náročnosti konvenčně – chemických metod odstraňování těžkých kovů z prostředí je vhodné v současné době věnovat stále větší pozornost biologickým procesům odstraňování těchto polutantů z prostředí. Fytoremediace a možnost jejího využití při plošném odstraňování škodlivin je závislá na druhu znečištění a typu lokality a je stále bohužel ve vývojovém stádiu. Je však ekologická, efektivní a ekonomicky i technicky nenáročná. I zmiňované sanační technologie většinou neřeší poslední fázi rekultivací, kterou je následná údržba krajiny a ozelenění rostlinami. Na těchto extrémních stanovištích je nutné hledat a napěstovat takové rostliny, které zde mají možnost přežít a zároveň výrazně kumulovat těžké kovy.

Velkým problémem i nadále zůstává zatížení toku Litavky organickým znečištěním - dusičnany a fosforem. Hlavní roli v přísunu těchto dvou hlavních nutrietů do povrchových vod hrají bodové zdroje a to především ČOV. Při řešení bodových

zdrojů znečištění je velmi důležité se zabývat fungováním v celém povodí a to i při srážkových událostech, kdy vlivem špatně nastaveného odlehčovacího poměru, případně celkově špatné funkčnosti odlehčení se rázem ČOV stává daleko významnějším zdrojem fosforu. Významnou roli v omezení vlivu fosforu z bodových zdrojů mají samozřejmě i rybníky, které vykazují přirozenou schopnost účinné retence fosforu. Možný vstup dusíku a následné ohrožení povrchových a podzemních vod představují i plošné zdroje a to především ze zemědělské výroby. Množství plošného znečištění lze snížit či omezit vhodně zvoleným způsobem hospodaření, použitím hnojiv a pesticidů.

Kvalitu vody v příbramské oblasti zásadním způsobem ovlivňují špatně čištěné splaškové vody. Některým menším obcím v povodí zcela chybí centrální ČOV, v některých případech i jakákoliv kanalizace. Do budoucna je nezbytné budovat mechanicko – biologické čistírny odpadních vod, neboť bylo jasně prokázáno, že modernizace ČOV Příbram měla pozitivní vliv na snížení organického znečištění Litavky. Problémem i nadále zůstává především v prevenci proti vnikání těchto látek do vody, kontrola a identifikace jejich přítomnosti ve vodě, stanovení jejich množství a jejich škodlivého působení.

Dalším antropogenním zásahem, o kterém jsem se ve své diplomové práci zmínila, je zásah do morfologického stavu toku. Platí, že čím méně lidská ruka do koryta zasahuje, tím se stav koryta zlepšuje a následně i samotná kvalita vody. Bohužel rozrůstající osidlování obyvatel, jež má za následek přetváření přirozených, zdravých a pro povodňové stavy bezpečných břehů k obrazu svému, má přednost. Řešením jsou revitalizace, které posilují přírodní a krajinné hodnoty. Z prostorových důvodů se zřejmě nebudou na Litavce realizovat žádné větší revitalizační stavby. Pro ochranu a zlepšování stavu Litavky po stránce morfologie a oživení se tedy nabízejí spíše přístupy trpělivého využívání dílčích příležitostí ke zlepšení, které se naskytou při výkonu správy toku tj. např. zadržování vody v krajině, obnovování přirozených funkcí území, vyrovnání odtokových poměrů, zlepšování kvality (samočisticí schopnost), ale i zlepšování vzhledu. Řada upravených toků se časem sama revitalizovala a jejich charakter se blíží přírodě blízkým.

8 Seznam literatury

ADÁMEK Z., HELEŠIC J., MARŠÁLEK B., RULÍK M., 2010: Aplikovaná hydrobiologie. VÚRH JU Vodňany. Vodňany.

ALLEN H. E., HALL R. H., BRISBIN T. D., 1980: Metal speciation. Effects on aquatic toxicity. *Environmental science & technology* 14(4): 441-443.

AMBROŽOVÁ J., 2003: Aplikovaná a technická hydrobiologie. 2. vyd. VŠCHT. Praha.

BLÁHA K., 2011: Závažné stanovisko MŽP k žádosti o OPŽP, prioritní osa 4, oblast podpory 4.2. Ministerstvo životního prostředí, ředitel odboru environmentálních rizik a ekologických škod. Praha.

BORŮVKA L., HUANWEI C., KOZÁK J., KRISTOUFKOVA S., 1996: Heavy contamination of soil with cadmium, lead and zinc in the alluvium of the Litavka river. *Rostlinna Vyroba V.* 42 (12): 543-550.

BUCHTOVÁ H., 2001: Hygiena a technologie zpracování ryb a ostatních vodních živočichů. Alimentární onemocnění z ryb. Veterinární a farmaceutická univerzita Brno.

ČELECHOVSKÁ O., SVOBODOVA Z., ŽLÁBEK V., MACHARÁČKOVÁ B., 2007: Distribution of metals in tissues of the common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Acta Veterinaria Brno*, 76(8): 93-100.

ČEPEK A., 1961: Grundmoränenstratigraphie im Quartär Brandenburgs und ihre Bedeutung für das norddeutsche Vereisungsgebiet. *Geologie* (10): 720-722.

DEJMAL I., 2000: Údolí Litavky jako jedinečný přírodní fenomén. Sborník Litavka 2000, Modelové území povodí Litavky, Krajínovotvorné programy. 43. ZO ČSOP Praha.

DEMEK J., MACKOVIČ P., 2006: Zeměpisný lexikon ČSR. Hory a nížiny. Vydání 2., AOPK ČR, Brno.

DEMEK J., VATOLÍKOVÁ Z., MACKOVIČ P., 2007: Metodika pro hodnocení hydromorfologie na referenčních lokalitách v rámci monitoringu ekologického stavu tekoucích vod podle Rámcové směrnice o vodách, Brno.

DIAMO, s.p., 2010: Environmentální zátěže ve správě DIAMO, s.p., Stráž pod Ralskem. Informační materiál: 7. doplněné vydání. Stráž pod Ralskem.

DUB O., 1957: Hydrológia, hydrografia, hydrometria. Slovenské vydavateľstvo technickej literatúry. Bratislava.

DURAS J., KOŽELUH M., HESS J., SENFTOVÁ L., 2000: Jakost vody v tocích a nádržích v povodí Litavky. Sborník Litavka 2000, Modelové území povodí Litavky, Krajinotvorné programy. 43. ZO ČSOP Praha.

DVOŘÁK O., HOLEČKOVÁ M., 2006: Litavka skrytých pokladů. Nakladatelství MH, Beroun.

EKOHYDROGEO Žitný, s.r.o., 2010: Doprůzkum znečištění horninového prostředí a podzemní vody území ve správě s.p. DIAMO – o.z. SUL Příbram, bývalého důlně – úpravárenského závodu Březové Hory – Příbram a blízkém okolí. Závěrečná zpráva. Praha.

EKOM CZ a.s., 2009: Analýza rizik území ve správě s.p. DIAMO – o.z. SUL Příbram, bývalého důlně - úpravárenského závodu Březové Hory – Příbram. Závěrečná zpráva. Praha.

FOTT J., BLAŽKA P., KOŘÍNEK, V., LELLÁK, J., STRAŠKRABOVÁ V., 1982: Hydrobiologie pro postgraduální studium. Karlova univerzita. Praha.

FRYŠ J., 2008: Revitalizace a protipovodňová ochrana. Brožura Revitalizace a protipovodňová ochrana na malých tocích – Litavka a Příbramský potok. Tiskárna Periskop V. 1: 5-24.

GARDINER J., 1974a: The chemistry of cadmium in natural water-I a study of cadmium complex formation using the cadmium specific-ion electrode. Water Research V 8 (1).

GARDINER J., 1974b: The chemistry of cadmium in natural water-II. The adsorption of cadmium on river muds and naturally occurring solids. Water Research V 8 (3).

GRIGA M., BJELKOVA M., TEJKLOVA E., 2003: Phytoextraction of heavy metals by fibre crops: *Linum usitatissimum* L. case study. Proceedings of the 2nd European bioremediation conference, Chania, Crete. TU Crete: 353-356.

GRMELA A., BABKA O., GRYGAR R., RAPANTOVÁ N., HÁJEK A., LUSK K., MICHÁLEK B. VESELÝ P., VŠETEČKA M., ZÁBOJNÍK P., 2012: Důlní vody uranových ložisek předplatformních formací České republiky. MONTANEX, a.s., Ostrava.

GRMELA A., BLAŽKO A., 2004: Důlní vody a jejich začlenění v legislativě České republiky. Hornická Příbram ve vědě a technice, Příbram.

GRMELA A., RAPANTOVÁ N., 1999: Kvantitativní a kvalitativní údaje o důlních vodách v České republice – možnosti využití důlních vod a jejich ochrana. Výzkumná zpráva CEZ J 17/98: Dílčí záměr CEZ č. 4 „Posouzení změn geologických faktorů v oblastech s hornickou činností za rok 1999.“ VŠB-TU Ostrava. Ostrava.

HAVLOVÁ J., 2001: Ekologická studie Litavky. Hydroprojekt. Praha.

HEVIÁNKOVÁ S., BESTOVÁ I., JUROKOVÁ M., TUČKOVÁ P., VŠETEČKA M., LUSK K., 2012: Možnost využití důlních vod po těžbě rud jako alternativní zdroje pitné vody v období sucha. Technická univerzita Ostrava. Ostrava.

HOMOLA V., KLÍR S., 1975: Hydrogeologie ČSSR III. Academia. Praha.

CHEN J. H., LION L. W., GHIORSE W. C., SHULER M. L., 1995: Mobilization of adsorbed cadmium and lead in aquifer material by bacterial extracellular polymers. *Water Research* V 29 (2).

CHEN K. Y., MORRIS J. C., 1972. Kinetics of oxidation of aqueous sulfide by oxygen. *Environmental science & technology* 6(6): 529-537.

CHENG M. H., PATTERSON J. W., MINEAR R. A., 1975: Heavy metals uptake by activated sludge. *Water Pollution Control Federation* 47: 362-376.

CHLUPÁČ I., BRZOBOHATÝ R., KOVANDA J., STRÁNÍK Z., 2011: Geologická minulost České republiky, 2. Opravené vyd., Academia, Praha.

CHLUPÁČ I., VRÁNA S., 1994: Regional geological subdivision of the Bohemian Massif on the territory of the Czech Republic (Report of the Working Group for Regional Geological Classification of the Bohemian Massif at the former Czechoslovak Stratigraphic Commission). *Journal of GEOsciences*, 39(1): 127-144.

CHOI Y. H., HU H., MUKHERJEE B., MILLER J., PARK S. K., 2012: Environmental cadmium and lead exposures and hearing loss in US adults: the National Health and Nutrition Examination Survey, 1999 to 2004. *Environmental health perspectives*, 120(11): 1544-1550.

JANDA J., NEKUT B., 2000: Charakteristika povodí Litavky a přítoků. Sborník Litavka 2000, Modelové území povodí Litavky, Krajinotvorné programy. 43. ZO ČSOP Praha.

JOSEFI R., 2007: Neutralizační stanice NDS 6. *DIAMO občasník* (30)1: 4.

JUST T., 2012: Ekologicky orientovaná správa vodních toků v oblasti péče o jejich morfologický stav. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky. Odborná skupina pro vodní ekosystémy. Praha

JUST T., FUCHS P., PÍSAŘOVÁ M., 1999: Odpadní vody v malých tocích. VÚV TGM Praha a AOPK ČR. Praha.

KABELKOVÁ I., METELKA T., ŠTASTNÁ G., STRÁNSKÝ D., KREJČÍ F., HRABÁK D., SUCHÁNEK M., 2014: Informační systém oddělovacích komor a jejich vlivů na vodní toky (ISOK). ČVUT v Praze. Fakulta stavební. Praha.

KAŠPAREC I., 2001: Stanovení radioaktivity (U, Ra, Th, K, ¹³⁷Cs) sedimentů a těžkých kovů (As, Pb, Cd) na vybraných lokalitách v povodí Příbramského potoka a říčky Kocáby. Výzkumná zpráva č. PR 850/01 pro Okresní úřad v Příbrami. Příbram.

KITAGAWA, 1990: Itai-itai disease. Toyama Medical and Pharmaceutical University. Japonsko.

KOUDELÁK P., STRÁNSKÝ D., HANDOVÁ Z., 2000: Vliv urbanizovaných území na transport znečištění a kvalitu vody v Litavce. Sborník Litavka 2000, Modelové území povodí Litavky, Krajnotvorné programy. 43. ZO ČSOP Praha.

KOZÁK J., 1991: Heavy metals in soil. In: CIBULKA J. [ed.]: Lead, cadmium and mercury transport in the biosphere. Academia, Praha: 62–104.

KRATZER K., KOŽÍŠEK F., 1997: Zdravotní důsledky a rizika znečištění pitné vody. Odborná zpráva za rok 1996. Státní zdravotní ústav. Praha.

KUBÍČEK F., 1986: Teorie říčního kontinua - základ řízení a ochrany říčních ekosystémů. In: MLVD ČSR ve spolupráci s Domem techniky ČSVTS Pardubice jako 50. publikaci v ediční řadě [ed.]: Biologické hodnocení jakosti povrchových vod. 3-18.

KUČERA Z., 2004: Jakost povrchových vod a specifické znečištění sedimentů v povodí Litavky. Magisterská práce, Katedra fyzické geografie a geoekologie. Praha

LELLÁK F., KUBÍČEK F., 1992: Hydrobiologie. Univerzita Karlova. Karolinum Praha.

MALÝ M., 2011: Aktualizovaná analýza rizik staré ekologické zátěže celého areálu spol. Kovohutě Příbram nástupnická, a.s. včetně hald č. I a č. II. BIOPROFIT. Lišov.

MATOUŠKOVÁ M., 2003: Ekohydrologický monitoring vodních toků jako podklad pro revitalizaci vodních ekosystémů. Disertační práce. PřF UK v Praze, Praha.

MCCARTHY J. F., WILLIAMS T. M., LIANG L., JARDINE P. M., JOLLEY L. W., TAYLOR D. L., COOPER L. W., 1993: Mobility of natural organic matter in a study aquifer. *Environmental science & technology* 27(4): 667-676.

MIHALJEVIČ M., ŠEBEK O., 1995: Kadmium, Japonsko a syndrom "itai-itai". *Vesmír* 8 (74): 444-445.

MORAVEC Z., 2009: Závěrečná zpráva předsanačního monitoringu na skládce SS v rámci akce sanace SSS. AQUATEST. Praha.

NAVRÁTIL S., SVOBODOVÁ Z., LUCKÝ Z., 2000: Choroby ryb. Veterinární a farmaceutická univerzita, Fakulta veterinární hygieny a ekologie.

NELSON P. O., CHUNG A. K., HUDSON M. C., 1981: Factors affecting the fate of heavy metals in the activated sludge process. *Water Pollution Control Federation* 53: 1323-1333.

NRIAGU J. O., 1980: *Zinc in the Environment*. Wiley. New York.

PIŤHA J., POLEDNE R., 2009: *Zdravá výživa pro každý den*. Grada Publishing. Havlíčkův Brod.

PITTER P., 1990: *Hydrochemie*. SNTL. Praha.

PITTER P., 1999: *Hydrochemie*. Vysoká škola chemicko-technologická, Praha.

PITTER P., 2009: *Hydrochemie*. 4. Vyd., VŠCHT, Praha.

QUITT E., 1971: *Klimatické oblasti Československa*. Academia, Praha.

ROZŠAFNÁ E., 2014: Zpráva o vlivu sanačních prací prováděných v areálu společnosti Kovohutě Příbram nástupnická, a.s. na kvalitu povrchové vody ve významném vodním toku Litavka. Povodí Vltavy, s.p., Plzeň.

RUDD T., STERRITT R. M., LESTER, J. N., 1984: Formation and conditional stability constants of complexes formed between heavy metals and bacterial extracellular polymers. *Water research* 18(3): 379-384.

ŘEHOŘ V., 2012: Tisková zpráva – Březové Hory Příbram. *DIAMO občasník* V. 9: 7.

SKÁLA M., MRKVIČKA J., 2000: Voda nad zlato. *Vesmír* 79: 88-89.

SLÁDEČKOVÁ A., SLÁDEČEK V., 1995: *Hydrobiologie*. Skriptum ČVUT. Praha.

SMITH V. H., TILMAN G. D., NEKOLA J. C., 1999: Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental pollution* 100: 179-196.

SOUKUPOVÁ K., BALEJOVÁ M., 2014: Zpráva o hodnocení jakosti povrchových vod v dílčím povodí Berounky za období 2012-2013. Povodí Vltavy, s.p. Praha.

STARÝ P., MALIŠ A., URBAN P., 2006: Zpráva o výsledcích monitoringu a stavu složek životního prostředí v oblasti Mydlovar. *DIAMO s.p.* Praha.

SVOBODOVA M., VOLF, P., KILLICK-KENDRICK, R., 1996: Agglutination of *Leishmania promastigotes* by midgut lectins from various species of phlebotomine sandflies. *Annals of tropical medicine and parasitology*, 90(3): 329-336.

SVOBODOVÁ Z., 1987: *Toxikologie vodních živočichů*. Min. zemědělství.

SVOBODOVÁ Z., 1992: *Ochrana vodního prostředí a řízení jeho kvality pro zajištění zdravotní nezávadnosti rybího masa a zdrojů pitné vody*. VÚHR Vodňany. Vodňany.

ŠICHOROVÁ K., TLUSTOŠ P., SZÁKOVÁ J., KOŘÍNEK K., BALÍK J., 2004: Horizontal and vertical variability of heavy metals in the soil of a polluted area. *Plant soil environ* V. 50 (12): 523-534.

ŠTĚPÁNEK M., ČERVENKA R., 1974: Problémy eutrofizace v praxi. Avicenum. Praha.

ŠVEHLA P., TLUSTOŘ P., BALÍK J., 2007: Odpadní vody. ČZU v Praze. Praha.

TLAPÁKOVÁ M., VOTRUBOVÁ J., KUBALA P., 2000: Vodohospodářská bilance povodí Litavky. Sborník Litavka 2000, Modelové území povodí Litavky, Krajinnotvorné programy. 43. ZO ČSOP Praha.

TOMÁŠEK J., 1999: Aktualizovaná analýza rizika v areálu společnosti Kovohutě Příbram, a.s. – I. a II. etapa. Středisko odpadů Mníšek (SOM), s.r.o., Mníšek pod Brdy.

TOMÁŠEK J., 2000: Analýza rizik při sanaci uranového ložiska Příbram. SOM, s.r.o., Mníšek pod Brdy.

VANĚK A., BORŮVKA L., DRÁBEK O., MIHALJEVIČ M., KOMÁREK M., 2005: Mobility of lead, zinc and cadmium in alluvial soils heavily polluted by smelting industry. Czech University of Agriculture in Prague, Faculty of Science, Charles University in Prague. Czech Republic.

VELÍŠEK J., 1999: Chemie potravin I. 1. vyd., Osis: 352. Tábor.

VOLAUFOVA L., LANGHAMMER J., 2007: Specific pollution of surface water and sediments in the Klabava River basin. J. Hydrol. Hydromech 55(2): 122-134.

VURM K., 2000: Voda a příbramské kovohutnictví. Sborník Litavka 2000, Modelové území povodí Litavky, Krajinnotvorné programy. 43. ZO ČSOP Praha.

WEIL L., TORKZADEH N., QUENTIN K. E., 1975: Bestimmung von Iodid im Wasser. Z. Wasser Abwasser Forsch 8: 3-5.

ŽADIN V. I., 1940. Žizni presnih vod SSSR. Akademija nauk SSSR. Moskva.

ŽÁKOVÁ Z., KVĚT J., LHOTSKÝ O., MARVAN P. (EDS.), 1987: Vegetační způsoby čištění vody a možnosti jejich aplikace. Sborník přednášek ze semináře ČÚV VS Praha. ČSVTS. Brno.

Internetové zdroje:

1. SčV, 2012: ČOV Příbram. Příbram, on-line: <http://www.lscv.cz/provozovane-objekty/o-spolecnosti/technicka-a-vyrobni-data/cistirny-odpadnich-vod/cov-pribram/>, cit. 11.10.2015.

DEJMAL I., 2009: Přírodní podmínky Příbrami. Město Příbram, Ivan Plicka Studio. Příbram, online: <http://pribram.eu/zivot-ve-meste/zivotni-prostredi/prirodni-podminky-pribrami.html>, cit. 28.11.2014.

ICETT, 2010: Discover of the itai-itai disease. International Center for Environmental Technology Transfer. Japonsko, on-line: <https://www.icett.or.jp/english/abatement/toyama/disease.html>, cit. 15.03.2015.

MAPY, 2014: Mapy. Seznam.cz. Praha, online: <http://www.mapy.cz/zakladni?x=14.3798676&y=49.8206994&z=5>, cit. 02.12.2014.

MARCINKOVÁ A., 2008: Šťovík pomáhá v boji s těžkými kovy. OSEL Objective Source E- Learning. Praha, on-line: <http://www.osel.cz/3998-tovik-pomaha-v-boji-s-tezkymi-kovy.html>, cit: 30.10.2015.

MORÁVEK P., 1999: Definice tříd jakosti povrchových vod podle ČSN 75 7221. Institut městské informatiky hl. m. Prahy, Praha, online: [http://www.cenia.cz/web/www/cenia-akt-tema.nsf/\\$pid/MZPMSFT33PSN](http://www.cenia.cz/web/www/cenia-akt-tema.nsf/$pid/MZPMSFT33PSN), cit: 02.11.2014.

MORÁVEK P., 1999: Třídy jakosti vody a jejich mezní hodnoty – výpis z ČSN 75 7221, klasifikace jakost povrchových vod. Institut městské informatiky hl. m. Prahy,

Praha, online: [http://www.cenia.cz/web/www/cenia-akt-tema.nsf/\\$pid/MZPMSFT33PSN](http://www.cenia.cz/web/www/cenia-akt-tema.nsf/$pid/MZPMSFT33PSN), cit: 02.11.2014.

SOUKUPOVÁ, K., BALEJOVÁ, M., 2005: Zpráva o hodnocení jakosti povrchových vod v dílčím povodí Berounky za období 2004-2005. Povodí Vltavy, s.p., Praha, on-line: http://www.pvl.cz/files/download/files/2006_hv_jakost_povr.pdf, cit. 20.10.2015.

SOUKUPOVÁ, K., BALEJOVÁ, M., 2009: Zpráva o hodnocení jakosti povrchových vod v dílčím povodí Berounky za období 2004-2005. Povodí Vltavy, s.p., Praha, on-line: http://www.pvl.cz/vodohospodarske-informace/vodohospodarska-bilance-v-dilcim-povodi_1/vodohospodarska-bilance-v-oblasti-povodi-2009/bilance-v-oblasti-povodi-berounky-za-rok-2009, cit. 20.10.2015.

SOUKUPOVÁ, K., BALEJOVÁ, M., 2013: Zpráva o hodnocení jakosti povrchových vod v dílčím povodí Berounky za období 2012-2013. Povodí Vltavy, s.p., Praha, on-line: http://www.pvl.cz/files/download/vodohospodarske-informace/vodohospodarska-bilance/bilance2013/berounka/jak/BE_text_jakost_2012-13.pdf, cit. 20.10.2015.

STŘEDOČESKÝ KRAJ, 2014: Základní informace o kraji. Praha, online: <http://kr-stredocesky.cz/kraj>, cit. 29.11.2014.

TRANTINA V, 2007: Uran v českých dějinách. Hornické muzeum Příbram, Příbram, online: <http://www.muzeum-pribram.cz/userfiles/vojna-lesetice/expo-uran.pdf>, cit. 15.11.2014.

VOLAUFOVÁ L., 2007: Kvalita povrchových vod v České republice a její vývoj. CENIA, Praha, online: [http://www.cenia.cz/web/www/cenia-akt-tema.nsf/\\$pid/MZPMSFT33PSN](http://www.cenia.cz/web/www/cenia-akt-tema.nsf/$pid/MZPMSFT33PSN), cit. 02.11.2014.

VÚV TGM, DIBAVOD, 2013: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka v. v. i. Digitální báze vodohospodářských dat, Praha,

online: <http://www.dibavod.cz/index.php?id=27&PHPSESSID=08b97b0464ed57f4253b8e3333b17019>, cit. 02.10.2015.

WHO, 1993: Guidelines for Drinking Water Quality. World Health Organization. Geneva, on-line: www.who.int/water_sanitation_health/en, cit. 15.03.2015.

Zákony:

Předpis č. 23/2011 Sb. Nařízení vlády, kterým se mění nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb.

Předpis č. 252/2004 Sb. Vyhláška, kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, ve znění pozdějších předpisů.

Předpis č. 44/1988 Sb. Zákon o ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon), ve znění pozdějších předpisů.

Předpis č. 513/1992 Sb. Nařízení vlády České republiky o podrobnostech nakládání s odpady, ve znění pozdějších předpisů.

Předpis č. 61/2003 Sb. Nařízení vlády o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění pozdějších předpisů.

Předpis č. 83/2014 Sb. Vyhláška, kterou se mění vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, ve znění pozdějších předpisů.

Seznam tabulek:

Tab. č. 1: Obsah rozpuštěného kyslíku při různých teplotách (LELLÁK, 1991)

Tab. č. 2: ČSN 75 7221, Klasifikace jakosti povrchových vod, skupina A - Obecné, fyzikální a chemické ukazatele (MORÁVEK, 1999)

Tab. č. 3: ČSN 75 7221, Klasifikace jakosti povrchových vod, skupina C - Kovy a metaloidy (MORÁVEK, 1999)

Tab. č. 4: Napojení na společnou kanalizaci a počet obyvatel u obcí v povodí Litavky

Tab. č. 5: Povolené limity znečištění pro vybrané ukazatele pro ČOV Příbram

Tab. č. 6: Procentuální zastoupení těžkých kovů ve třídách jakosti vody

Tab. č. 7: Procentuální rozdělení dle plnění NEK

Tab. č. 8: Přehled průměrného ročního průtoku neutr. důlních vod Dědičné štoly (DIAMO, s.p.)

Tab. č. 9: Vývoj jakosti vody v profilu L1

Tab. č. 10: Vývoj jakosti vody v Litavce v profilu L4

Seznam obrázků:

Obr. č. 1: Schéma průběhu látkového koloběhu (AMBROŽOVÁ, 2003)

Obr. č. 2: Jakost vody v tocích ČR, 2012–2013

Obr. č. 3: Schéma vzájemné interakce mez i ložiskovými horninami a vodami, které mají vliv na kvalitu podzemních a povrchových vod v oblasti ložiska (GRMELA a kol., 2012)

Obr. č. 4: Vybrané profily, kde jsou prováděny pravidelné monitoriny jakosti povrchových vod (www.mapy.cz)

Obr. č. 5: Všechny profily, kde jsou prováděny pravidelné monitoriny jakosti povrchových vod v povodí Litavky státním podnikem Povodí Vltavy (VÚV TGM, DIBAVOD, 2015)

Obr. č. 6: Pramen Litavky (mapy.cz)

Obr. č. 7: Uranový revír (DIAMO, s.p.)

Obr. č. 8: Bohutínský a Březohorský revír (DIAMO, s.p.)

Obr. č. 9: Hodnoty As ve vybraných profilech

Obr. č. 10: Hodnoty As mezi L2 a L3 - pod

Obr. č. 11: Hodnoty As ve vybraných profilech PP1 a PP2

Obr. č. 12: Hodnoty Cd ve vybraných profilech Litavky

Obr. č. 13: Hodnoty Cd v profilu Litavky pod SSS

Obr. č. 14: Hodnoty Cd ve vybraných profilech Příbramského potoka

Obr. č. 15: Hodnoty Pb ve vybraných profilech Litavky

Obr. č. 16: Hodnoty Pb ve vybraných profilech Příbramského potoka

Obr. č. 17: Hodnoty Zn ve vybraných profilech Litavky

Obr. č. 18: Hodnoty Zn ve vybraných profilech Příbramského potoka

Obr. č. 19: Výstup Dědičné štoly (www.mapy.cz)

Obr. č. 20: Areál Kovohutě Příbram (www.mapy.cz)

Obr. č. 21: Areál Kovohutě Příbram (Kovohutě Příbram nástupnická, a.s.)

- Obr. č. 22: Hodnoty ukazatele Zn před a po sanaci Březové Hory v profilu L4
- Obr. č. 23: Vývoj znečištění těžkými kovy v povodí Litavky za r. 2014
- Obr. č. 24: Hodnoty BSK5 ve vybraných profilech Litavky a Příbr. potoka
- Obr. č. 25: Hodnoty BSK5 před a po rekonstrukci ČOV Příbram v profilu PP2
- Obr. č. 26: Hodnoty CHSKCr ve vybraných profilech Litavky a Příbr. potoka
- Obr. č. 27: Hodnoty NL ve vybraných profilech Litavky a Příbramského potoka
- Obr. č. 28: Hodnoty Namon. ve vybraných profilech Litavky a Příbr. potoka
- Obr. č. 29: Hodnoty Namon. v profilu PP2 před a po rekonstrukci ČOV Příbram
- Obr. č. 30: Hodnoty Pcelk. ve vybraných profilech Litavky a Příbramského potoka
- Obr. č. 31: Litavka v lesoparku Litavka (Zuzana Hornáčková, 11.03.2015)
- Obr. č. 32: Litavka za lesoparkem (Zuzana Hornáčková, 11.03.2015)
- Obr. č. 33: Litavka za lesoparkem (Zuzana Hornáčková, 11.03.2015)
- Obr. č. 34: Litavka před Trhovými Dušňíky (Zuzana Hornáčková, 11.03.2015)
- Obr. č. 35: Litavka v Trhových Dušňíkách (Zuzana Hornáčková, 11.03.2015)