

Česká zemědělská univerzita v Praze
Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra botaniky a fyziologie rostlin



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Porovnání depozice rizikových prvků
v rostlinách v okolí přírodní rezervace
Záplavy a přírodní památky Kařezské
rybníky**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Alena Jankovská
Zemědělství a rozvoj venkova

Vedoucí práce: Ing. Pavla Vachová, Ph.D.

© 2023 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci „Porovnání depozice rizikových prvků v rostlinách v okolí přírodní rezervace Záplavy a přírodní památky Kařezské rybníky“ jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího a konzultantky 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 datum odevzdání _____

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Pavle Vachové, Ph.D. za její vstřícný přístup a vedení při zpracování této diplomové práce. Bez její pomoci a energie, kterou do této oblasti vkládá, by tato práce vznikala jen velmi obtížně. V neposlední řadě také děkuji své rodině za nesmírnou trpělivost.

Porovnání depozice rizikových prvků v rostlinách v okolí přírodní rezervace Záplavy a přírodní památky Kařezské rybníky

Souhrn

Diplomová práce se zabývá porovnáním obsahu vybraných těžkých kovů v rostlinách v okolí silnice II. třídy, dálnice D6, železnice a cyklostezky v oblasti přírodní rezervace Záplavy. Spektrometrickou analytickou metodou se stanoví obsah jednotlivých zkoumaných prvků v analyzovaném roztoku. Vyhodnocení se provede pomocí statistického programu faktoriální ANOVA.

K analýze jsme použili třtinu křovištní (*Calamagrostis epigejos*). Třtina křovištní je vytrvalá tráva, která roste na suchých, slunných místech a vyhovují jí znečištěné prostory. Proto ji můžeme najít většinou okolo silnic, železnic, na skládkách anebo také na lesních pasekách, kde se jí velmi daří.

V oblasti přírodní rezervace Záplavy probíhal sběr třtiny křovištní u dálnice D6, silnice, železnice a cyklostezky od vesnice Tuchlovice až po vesnici Kamenné Žehrovice. Listy rostlin byly ihned vsunuty do předem zvážených láhví z polyethylenu (PE) se širokým hrdlem o velikosti 1 l. Další výzkum již probíhal v laboratoři a vyhodnocení ve statistickém programu faktoriální ANOVA.

Pomocí grafů jsme zjistili zatížení ovzduší jednotlivými sledovanými prvky. Porovnáním výsledků koncentrace prvků z lokality přírodní památky Kařezské rybníky s přírodní rezervací Záplavy jsme zjistili, že na obou lokalitách je přibližně stejné zastoupení jednotlivých prvků.

Klíčová slova: depozice, těžké kovy, doprava, *Calamagrostis epigejos*

Comparing of the deposition of high-risk elements in plants in the vicinity of the Zápłava nature reserve and the Kařezské rybníky natural monumen

Abstract

The diploma thesis pursues the comparison of the content of selected heavy metals in plants in vicinity of II. class roads streets, the D6 highway, railways and bicycle paths in the area of Zápłava nature reserve. The content of the individual investigated elements is determined by the spectrometric analysis in the analyzed solution. The evaluation is carried out using a statistical factorial program ANOVA.

For the analysis we used the bush reed (*Calamagrostis epigejos*). Bushy cane is a perennial grass that grows in dry, sunny places and is thriving in polluted areas. That is why we can usually find it around roads, railways, in landfills or in forests clearings, where it is abundant.

Collecting of bush reeds was carried out in the area of the Zápłava nature reserve by the D6 highway, road, railway and bicycle paths from the village of Tuchlovice to the village of Kamenné Žehrovice. Grass leaves were immediately inserted into pre-weighed wide-mouth polyethylene (PE) bottles of size 1 litre. Further research was already taking place in the laboratories and evaluation in the statistical program factorial ANOVA.

With the help of graphs, we determined the air pollution by individual monitored elements. By comparing the results of concentrations of elements from the locality of the natural monument Kařezské rybníky with the Zápłava nature reserve, we found out that there is approximately the same representation of evaluated elements in both locations.

Key words: deposition, heavy metals, transport, *Calamagrostis epigejos*

Obsah

1. Úvod	8
2. Cíl práce.....	9
3. Literární rešerše	10
3.1. Charakteristika těžkých kovů a jejich výskyt v ovzduší	10
3.1.1. Kadmium (Cd).....	11
3.1.2. Vanad (V)	14
3.1.3. Nikl (Ni).....	15
3.1.4. Chrom (Cr)	17
3.1.5. Kobalt (Ko)	18
3.1.6. Měď (Cu).....	19
3.1.7. Zinek (Zn)	20
3.1.8. Arzen (As)	21
3.1.9. Thalium (Th).....	22
3.1.10. Olovo (Pb).....	23
3.2. Doprava a její dopad na životní prostředí.....	25
3.3. Legislativa	26
4. Materiály a metody.....	28
4.1. Třtina křovištní (<i>Calamagrostis epigejos</i> (L.) ROTH)	28
4.2. Studijní lokalita	29
4.2.1. Přírodní památka Kařezské rybníky	29
4.2.2. Přírodní rezervace Záplavy	32
4.3. Sběr, příprava a chemické analýzy vzorků místo toho třtina.....	33
4.4. Statistické metody	35
5. Výsledky	36
5.1. Vanad	36
5.2. Chrom	37
5.3. Kobalt.....	39
5.4. Nikl	40
5.5. Měď.....	42
5.6. Zinek.....	43
5.7. Arsen	45
5.8. Kadmium.....	46
5.9. Titan	48
5.10. Olovo.....	49
11.1. Plán péče o přírodní památku Kařezské rybníky.....	68

11.2.	Přírodní památka Kařezské rybníky	75
11.3.	Přírodní rezervace Záplavy.....	79
11.4.	Zařízení Stanice technické kontroly v Mýtě	80
11.5.	Práce v laboratoři.....	81

1. Úvod

Tématem diplomové práce je porovnání zatížení těžkými kovy ve dvou přírodních oblastech, přírodní památky Kařezské rybníky a přírodní rezervace Záplavy. Obě tyto lokality jsou si svým charakterem hodně podobné a mají přibližně stejné zatížení škodlivými látkami, neboť v jejich okolí vede silnice, dálnice, železnice a jsou zde v blízkosti i průmyslové podniky.

Doprava ovlivňuje náš život ať již pozitivně anebo negativně. Výhodou je rychlost přepravy a pohodlí. Na druhou stránku ovšem musíme vzít v úvahu její negativní vliv na životní prostředí. Pohonné hmoty obsahují spaliny, které se při provozu dostávají do ovzduší. Také hluk z dopravy a opotřebení brzd a pneumatik má velmi výrazný vliv na produkci pevných částic, které zatěžují životní prostředí,

Riziko kontaminace složek životního prostředí potenciálně toxickými prvky je významným environmentálním problémem současnosti s negativním dopadem na zdraví populace (Hudáková a kol. 2016). Přitom k přirozeným zvýšeným obsahům potenciálně toxických prvků v životním prostředí výrazně přispívá ekonomická činnost člověka související zejména s hutním průmyslem, Těžbou a zpracováním rud, dopravou, spalováním fosilních paliv či aplikací průmyslových hnojiv (Marková a kol. 2015). Mezi nejznámější potenciálně toxické prvky patří olovo, zinek, měď, kadmium, arzen (Stoeppler 2003).

2. Cíl práce

Cílem této diplomové práce je sledování depozice těžkých kovů (olovo, kadmium, zinek, nikl, vanad, měď, chrom, kobalt, arsen a thalium) na listech třtiny křovištní ve vybraných lokalitách, konkrétně přírodní památka „Kařezské rybníky“ a přírodní rezervace Záplavy. Rizikové prvky se mohou atmosférickou depozicí na území dostat ze tří zdrojů: dálnice D6, silnice II. třídy a železnice. Práce vychází z předpokladu, že depozice prachových částic z dálnice D6 je vyšší než depozice ze silnice II. třídy a železnice. Tato diplomová práce navazuje na mou bakalářskou práci „Porovnání depozice těžkých kovů v blízkosti dálnice D5“.

3. Literární rešerše

3.1. Charakteristika těžkých kovů a jejich výskyt v ovzduší

Periodická soustava prvků obsahuje 118 prvků. V přirozeném prostředí se vyskytuje přes 90 prvků, cca 80 se řadí mezi kovy, z nichž je přibližně 30 označováno jako kovy toxické, případně těžké. Jako těžké kovy jsou ty kovy, jejichž specifická hmotnost je vyšší než 5 g.cm^{-3} (např. kadmium, rtuť, olovo). Toxické kovy jsou takové kovy, které při určitých koncentracích působí škodlivě na člověka a ostatní biotické složky ekosystémů (Kafka Z., Punčochářová J., 2002). Mezi ekologicky nejnebezpečnější těžké kovy a metaloidy patří chrom, nikl, měď, zinek, kadmium, olovo, rtuť a arsen (Hazrat A. a kol., 2019).

Těžké kovy jsou známé látky znečišťující životní prostředí kvůli své toxicitě, perzistenci v životním prostředí a bioakumulační povaze. Mezi jejich přirozené zdroje patří např. zvětrávání kovonosných hornin a sopečné erupce, antropogenní zdroje zahrnují těžbu a různé průmyslové a zemědělské činnosti. Těžba a průmyslové zpracování pro těžbu nerostných surovin a jejich následné aplikace pro průmyslový, zemědělský a ekonomický rozvoj vedly ke zvýšení mobilizace těchto prvků v prostředí a narušení jejich biogeochemických cyklů (Hazrat A. a kol., 2019).

Kontaminace vodních a suchozemských ekosystémů toxickými těžkými kovy je zcela zásadním problémem veřejného zdraví. Jako perzistentní znečišťující látky se těžké kovy hromadí v životním prostředí a následně kontaminují potravní řetězce. Trofický přenos těchto prvků ve vodních a suchozemských potravních řetězcích / sítích má rozsáhlé důsledky pro volně žijící zvířata a lidské zdraví. Je velmi důležité hodnotit a monitorovat koncentrace potenciálně toxických těžkých kovů a metaloidů v různých segmentech životního prostředí a v rezidentní biotě. Komplexní studie environmentální chemie a ekotoxikologie nebezpečných těžkých kovů a metaloidů ukazuje, že by měly být podniknuty razantní kroky k minimalizaci dopadu těchto prvků na lidské zdraví a životní prostředí (Hazrat A. a kol., 2019).

Do potravního řetězce se dostávají toxické kovy mnoha způsoby. Užívání průmyslových hnojiv fortifikovaných některými mikroelementy výrazně zvyšuje jejich obsah v půdě a potravinách (Bencko a kol., 1979). Vlivem emisí pronikají kovy do potravinového řetězce v oblastech kolem velkých průmyslových center a závodů, které zpracovávají kovové rudy a samotné kovy. V okolí železáren byl zjištěn zvýšený obsah olova, zinku, arzenu, antimonu, rtuti, chrómu, kadmia, mědi a hořčíku v půdě, trávě a některých druzích zeleniny (Pajed' a kol., 1982; Pavelka J., Šebesta J., 1979).

Mezi nejčastější kontaminanty životního prostředí patří rizikové prvky pocházející z antropogenní činnosti (znečištění zapříčiněné lidskými činnostmi). Pokud se dostanou do půdy, přetrvávají v ní tisíce let a je obtížné eliminovat jejich účinky na rostliny a na úrodnost půdy. Povolené limity obsahů rizikových prvků pro půdy jsou uvedeny v legislativních předpisech: vyhláška č. 13/1994 Sb. a vyhláška č. 382/2001 Sb. definují úroveň znečištění půd v ČR. Vyšší obsahy rizikových prvků v půdách mají negativní účinky na biologické a fyzikálně –

chemické procesy v půdách, dostávají se do potravinového řetězce a negativně působí na zdraví člověka (Marešová V.).

Kovy mají velmi rozmanité použití a hrají důležitou roli v lidské společnosti ovládané průmyslem. Některé kovy mají kriticky důležité fyziologické a biochemické funkce v biologických systémech a jejich nedostatek nebo nadbytek může vést k narušení metabolismu, a tedy k různým onemocněním. Některé kovy a metaloidy jsou nezbytné pro život. Mají důležité fyziologické a biochemické role v těle, protože mohou být součástí enzymů, které katalyzují biochemické reakce v těle (Hazrat A. a kol., 2019).

Kovy mohou vstupovat do těla přes dýchací ústrojí ve formě plynů, par nebo částic. Dále se vstřebávají kůží, dostávají se do trávicího ústrojí přes potraviny, mohou se vstřebávat placentou. V krvi jsou kovy vázány jak na krevní buňky, tak i na komponenty plazmy.

Z těla se dostávají toxické kovy vylučováním stolice, moči a potu, olupující se kůží nebo sekretem mazových žláz. U kojících žen se cizorodé látky vylučují mateřským mlékem, což může představovat velké nebezpečí pro kojence. U matek žijících v průmyslových oblastech může být koncentrace např. olova v mateřském mléce vyšší, než je koncentrace v kravském mléce nebo v sušené mléčné stravě (Noirfalise A., 1967).

3.1.1. Kadmium (Cd)

Ze všech neesenciálních těžkých kovů je to pravděpodobně kadmium kovem, které přitahuje největší pozornost v půdě a výživě rostlin kvůli své potenciální toxicitě pro člověka a své relativní pohyblivosti v systému půda-rostlina (Hasan et al., 2009).

Kadmium, je měkký, stříbrně bílý kov. Jeho koncentrace v městské půdě na většině míst světa nepřesahují 5mg/kg a ve vodním prostředí se pohybují v nízkých (nanomolekulárních) koncentracích (Ku, Andresen, 2016). V ovzduší se jeho páry rychle oxidují na oxid kademnatý. Výskyt v přírodě je spojený se zinkem, a to v poměru 1:100, či 1:1000. Kadmium patří mezi přechodné kovy 12 skupiny periodické soustavy prvků spolu se zinkem a rtutí. Hlavní oxidační stupeň je +II. V největším množství emituje kadmium ocelářský průmysl, spalování opadů, vulkanická činnost a výroba zinku. Toxicky působí na zdraví zvířat, člověka a kvalitu půdy (McLennan, Murray 1999; Bodiš, Rapant 1999; Varga, Benková).

Výskyt

Obsah kadmia v zemské kůře je velmi nízký a dosahuje 0,1 až 0,2 mg.kg⁻¹ (Smith 1999, Varga, Benková). Nízký obsah kadmia nacházíme ve vyvřelých a metamorfovaných horninách, v pískovcích a ve vápencích. Vyšší koncentraci lze zaznamenat v některých sedimentárních fosfátech. Kadmium má schopnost se rozpustit v kyselých vodách, a to ve formě (Cd (OH)₂)₆⁺² (Marteli et al. 2006, Varga, Benková).

Tento těžký kov je široce rozšířen v půdě, vodě i atmosféře. Do složek životního prostředí se dostává zvětráváním rud a při erozi zrudněných hornin, z hutní výroby barevných kovů (při získávání zinku, olova a mědi), přes atmosférický spád, průsaky z úložišť odpadů, stokem odpadních vod z průmyslových výroby, z aplikace čistírenských kalů, z výroby a aplikace průmyslových hnojiv, výroby cementu, spalování fosilních paliv a přírodních požárů (Mc Laughlin 1999; Varga, Benková).

Kadmium, které se nachází v půdě, pochází z přírodních i antropických zdrojů. U přírodních zdrojů jde hlavně o kadmium pocházející z mateřských hornin (půdotvorných substrátů) – 8,0 %. Z antropických zdrojů v půdě jsou: fosfatická hnojiva (41,3 %), hutnictví barevných kovů (6,3 %), hutnictví železa (16,7 %), spalování fosilních paliv (22,0 %), výroba cementu (2,5 %), výrobky z kadmia (zejména baterie) (2,5 %), spalování odpadů (1 %). Z přímých aplikací do půd jsou to zejména: fosfo-sádra, vedlejší produkty sádrovce, aplikace kalů, komposty (průmyslové), popely a jejich aplikace do půd. Obsah kadmia v přirozených nekontaminovaných půdách závisí zejména na zrnitosti (od obsahu koloidních složek) a kolísají od 0,22 do 0,51 mg.kg⁻¹ (Kabata-Pendias, Pendias 2001, Varga, Benková).

Antropologickým zdrojem kadmia v životním prostředí je průmysl, spalování pohonných hmot a olejů, pesticidy a kaly. V automobilovém průmyslu je kadmium používáno při výrobě plechů, protože chrání železo před korozi. Je také přidáváno jako stabilizátor plastů a sulfid kademnatý je součástí barevných pigmentů přidávaných do plastů a barviv. Pro svou schopnost zlepšovat mechanochemické vlastnosti dalších kovů je přidáváno zejména do slitin na bázi mědi. Důležité je jeho využití jako součásti elektrod v alkalických akumulátorech. (Bencko V., Cikrt M., Lener J., 1995).

Toxicita

Mezi kovy je kadmium uznáváno jako vysoce toxické pro živé organismy a lidi a má biologickou aktivitu v suchozemských a vodních organismech (Chellaiah, 2018). Vývoj v zemědělství a průmyslu vyvrcholil vyšší koncentrací kadmia v zemědělských půdách (Bojorquez et al., 2016). Usazování kadmia v rostlinách v půdě znečištěné kadmii představuje vážné problémy pro zdraví zvířat a lidí kvůli jeho vysoké mobilitě v kontaminovaných půdách (Chen et al., 2016).

Toxicita kadmia postihuje více orgánů lidského těla, ale hromadí se hlavně v ledvinách a způsobuje vážná poškození, včetně plicního emfyzému, renálního tubulárního poškození a ledvinových kamenů (Mahajan a Kaushal, 2018). Další orgán, který je postižen, jsou játra. Kadmium je prokázáný lidský karcinogen. Kadmium dobrovolně inhalují kuřáci, v jedné cigaretě je 0,1 – 0,2 µg (Hill, 2004).

Kadmium v minerálech nahrazuje vápník (Ca), protože má identický náboj a podobný iontový poloměr a chemické chování (Kubier et al., 2019). Proto se může snadno přenést do lidského těla a být uložen v různých orgánech na vysoké úrovni (Hajeb et al., 2014). Toxicita

kadmia způsobuje vážné poškození jater a kostí a může snížit vychytávání Ca v těle (Lata et al., 2019).

Kademnaté ionty jsou příčinou křehnutí kostí, které při dostatečné akumulaci kadmia v těle vedou až ke zborcení kostního skeletu (Kafka Z., Punčochářová J., 2002). Důkazem toho je např. známá japonská choroba Itai-itai neboli „bolí-bolí“, která způsobuje zlomeniny obratlů a lokální bolesti kostí (Bencko a kol., 2011). Nemoc Itai-itai byla zapříčiněna používáním odpadních kalů a vody ze závodů na výrobu pigmentů. Tyto kaly a vody se používaly ke hnojení a závlaze rýžových polí a sklizená rýže tedy obsahovala velké množství kadmia. Toto onemocnění je zapříčiněno kombinací expozice kadmia a poruchou metabolismu vápníku v těle. Objevovalo se hlavně u starších žen s nedostatkem vápníku a vitamínu D a způsobovalo osteomalacii a osteoporózu (Bencko a kol., 1984).

Při požití kadmium působí negativně na trávicí ústrojí. V minulosti byly zaznamenány případy otrav při používání nádobí obsahující tento prvek. Akutní toxicita vyvolává zvracení, průjem a křeče, vysoká dávka může způsobit selhání orgánů a smrt. U pracovníků v průmyslu dochází k vdechnutí prachu, par nebo dýmu obsahující oxid kademnatý, což způsobuje onemocnění dýchacího ústrojí, v případě chronické expozice edém plic (Bencko a kol., 2011).

Do organismu se kadmium dostává hlavně inhalační a alimentární cestou. Kromě toho může za určitých podmínek přecházet i transplacentárně z krve matky do krve plodu (Cibulka, 1991).

Kadmium v rostlinách

Kadmium se poměrně snadno váže jak v rostlinách v kořenové zóně, tak i v listech podle obsahu pohyblivých forem v prostředí. Do rostlin se dostává ve formě jednoduchého kationtu Cd^{2+} , nebo ve formě chelátových komplexů. Pohyb kadmia z půd do rostlin (ze živočichů a člověka) a do potravního řetězce závisí na celé řadě faktorů chemické, biologické a environmentální povahy (Alloway, 1990).

Vyšší rostliny mohou přijímat kadmium z půdy a vody svým kořenovým systémem v závislosti na jeho dostupnosti a koncentraci a malé množství lze přijímat přímo z buněk (Clemens, 2006; Ismael, 2019). Dostupnost kadmia a těžkých kovů pro rostliny může ovlivnit několik faktorů, např. pH půdy a její vlastnosti, rhizosféra a přítomnost organických kyselin (Benavides a kol., 2005; Ismael, 2019). V kyselém prostředí se kadmium nachází jako volné ionty Cd^{2+} ; nicméně při pH 6–7 většina kadmia existuje v jiných formách, jako je CdCl^- , CdHCO_3 a hydratovaný CdCO_3 , (Tudoreanu, Phillips, 2004; Ismael, 2019) s komplexy kadmia, jako je CdCl^{n-} dostupný pro rostliny (Ismael, 2019).

Akumulace kadmia v rostlinných výhoncích závisí na vstupu kadmia přes kořeny, sekvestraci v kořenových vakuolách, translokaci v xylému a floému a ředění kadmia v rostlinném výhonku během jeho růstu. Od prvního kroku, kdy se kadmium dostane ke kořenovým buňkám až do jeho konečného nahromadění v jedlých částech rostlin, se účastní

několik kovových transportérů, procesů a kanálů. Je těžké demonstrovat jeden krok jako klíčový faktor pro rozhodování o toleranci nebo akumulaci schopnosti rostlin ke kadmii, protože role specifického transportéru/procesu se liší mezi rostlinnými druhy, a dokonce i kultivary (Ismael, 2019).

3.1.2. Vanad (V)

Výskyt

Vanad a jeho sloučeniny je v současnosti, součástí životního prostředí, stejně jako množství ostatních chemických látek, a to i na místech, kde se primárně nevyskytují ani nevznikají. Vanad se v přírodě nevyskytuje jako volný prvek, pouze jako vázaný. V přírodě je vázán s mnoha různými minerály, např. patronit, vanadinit, karnotit (Crichton R., 2007; Polyak D. E., 2008), a je 22. nejrozšířenějším prvkem v zemské kůře se středním obsahem 150 g/t, podobným zinku a běžnějším než měď nebo nikl (Moskalyk a Alfantazi, 2003).

Vanad je přechodný kov, který tvoří asi 0,02–0,03 % zemské kůry (Yang et al., 2014). Vanad působí jako kov nebo nekov, tvoří kationtové i aniontové soli a v prostředí existuje v několika oxidačních stavech v rozmezí od -1 do +5. Dvojmocné (V(II)) a trojmocné (V(III)) formy jsou v atmosféře omezené, protože jsou náchylné k oxidaci. Kvadrivalentní (V(IV)) existuje především ve formě VO_2^{2+} , který je považován za biologicky neaktivní. Pětimocný (V(V)) existuje ve formě VO_3^- , který je toxicitější a snadno se kombinuje s jinými biologickými látkami. Tvoří tak komplexy, které jsou snadno absorbovány rostlinami (Mandiwana a Panichev, 2004).

Vanad je kov, který zatím nebyl příliš prozkoumán, ale kvůli antropogenní činnosti se dostává do všech složek životního prostředí (Kabata-Pendias, 2010). Koncentrace vanadu ve vodě je závislá na geografické poloze (Minden H., 1968). Do vody je vanad vyplavován z půdy a ve vodním prostředí je obsažen jako pentavalentní (Bengtsson S., Tyler G., 1976). Do ovzduší se dostává zejména jako emise při jeho metalurgickém zpracování, dále při spalování uhlí, nafty. Další přirozené zdroje vanadu, např. sopečné emise, jsou z hlediska jeho výskytu v ovzduší zanedbatelné (Anderson D., 1973).

Nadměrné množství vanadu se může uvolňovat do životního prostředí prostřednictvím různých antropogenních činností, např. činností železářského a ocelářského průmyslu (Zhang et al., 2011), opětovného použití strusky vytvořené v těchto průmyslových odvětvích jako úpravy půdy (Xiuhua et al, 2017), dále spalováním uhlí v tepelných elektrárnách, které se používá jako katalyzátor při výrobě kyseliny sírové, a extrakci kyseliny fosforečné z fosfátových rud obsahujících V (Imtiaz et al., 2015).

Toxicita

Expozice sloučenin vanadu v ovzduší vyvolává vedle konjunktivitidy i poškození dýchacího ústrojí, které se projevuje kýčáním, rýmou, suchým nepřetržitým kašlem, bolestmi na prsou (Sjoberg S. G., 1950).

Typickým příznakem vyšší expozice vanadu je zelené zbarvení povrchu jazyka, způsobené depozicí solí vanadu (Lewis C. E., 1959).

Do lidského těla se vanad dostává vzdušnou expozicí, konzumací kontaminované vody a potravním řetězcem, způsobuje různé nemoci a poruchy včetně negativních účinků na játra a ledviny, poškození plic a respirační onemocnění a paralýzu (Zhang et al., 2014). Směrnice o kvalitě půdy a vody pro toxicitu vanadu byly tedy vyvinuty především proto, aby chránily zdroje životního prostředí před nebezpečným účinkem tohoto kovu. (Zhang et al., 2014).

Vanad v rostlinách

Vanad má své důležité biologické role v rostlinách. Nízké dávky vanadu mají přínos pro růst rostlin, včetně zvýšení obsahu aminokyselin, cukru a chlorofylu v rostlinách (Lin et al., 2009). Výskyt vysokých (tj. toxických) hladin vanadu v půdách však poškozuje rostliny prostřednictvím chlorózy a zastavením růstu (Hou et al., 2019).

Vanad se hromadí hlavně v kořenech rostlin s velmi omezenou translokací do výhonků, uvádí se však také, že některé rostliny, např. zelené fazole, akumulují vysoké hladiny vanadu v nadzemních tkáních. V rostlinách mají nízké hladiny vanadu příznivé účinky na jejich růst a vývoj. Na druhou stranu nadbytek vanadu vyvolává řadu škodlivých účinků, včetně snížení klíčení semen, inhibice růstu kořenů a výhonků, potlačení fotosyntézy, narušení příjmu živin, vyvolání nadměrné tvorby reaktivní formy kyslíku a vede k peroxidaci lipidů (Chen et al., 2021).

3.1.3. Nikl (Ni)

Nikl je tvrdý, tažný, stříbřitě bílý přechodový kov; je to 28. prvek v periodické tabulce. Může existovat v několika oxidačních stavech (od -1 do +4); přesto je oxidační stav +2 (Ni^{2+}) nejrozšířenější v životním prostředí a biologických systémech (Muñoz, Costa, 2012).

Výskyt

Nikl je přechodný prvek široce distribuovaný v životním prostředí, vzduchu, vodě a půdě. Může pocházet z přírodních zdrojů a antropogenní činnosti. Ačkoli je nikl v životním prostředí všudypřítomný, jeho funkční role jako stopového prvku pro zvířata a lidi nebyla dosud rozpoznána. Znečištění životního prostředí niklem může být způsobeno průmyslem,

používáním kapalných a pevných paliv a také komunálním a průmyslovým odpadem (Genchi a kol., 2020).

Nikl patří mezi feromagnetické prvky a přirozeně se vyskytuje v zemské kůře obvykle v kombinaci s kyslíkem a sírou jako oxidy a sulfidy. V kombinaci s jinými prvky může být nikl přítomen v půdě, meteoritech a emitovaný ze sopek. V moři je asi osm miliard tun niklu. Díky svým unikátním fyzikálním a chemickým vlastnostem se nikl používá při výrobě slitin, galvanické pokovování, při výrobě nikl-kadmiových baterií a jako katalyzátor v chemickém a potravinářském průmyslu. Velké rozšíření produktů obsahujících tento kov nevyhnutelně vede ke znečištění životního prostředí niklem a jeho vedlejšími produkty ve všech fázích výroby, recyklace a likvidace (Song a kol., 2017).

Mezi přírodní zdroje atmosférického niklu patří prach navátý větrem, pocházející ze zvětrávání hornin a půdy, lesních požárů a sopečných aktivit. Přítomnost niklu ve vzduchu také pochází ze spalování uhlí, motorové nafty a topného oleje a ze spalování odpadu a odpadních vod (Burg, 1997). Mezi další ekologické zdroje niklu patří kuchyňské náčiní z nerezové oceli, levné šperky a kouření tabáku (Cempel a kol., 2006). Dalším zdrojem expozice niklu v lidské populaci je vystavení ve stravě; ve skutečnosti některá zelenina (špenát, chřest, mrkev, brokolice a zelené fazolky, rajče), kakao, čokoláda a ořechy obsahují vysoké množství tohoto toxického kovu (Carocci a kol., 2016; Lavinia, 2018). Nikl je také nedobrovolně přidáván do stravy prostřednictvím zpracování potravin pomocí zařízení z nerezové oceli nebo prostřednictvím kontaktu z ruky do úst (Vasiluk a kol., 2019).

Toxicita

Kontakt s niklem může způsobit řadu vedlejších účinků na lidské zdraví, jako jsou alergie, kardiovaskulární a ledvinové choroby, plicní fibróza, rakovina plic a nosu. Ačkoli molekulární mechanismy toxicity vyvolané niklem nejsou dosud jasné, předpokládá se, že mitochondriální dysfunkce a oxidační stres mají primární a zásadní roli v toxicitě tohoto kovu (Genchi a kol., 2020).

Nikl v rostlinách

Nikl je nezbytný pro správný růst a vývoj rostlin a hraje zásadní roli v celé řadě morfologických a fyziologických funkcí, jako je klíčení semen a produktivita. Ve vysokých hladinách však nikl mění metabolické aktivity rostlin a inhibuje enzymatickou aktivitu, fotosyntetický transport elektronů a biosyntézu chlorofylu (Sreekanth a kol., 2013).

3.1.4. Chrom (Cr)

Výskyt

Chrom v přírodě není příliš rozšířen, vyskytuje se jako složka minerálů chromitu a krokoitu. Vzhledem ke svým vlastnostem má chrom široké průmyslové využití. A to zejména v kožedělném průmyslu a při povrchové úpravě kovů. Chromové pigmenty jsou také využívány v barvířství, tiskařství, fotografickém průmyslu a impregnaci dřeva (Bencko a kol., 1995).

Šestimocný chrom je klasifikován jako jeden z nejvýznamnějších kontaminantů životního prostředí, zejména atmosféry, ale i ostatních abiotických složek, jako je pedosféra a hydrosféra (Kafka Z., Punčochářová J., 2002).

Toxicita

Sloučeniny šestimocného chromu jsou významné karcinogeny (vedou k rakovině plic), některé mají i mutagenní účinky, poškozují játra a ledviny a způsobují vnitřní krvácení. Mohou být rovněž příčinou alergických reakcí, projevujících se vesměs jako závažné dermatitidy (Kafka Z., Punčochářová J., 2002).

Pedosféra

Pro většinu rostlin je šestimocný chrom značně toxický, při vysokém obsahu chromu v půdě klesá její úrodnost. Toxicita k rostlinám je ale pozitivní v tom smyslu, že se chrom obvykle neakumuluje v potravních řetězcích. Některé rostliny (včetně průmyslových, např. obilí) mohou přijmout určitou koncentraci chromu z půdy, ale většinou ji zadrží ve svém kořenovém systému, a chrom tak nepřechází do dalších pletiv tvořících nadzemní části. Podle některých autorů rostliny vstřebávají chrom pouze v chelatované formě, a nikoliv anorganické sloučeniny chromu rozpuštěné v půdním prostředí. Z potravin obsahují zvýšené množství chromu např. některé druhy koření, nerafinovaný cukr a maso. Malá množství chromu byla zjištěna v rybách, ovoci a rostlinných olejích (Kafka Z., Punčochářová J., 2002).

Hydrosféra

Na rozdíl od chromitého kationtu, šestimocný kation Cr^{6+} je v životním prostředí velmi mobilní, a to zvláště v půdních vodách. Příznivou okolností je jeho možná detoxikace na Cr^{3+} některými organickými látkami, které mají redukční účinky. Malá množství chromu byla zjištěna v rybách, ovoci a rostlinných olejích (Kafka Z., Punčochářová J., 2002).

3.1.5. Kobalt (Ko)

Kobalt je stříbrolesklý, namodralý, feromagnetický, velmi tvrdý. Je za normální teploty stálý. Se zředěnými kyselinami reaguje neochotně za vzniku kobaltnatých solí (Bartošíková H., 2009).

Kobalt je tvrdý, namodrale bílý kov, který je feromagnetický. Ion Co^{2+} je jediným běžným kationem s konfigurací d^7 . Tvoří řadu různých komplexů náležejících k různým stereochemickým typům, z nichž nejběžnější jsou typy oktaedrické a tetraedrické (Wilkinson G., Cotton F. A., 1973).

Výskyt

Kobalt je cenný kov nacházející se v zemské kůře, který je široce používán v široké škále průmyslových a vojenských aplikací (Tkaczyk a kol., 2018). V posledních letech se díky rozmanitosti jeho průmyslového využití výrazně zvýšila poptávka po kobaltu a v důsledku toho vzrostla celosvětová produkce kobaltu. V důsledku toho se zvyšující se úrovní produkce také zvyšují dopady na životní prostředí. Kobalt je důležitý zdroj gama záření, který se používá jako radioterapeutické činidlo pro léčbu rakoviny (Baskar, Lee, Yeo, a Yeoh, 2012).

Toxikologie

Částice emitované při těžbě kobaltu tvoří radioaktivní emise, částice způsobující rakovinu a částice, které mohou způsobit problémy se zrakem, zvracení a nevolnost, srdeční problémy a poškození štítné žlázy (Baskar, Lee, Yeo, a Yeoh, 2012). Vysoká koncentrace kobaltu může způsobit astma nebo zápal plic vdechováním vysoké koncentrace kobaltu (Ruokonen a kol., 1996).

V malém množství je příznivý pro lidský organismus. Je také součástí jednoho z důležitých členů vitamínů skupiny B, vitamínu B12. Vitamín B12 je důležitý především pro správnou funkci krvetvorby, podílí se na syntéze DNA a ATP a je nezbytný pro správnou funkci nervového systému. Hlavním zdrojem tohoto vitamínu v potravě jsou živočišné produkty: vejce, mléko, sýry, maso a vnitřnosti (Bartošíková H., 2009).

Kobalt v rostlinách

Rostliny rostoucí na kontaminovaných půdách hromadí velmi malé částice kobaltu, a to zejména v částech rostliny, které jíme, jako jsou semena a plody. Půdy v blízkosti těžby a tavících zařízení mohou obsahovat vysoké množství kobaltu, takže konzumace rostlin rostoucích v těchto oblastech mohou pro člověka zdravotní následky (ARNIKA, 2014).

3.1.6. Měď (Cu)

Měď je základní živinou pro lidské enzymy a účastní se řady životně důležitých biologických procesů. Normálně vázaná na proteiny se může uvolňovat a uvolňovat měď, aby katalyzovala tvorbu vysoce reaktivních hydroxylových radikálů prostřednictvím redoxní chemie zahrnující oba oxidační stavy mědi. Mezi potraviny bohaté na měď patří ústřice, játra, ořechy, luštěniny, celozrnné výrobky a sušené ovoce. Pitná voda má průměrnou koncentraci 4–10 µg Cu/l, přičemž většina mědi je vázána na organickou hmotu (Gray a kol., 2017).

Výskyt

Měď se nachází v zemské kůře v poměru asi 50 ppm (Emsley, 2003). V životním prostředí je zastoupena převážně ve formě svých rud, ale v některých případech i v ryzí formě a podobně jako zinek patří k esenciálním prvkům (Kafka Z., Punčochářová J., 2002). Dále se měď v přírodě vyskytuje v různých minerálech, včetně nativní mědi, sulfidů mědi, jako je chalkopyrit, bornit, digenit, covellit a chalkocit, sulfosali mědi, jako je tetrahedit-tennantit, a enargitu, uhličitany mědi, jako je azurit a malachit a jako oxidy mědi, jako je kuprit a tenorit (Gray a kol., 2017).

Z rud se měď získává tavením (hlavně s irné rudy), na mokré cestě loužením s následným vysrážením (cementování) nebo elektrolýzou (Piscator M., 1977).

Toxicita

Měď je stopový prvek, který se nachází ve vysokých koncentracích v mozku, játrech a ledvinách. Kvůli své velikosti však kosti a svaly obsahují více než polovinu mědi v těle (Collins, Klevay, 2011).

Mnoho případů toxicity mědi je často důsledkem náhodné konzumace nebo instalace kontaminovaných vodních zdrojů, topických krémů obsahujících měděnou sůl pro ošetření popálenin, kyselých potravin vařených v nepotaženém měděném nádobí nebo při pokusech o sebevraždu (smrtelná dávka požití mědi je 10 až 20 g). Síran měďnatý je v mnoha zemích snadno dostupná chemická látka a prodává se i přes pult. Běžně se používá v zemědělství jako pesticid v kožedělném průmyslu a při výrobě domácího lepidla. Spalování síranu měďnatého v domy a obchody (jako talisman pro štěstí a pro některé náboženské aktivity) je běžnou praxí mezi buddhisty a hinduisty. Jasně modrá barva hydratované formy krystalů síranu měďnatého je lákavá pro děti a je častým důvodem neúmyslné otravy (Gamakaranage a kol., 2011).

Známky zjevné akutní toxicity mědi závisí do jisté míry na způsobu přetížení mědi, přičemž požití se nejčastěji projevuje gastrointestinálními vedlejšími účinky, jako je bolest břicha, hematemeza, melena, žloutenka, anorexie, silná žízeň, průjem a zvracení spojené s erozivní gastropatií (Gamakaranage a kol., 2011).

Měď se koncentruje v minerální frakci půdy, bohatší jsou půdy obsahující oxidy manganu nebo příměsi bohaté na organické látky. Obsah mědi v půdě je velice variabilní. Největší rozptyl hodnot je u hnědé půdy na křídovém pískovci, terasách a svahovinách a u glejové půdy na nevápnitých nivních uloženinách. Vyrovnanější soubor hodnot se zjišťuje u černozemě ilimerizované na spraších, u hnědé půdy v ortorulách a drobných souvrstvích a u lužní půdy na vápnitých nivních uloženinách (Neuberg J. et al., 1978).

Měď v rostlinách

Měď (Cu) je jednou z osmi základních rostlinných mikroživin a je potřebná pro mnoho enzymatických aktivit v rostlinách a pro produkci chlorofylu a semen. Nedostatek mědi může vést ke zvýšené náchylnosti k chorobám (Kaiser, Rosen, 2018).

Měď je základní redoxně aktivní přechodný kov, který se účastní mnoha fyziologických procesů v rostlinách. Za fyziologických podmínek existuje měď jako Cu^{2+} a Cu^+ . Měď působí jako strukturní prvek v regulačních proteinech a účastní se fotosyntetického transportu elektronů, mitochondriálního dýchání, reakcí na oxidativní stres, metabolismu buněčné stěny a hormonální signalizace (Marschner, 1995; Raven et al., 1999).

Nedostatek nebo nadbytek mědi může způsobit poruchy v růstu a vývoji rostlin nepříznivým ovlivněním důležitých fyziologických procesů v rostlinách. Typické příznaky nedostatku mědi se objevují nejprve na špičkách mladých listů a poté se rozšiřují směrem dolů podél okrajů listů. Listy mohou být také zkroucené nebo zdeformované a vykazují chlorózu nebo dokonce nekrózu (Marschner, 1995). Rostliny pěstované v přítomnosti vysokých hladin mědi normálně vykazují sníženou biomasu a chlorotické příznaky (Baszynski a kol., 1988; Quartacci a kol., 2000)

3.1.7. Zinek (Zn)

Zinek je základní mikroživinou ve všech biologických systémech, kde se nachází ve své oxidované formě jako dvojmocný kationt (Zn^{2+}) (Andreini et al., 2006). Je všudy přítomný, nezbytný pro život a v nadbytku toxický. Pokud je k dispozici dostatečné množství zinku a přísun ostatních živin je úměrný, je zachována i přiměřená homeostáza. Nejbohatším zdrojem zinku v potravě jsou ústřice a podobné mořské plody. Nejbohatším běžným potravinovým zdrojem biologicky dostupného zinku je červené maso (Wolf a kol., 2022).

Výskyt

Zinek je přirozeným prvkem, jeho zastoupení v přírodě zaujímá 24. místo. Je rozšířen ve všech abiotických médiích životního prostředí – atmosféře, půdě a vodě (Kafka Z., Punčochářová J., 2002). Do vodních toků se zinek může dostávat vypouštěním zinku a dalších kovů z továren, s odpadními vodami z domácností, při dešti je splachován z půdy, pokud

ta tento prvek obsahuje. Uvádí se, že zinek je čtvrtým průmyslově nejvíce vyráběným kovem (Bencko a kol., 1995; Bárta, 2012).

Do životního prostředí se většinou dostává jako výsledek důlní činnosti, čištění (rafinace) zinku a olova či kadmia, dále v důsledku výroby oceli, spalování uhlí a odpadů. Tyto úniky mohou zvyšovat koncentrace zinku v ovzduší (Bencko a kol., 1995; Bárta, 2012).

Toxicita

Riziko toxicity zinku se zvyšuje nadměrnou konzumací biologicky dostupného zinku nebo vystavením chemikáliím obsahujícím zinek jako v průmyslu. Nadměrný příjem zinku, například ve volně prodejných doplňcích stravy, zhoršuje vstřebávání mědi a funkce závislé na mědi. Mezi další příčiny otravy zinkem patří dentální produkty bohaté na zinek, patologická konzumace (pica) kovových částic obsahujících zinek, jako jsou mince, a konzumace potravin nebo nápojů kontaminovaných zinkem. Riziko toxicity je však nepravděpodobné, pokud nejsou překročeny doporučené dietní pokyny. Toxicita zinku spojená s průmyslem zahrnuje horečku kovových výparů podobnou chřipce z vdechování výparů oxidu zinečnatého. Výpary se mohou vyskytovat v průmyslu a při používání dýmovnic pro kontrolu davu. Ke snížení rizik pro pracovníky existují příslušné předpisy a preventivní opatření (Wolf a kol., 2022).

Zinek v rostlinách

Zinek je důležitou součástí různých enzymů, které jsou zodpovědné za řízení mnoha metabolických reakcí ve všech plodinách. Růst a vývoj by se zastavily, kdyby v rostlinné tkáni nebyly přítomny specifické enzymy. U rostlin s nedostatkem zinku je výrazně snížena tvorba sacharidů, bílkovin a chlorofylu. Proto je pro optimální růst a maximální výnos nutný stálý a nepřetržitý přísun zinku (Sutradhar, Kaiser, Rosen, 2016).

3.1.8. Arzen (As)

Výskyt

Arsen patří mezi přirozeně se vyskytující prvky. Je jedním z nejrozšířenějších prvků v zemské kůře a nachází se v celém našem životním prostředí. Arsen se může vázat na velmi malé částice ve vzduchu, zůstat ve vzduchu po mnoho dní a cestovat na velké vzdálenosti. Arsen

se primárně používá jako insekticid a herbicid nebo konzervační prostředek na dřevo kvůli jeho germicidní síle a odolnosti vůči hnilobě a rozkladu. Arsen je také používán v lékařství, elektronice a průmyslové výrobě (Nriagu, Azcue, 1990).

Toxicita

Arsen a jeho sloučeniny jsou v životním prostředí mobilní a nelze je zničit. Mnoho běžných sloučenin arsenu se může rozpouštět ve vodě, takže arsen může kontaminovat jezera, řeky nebo podzemní vody rozpuštěním v dešti, sněhu nebo prostřednictvím vyřazených průmyslových odpadů. Proto je kontaminace podzemních vod arsenem vážnou hrozbou pro veřejné zdraví na celém světě. V různých zemích zkoumán účinek chronické expozice arsenu z požitých potravin a vody kontaminované arsenem nebo vdechovaného kontaminovaného vzduchu a bylo zjištěno, že je spojen se škodlivými účinky na zdraví, jako je hyperpigmentace, keratóza, různé typy rakoviny a cévní onemocnění (Argos a kol., 2010; Gibb a kol., 2011).

Viditelnými příznaky toxicity arsenu jsou černohnědé nekrotické skvrny na listech, žloutnutí nebo hnědnutí kořenů, snížené odnožování u obilovin a také vadnutí mladých listů na rostlině (Armienta a kol., 2008).

Arsen v rostlinách

Arsen je považován za neesenciální pro rostliny a jiné organismy. Uvnitř rostlin může arsen ovlivnit růst a produktivitu v důsledku nepřeborného množství morfologických, fyziologických, biochemických a molekulárních změn (Chandrakar a kol., 2016; Anjum a kol., 2017).

Hlavní faktory, kterými je arsen transportován do rostlin, závisí především na okolí prostředí, složení půdní složky a změnách v půdě, které jsou vyvolané rhizosférou (tenká vrstva půdy, která přiléhá ke kořenům rostlin) (Meharg, 2002).

Pokud hodnota Arsenu v rostlinných pletivech stoupá, je to ovlivněno především zvýšením obsahu arsenu v půdě. Ten má podobné chemické vlastnosti jako fosfor, proto je také schopen v určitých biochemických reakcích fosfor nahradit, nebo také snížit aktivitu enzymů, kdy poté dochází k omezení nebo zastavení enzymatických reakcí. Nejvíce se arsen ukládá v kořenech méně poté v nadzemních částech rostlin (Đurta, Khun, 2002).

3.1.9. Thalium (Th)

Výskyt

Thalium je nízkotající kov s velmi nízkým elektrickým měrným odporem. Má typickou kovovou strukturu, nejčastěji hexagonální nejtěsnější uspořádání (Greenwood a kol., 1993). Je obsaženo v zemské kůře, avšak jeho výskyt v přírodním prostředí se omezuje ve většině případů na poměrně nízké koncentrace.

Toxicita

Tento prvek je silně jedovatý, stejně tak i jeho sloučeniny jsou. Thallium najdeme mezi dalšími jedovatými kovy – rtutí a olovem. Svým chováním a vlastnostmi se velmi podobá sousednímu olovu. Je velmi pravděpodobné, že tyto skutečnosti spolu souvisejí s malým počtem elektronů, jež jsou k dispozici pro kovovou vazbu (Greenwood a kol., 1993).

Thallium i všechny jeho sloučeniny jsou prudce toxické. Velmi nebezpečnou sloučeninou thallia je síran thalný Tl_2SO_4 , který i v malých dávkách způsobuje závažná poškození plodu (*teratogenní účinky*), smrtelná dávka pro dospělého člověka činí 1 g. Pro svou značnou toxicitu byly sloučeniny thallia používány jako součást přípravků k hubení mravenců, hlodavců – rodenticidy (Husted R. a kol., 2011).

Pedosféra

Průměrné obsahy Thallia v půdách se pohybují v rozmezí od 0,5 – 2 ppm (Xiao a kol., 2004).

Ovzduší

Kontaminace životního prostředí thaliem je především výrobou kovů, spalováním fosilních paliv. Mezi hlavní emisní zdroje znečištění mohou patřit spalovací zdroje (elektrárny, teplárny a malé zdroje – např. domácnosti), technologické zdroje (spojené s výrobou železa a oceli, cementárny a vápenky (Sasmaz a kol., 2007).

Thallium se používá při léčbě kožních onemocnění a jiných kožních infekcí; jeho použití však bylo omezeno kvůli úzkému rozpětí mezi toxicitou a terapeutickým přínosem (Husted R. a kol., 2011).

3.1.10. Olovo (Pb)

Výskyt

Olovo je nejrozšířenější z těžkých kovů. Vyskytuje se v půdě, vodách i v atmosférických komponentách biosféry. V zemské kůře je výskyt olova průměrně zhruba 12,5 mg/kg a bezolovnatý benzín má limit 5 mg/l. Předpokládá se, že v oblastech dosud nekontaminovaných lidskou činností by neměla koncentrace olova v ovzduší přesahovat $1 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$. Některá měření provedená v Grónsku a na Nové Zemi tento předpoklad potvrdila (Bencko a kol., 1995).

Jeho anorganické soli jsou většinou špatně rozpustné. Je obsažen v minerálech, v galenitu (sulfid olovnatý), cerusitu (uhličitan olovnatý), anglesitu (síran olovnatý) (Bencko a kol., 2011). Vyskytuje se v oxidačních stavech Pb^0 , Pb^{2+} a Pb^{4+} . Získává se z rudy galenitu, který mnohdy obsahuje i zinek a v menší míře i měď a železo. Při výrobě olova z rud se musí

zkonzentrovat (Bencko a kol., 1984). Využívá se pro výrobu baterií, slitin, kabelů a barviv. Olovo z průmyslu kontaminuje životní prostředí. Velkým problémem byl přídavek tetraethylolova do benzínu (Bencko a kol., 2011).

Největší zpracovatel olova je v současné době průmysl, který vyrábí elektrické akumulátory. Přes svoji vysokou hmotnost a obsah vysoce žíravé kyseliny sírové jsou technické parametry olověných akumulátorů natolik vhodné, že ve vybavení automobilů mají stále většinové zastoupení. Jejich hlavní výhodou je odolnost vůči otřesům a vysokému proudovému zatížení, proto jsou vhodné pro vozidla jako startovací i trakční zdroje. Pro tyto účely je využívána přibližně polovina světové produkce olova, jejich recyklace je také jedním z nejvýznamnějších zdrojů tohoto kovu.

Ze slitin olova a cínu se vyrábí pájky. Jsou používány pro pájení jednoduchých elektrických obvodů nebo instalátorské práce. Bod tání těchto pájek je dán poměrem obou kovů, pohybuje se v rozmezí 250–400 °C.

Těžké kovy jako olovo jsou schopné v atmosféře putovat na velké vzdálenosti, kontaminují půdu i tisíce kilometrů daleko od zdroje znečištění olovem. Ve vodních nádržích a řekách dochází ke kumulaci olova v sedimentech a tvorbě methylderivatů. Díky drastickému omezení obsahu olova v autobenzínech se v Evropě významně podařilo zmenšit rozsah oblastí kriticky zatížených olovem. Zatímco v roce 1990 bylo ohroženo přes 70 % sledovaných ekosystémů, v roce 2000 to bylo již jen 8 % (Šuta M., 2008).

Toxicita

Do současné doby nebyl zjištěn žádný esenciální význam olova. V lidském organismu se chová jako antagonist a vápníku. Přibližně 90 % olova přijatého organismem se kumuluje v kostech, kde ovlivňuje negativně krevetvorbu (ruší syntézu hemoglobinu), a je proto příčinou anemických stavů. Dále působí toxicky na nervový systém. Poškozuje ledviny, játra a reprodukční systém. Především u dětí zasahuje nervový systém a způsobuje mentální retardaci. Olovnaté ionty jsou karcinogenní a mohou procházet přes placentu, proto je olovo velmi nebezpečné pro těhotné ženy. Nejrizikovější vstup do organismu je požitím, kdy je asi 60 % zadrženo, u inhalace asi 30 % (Kafka Z., Punčochářová J., 2002).

Akutní otrava působí negativně na trávicí ústrojí a projevuje se zvracením, apatií, hyperaktivitou až zástavou dýchání. Chronická otrava se projevuje postupem času a to malátností, únavou, nespavostí a zácpou. Častým projevem je také šedý lem na dásni. Při profesionální expozici dochází k poklesu krevního barviva hemoglobinu (Bencko a kol., 2011).

Olovo je jeden z prvků, který má snadnou vstřebatelnost. Způsobuje zhoubné nádory a neuropsychické onemocnění (Cibulka J., 1991). I přes uvedené toxické účinky je olovo ze všech těžkých kovů nejméně toxické vůči dafniím, což jsou drobní korýši, na kterých se zkoumá míra toxicity (Kafka Z., Punčochářová J., 2002).

Pedosféra

Nejvyšší koncentrace se nacházejí ve svrchních vrstvách půdy. Pocházejí z antropogenní činnosti, a to především z imisí z hutí zpracovávající olověnou rudu. Dalším zdrojem jsou čistírenské kaly, superfosfáty nebo průmyslové komposty. Nejčastější formou olova v půdě jsou uhličitany a siřičitany. Olovo má vysokou afinitu ke tvorbě nerozpustných komplexů, takže není častý jeho transport a vyluhování. Olovo je rostlinami přijímáno především depozicí přes listy, daleko méně přes půdu (Cibulka, 1991).

Hydrosféra

V oblastech s tvrdou pitnou vodou se vyskytuje méně olova než u měkké, kde se snadno rozpouští (Bencko a kol., 2011). Otravu olovem mohou způsobit olovněné trubky na rozvod vody (Bencko a kol., 1984).

Ovzduší

Přírodní zdroje olova jsou různorodé, například silikátový prach, kouř z lesních požárů, aerosoly, mořské vody aj. Dříve bylo obrovským zdrojem znečištění používání olovnatého benzínu (Bencko a kol., 2011). Ten byl největším zdrojem emisí oxidů, chloridů a bromidů alkylolova. Bylo odhadnuto, že asi 1/3 populace, která žije ve městech, byla exponována nadprůměrnou koncentrací olova v ovzduší (Cibulka, 1991). Zákaz používání olovnatých benzínů je v platnosti od 1. 1. 2001 a je spojen s celoevropskou strategií pro snížení emisí motorových vozidel (Kaličanská, 2006).

3.2. Doprava a její dopad na životní prostředí

Automobilová a železniční doprava produkují do ovzduší značné množství nebezpečných emisí. Tyto emise mají negativní dopady na životní prostředí a v důsledku toho i na lidské zdraví. Doprava způsobuje znečištění ovzduší, je zdrojem hlukové zátěže a v důsledku produkce skleníkových plynů se podílí i na změně klimatu. Environmentální zátěže, jejichž zdrojem je doprava, závisí na třech hlavních faktorech: počtu a délce jízd, druhu použité dopravy – protože některé druhy dopravy jsou k životnímu prostředí šetrnější než jiné, a na technologii využívanou konkrétním dopravním prostředkem (Vicente, 2015). Doprava ale není jediným znečišťovatelem ovzduší. Dalšími jsou např.: průmysl, doly, hutě, zemědělství a jiné. Koncentrace těžkých kovů v životním prostředí – v ovzduší, vodě, půdě, potravinách – je vážný hygienický problém.

Nejvýznamnější škodliviny znečišťující ovzduší z dopravy je možné rozdělit na látky limitované, na které se vztahují emisní limity a látky nelimitované. Mezi limitované škodliviny jsou řazeny oxid uhelnatý (CO), oxidy dusíku (NO_x), těkavé organické látky (VOC) a pevné částice pro dieselová vozidla (PM). S výjimkou PM dochází sice u nových vozidel v důsledku

přísnějších limitů, daných normami EURO, k jejich poklesu, ale vzhledem ke zvyšujícímu se objemu dopravy, zejména nákladní, však dochází k celkovému nárůstu emisí (Adamec, 2008).

Míra znečišťování ovzduší dopravou závisí na skladbě přepravních výkonů osobní a nákladní dopravy, struktuře vozového parku dle pohonů a stáří a na využívání alternativních paliv a pohonů (CNG, elektromobilita) (Zpráva o ŽP, 2021).

Emisní EURO normy představují zakotvení maximálního množství emisí ze silničních vozidel v legislativě EU. Emisní normy musí plnit všechna nová vozidla, která jsou v době platnosti příslušné normy uváděna na trh. Jelikož dochází k postupnému zpřísnění emisních norem, jsou novější vozidla splňující vyšší emisní EURO normy čistší (mají nižší produkci emisí na kilometr), než vozidla starší. Obnova vozového parku je proto spojena s poklesem znečišťování ovzduší dopravou (Zpráva o ŽP, 2021).

Každé auto, které se účastní silničního provozu, musí projít tzv. technickou kontrolou (příloha č. 11.4 s obr. 23,24,25,26). Tu musí pravidelně absolvovat všechna silniční vozidla registrovaná v České republice a ta, která jsou opatřena registrační značkou. Jedinou výjimkou jsou vozidla kategorie R (CENIA, 2023).

V roce 2021 byly v celé Evropské unii zpřísněny emisní limity. Průměrná hodnota pro různé modely osobních automobilů je v současnosti maximálně 95 g CO₂/km. Emise výfukových plynů vozidla se obvykle měří při -7, +14 a +23 stupních Celsia. V dané testovací místnosti je navíc vlhkost v rozmezí od 10 % do 95 %. Při brzdění je využíván výkon obou os motoru, který je po 220 kW. Je důležité, aby se emise vozidel měřily během různých jízdních režimů. A to lze provést nejen během každodenní cesty, ale také v laboratorních podmínkách (CENIA, 2023).

Kovy nepodléhají chemické degradaci a hromadí se v povrchových vrstvách půdy. Půdní organismy i vodní mikroflóra dokonce způsobují, že část toxických kovů vstupuje do vazby s organickými látkami, čímž se v řadě případů znásobuje nebo významně mění jejich toxicita (Lee, 1972). Při zvyšování množství toxických kovů v půdě se v mnoha případech zvyšuje jejich obsah v potravinách rostlinného původu i v živočišných produktech, což může mít pro člověka závažné důsledky (Bencko a kol., 1995).

3.3. Legislativa

Problematika přítomnosti těžkých kovů v životním prostředí je široká a doposud ne zcela probádaná. Důležitý je konkrétní přístup ke každému nadměrnému znečištění. Problém kontaminace životního prostředí toxickými kovy je globální a je nutná mezinárodní spolupráce (Bencko a kol, 1984).

Environmentální mezinárodní smlouvy: Rámcová úmluva OSN o změně klimatu, Kjótský protokol, Protokoly k Úmluvě o dálkovém znečišťování ovzduší přecházejícím hranice

států, Montrealský protokol látkách, které poškozují ozonovou vrstvu, Rotterdamská úmluva o nebezpečných látkách, Basilejská úmluva o kontrole pohybu nebezpečných odpadů přes hranice států a jejich zneškodňování (ČHÚ).

Orgány a instituce zabývající se stavem životního prostředí v České republice jsou Ministerstvo životního prostředí, Agentura ochrany přírody a krajiny, Česká informační agentura životního prostředí (CENIA), Česká geologická služba, Česká inspekce životního prostředí a Český hydrometeorologický ústav (Polášková, 2011).

CENIA spravuje Integrovaný systém ohlašovacích povinností ISPOP, který zajišťuje plnění legislativně povinných hlášení z oblasti životního prostředí a současně poskytuje data pro průřezové environmentální informace.

V České republice je CENIA kontaktním místem Evropské agentury pro životní prostředí (EEA) a je zapojena do Evropské informační a pozorovací sítě pro životní prostředí Eionet. Současně je také národním kontaktním místem pro Infrastrukturu pro prostorové informace v Evropě INSPIRE a zastupujícím orgánem evropského programu ekoznačení – Ecolabel EU a programu Eco-Management and Audit Scheme (EMAS).

Základem pro legislativu v ochraně ovzduší jsou zákony 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší. A 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví. S těmito zákony souvisí směrnice Evropského společenství, které jsou zaměřeny na kvalitu venkovního ovzduší. Dále nařízení vlády č. 350–354/2002 Sb. a vyhlášky Ministerstva životního prostředí č. 355-358/2002 Sb. Dalším důležitým zákonem je zákon č. 76/2002 Sb., o integrované prevenci a omezování znečištění, o integrovaném registru znečišťování a o změně některých zákonů (Kaličinská, 2006).

Stav znečištění ovzduší je na území České republiky nerovnoměrný. Znečištění je vysoké především v místech s průmyslovou výrobou nebo zpracováním a na území velkých měst. Množství polétavého prachu a celkového spadu v městských aglomeracích je pozorována hygienickými stanicemi (Cibulka J., 1991).

4. Materiály a metody

4.1. Třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos* (L.) ROTH)

Calamagrostis epigejos (L.) (obr.č.1) je vysoká oddenková vytrvalá tráva, která roste v široké škále přírodních, polopřirozených a uměle vytvořených biotopů (např. pobřežní písečné duny, říční nivy, slatiny, suché trávníky, lesy, holiny lesy, městské a průmyslové pustiny). V Euroasii, kde je hojně rozšířena, je *Calamagrostis epigejos* (L.) původním druhem. Ve střední Evropě (Německo, Polsko, Maďarsko, Česká republika, Slovensko) se tento druh vyskytuje poměrně často. Původní druhy rostou téměř výhradně na synatropních stanovištích. Za původní stanoviště tohoto druhu se považují písečné mořské duny, případně písečné náplavy řek (Rebele, Lehmann, 2001).

Morfologie

Stonky *Calamagrostis epigejos* jsou 60–220 cm dlouhé, vzpřímené. Listy jsou 4–20 mm široké a až 105 cm dlouhé, ploché nebo stočené (Rebele, 1996b; Rebele, Lehmann, 2001) s drsným okrajem. Pochvy listů drsné, dolní chlupaté, jazýček špičatý, dřípený. Klásky mají stříbřitě šedou až hnědofialovou barvu, jsou 4–10 mm dlouhé, s jednou růžičkou na klásku. Pluchy 4,2 – 7,5 mm, nestejně nebo čím nižší, tím delší, úzce kopřivovité, na kýlech drsné (Rebele, Lehmann, 2001).

Kořenový systém zasahuje do hloubky přes 1 m, ale většina kořínků se nachází ve vrstvě do 20 cm pod zemí (Dolečková, 1989; Rebele, Lehmann, 2001). Podstatný objem podzemní biomasy představují četné plazivé výběžky, které jsou oproti kořenům několikanásobně silnější a nacházejí se pod povrchem půdy v hloubce 2–3 cm, mohou však dorůst do hloubky cca 15 cm (Šindelářová, 1959).



Obrázek č.1 *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth – třtina křovištní

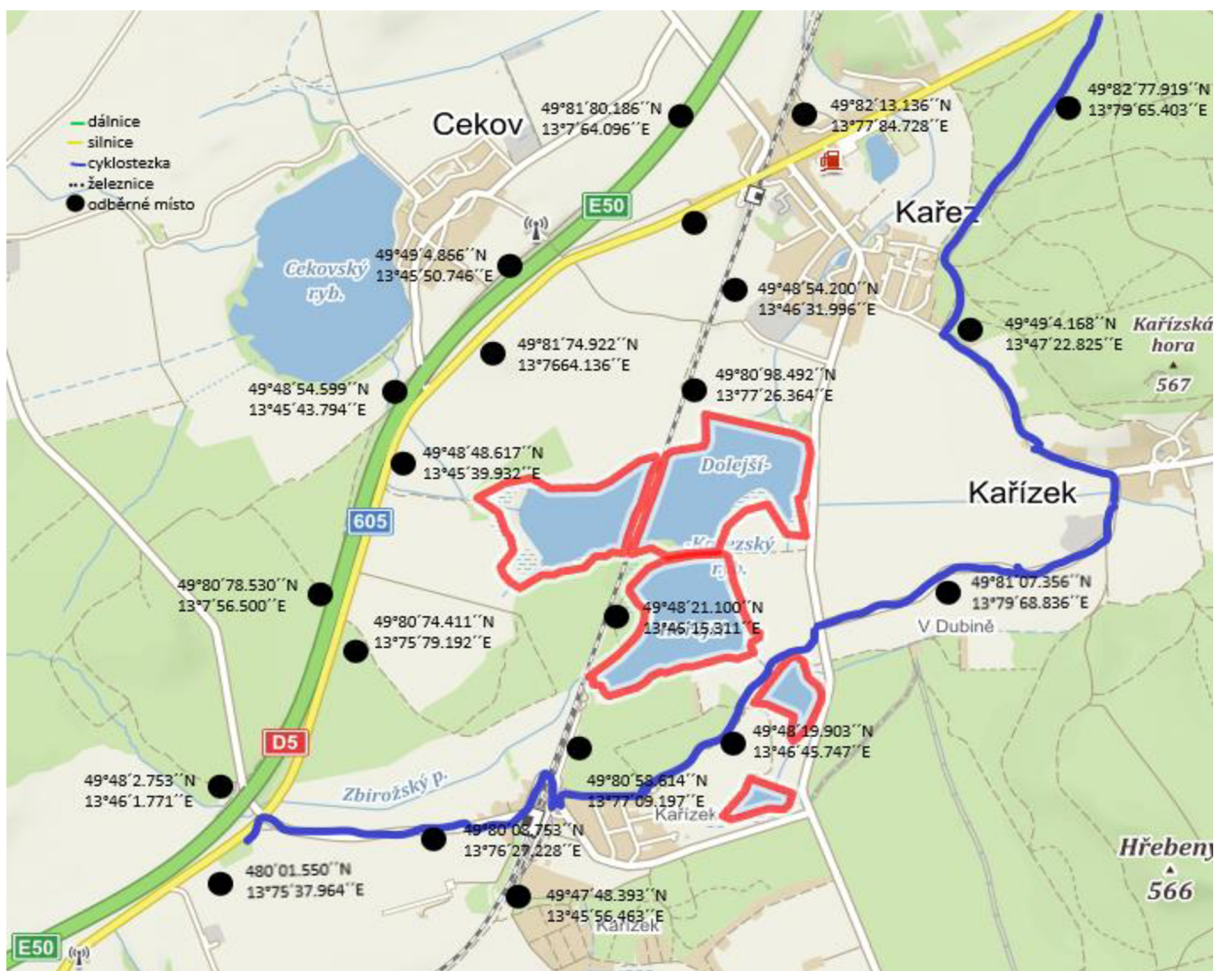
4.2. Studijní lokalita

4.2.1. Přírodní památka Kařezské rybníky

Sledovaná oblast dálnice, silnice, železnice, plánovaná cyklostezka a přírodní památka Kařezské rybníky se nachází v západních Čechách v Plzeňském kraji (obr. č. 1 a příloha č. 11.2 s obr. č. 7,8,9,10,11,12,13,14,15,16,17,18). Dálnice D5 na tomto území je spojnicí mezi Prahou a hraničním přechodem Rozvadov. Celková délka dálnice D5 na území ČR je 150 989 km. Rozhodnutí o stavbě padlo už v roce 1963, ale stavba byla zahájena až stavbou mostu v Berouně v roce 1976 a celá dálnice (z Prahy až po německou dálnici A93) byla zprovozněna 6. října 2006. Dálnice D5 je součástí IV. Panevropského koridoru ve větvi A (Berlín/Norimberk – Praha – Bratislava – Budapešť – Konstanta/Thesaloniki/Istanbul) a také mezinárodní silnice E 50 Paříž – Norimberk – Praha – Košice – Kyjev.

Sledovaná silnice je II/605 vede z Prahy přes Rozvadov do Německa. Tato silnice tvoří doprovodnou komunikaci k dálnici D5. Silnice protíná Středočeský a Západočeský kraj a je dlouhá 135,7 km.

Železniční trať Praha – Plzeň byla zprovozněna 14. července 1862 jako jednokolejná trať. V současné době je trať dvoukolejná a elektrifikovaná. Elektrifikace části tratě (Praha – Beroun) začala v roce 1973 a elektrifikace celého úseku tratě (Praha – Plzeň) byla dokončena 5. června 1987. V současné době je trať plně vytížená regionální osobní dopravou i nákladní dopravou. Je významným tranzitním koridorem pro dálkové vlaky směr Německo.



Obr. č. 4 Odběrná místa v lokalitě PP Kařezské rybníky.

Přírodní památka „Kařezské rybníky“ (obr. č. 4) je soustava čtyř rybochovných rybníků (velký Hořejší kařezský rybník, Dolejší kařezský rybník, malý Bechyňský rybník a rybník Němec), která se nachází jihojihozápadně od obce Kařez v okrese Rokycany v mapovém kvadrátu 6148. Její zeměpisné souřadnice jsou $49^{\circ} 49' s.s.$ a $13^{\circ} 47' v.d.$ Soustavu rybníků protíná železniční trať Praha – Plzeň. V roce 1992 byla vyhlášena přírodní památkou k ochraně hnízdišť vodního ptactva a také jako tahové stanoviště. Celková plocha je 66,59 ha. Rybníky jsou v majetku Ing. Jerome Colloredo – Mannsfelda a obhospodařuje je Lesní a rybníční správa Zbiroh.

Rybník Hořejší kařezský (obr. š. 5) má rozlohu 17 ha, je průtočný a leží na Zbirožském potoce, jehož vodou je napájen. Tento rybník má na jižní a západní straně pruh porostu rákosu obecného (*Phragmites australis*). Dolejší Kařezský rybník o rozloze 32 ha je rovněž napájen ze Zbirožského potoka. Plocha tohoto rybníka je rozdělena železniční tratí Plzeň – Praha na dvě nestejně velké části. Rybník Němec o rozloze 2,7 ha je nejmenší a není napájen žádným potokem, je to v podstatě tzv. nebesák. Přepadová voda z něj teče do rybníka Bechyňského,

který má rozlohu 4 ha, a také nemá jiný zdroj vody. Odtud pak voda odtéká do Hořejšího kařezského rybníka.

Na hrázích rybníků jsou aleje vzrostlých stromů: dub letní (*Quercus robur*), habr obecný (*Carpinus betulus*), lípa malolistá (*Tilia cordata*) a jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*).

Hnízdí zde např. moták pochop, potápky, labutě nebo rákosníkové. Volavky popelavé se zde vyskytují v nízkých porostech celoročně, ale nehnízdí zde. Hnízdí zde bramborníček hnědý (*Saxicola rubetra*) u Dolejšího kařezského rybníka. Na březích, kde rostou orobince můžeme sledovat tažnou slučku malou nebo písíka obecného. Na mokřadních loukách roste prvosienka jarní (*Primula veris*), upolín nejvyšší (*Trollius altissimus*), prstnatec májový (*Dactylorhiza majalis*) i hadí mord nízký (*Scorzonera humilis*). Roste zde planě také kosatec sibiřský (*Iris sibirica*), který je u nás ohroženým a chráněným druhem, ostřice vláskovitá (*Carex capillaris*), která je velmi vzácná a kriticky ohrožená, kategorie C1 a také zběhovce jehlanovitý (*Ajuga pyramidalis*), který v české krajině roste jen řídce a je považován za ohrožený druh a proto je zařazen mezi chráněné rostliny. Z léčivých bylin zde roste např. přeslička rolní (*Equisetum arvense*), což je prastará bylina, využívaná již ve starověku. Celá lokalita rybníků je útočištěm obojživelníků a plazů.

Krajský úřad Plzeňského kraje, odbor životního prostředí, oddělení ochrany přírody vypracovává plán péče pro území přírodní památky „Kařezské rybníky“ (příloha č. 11.1). Plán péče se zpracovává v součinnosti s obcemi, kraji, vlastníky pozemků a majiteli hospodařícími na tomto katastrálním území. Po projednání vyhotoví KÚ PK, odbor ŽP, oddělení ochrany přírody plán péče, který se zpracovává na 10 let. Všechny dotčené subjekty jsou povinny tento plán dodržovat.



Obr. č. 5 Cesta rozdělující Kařezský dolejší rybník a Prostřední rybník

4.2.2. Přírodní rezervace Záplavy

Přírodní rezervace Záplavy (obr. č. 2 a příloha č. 11.3 s obr. 19,20,21,22) se nachází ve středních Čechách ve Středočeském kraji. Touto lokalitou prochází silnice, dálnice, železnice a cyklostezka. Dálnice D6 je spojnicí mezi Prahou a Karlovými Vary. A měla by být prodloužena přes Cheb do Německa. Celková její délka má být 168 km, nyní je v provozu 81 km, z toho je 8 km je čtyřproudová dálnice. Stavba dálnice byla zahájena v roce 2005 a celá by měla být v provozu v roce 2027.

Silnici II/606 tvoří tři úseky původní silnice I/606 tzv. Karlovarské spojující Prahu a Pomezí nad Ohří. Silnice spojuje dva kraje, Středočeský a Karlovarský.

Železniční trať Praha – Pomezí nad Ohří vede kolem přírodní rezervace Záplavy, kde protíná silnici II/606. Dopravu zde zajišťují vlaky společnosti RegioJet.

Okolo přírodní rezervace Záplavy vede cyklostezka a Drvotova naučná stezka.



Obr. č. 2 Odběrná místa v lokalitě PR Záplavy

Přírodní rezervace Záplavy byla vyhlášena dne 15.1.1985 nařízením Okresního národního výboru Kladno. Nachází se ve středočeském kraji v okrese Kladno mezi obcemi Srby a Kamenné Žehrovice. Rezervace má rozlohu téměř 81 ha a zahrnuje také hráz, po které vede silnice ze Srb do Tuchlovic. Tato silnice rozděluje oblast na Malé a Velké Záplavy. Velké Záplavy jsou v mapách uváděny jako Turyňský rybník (obr. č. 3), který je největší vodní plochou v kladenském okrese. Za jeho vznik může bývalá hlubinná těžba černého uhlí, díky níž se pozemky okolo malého rybníka začaly propadat a voda postupně vytvořila rybník mnohem větší, přibližně 80 ha.

Malé Záplavy se nacházejí na území mokřadu o rozloze cca 8 ha. Území je významným hnízdištěm vodního a bažinného ptactva, zaujímá strategickou polohu na migračních cestách

vodního ptactva. Je zde ornitologická stanice, ze které lze pozorovat ptactvo, které je zde zastoupeno mnoha druhy. Můžeme zde vidět kachnu březňačku, labuť velkou, volavku popelavou, lysku černou a slíпку zelenonohou. K těm vzácnějším, které zde spatříme patří např. moták pochop, písík obecný, chřástal vodní a některé druhy rákosníků. Občas se zde objeví i volavka bílá nebo orlovec říční, jehož krouživý nebo střemhlavý let při lovu kořisti, vyvolává v pozorovateli opravdový respekt. Je zde dost potravy, a proto zavítají na Malé Záplavy i ledňáček říční a čáp bílý či černý. Vegetace se postupně stabilizuje, vyskytují se zde běžné vodní a mokřadní druhy. Na březích roste rákos a ostřice, šíří se např. kosatec žlutý. Oblastí prochází 11 km dlouhá naučná stezka Povodí středního Kačáku - Drvotova stezka, přístupná od železniční stanice Kamenné Žehrovice (Obermajer J., 2000).



Obrázek č.3 Turyňský rybník – Přírodní rezervace Záplavy (kladenskelisty.cz)

4.3. Sběr, příprava a chemické analýzy vzorků místo toho třtina

K monitorování jsme využili listových povrchů druhu trávy, konkrétně třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*), která je u nás velmi hojná a vyskytuje se ve fytocenózách podél silnic. Vyhovují jí znečištěné prostory.

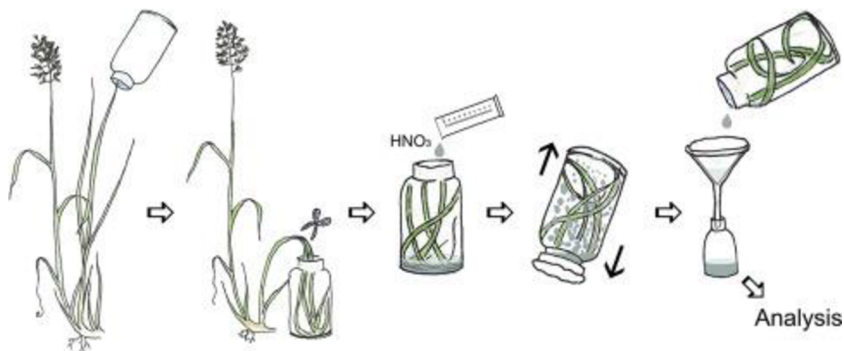
Prostorové rozložení těžkých kovů akumulovaných na rostlinách v blízkosti silnic může být, proto výrazně ovlivněno proměnlivou afinitou jejich povrchů k zachycení jednotlivých velikostních typů prachových částic. Množství a typy prachových částic uložených na rostlinách závisí na povrchových vlastnostech jejich nadzemních orgánů, tj. drsnosti povrchu, puberta, množství vosku a velikost a orientace listové plochy. Mezi další faktory patří např. četnost míst vhodných pro akumulaci prachu (body spojení listů se stonkem, listové pochvy atd.) a mobilita nadzemní části (Beckett et al., 2000; Sæbø et al., 2012; Weber et al., 2014). Druhy rostoucí poblíž země akumulují větší množství PM než ty vyšší (Weber et al., 2014).

Hodnotili jsme deset prvků, a to: nikl, olovo, kadmium, vanad, měď, chrom, kobalt, arsen, zinek a thalium. Pomocí shora uvedené metody jsme zjistili, že každý prvek měl jiné procento zastoupení v přírodě v závislosti na tom, kde byla rostlina sbírána.

Pro zajištění optimálních podmínek pro sledování vybraných těžkých kovů v prachových částicích usazených na povrchu listů byl proveden odběr vzorků vybraných trav v okolí silnic, dálnic, železnic a cyklostezky v přírodní rezervaci Záplavy. Vzorky trav se sbíraly za slunečného počasí a vždy po týdnu bez deště, aby se nesmyly prachové částice.

Dle Vachové kol. (2017) jsme udělali následující metodiku (obr. č. 6 a příloha č. 11.5 Práce v laboratoři s obr.27, 28, 29, 30): vzorky trávy z horních částí živých listů (bez květů) byly dány do lahve a ustřiženy nůžkami z nerezové oceli a okamžitě vsunuty do předem zvážených láhví z polyethylenu (PE) se širokým hrdlem o velikosti 1 l. Před použitím byly sběrné lahve ošetřeny pro potřeby analýzy stopových prvků vyluhováním roztokem HNO_3 SuprapurMerck 2 mol.L⁻¹ po dobu 12 hodin a před použitím důkladně promyty dvakrát destilovanou vodou. Během sběru bylo do každé sběrné lahve uloženo průměrně 15 g rostlinné hmoty a láhev byla uzavřena. Toto množství vzorku se zdálo optimální pro následnou extrakci prachových částic zředěnou kyselinou dusičnou, která byla provedena přímo ve sběrné láhvi bez jakékoli jiné manipulace se vzorkem. Záměrem bylo účinně oddělit částice prachu od povrchu listů, aniž by došlo k narušení struktury rostlinného materiálu a extrakci prvků ze samotné rostlinné hmoty. Vzorek byl protřepán intenzivním ručním třepáním 100 ml extrakčního roztoku v uzavřené láhvi po relativně krátkou dobu 10 minut (vertikální třepání v přibližném rozsahu 30 cm s frekvencí přibližně 100 cyklů za minutu). Extrakt byl poté filtrován přes filtrační papír Filpap KA 1, čímž byla zajištěna separace částic větších než 15 μm . Filtrát byl převeden do lahve na vzorek o objemu 100 ml PE vyluhované roztokem HNO_3 SuprapurMerck 2 mol.L⁻¹ a připraven na analýzu. Zvolený objem extrakčního roztoku sestávající ze zředěné kyseliny dusičné (100ml) se zdál být optimální pro zajištění dobře měřitelné koncentrace sledovaných prvků s účinností sledovaných prvků z daného rostlinného materiálu.

Filtrovaný extrakt byl analyzován pomocí atomové absorpční spektrometrie (AAS) na zařízeních od společnosti Agilent Technologies. Stanovení Cd, Cr, Cu, Ni, V, Co, As, Th a Pb bylo provedeno atomizací v grafitové trubici pomocí 240Z AA zařízení s korekcí Zeemana na pozadí. Zn byl stanoven plamenem AAS na zařízení 55 AA. Zjištěný obsah identifikovaných prvků byl následně převeden na suchou hmotnost odebraných vzorků rostlin. Pro účely stanovení suché hmotnosti byla část vzorku trávy vložena do plastových sáčků (kromě PE lahve) při odběru a následně zvážena a sušena do konstantní hmotnosti.



Obr. č. 6 Metodika sběru

4.4. Statistické metody

Analýza rozptylu (ANOVA – Analysis of Variance) je metoda matematické statistiky, která je založena na hodnocení vztahů mezi rozptyly porovnávaných výběrových souborů. Základním úkolem analýzy rozptylu je posouzení hlavních a interakčních účinků jednotlivých faktorů (kategoriálních nezávislých proměnných, jejichž hodnoty nazýváme úrovně faktorů) na závisle proměnnou (proměnné) kvantitativního typu (<https://cit.vfu.cz/>).

Faktoriální ANOVA se použije v případě, že je více faktorů (nezávisle proměnných). Může jít o porovnání nezávislých výběrů, o opakované měření nebo obojí najednou (tzv. mixed design-) se smíšenými efekty (Jaroš, 2017).

5. Výsledky

5.1. Vanad

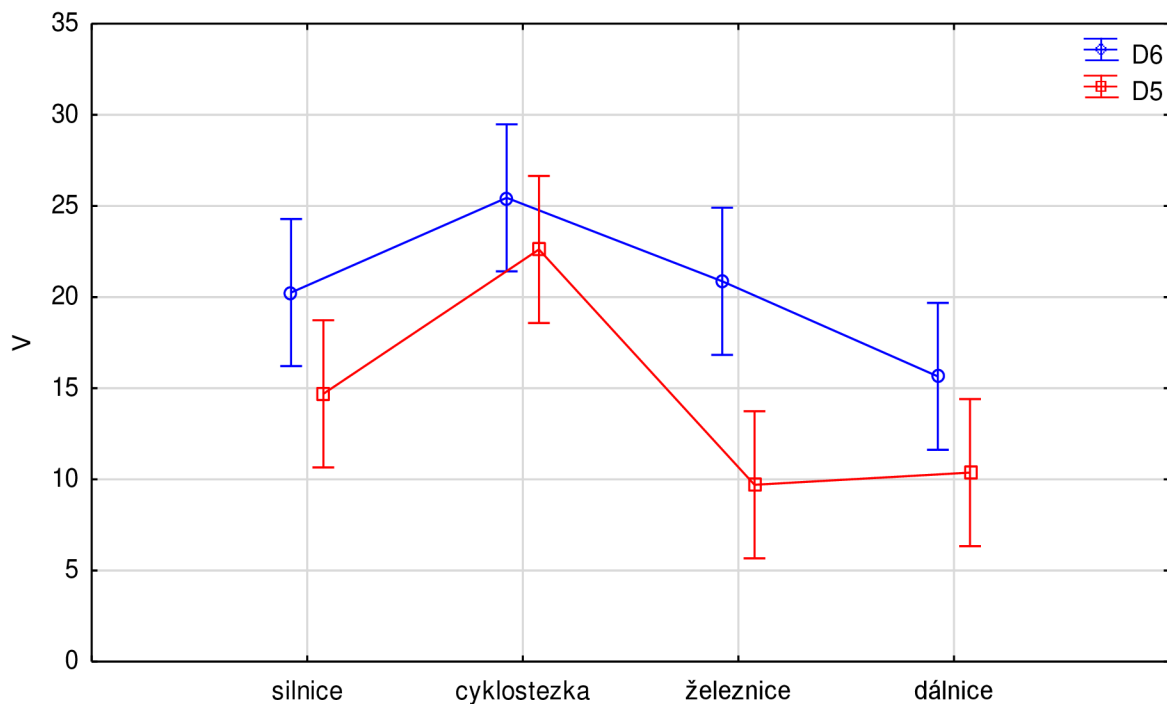
Nejnižší koncentrace vanadu, jak ukazuje tab. č. 1, byla naměřena u silnice v Kařízku (6,80 µg /kg). Nejvyšší koncentrace vanadu, dle tab. č. 2, byla naměřena na cyklostezce u Mýta (54,13 µg/kg). Celkově byly nejvyšší hodnoty vanadu naměřeny na cyklostezce u dálnice D6 v přírodní rezervaci Záplavy (127,25 µg/kg). Z grafu na obr. č. 1 vidíme, že větší koncentrace vanadu je v oblasti PR Záplavy. Lokality silnice, dálnice a cyklostezky byly v obou lokalitách vyrovnané, pouze u železnice se hodnoty lišily v průměru o 6,72 µg/kg.

Tabulka č. 1. Výsledky obsahu vanadu v testované lokalitě PP Kařezské rybníky

Suchý vzorek /lahev/	Železnice µg/kg	Dálnice µg /kg	Silnice µg /kg	Cyklostezka µg /kg
Kařez-Tři sudy	10,54	6,84	21,65	23,83
Kařez	10,23	9,27	7,12	13,58
Cekov	7,52	10,43	7,92	12,63
Kařízek	7,56	10,31	6,80	8,90
Mýto	15,48	14,99	30,00	54,13
Mýto-sjezd	12,67			

Tabulka č. 2. Výsledky obsahu vanadu v testované lokalitě PR Záplavy

Suchý vzorek /lahev/	Železnice µg/kg	Dálnice µg /kg	Silnice µg /kg	Cyklostezka µg /kg
Kamenné Žehrovice	13,02	13,65	37,67	30,74
U cyklostezky	17,31	14,23	11,85	23,40
Tuchlovice	26,58	9,28	20,65	20,68
U dolu	27,14		16,09	24,86
Srby	20,31		15,01	27,57



Graf č. 1. - Výsledky obsahu vanadu mezi lokalitou přírodní památky Kařezské rybníky a přírodní rezervací Záplavy

Množství vanadu obsaženého v prachových nečistotách na listech *C. epigejos* na sledovaných lokalitách. Data vyhodnocena pomocí faktoriální ANOVA ($F(3,32) = 0,381$; $p = 0,767$). Chybové úsečky označují směrodatnou odchylku od průměru, který je označen kolečkem modré barvy v lokalitě D6 PR Záplavy a čtverečkem červené barvy v lokalitě D5 Kařezské rybníky.

5.2. Chrom

V PR Záplavy byla naměřena nižší koncentrace chromu než v PP Kařezské rybníky. Výjimku tvořila železnice, která měla nejvyšší koncentraci chromu ze všech sledovaných lokalit, a to $346,81 \mu\text{g}/\text{kg}$. Byla tedy 2x vyšší než koncentrace chromu v testované lokalitě PP Kařezské rybníky. Dle grafu č. 2 a tabulky č. 4, je zřejmé, že průměrné koncentrace chromu byly v lokalitě PR Záplavy u silnice $27,43 \mu\text{g}/\text{kg}$, cyklostezky $27,24 \mu\text{g}/\text{kg}$ vyrovnané a u dálnice je ještě nižší hodnota koncentrace - $19,99 \mu\text{g}/\text{kg}$.

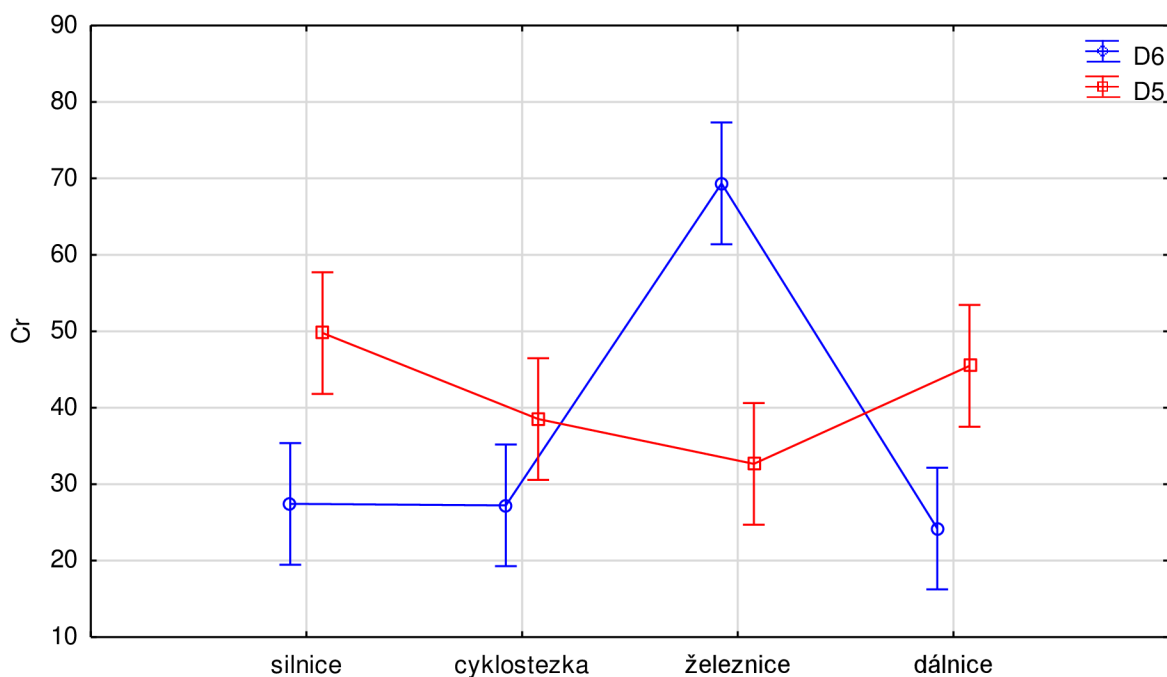
Dle grafu č. 2 a tabulky č. 3 vidíme, že koncentrace chromu je u silnice, dálnice a cyklostezky v lokalitě D5 PP Kařezské rybníky vyšší než u PR Záplavy.

Tabulka č. 3. Výsledky obsahu chromu v testované lokalitě PP Kařezské rybníky

Suchý vzorek /lahev/	Železnice µg/kg	Dálnice µg /kg	Silnice µg /kg	Cyklostezka µg /kg
Kařez-Tři sudy	37,04	41,94	82,57	36,16
Kařez	28,42	24,54	33,69	42,89
Cekov	23,87	61,12	33,75	39,71
Kařízek	21,88	67,36	32,31	32,69
Mýto	32,33	32,46	66,59	41,21
Mýto-sjezd	52,11			

Tabulka č. 4. Výsledky obsahu chromu v testované lokalitě PR Záplavy

Suchý vzorek /lahev/	Železnice µg/kg	Dálnice µg /kg	Silnice µg /kg	Cyklostezka µg /kg
Kamenné Žehrovice	19,23	21,27	44,74	32,75
U cyklostezky	61,96	21,21	16,77	23,92
Tuchlovice	75,64	17,50	26,67	26,15
U dolu	121,36		26,44	27,75
Srby	68,62		22,53	25,63



Graf č. 2. - Výsledky obsahu chromu mezi lokalitou přírodní památky Kařezské rybníky a přírodní rezervací Záplavy

Množství chromu obsaženého v prachových nečistotách na listech *C. epigejos* na sledovaných lokalitách. Data vyhodnocena pomocí faktoriální ANOVA ($F(3, 32) = 6,161$; $p = 0,002$). Chybové úsečky označují směrodatnou odchylku od průměru, který je označen kolečkem modré barvy v lokalitě D6 PR Záplavy a čtverečkem červené barvy v lokalitě D5 Kařezské rybníky.

5.3. Kobalt

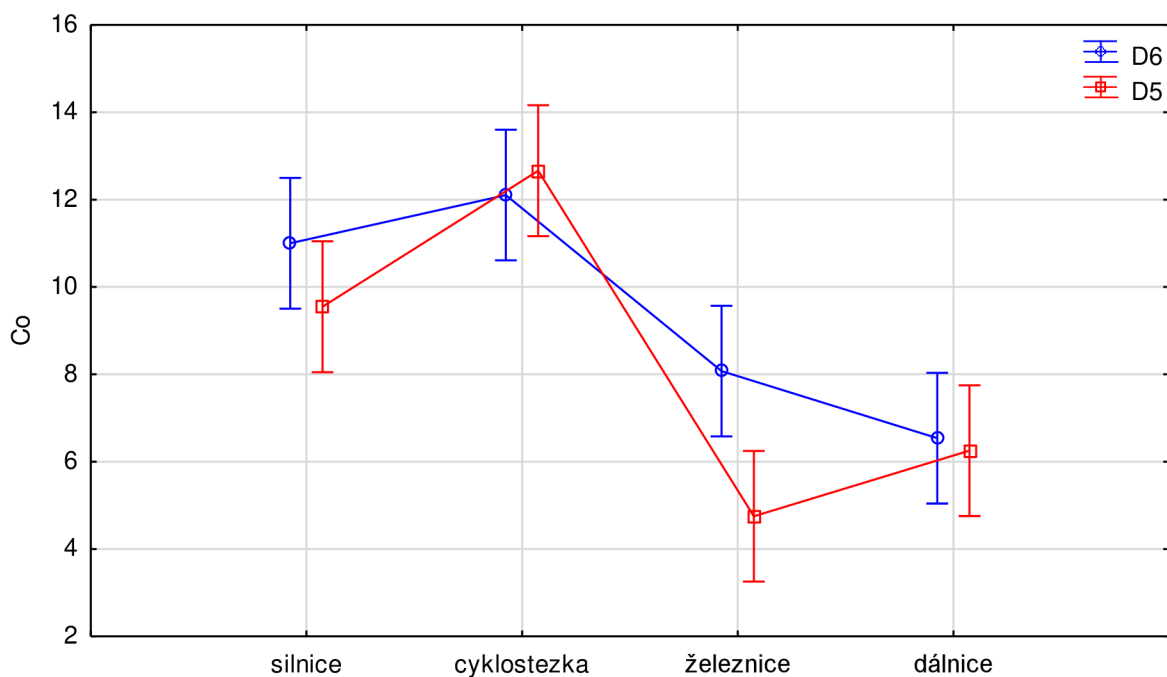
Porovnáním bylo zjištěno, že nejnižší koncentrace kobaltu byla naměřena v Kařezu (3,96 $\mu\text{g}/\text{kg}$), jak ukazuje tab. č. 5. Nejvyšší koncentrace byla naměřena v Kamenných Žehrovcích na silnici - 18,99 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (tab. č. 6). Nižších výsledků dosáhla železnice v PP Kařezské rybníky, průměrná koncentrace kobaltu byla 5,11 $\mu\text{g}/\text{kg}$, oproti železnici v PR Záplavy, kde byla naměřena průměrná koncentrace 8,08 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (tab. č. 5, 6). Z graf č. 3 je vidět minimální rozdíly koncentrací obsahu kobaltu mezi lokalitami.

Tabulka č. 5. Výsledky obsahu kobaltu v testované lokalitě PP Kařezské rybníky

Suchý vzorek /lahev/	Železnice $\mu\text{g}/\text{kg}$	Dálnice $\mu\text{g}/\text{kg}$	Silnice $\mu\text{g}/\text{kg}$	Cyklostezka $\mu\text{g}/\text{kg}$
Kařez-Tři sudy	4,35	8,63	8,82	16,79
Kařez	3,96	4,44	12,25	9,76
Cekov	5,41	4,65	6,06	9,14
Kařízek	5,07	5,11	4,59	16,35
Mýto	6,89	8,43	16,03	11,28
Mýto-sjezd	4,97			

Tabulka č. 6. Výsledky obsahu kobaltu v testované lokalitě PR Záplavy

Suchý vzorek /lahev/	Železnice $\mu\text{g}/\text{kg}$	Dálnice $\mu\text{g}/\text{kg}$	Silnice $\mu\text{g}/\text{kg}$	Cyklostezka $\mu\text{g}/\text{kg}$
Kamenné Žehrovice	4,83	5,12	18,99	12,17
U cyklostezky	6,54	5,11	5,88	10,54
Tuchlovice	9,38	3,29	12,76	8,91
U dolu	12,17		8,50	12,90
Srby	7,46		8,89	16,01



Graf č. 3. - Výsledky obsahu kobaltu mezi lokalitou přírodní památky Kařezské rybníky a přírodní rezervací Záplavy

Množství kobaltu obsaženého v prachových nečistotách na listech *C. epigejos* na sledovaných lokalitách. Data vyhodnocena pomocí faktoriální ANOVA ($F(3, 32) = 0,631$; $p = 0,600$). Chybové úsečky označují směrodatnou odchylku od průměru, který je označen kolečkem modré barvy v lokalitě D6 PR Záplavy a čtverečkem červené barvy v lokalitě D5 Kařezské rybníky.

5.4. Nikl

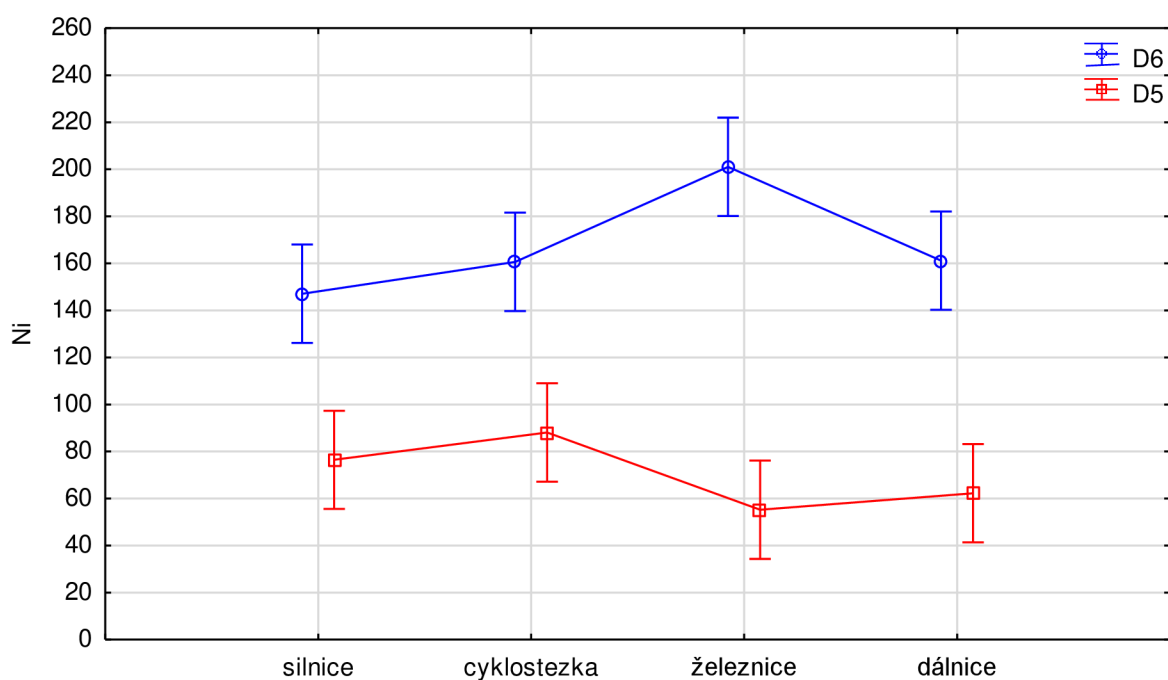
Porovnáním výsledků v tab. č. 7 bylo zjištěno, že průměrná koncentrace niklu v PP Kařezské rybníky je $298,17 \mu\text{g/kg}$ a v tab. č. 8 průměrné zastoupení niklu v PR Záplavy bylo $624,09 \mu\text{g/kg}$. Dle grafu č. 4 byly všechny zjištěné hodnoty koncentrací niklu u železnice, cyklostezky, silnice i dálnice v PP Kařezské rybníky nižší než v sledované lokalitě PR Záplavy. Nejvyšší rozdíl byl zaznamenán dle grafu č. 4 u železnice. Zatím co u železnice v lokalitě PP Kařezské rybníky byla zjištěna koncentrace niklu v průměru $71,28 \mu\text{g/kg}$ (tab. č. 7), u železnice v PR Záplavy byla naměřena $201,6 \mu\text{g/kg}$ (tab. č. 8).

Tabulka č. 7. Výsledky obsahu niklu v testované lokalitě PP Kařezské rybníky

Suchý vzorek /lahev/	Železnice µg/kg	Dálnice µg /kg	Silnice µg /kg	Cyklostezka µg /kg
Kařez-Tři sudy	41,32	92,81	74,05	76,68
Kařez	40,39	32,30	75,99	63,33
Cekov	100,85	69,93	120,91	59,12
Kařízek	44,15	73,64	38,17	195,54
Mýto	151,40	42,61	73,32	45,76
Mýto-sjezd	49,59			

Tabulka č. 8. Výsledky obsahu niklu v testované lokalitě PR Záplavy

Suchý vzorek /lahev/	Železnice µg/kg	Dálnice µg /kg	Silnice µg /kg	Cyklostezka µg /kg
Kamenné Žehrovice	116,64	179,87	166,68	167,90
U cyklostezky	172,50	131,46	105,41	139,50
Tuchlovice	206,08	34,76	157,11	191,22
U dolu	251,51		174,20	156,88
Srby	258,58		131,91	147,55



Graf č. 4. - Výsledky obsahu niklu mezi lokalitou přírodní památky Kařezské rybníky a přírodní rezervací Záplavy

Množství niklu obsaženého v prachových nečistotách na listech *C. epigejos* na sledovaných lokalitách. Data vyhodnocena pomocí faktoriální ANOVA ($F(3, 32) = 1,405$; $p = 0,259$). Chybové úsečky označují směrodatnou odchylku od průměru, který je označen kolečkem modré barvy v lokalitě D6 PR Záplavy a čtverečkem červené barvy v lokalitě D5 Kařezské rybníky.

5.5. Měď

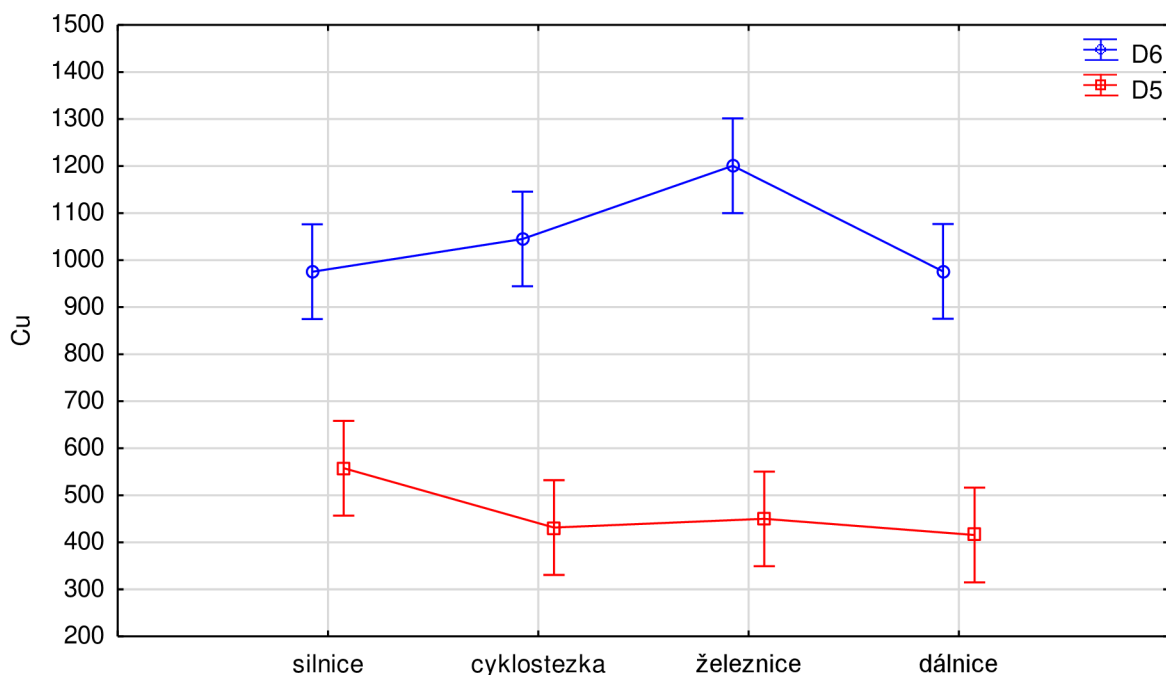
Trend naměřených obsahů prvků dle grafu č. 5 byl velmi rozdílný. Nejnižší koncentrace mědi, jak ukazuje tab. č. 9, byla naměřena na dálnici u Mýta 321,46 $\mu\text{g}/\text{kg}$, nejvyšší v lokalitě železnice u Srb 1526,20 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Nejvyšší rozdíl mezi koncentrací mědi v obou lokalitách je dle grafu č. 5 u železnice. Celkově vychází nižší koncentrace mědi pro PP Kařezské rybníky. V PP Kařezské rybníky byly lokality cyklostezky, železnice, dálnice srovnatelné a u silnice byla hodnota vyšší. V PR Záplavy byly v lokalitách silnice, cyklostezky, dálnice přibližně stejné koncentrace, pouze železnice měla vyšší hodnotu v průměru 1200,64 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

Tabulka č. 9. Výsledky obsahu mědi v testované lokalitě PP Kařezské rybníky

Suchý vzorek /lahev/	Železnice $\mu\text{g}/\text{kg}$	Dálnice $\mu\text{g}/\text{kg}$	Silnice $\mu\text{g}/\text{kg}$	Cyklostezka $\mu\text{g}/\text{kg}$
Kařez-Tři sudy	491,96	379,46	718,10	473,77
Kařez	411,75	364,18	408,24	478,68
Cekov	408,85	411,24	388,63	446,80
Kařízek	457,85	601,74	381,15	395,88
Mýto	510,82	321,46	891,46	362,22
Mýto-sjezd	479,25			

Tabulka č.10. Výsledky obsahu mědi v testované lokalitě PR Záplavy

Suchý vzorek /lahev/	Železnice $\mu\text{g}/\text{kg}$	Dálnice $\mu\text{g}/\text{kg}$	Silnice $\mu\text{g}/\text{kg}$	Cyklostezka $\mu\text{g}/\text{kg}$
Kamenné Žehrovice	779,59	1142,99	1344,43	850,36
U cyklostezky	984,16	996,58	802,88	749,84
Tuchlovice	1248,86	389,46	867,82	1133,13
U dolu	1464,41		1065,31	1378,91
Srby	1526,20		796,17	1112,74



Graf č. 5. - Výsledky obsahu mědi mezi lokalitou přírodní památky Kařezské rybníky a přírodní rezervací Záplavy

Množství mědi obsaženého v prachových nečistotách na listech *C. epigejos* na sledovaných lokalitách. Data vyhodnocena pomocí faktoriální ANOVA ($F(3, 32) = 0,933$; $p = 0,436$). Chybové úsečky označují směrodatnou odchylku od průměru, který je označen kolečkem modré barvy v lokalitě D6 PR Záplavy a čtverečkem červené barvy v lokalitě D5 Kařezské rybníky.

5.6. Zinek

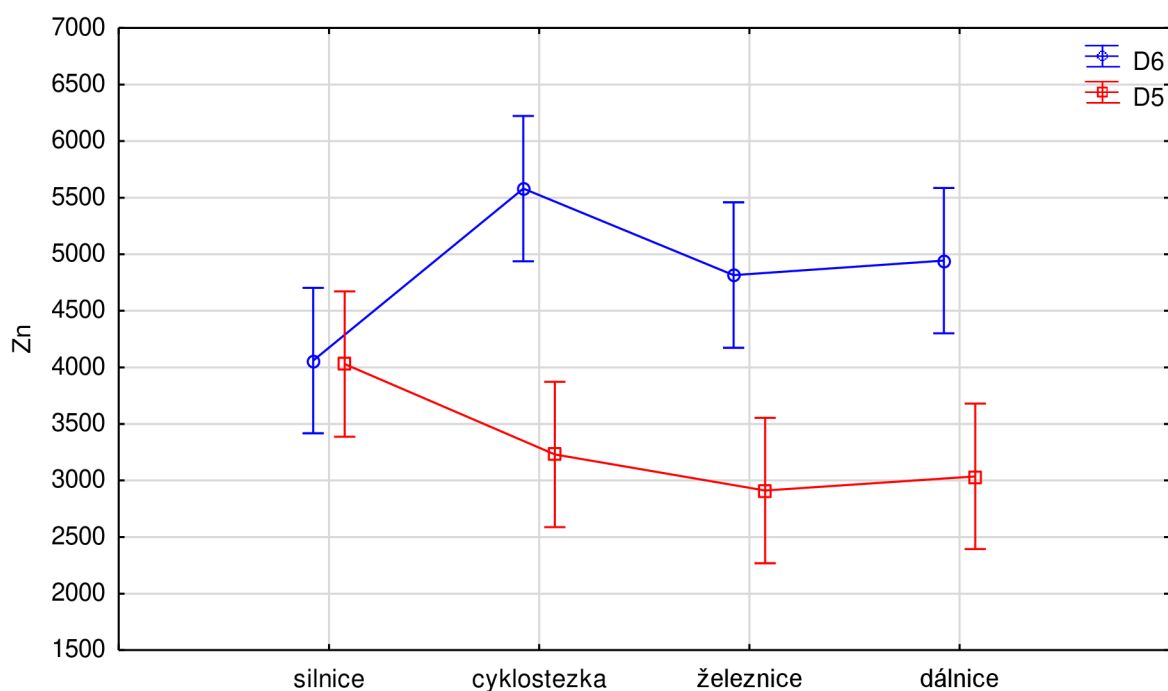
Nejnižší koncentrace zinku, dle tab. č. 11 a 12, byla naměřena na dálnici u Tuchlovic 1965,03 µg/kg. Nejvyšší koncentrace zinku, jak ukazuje tab. č. 11 a 12, byla naměřena na silnici u Mýta 9320,25 µg/kg. Průměrná koncentrace zinku v testované lokalitě PP Kařezské rybníky byla u silnice 4030,33 µg/kg dle tab. č. 11 a dle tab. č. 12 byla průměrná koncentrace zinku v PR Záplavy u silnice 4059,70 µg/kg. Nejvyšší průměrná koncentrace zinku byla naměřena na cyklostezce v PR Záplavy 5580,68 µg/kg (tab. č. 12). Z grafu č. 6 je vidět, že měření obsahu niklu u obou silnic je totožné. Ostatní měření se rozcházejí. Nejvyššího rozdílu v koncentraci zinku bylo naměřeno u cyklostezek.

Tabulka č. 11. Výsledky obsahu zinku v testované lokalitě PP Kařezské rybníky

Suchý vzorek /lahev/	Železnice µg/kg	Dálnice µg /kg	Silnice µg /kg	Cyklostezka µg /kg
Kařez-Tři sudy	3697,38	3882,85	3336,07	2732,38
Kařez	2376,99	2372,55	2422,58	4410,28
Cekov	2679,17	2438,64	2862,35	4137,62
Kařízek	2647,38	4028,86	2210,38	2374,23
Mýto	4300,65	2460,59	9320,25	2498,24
Mýto-sjezd	3157,54			

Tabulka č. 12. Výsledky obsahu zinku v testované lokalitě PR Záplavy

Suchý vzorek /lahev/	Železnice µg/kg	Dálnice µg /kg	Silnice µg /kg	Cyklostezka µg /kg
Kamenné Žehrovice	4429,22	5684,65	4050,28	6702,91
U cyklostezky	3898,97	4484,25	3130,76	4807,93
Tuchlovice	5675,82	1965,03	3801,44	5511,49
U dolu	5092,20		6023,63	5592,64
Srby	4984,43		3292,40	5288,43



Graf č. 6. - Výsledky obsahu zinku mezi lokalitou přírodní památky Kařezské rybníky a přírodní rezervací Záplavy

Množství zinku obsaženého v prachových nečistotách na listech *C. epigejos* na sledovaných lokalitách. Data vyhodnocena pomocí faktoriální ANOVA ($F(3, 32) = 1,294$; $p = 0,293$). Chybové úsečky označují směrodatnou odchylku od průměru, který je označen kolečkem modré barvy v lokalitě D6 PR Záplavy a čtverečkem červené barvy v lokalitě D5 Kařezské rybníky.

5.7. Arsen

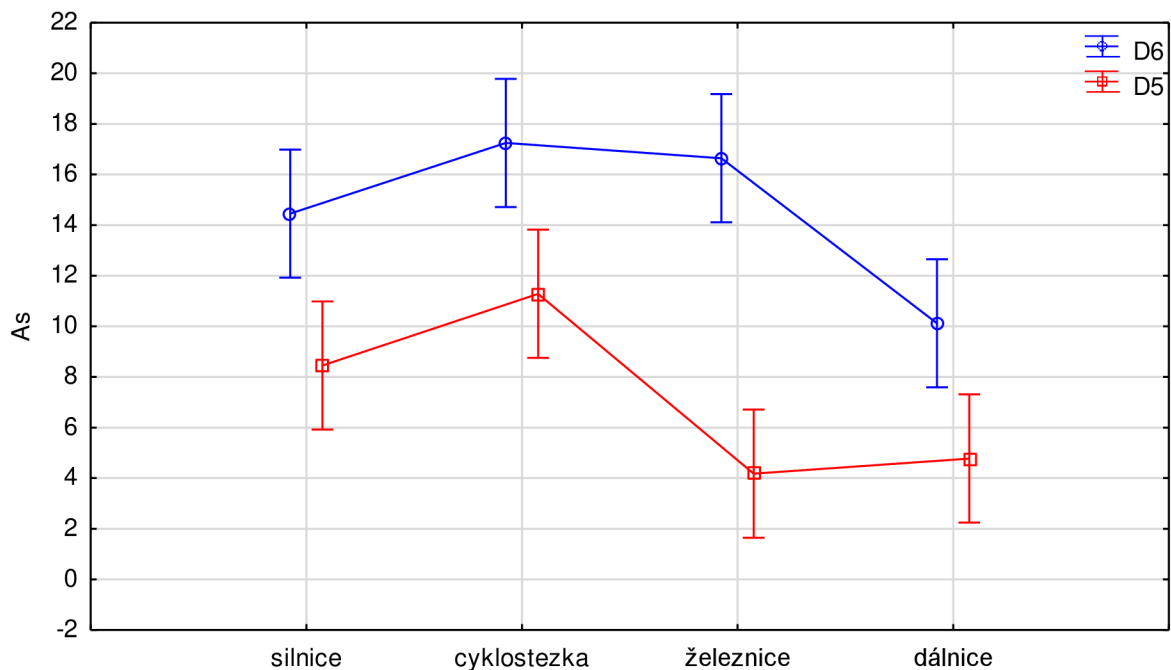
Vyšší koncentrace arsenu byly dle tab. č. 13, 14 zjištěny v testované lokalitě PR Záplavy. Ve srovnání obou lokalit opět vychází lepší výsledky dle grafu č. 7 pro PP Kařezské rybníky. Nejvyšší průměrná koncentrace arsenu byla naměřena dle tab. č. 14 na cyklostezce v lokalitě PR Záplavy 17,25 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Nejnižší průměrná koncentrace arsenu dle tab. č. 13 je u železnice v lokalitě PP Kařezské rybníky. Z grafu č. 7 je vidět, že trend naměřených obsahů prvků v obou sledovaných lokalitách je přibližně stejný. Ovšem u železnice je rozdíl naměřených obsahů hodnot opět vyšší.

Tabulka č.13. Výsledky obsahu arsenu v testované lokalitě PP Kařezské rybníky

Suchý vzorek /lahev/	Železnice $\mu\text{g}/\text{kg}$	Dálnice $\mu\text{g}/\text{kg}$	Silnice $\mu\text{g}/\text{kg}$	Cyklostezka $\mu\text{g}/\text{kg}$
Kařez-Tři sudy	4,54	2,81	14,75	11,17
Kařez	4,24	4,10	4,82	4,92
Cekov	3,60	5,34	5,67	4,60
Kařízek	3,15	5,76	5,45	5,21
Mýto	6,56	5,87	11,60	30,51
Mýto-sjezd	5,38			

Tabulka č. 14. Výsledky obsahu arsenu v testované lokalitě PR Záplavy

Suchý vzorek /lahev/	Železnice $\mu\text{g}/\text{kg}$	Dálnice $\mu\text{g}/\text{kg}$	Silnice $\mu\text{g}/\text{kg}$	Cyklostezka $\mu\text{g}/\text{kg}$
Kamenné Žehrovice	7,70	8,28	26,29	20,39
U cyklostezky	14,78	9,40	7,98	13,96
Tuchlovice	20,51	5,19	13,91	13,99
U dolu	22,98		12,70	18,05
Srby	17,26		11,40	19,85



Graf č. 7. - Výsledky obsahu arsenu mezi lokalitou přírodní památky Kařezské rybníky a přírodní rezervací Záplavy

Množství arsenu obsaženého v prachových nečistotách na listech *C. epigejos* na sledovaných lokalitách. Data vyhodnocena pomocí faktoriální ANOVA ($F(3, 32) = 0,882$; $p = 0,461$). Chybové úsečky označují směrodatnou odchylku od průměru, který je označen kolečkem modré barvy v lokalitě D6 PR Záplavy a čtverečkem červené barvy v lokalitě D5 Kařezské rybníky.

5.8. Kadmium

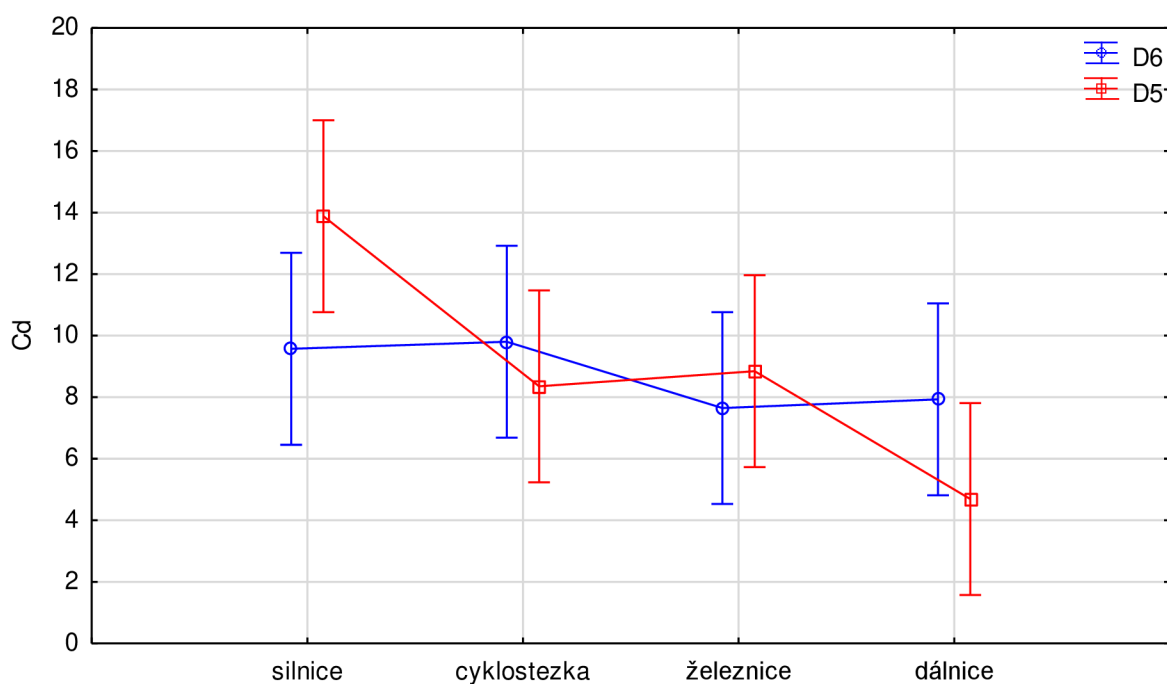
Nejvyšší i nejnižší koncentrace kadmia byla naměřena dle grafu č. 8 v lokalitě PP Kařezské rybníky. Průměrná nejnižší koncentrace kadmia byla dle tab. č. 15 naměřena u dálnice $4,69 \mu\text{g}/\text{kg}$ a průměrná nejvyšší koncentrace u silnice $13,88 \mu\text{g}/\text{kg}$. Výsledky zastoupení kadmia v testované lokalitě PR Záplavy se pohybují od $6,69 \mu\text{g}/\text{kg}$ do $9,81 \mu\text{g}/\text{kg}$ dle tab. č. 16. V měřené lokalitě PP Kařezské rybníky se koncentrace kadmia pohybuje od $4,69 \mu\text{g}/\text{kg}$ až po $13,88 \mu\text{g}/\text{kg}$ dle tab. č. 15. Zastoupení kadmia v obou lokalitách nevykazuje výrazné odlišnosti. Dle grafu č. 8 je zřejmé, že obě lokality jsou si v zastoupení hodnot kadmia dosti podobné, i když se zdá, že u dálnice bylo kadmia naměřeno méně.

Tabulka č. 15. Výsledky obsahu kadmia v testované lokalitě PP Kařezské rybníky

Suchý vzorek /lahev/	Železnice µg/kg	Dálnice µg /kg	Silnice µg /kg	Cyklostezka µg /kg
Kařez-Tři sudy	11,42	5,28	45,24	5,66
Kařez	4,72	3,99	2,93	7,01
Cekov	16,93	3,04	12,08	6,70
Kařízek	4,94	4,61	3,65	14,21
Mýto	17,43	6,53	5,52	8,21
Mýto-sjezd	6,21			

Tabulka č. 16. Výsledky obsahu kadmia v testované lokalitě PR Záplavy

Suchý vzorek /lahev/	Železnice µg/kg	Dálnice µg /kg	Silnice µg /kg	Cyklostezka µg /kg
Kamenné Žehrovice	4,41	10,73	11,33	12,54
U cyklostezky	6,06	6,52	5,42	7,42
Tuchlovice	10,23	2,82	11,80	10,46
U dolu	8,64		10,06	10,82
Srby	8,89		9,25	7,79



Graf č. 8. - Výsledky obsahu kadmia mezi lokalitou přírodní památky Kařezské rybníky a přírodní rezervací Záplavy

Množství kadmia obsaženého v prachových nečistotách na listech *C. epigejos* na sledovaných lokalitách. Data vyhodnocena pomocí faktoriální ANOVA ($F(3, 32) = 0,557$; $p = 0,648$). Chybové úsečky označují směrodatnou odchylku od průměru, který je označen kolečkem modré barvy v lokalitě D6 PR Záplavy a čtverečkem červené barvy v lokalitě D5 Kařezské rybníky.

5.9. Titan

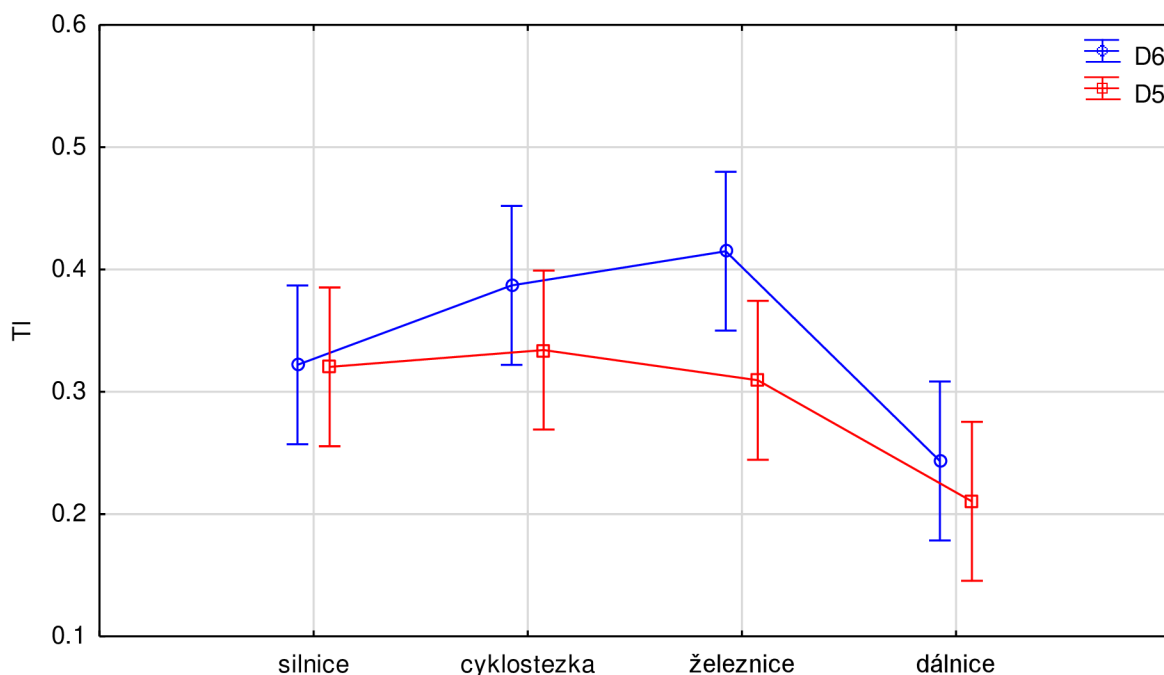
Při porovnání obou lokalit dle grafu č. 9, je vidět, že v oblasti PR Záplavy je koncentrace titanu vyšší. Nejnižší v této oblasti je u dálnice, poté u silnice, pak u cyklostezky a nejvyšší je u železnice. V lokalitě okolo obou silnic byla naměřena shodná průměrná koncentrace titanu $0,32 \mu\text{g}/\text{kg}$ (tab. č. 17, 18). Výsledky měření ukázaly, že průměrné hodnoty koncentrací titanu se v obou lokalitách pohybují od $0,17 \mu\text{g}/\text{kg}$ do $0,41 \mu\text{g}/\text{kg}$.

Tabulka č. 17. Výsledky obsahu titanu v testované lokalitě PP Kařezské rybníky

Suchý vzorek /lahev/	Železnice $\mu\text{g}/\text{kg}$	Dálnice $\mu\text{g}/\text{kg}$	Silnice $\mu\text{g}/\text{kg}$	Cyklostezka $\mu\text{g}/\text{kg}$
Kařez-Tři sudy	0,24	0,16	0,29	0,27
Kařez	0,30	0,15	0,14	0,27
Cekov	0,26	0,13	0,53	0,25
Kařízek	0,21	0,23	0,27	0,15
Mýto	0,35	0,38	0,37	0,73
Mýto-sjezd	0,54			

Tabulka č. 18. Výsledky obsahu titanu v testované lokalitě PR Záplavy

Suchý vzorek /lahev/	Železnice $\mu\text{g}/\text{kg}$	Dálnice $\mu\text{g}/\text{kg}$	Silnice $\mu\text{g}/\text{kg}$	Cyklostezka $\mu\text{g}/\text{kg}$
Kamenné Žehrovice	0,16	0,24	0,52	0,38
U cyklostezky	0,52	0,17	0,18	0,38
Tuchlovice	0,64	0,11	0,36	0,31
U dolu	0,45		0,29	0,46
Srby	0,30		0,26	0,41



Graf č. 9. - Výsledky obsahu titanu mezi lokalitou přírodní památky Kařezské rybníky a přírodní rezervací Záplavy

Množství titanu obsaženého v prachových nečistotách na listech *C. epigejos* na sledovaných lokalitách. Data vyhodnocena pomocí faktoriální ANOVA ($F(3, 32) = 0,225$; $p = 0,878$). Chybové úsečky označují směrodatnou odchylku od průměru, který je označen kolečkem modré barvy v lokalitě D6 PR Záplavy a čtverečkem červené barvy v lokalitě D5 Kařezské rybníky.

5.10. Olovo

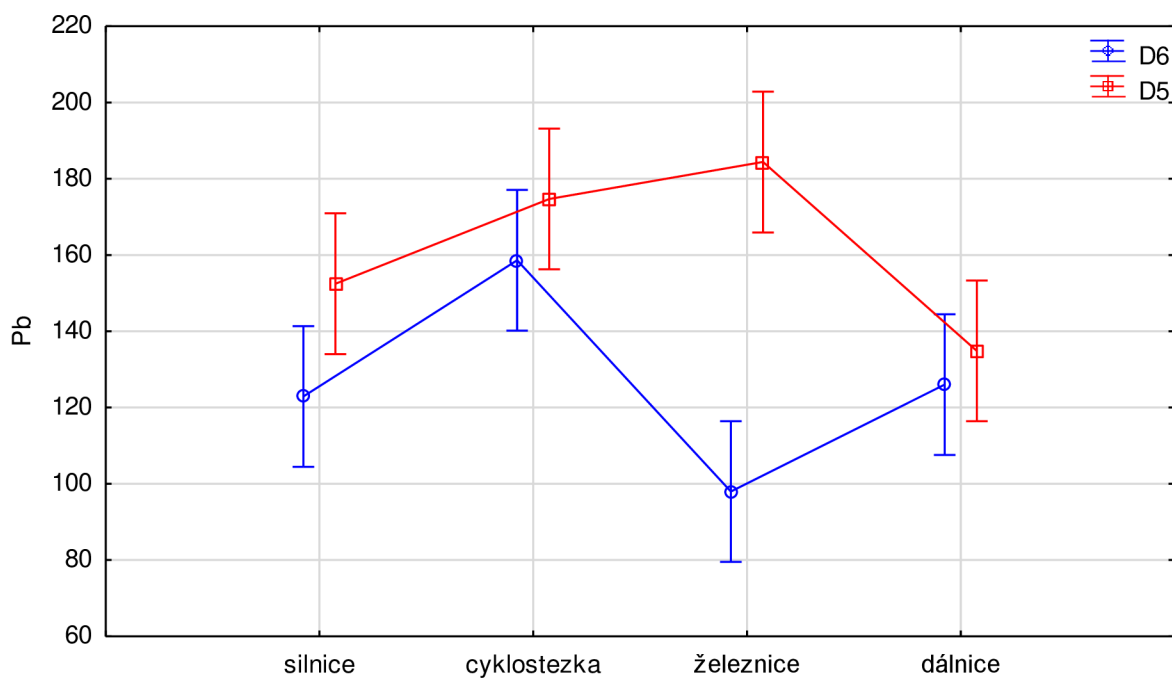
Vyšší koncentrace olova bylo naměřeno v lokalitě PP Kařezské rybníky (graf č. 10). Nejvyššího průměrného rozdílu mezi oběma lokalitami bylo u železnice, kde dle tab. č. 19 bylo naměřeno 188,08 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v PP Kařezské rybníky a dle tab. č. 20 v PR Záplavách 0,98 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Rozdíl mezi lokalitami obou přírodních území v oblasti okolo železnice je dvojnásobný. Nejnižší koncentrace olova, jak ukazuje tab. č. 20, byla naměřena na dálnici u Tuchlovic 57,43 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Nejvyšší koncentrace byla naměřena v lokalitě Mýta a to 251,26 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (tab. č. 19). Mezi ostatními lokalitami byl dle grafu č. 10 nepatrný rozdíl.

Tabulka č. 19. Výsledky obsahu olova v testované lokalitě PP Kařezské rybníky

Suchý vzorek /lahev/	Železnice µg/kg	Dálnice µg /kg	Silnice µg /kg	Cyklostezka µg /kg
Kařez-Tři sudy	218,35	112,19	167,73	196,95
Kařez	130,37	131,26	130,68	169,87
Cekov	223,97	88,62	109,70	161,12
Kařízek	202,27	190,41	103,11	145,84
Mýto	206,46	151,86	251,26	199,80
Mýto-sjezd	147,06			

Tabulka č. 20. Výsledky obsahu olova v testované lokalitě PR Záplavy

Suchý vzorek /lahev/	Železnice µg/kg	Dálnice µg /kg	Silnice µg /kg	Cyklostezka µg /kg
Kamenné Žehrovice	69,34	123,76	198,37	189,03
U cyklostezky	84,44	110,74	75,68	137,69
Tuchlovice	135,73	57,43	157,21	146,17
U dolu	98,27		105,77	164,90
Srby	102,20		77,55	155,45



Graf č. 10. - Výsledky obsahu olova mezi lokalitou přírodní památky Kařezské rybníky a přírodní rezervací Záplavy

Množství olova obsaženého v prachových nečistotách na listech *C. epigejos* na sledovaných lokalitách. Data vyhodnocena pomocí faktoriální ANOVA ($F(3, 32) = 1,817$; $p = 0,164$). Chybové úsečky označují směrodatnou odchylku od průměru, který je označen kolečkem modré barvy v lokalitě D6 PR Záplavy a čtverečkem červené barvy v lokalitě D5 Kařezské rybníky.

6. Diskuse

Vyhodnocením výsledků rostlinné analýzy jsme zjistili, že mezi jednotlivými koncentracemi některých těžkých kovů jsou velké rozdíly. Záleží na lokalitě, kde byl vzorek odebrán, jaká je v té oblasti půda a také jaké jsou v okolí další znečišťující činitele.

Nejvyšší hodnota vanadu, která byla ve vzorku stanovena, (dle tab. č. 2) byla 54,13 µg/kg na cyklostezce u Mýta. Porovnáním lokality PP Kařezské rybníky a lokality PR Záplavy lze vidět, že množství vanadu ve vzorcích je nízká a v normě s legislativou. Výskyt sloučenin vanadu vyvolává kýchání, rýmu, bolest na prsou, nepřetržitý kašel a také zánět spojivek. Do ovzduší se dostává spalováním uhlí, nafty a z metalurgického průmyslu. Ve všech těchto případech může člověk ovlivnit výši množství vanadu v ovzduší.

Chrom je jedním z nejvýznamnějších kontaminantů životního prostředí. Je karcinogenní, způsobuje rakovinu plic, poškozují játra atd. V důsledku vysokého obsahu chromu v půdě klesá její úrodnost. Z výsledků testované lokality PP Kařezských rybníků dle (tab. 3), byla zjištěna průměrná koncentrace chromu v celé oblasti 41,6 µg/kg. V testované lokalitě PR Záplavy (dle tab. č. 4), byla naměřena průměrná koncentrace chromu 34,51 µg/kg. Obě tato přírodní území nepřekročila normu limitu koncentrace chromu a výsledky jsou v souladu s legislativou.

Nedaleko přírodní rezervace Záplavy se nachází okresní město Kladno, kde dříve bývaly železářny a slévárny Poldi Kladno. Vyráběla se zde ocel, která byla známa po celém světě, bývaly zde doly, kde se těžilo černé uhlí. V dnešní době se tu nachází průmyslová zóna Kladno-východ, která zaujímá plochu cca 500 ha. Z původního průmyslu zde zůstala asi jen necelá čtvrtina. Výroba oceli zde byla zachována díky firmě Poldi Hutte. Dále jsou tady Strojírny Poldi, Třinecké železářny, Kablo Kladno, logistická firma Bodring, firma Rekol, která se věnuje regeneraci olejů, také firma Beznoska, která vyrábí implantáty pro zdravotnictví a další firmy, které se podílejí na znečištění ovzduší v této lokalitě.

Chrom a arzen se dostávají do vzduchu z automobilové dopravy, opotřebením brzdových destiček a pneumatik. Arsen a chrom se používají k povrchové úpravě automobilových dílů (tj. pneumatik a brzdových obložení); proto se předpokládá, že tyto prvky jsou emitovány opotřebením částí vozidla, jako je ořez pneumatik a koroze brzdového obložení (zdroje bez výfuku) (Luilo et al. 2014 ; Dasgupta et al. 2017).

Jak uvádějí někteří vědci, vysoká hladina As, Co, Cr, Fe a Mn v prostředí sousedícím s cestami může také pocházet z oděru a koroze částí automobilů (jako je opotřebení pneumatik a brzd), emisí benzínu a maziv (jako je motorový olej) a oděrky silničního asfaltu (Kluge a Wessolek 2012; Novo et al. 2017; Bernardino et al. 2019).

Snižování emisí škodlivin je dosaženo přidáním katalyzátoru co nejbližší k motoru. Katalyzátor zadržuje škodlivé látky, ale až po zahřátí motoru, takže na krátkou vzdálenost se nevyužije. V současnosti jsou benzínová vozidla vybavena třicestným katalyzátorem obsahující oxidací a redukční část. Naftová osobní vozidla jsou vybavena pouze oxidací katalyzátorem (Adamec, V. 2008).

Dalším zkoumaným prvkem je kobalt. Ten je pro lidský organismus prospěšný, je obsažen ve vitamínu B, B₁₂, je důležitý pro krvetvorbu atd. Rostliny kumulují kobalt v plodech a semenech tím se dostává i do lidského organismu. Nejvyšší průměrná hodnota kobaltu byla naměřena na cyklostezce v lokalitě PP Kařezské rybníky (tab. č. 5) a to 12,66 µg/kg, druhá nejvyšší koncentrace byla naměřena v PR Záplavy na cyklostezce (tab. č. 6) a to 12,11 µg/kg.

Nikl má rozhodující podíl na znečištění ovzduší. Do ovzduší se dostává spalováním fosilních paliv, uhlí a nafty, dále pak z výroby baterií a při sváření. V našich dvou lokalitách se nikl vyskytoval pod normou znečištění. Jeho průměrné koncentrace byly (tab. 7, 8) od 62,26 µg/kg u dálnice v PP Kařezské rybníky do 201,06 µg/kg u železnice v PR Záplavy.

Měď má značný rozsah využití. Dříve se z ní vyráběly sochy, nádoby, šperky, zbraně a mince, zatímco v současnosti se z mědi vyrábějí okapy a různé střešní krytiny. Má zvláštní vlastnost, kterou je vodivost. Měď se např. využívá v cívkách elektromotorů, instalačních kabelech ve stavebnictví a elektro kabelech v automobilovém průmyslu. Při testování zastoupení mědi v lokalitě PP Kařezské rybníky bylo zjištěno, že průměrná koncentrace mědi dle tab. č. 9 byla 466,17 µg/kg. Nejvyšší průměrná koncentrace byla naměřena (tab. č. 9) u silnice a to 557,52 µg/kg. V lokalitě PR Záplavy byla naměřena průměrná koncentrace mědi (tab. 10) a to 1015,99 µg/kg a nejvíce mědi bylo naměřeno u železnice 1200,64 µg/kg. Dle normy legislativy nebyla překročena koncentrace mědi.

Dalším prvkem, který byl testován byl zinek. Vyšší hodnoty zinku dle grafu č. 6 byly naměřeny v oblasti PR Záplavy. Nejnižší průměrná koncentrace zinku byla naměřená (tab. č. 11) hodnota 3036,70 µg/kg v PP Kařezské rybníky. Nejvyšší průměrná koncentrace byla v lokalitě PR Záplavy (tab. č. 12.) u cyklostezky a to 5580,68 µg/kg.

Arsen je nejvíce prověřený jed. Je rozpustný ve vodě, bez chuti a bez zápachu. V posledních letech se arsen využívá na výrobu polovodičových součástí a prakticky není počítač, který by malé množství arsenu neobsahoval (Bárta M., 2019). I v přírodních oblastech, které byly zkoumány se arsen nacházel. Nejvíce ho bylo naměřeno u cyklostezky v PR Záplavy (tab. č. 14), průměrná koncentrace arsenu zde činila 17,25 µg/kg. Nejnižší koncentrace arsenu byla naměřena v PP Kařezské rybníky u železnice (tab. č. 13) a její hodnota byla 4,58 µg/kg. Dle grafu č. 7 je menší znečištění arsenem v lokalitě PP Kařezské rybníky.

Výsledky zastoupení testovaného kadmia v žádné testované lokalitě nepřekročily normu legislativy. Průměrná koncentrace kadmia (tab. č. 15, 16) se pohybovala od 4,69 µg/kg do 13,88 µg/kg.

Kadmium bylo zapsáno do RoHS, což je evropská směrnice z roku 2002, která omezuje používání některých látek v elektrických zařízeních. Cílem je zabránit tomu, aby se tyto látky dostávaly na skládky. Ale kadmium také čeká zajímavá budoucnost, konkrétně pro velmi malé látky s názvem selenid kademnatý. Ty už nyní nacházejí uplatnění v medicíně, například při zkoumání postižených tkání. Dále se v této souvislosti také hovoří o nanočásticích, nanovlákních nebo nanotrubičkách (Bárta, M., 2019).

Obsahy těžkých kovů v prašném aerosolu se na území České republiky měří na některých hydrometeorologických stanicích, ve stanicích ORGREZ a hygienických stanicích. Data jsou ukládána v imisní databázi ISKO. Do roku 1996 se všechny analýzy prováděly metodou AAS. V současné době se metoda AAS provádí na vybraných stanicích ČHMÚ pouze pro stanovení koncentrací kadmia. U dalších kovů se používá metoda polarografická a metoda atomové emisní spektrometrie s indukčně vázanou plazmou. V ČHMÚ se provádí stanovení koncentrace těžkých kovů v atmosférickém aerosolu nedestruktivní analýzou rentgenové fluorescence s odběrem na teflonové filtry (CHMI).

V testované oblasti PP Kažezské rybníky (tab. č. 17) byla naměřena průměrná koncentrace titanu 1,18 µg/kg. A v testované oblasti PR Záplavy (tab. č. 18) byla naměřena průměrná koncentrace titanu 1,29 µg/kg. Rozdíl průměrné koncentrace titanu mezi oběma přírodními územími byl 0,11 µg/kg.

Titan a jeho sloučeniny mají velké využití. Používají se např. při výrobě letadel, lodí, vojenských raket, ve sportu – golfové hole, tenisové rakety, rámy závodních kol. V lékařství se využívá titanu na různé implantáty a kloubní náhrady.

Dle grafu č. 10 byl nejvyšší rozdíl mezi průměrnými koncentracemi olova u železnice. Vyšší hodnoty byly naměřeny u železnice v PR Záplavy. Důvodem může být oprava železnice v tomto úseku. Při opravě se zde pohybovala těžká technika, která je většinou poháněna naftovým motorem.

V České republice byl zákaz prodeje olovnatých benzínů zaveden vyhláškou ministerstva dopravy a spojů z roku 1999 a od 1. ledna 2001 zmizely z trhu olovnaté automobilové benzíny BA 91 Speciál a BA 96 Super. Platný imisní limit a doporučení WHO činí 0,5 µg.m⁻³ v ročním průměru. V České republice se koncentrace olova měřené v ovzduší stabilizovaly po výrazném poklesu v posledních deseti letech (v důsledku zavádění bezolovnatých benzínů) (<https://www.veronica.cz/ucinky-vyfukovych-plynu-z-automobilu-na-lidske-zdravi>)

Kromě emise z výfuku automobilů, poletuje v ovzduší velké množství jemného prachu. Ten vzniká otěrem pneumatik na povrchu vozovek, otěry brzdového obložení, brzdových bubnů, kotoučů a brzdových destiček.

Celá řada kovů se do životního prostředí dostává rovněž při mechanické separaci z rezivějících karoserií automobilů a pouličního vybavení, např. koše, dopravní značení, osvětlení, svodidla apod. (Janssen, N. A., a kol., 1997). Významnou zátěž ovzduší představuje také zvíření (resuspenze) PM deponovaných na vozovce a jejím blízkém okolí, iniciovaného projíždějícími vozidly či vířením proudícím větrem (Nicholson, 1988).

Nezanedbatelnou roli hrají také částice chemického (sůl) a inertního materiálu (písek, štěrk, struska) pro posyp silnic v zimním období, opadávající nečistoty z vozidel a ztráty převážného materiálu (Hnilicová, 2006).

Stejně tak výsledky ostatních výzkumů ukazují, že prvky uvolňované z automobilů představují nejvyšší úroveň znečištění půdy na silnicích s velkou hustotou provozu (Jankowski

et al. 2019; kdy fytoextrakce celkově odstraňuje kovy z půdy, zatímco fytostabilizace snižuje pohyblivost kovů v půdách (Rafati et al. 2011; Ali et al. 2013; Jeddi a Chaieb 2018). Je třeba poznamenat, že tato rozdílná odezva na příjem kovových polutantů přítomných v půdě (z prostředí) závisí na podmínkách prostředí a půdy, druzích rostlin a biologické dostupnosti těžkých kovů (Kabata-Pendias 2000; Rascio a Navari- Izzo 2011; Tyokumbur a Okorie 2011; Noman et al. 2014; Khan et al. 2016; Noman a Aqeel 2017).

7. Závěr

V této diplomové práci jsme se zaměřili na vyhodnocení znečištění ovzduší z automobilové dopravy. Testování proběhlo ve dvou lokalitách, a to v přírodní památce Kařezské rybníky a přírodní rezervaci Záplavy. Cílem bylo zjistit a ověřit postup umožňující efektivní monitoring depozice těžkých kovů založený na minimalizaci počtu jednotlivých kroků, včetně omezení manipulace se sebranými vzorky, aby byl postup jednoznačný, standardně opakovatelný a jeho výsledky reprodukovatelné. Pomocí analýzy AAS jsme zjistili zatížení ovzduší těžkými kovy. Naměřené koncentrace se pohybovaly v nízké až střední hodnotě.

V posledních letech automobilová doprava vzrostla a nejenom osobní, ale hlavně kamionová. Protože přes naši republiku vede hlavní tranzit od západu na východ, je naše republika přetížena kamiony. Možná by stálo za zamýšlení, opět přepravovat materiál, auta, uhlí a další věci po železnici.

Nejvíce bychom ale určitě pomohli našemu životnímu prostředí, kdybychom využívali více železnici, hromadnou integrovanou dopravu, alternativní paliva anebo udělali něco pro své zdraví a jeli na kole, koloběžce anebo šli pěšky.

8. Literatura

1. ADAMEC, V. a kolektiv (2008). *Doprava, zdraví a životní prostředí*. Praha: Grada. ISBN 978-80-247-2156-9
2. ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, MA. (2013). Phytoremediation of heavy metals concepts and applications. *Chemosphere* 91(7):869–881
3. ALLOWAY, B. J. (1990) *Heavy metals in soils*. New York: Halsted Press. ISBN 0470215984
4. ANDERSON, D. (1973). *Emission factors for trace substances*. US Environmental Protection Agency, Office of Air and Water Programs and Office of Air Quality Planning and Standards
5. ANDREINI, C., BANCI, L., BERTINI, I., ROSATO, A. (2006). Zinc through the three domains of life. *Journal of Proteome Research*. Volume 5. Issue 11. Pages 3173-3178
6. ANJUM S.A., TANVEER M., HUSSAIN S., ASHRAF U., KHAN I., WANG L. (2017) Alteration in Growth, Leaf Gas Exchange, and Photosynthetic Pigments of Maize Plants under Combined Cadmium and Arsenic Stress. *Water Air Soil Pollut.* 228:13. doi: 10.1007/s11270-016-3187-2
7. ARGOS M, KALRA T, RATHOUZ PJ, CHEN Y, PIERCE B, PARVEZ F, et al. (2010) Arsenic exposure from drinking water, and all-cause and chronic-disease mortalities in Bangladesh (HEALS): a prospective cohort study. *Lancet*. 376(9737):252–258
8. ARMIENTA, M. A.; ONGLEY, L. K.; RODRÍGUEZ R.; CRUZ O.; MANGO H.; VILLASEÑOR G. (2008). Arsenic distribution in mesquite (*Prosopis laevigata*) and huizache (*Acacia farnesiana*) in the Zimapán mining area, México. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*. Vol. 8(2), pages 191-197. DOI: 10.1144/1467-7873/07-144. <https://www.lyellcollection.org/doi/10.1144/1467-7873/07-144>
9. ARNIKA. 2014. Praha, dostupné online <https://arnika.org/kobalt>.
10. BÁRTA, M. (2019). *Chemické prvky kolem nás*. 2. upravené vyd. Brno: EDIKA. ISBN 978-80-266-1408-1, s.6-7
11. BARTOŠÍKOVÁ H. (2009). „Tvoříme a učíme se s ICT – kovy“. ESF projekt OP vzdělávání pro konkurenceschopnost. Opava.
12. BASKAR R, LEE KA, YEO R, YEOH K-W (2012) Cancer and radiation therapy: Current advances and future directions. *International Journal of Medical Sciences*. Volume 9. Issue 3, 27, Pages 193-199
13. BASZYNSKI T, KRUPA Z (1995) Some aspects of heavy metal toxicity towards photosynthetic apparatus-direct an indirect effects on light and dark reactions. *Acta Physiol. Plant.* 17:177-191
14. BENAVIDES M. P., GALLEGO M. S., TOMARO L. M. (2005) Cadmium toxicity in plants. *J. Plant Physiol.* 17 (1):21-34
15. BENCKO, V.; CIKRT, M.; LENER, J. (1995). *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. 2. přepracované a doplněné vyd., v Grada Publishing 1. vyd. Praha: Grada, s 282. ISBN 80-7169-150-X

16. BENCKO, V.; CIKRT, M.; LENER, J. (1984). *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. Praha: Avicenum, s. 263
17. BENCKO, V.; NOVÁK, J.; SUK, M. (2011). *Zdraví a přírodní podmínky: (medicína a geologie)*. Praha: Dolin. ISBN 978-80-905047-0-7
18. BENCKO, V. (1991). *Ambient air pollution in Czechoslovakia v: Proc. Symp. Air Pollution in Central and Eastern Europe: Health and Public Policy, Frýdek Místek*
19. BENCKO, V.; LENER, J.; MEJSTŘÍK, V. (1979). *Intoxikace ekologických systémů, zemědělských produktů a potravin těžkými kovy*. Sborník „Ekoprogram FMTIR“, Praha, s. 1-15
20. BENGTTSSON, S.; TYLER, G. (1976). Vanadium in the environment—a technical report. *Monitoring and Assessment Research Centre, University of London*.
21. BOJORQUEZ C., FRIAS-ESPERICUETA MG, VOLTOLINA D. (2016) Removal of cadmium and lead by adapted strains of *Pseudomonas aeruginosa* AND *Enterobacter cloacae*. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*. Volume 32, Issue 4, 2016, Pages 407-412. ISSN: 01884999
22. BURG RV (1997) Toxicology update. *J. Appl. Toxicol.* 17:425–431
23. CAROCCI A, CATALANO A, LAURIA G, SINICROPI MS, GENCHI G (2016) A review on mercury toxicity in food. In: Debasis B., Anand S., Stohs S.J., editors. *Food Toxicology*. CRC Press; Boca Raton, FL, USA, pp. 315–326. Chapter 16
24. CEMPEL M, NIKEL G NICKEL (2006). A review of its sources and environmental toxicology. *Pol. J. Environ. Stud.* 15:375–382
25. CIBULKA, J. (1991). *Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře*. Praha: Academia, s. 427. ISBN 80-200-0401-7
26. CLEMENS S. (2019). Evolution and function of phytochelatin synthases. *J. Plant Physiol.* 163(3):319-32. PMID: 16384624
27. COLLINS JF, KLEVAY LM. (2011). Copper. *Adv Nutr.* 2(6): 520–522. doi: 10.3945/an.111.001222
28. CRICHTON R. (2007). *Biological Inorganic Chemistry: A New Introduction to Molecular Structure and Function*
29. ČESKÝ HYDROMETEOROLOGICKÝ ÚSTAV. Dostupné z: <http://portal.chmi.cz>. [Online]
30. DASGUPTA R, CROWLEY BE, BARRY MAYNARD J. (2017). Organic and inorganic pollutant concentrations suggest anthropogenic contamination of soils along the Manali-Leh Highway, northwestern Himalaya, India. *Arch Environ Contam Toxicol* 72:505–518.
31. DE SILVA S, BALL AS, HUYNH T, REICHMAN SM. (2016). Metal accumulation in roadside soil in Melbourne, Australia: effect of road age, traffic density and vehicular speed. *Environ Pollut* 208:102–109
32. ĎURŤA, O.; K. Miloslav (2002). *Environmentálna geochémia niektorých ťažkých kovov*. 1. vyd. Bratislava: Univerzita Komenského, s. 115. ISBN 80-223–1657-1.

33. EMSLEY J (2003). *Nature's building blocks: an A–Z guide to the elements*. Oxford University Press. pp. 121–125. ISBN 978-0-19-850340-8.
34. FERGUSSON JE, RYAN DE. (1984). The elemental composition of street dust from large and small urban areas related to city type, source and particle size. *Sci Total Environ* 34:101–116.
35. GAMAKARANAGE CS, RODRIGO C, WEERASINGHE S, GNANATHASAN A, PUVANARAJ V, FERNANDO H. (2011). Complications and management of acute copper sulphate poisoning; a case discussion. *J Occup Med Toxicol*. 6: 34. doi: 10.1186/1745-6673-6-34
36. GENCHI G, CAROCCI A, LAURIA G, SINICROPI MS, CATALANO A. NICKEL (2020) Human Health and Environmental Toxicology. *Int J Environ Res Public Health*. 17(3):679. doi: 10.3390/ijerph17030679
37. GIBB H, HAVER C, GAYLOR D, RAMASAMY S, LEE JS, LOBDELL D, et al. (2011) Utility of recent studies to assess the National Research Council 2001 estimates of cancer risk from ingested arsenic. *Environ Health Perspect*. 119(3):284–290
38. GRAY PJ, NATALIA SUHALI-AMACHER N, RAY SD. (2017). Chapter 19 - *Metals and Metal Antagonists*. Editor(s): Sidhartha D. Ray. Side Effects of Drugs Annual. Elsevier. Volume 39. Pages 197-208. ISSN 0378-6080. ISBN 9780444639486
39. GREENWOOD NN, EARNSHAW A. (1993). *Chemie prvku 1. díl*. Informatorium Praha.
40. GÜNEY M, ONAY TT, COPTY NK (2009). Impact of overland traffic on heavy metal levels in highway dust and soils of Istanbul, Turkey. *Environ Monit Assess* 164:101–110
41. HAJEB P., SLOTH J. J., SHAKIBAZADEH S., MAHYUDIN N. A., AFSAH-HEJRI L. (2014) Toxic elements in food: Occurrence, binding, and reduction approaches. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*. Volume 13, Issue 4, July 2014, Pages 457-472. ISSN: 15414337
42. HAMMOND CR (2004). *The Elements, in Handbook of Chemistry and Physics* (81st ed.). CRC Press. ISBN 978-0-8493-0485-9.
43. HASAN SA, FARIDUDDIN Q, ALI B, HAYAT S, AHMAD A. (2009) Cadmium: toxicity and tolerance in plants. *J Environ Biol*. 30(2):165-74. PMID: 20121012.
44. HAZRAT, A.; EZZAT, K.; IKRAM, I. (2019). „Environmental Chemistry and Ecotoxicology of Hazardous Heavy Metals: Environmental Persistence, Toxicity, and Bioaccumulation“, *Journal of Chemistry*, vol. 2019, Article ID 6730305, 14 pages, 2019, <https://doi.org/10.1155/2019/6730305>
45. HILL, M. K. (2004). *Understanding environmental pollution: a primer*. 2nd ed. New York: Cambridge University Press. ISBN 0-521-52726-0
46. HNILICOVÁ, H. (2006). Nespalovací emise tuhých látek z dopravy. *Ochrana ovzduší. roč. 12, č. 5, s. 15-17. ISSN 1211-0337*
47. HOU, M., HU, C., XIONG, L., LU, CH. (2013). Tissue accumulation and subcellular distribution of vanadium in *Brassica juncea* and *Brassica chinensis*.

- Microchemical Journal*. Volume 110. Pages 575-578. ISSN 0026-265X.
<https://doi.org/10.1016/j.microc.2013.07.005>
48. HUDÁKOVÁ, M., CONEVA, I., HOLLÁ, K. (2016). *Hodnotenie environmentálnych rizík vyplývajúcich z emisií horenia pri požiaroch v budovách*. In: Krízový manažment. Žilinská univerzita v Žiline. ISSN 1336-0019. roč. 15 č. 1. s. 26-33
49. HUSTED, R.; et al. (2011). Thallium. In: LOS ALAMOS NATIONAL SECURITY. *Los Alamos National Lab*, <http://periodic.lanl.gov/>
50. CHAKRABORTY P, SAMPATH S, MUKHOPADHYAY M, SELVARAJ S, BHARAT GK, NIZZETTO L. (2019). Baseline investigation on plasticizers, bisphenol A, polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in the surface soil of the informal electronic waste recycling workshops and nearby open dumpsites in Indian metropolitan cities. *Environ Pollut* 248:1036–1045
51. CHANDRAKAR V., NAITHANI S.C., KESHAVKANT S. (2016) Arsenic-induced metabolic disturbances and their mitigation mechanisms in crop plants: A review. *Biologia*. 71:367–377. doi: 10.1515/biolog-2016-0052
52. CHELLAIAH ER (2018) Cadmium (heavy metals) bioremediation by *Pseudomonas aeruginosa*: a minireview(Review). *Applied Water Science*. Volume 8, Issue 6, 1 October 2018, Article number 154. ISSN: 21905487
53. CHEN, L. a kolektiv (2021). Vanadium in soil-plant system: Source, fate, toxicity, and bioremediation, *Journal of Hazardous Materials*, Volume 405, ISSN 0304-3894, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124200>
54. CHEN B., STEIN AF, CASTELL N., GONZALEZ-CASTANEDO Y., SANCHEZ AM (2016) Modeling and evaluation of urban pollution events of atmospheric heavy metals from a large Cu-smelter. *Science of the Total Environment*. Volume 539. January 01. Pages 17-25. ISSN: 00489697
55. CHEN L., ET AL. (2021). Vanadium in soil-plant system: Source, fate, toxicity, and bioremediation, *Journal of Hazardous Materials*, Volume 405, ISSN 0304-3894, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124200>.
56. CHRISTOFORIDIS, A., STAMATIS, N. (2009). Heavy metal contamination in street dust and roadside soil along the major national road in Kavala's region, Greece. *Geoderma* 151:257–263
57. IMTIAZ M., RIZWAN N.S., XIONG S., HAILAN LI H., ASHRAF M., SHAHZAD S.M., SHAHZAD M., RIZWAN M., TU S. (2015) Vanadium, recent advancements and research prospects: A review. *Environment International*. Volume 80, Pages 79-88
58. JANKOWSKI K, MALINOWSKA EA, CIEPIELA G, JANKOWSKA J, WIŚNIEWSKA KADŻAJAN B, SOSNOWSKI J. (2019). Lead and cadmium content in grass growing near an expressway. *Arch Environ Contam Toxicol* 76:66–75
59. JANNSEN, N. A.: VAN MANSON, D. F. M.: VAN DER JAGT, K. ET AL. (1997). Mass concentrations and elemental composition of airborne particulate matter at street and

- background locations. *Atmospheric Environment*, vol. 22, No. 12, p. 2639-2651. ISSN 1352-2310.
60. JARADAT QM, MOMANI KA. (1999). Contamination of roadside soil, plants, and air with heavy metals in Jordan, a comparative study. *Turk J Chem* 23:209–220.
61. JEDDI, K., CHAIEB, M. (2018). Evaluation of the potential of *Erodium glaucophyllum* L. for phytoremediation of metal-polluted arid soils. *Environ Sci Pollut Res* 25:36636–36644.
62. KABATA-PENDIAS, A. (2000). *Trace Elements in Soils and Plants*. CRC Press, Boca Raton.
63. KABATA-PENDIAS, A. (2011). *Trace elements in soils and plants*. 4th ed. Boca Raton: CRC Press. ISBN 14-200-9368-1
64. KABATA-PENDIAS, A., PENDIAS H. (2001). *Trace elements in soils and plants*. 3rd ed. Boca Raton, Fla.: CRC Press. p. 409. ISBN 0-8493-1575-1
65. KALIČINSKÁ, J. (2006). *Monitorování životního prostředí*. Ostrava: Pavel Klouda, s. 88. ISBN 978-80-86369-13-6
66. KAFKA, Z.; PUNČOCHÁŘOVÁ J. (2002). *Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita*. Chemické listy. Roč. 96, č. 7, s. 611-617. ISSN: 0009-2770
67. KAISER D, ROSEN C (2018). *Copper for crop production*. University of Minnesota extension. Online <https://extension.umn.edu/micro-and-secondary-macronutrients/copper-crop-production>
68. KLUGE B, WESSOLEK G. (2012). Heavy metal pattern and solute concentration in soils along the oldest highway of the world the AVUS autobahn. *Environ Monit Assess* 184(11):6469–6481
69. KOMÍNKOVÁ D. (2008). *Ekotoxikologie*. České vysoké učení technické. Praha.
70. KU H., ANDRESEN E. (2016) Mechanisms of metal toxicity in plants. *Metallomics*. 8: 269–285
71. KUBIER A., WILKIN R. T., PICHLER T. (2019) Cadmium in soils and groundwater: A review. *Applied Geochemistry*. Volume 108. ISSN 0883-2927, <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2019.104388>
72. LATA S., KAUR HP, MISHRA T. (2019) Cadmium bioremediation: a review. *IJPSR* (2019), Volume 10, Issue 9. E-ISSN: 0975-8232; P-ISSN: 2320-5148
73. LAVINIA B, FLORINA R, AUGUSTIN C (2018) Is it possible a nickel-free diet? *Acta Medica Marisiensis*. 64:5
74. LEE, D. H. K. (1972). *„Metallic contaminants and human health“*. New York, London, Academic Press, s. 241. ISBN: 978-0124406605
75. LEWIS, C. E. (1959). The Biological Effects of Vanadium, II. The Signs and Symptoms of Occupational Vanadium Exposure. *Journal of Occupational Medicine* 1(10):p 572, s. 497-503

76. LIN, CH.W. a kolektiv (2009). Early signalling pathways in rice roots under vanadate stress. *Plant Physiology and Biochemistry*. Volume 47. Issue 5. Pages 369-376. ISSN 0981-9428. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2009.01.005>.
77. LUILO, GB, OTHMAN, OC, MRUTU, A. 2014. Arsenic: a toxic trace element of public health concern in urban roadside soils in Dares Salaam City. *J Mater Environ Sci*. 56: 1742–1749.
78. MAHAJAN P., KAUSHAL J. (2018) Role of phytoremediation in reducing cadmium toxicity in soil and water. *Journal of Toxicology*. Volume 2018. Article ID 4864365. <https://doi.org/10.1155/2018/4864365>
79. MANDIWANA L. M., PANIČEV N. (2004). Electrothermal atomic absorption spectrometric determination of vanadium (V) in soil after leaching with Na₂CO₃. *Analytica Chimica Acta*. Volume 517. Issues 1–2, 26. Pages 201-206
80. MAREŠOVÁ, V. *Ekotoxikologie. Kovy. Průmyslové látky*. [online]. Ústav soudního lékařství a toxikologie [cit. 2023-03-20]. https://soudni.lf1.cuni.cz/file/5684/04_NT_Ekotoxikologie.pdf
81. MARSCHNER H (1995) *Mineral nutrition of higher plants*. Academic Press, London
82. MAŠEK, J., MATYÁŠ, Z. (1980) *Čs. Hyg.*, 25, 1980, s. 444-448
83. MC LAUGHLIN, M., SINGH, B.R. (1999). *Cadmium in Soil and Plants*. Dordrecht : Kluwer Academic Publisher. 271 p. ISBN 0792358430
84. MEHARG, AA (2002). Arsenic uptake and metabolism in arsenic resistant and non resistant plant species. *New Phytologist*. 2002, (154), 29-43
85. MINDEN H.: (1968). *Z. Ges, Hyg.*, 14, s. 344-347
86. MOSKALYK, RR; ALFANTAZI, AM (2003). Processing of vanadium: a review. *Minerals Engineering*. Volume 16. Issue 9. Pages 793-805. ISSN 0892-6875. [https://doi.org/10.1016/S0892-6875\(03\)00213-9](https://doi.org/10.1016/S0892-6875(03)00213-9)
87. MUÑOZ A, COSTA M (2012). Elucidating the mechanisms of nickel compound uptake: A review of particulate and nano-nickel endocytosis and toxicity. *Toxicol. Appl. Pharm.* 260:1–16. doi: 10.1016/j.taap.2011.12.014
88. NICHOLSON, K. W. (1988). Review of particle resuspension. *Atmospheric Environment*, vol. 22, p. 2639-2651. ISSN 1352-2310.
89. NEUBERG, J. et al. (1978). *Stopové prvky v rostlinné výrobě ČSR. Ministerstvo zemědělství a výživy ČSR. Státní zemědělské nakladatelství v Praze*.
90. NOIRFALISE, A.; HEUSGHEM, C.; Legros, J. (1967). *Arch. Belges Med. Soc.*, 25, s. 73-79
91. NOMAN A, ALI Q, HAMEED M, MEHMOOD T, IFTIKHAR T. (2014). Comparison of leaf anatomical characteristics of Hibiscus rosa-sinensis grown in Faisalabad region. *Pak J Bot* 46(1):199–206
92. NOVÁK, V. (1975). Sborník konference „Sledování výskytu toxických látek v poživatinách“. Plzeň.

93. NOVO LAB, ONISHI VC, BERNARDINO CAR, DA SILVA EF. (2017). Metal Bioaccumulation by Plants in Roadside Soils: Perspectives for Bioindication and Phytoremediation. In: Anjum N, Gill S, Tuteja N (eds) *Enhancing Cleanup of Environmental Pollutants*. Springer, Cham, pp 215–230
94. Nriagu JO, Azcue JM (1990) *Arsenic in the environment. Part I. Cycling and characterization*. New York: Wiley; 1990. pp. 1–15
95. OBERMAJER, J. (2000). *Přírodní rezervace Záplavy*. Kladno: Referát životního prostředí Okresního úřadu
https://ipac.svkkl.cz/arl-kl/cs/detail/?&idx=kl_us_auth*g0100593
96. PAGOTTO C, RÉMY N, LEGRET M, LE CLOIREC P. (2001). Heavy metal pollution of road dust and roadside soil near a major rural highway. *Environ Technol* 22(3):307–319.
97. PAJEĎ, I.; LINKOVÁ, H.; PONČÁK, O. (1982). *Čs. Hyg.*, 27, s. 450-455
98. PAVELKA, J.; ŠEBESTA, J. (1979). Sborník III. semináře o některých problémech chemizace v zemědělství a potravinářství, Praha 1979, s. 11.
99. PISCATOR, M. (1977). *Toxicology Of metals*. Vol. II. Environmental Health Effects. Research Series. *US, Environmental Protection Agency* 1977, s. 206-221
100. POLÁŠKOVÁ, A. (2011). *Úvod do ekologie a ochrany životního prostředí*. Praha: Karolinum, s. 283. ISBN 978-80-246-1927-9
101. QUARTACCI MF, PINZINO C, SGHERRI CLM, DALLA VECCHIA F, NAVARI-IZZO F (2000) Growth in excess copper induces changes in the lipid composition and fluidity of PSII-enriched membranes in wheat. *Physiol. Plant.* 108:87-93
102. RAFAT M, KHORASANI N, MOATTAR F, SHIRVANY A, MORAGHEBI F, HOSSEINZADEH S. (2011). Phytoremediation potential of *Populus alba* and *Morus alba* for cadmium, chromium and nickel absorption from polluted soil. *Int J Environ Res* 5:961–970
103. RASCIO N, NAVARI-IZZO F. (2011). Heavy metal hyperaccumulating plants: how and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant Sci* 180:169–181
104. REBELE F., LEHMANN C. (2001). Biological Flora of Central Europe: *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth. *Flora*. Volume 196, Issue 5, Pages 325-344, ISSN 0367-2530,
[https://doi.org/10.1016/S0367-2530\(17\)30069-5](https://doi.org/10.1016/S0367-2530(17)30069-5).
105. REBELE, F. (1996 b): *Konkurrenz und koexistenz bei ausdauernden ruderalpflanzen*. Verlag Dr. Kovac, Hamburg, Germany
106. RUOKONEN E-L, Linnainmaa M, Seuri M, Juhakoski P, Söderström K-O (1996) A fatal case of hard-metal disease. *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health*. Volume 22. Issue Pages 62-65
107. SÁNCHEZ, V. A. (2015). „Can transport come to TERMS with its environmental impact?“. *European Environment Agency*, vol. 2015,
<https://www.eea.europa.eu/articles/can-transport-come-to-terms>

108. SÆBØ A, POPEK R, NAWROT B, HANSLIN HM, GAWRONSKA H, GAWRONSKI SW. 2012. Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces. *Sci. Total Environ.* 427e428, 347e354. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.084>.
109. SASMAZ A, SEN O, KAYA G, YAMAN M, SAGIROGLU A. (2007). Distribution of thallium in soil and plants growing in the keban mining district of Turkey and determined by ICPMS. *ATOMIC SPECTROSCOPY* 28:157-163.
110. SJOBERG, S. G. (1950). Vanadium Pentoxide Dust. A Clinical and Experimental Investigation on its Effect after Inhalation. *Acta Medica Scandinavica*. Vol. 138 No.Suppl. 238 str., 188 str.
<https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/19502703490>
111. SMITH, K. S., HUYCK, H. L. O. (1999). An overview of the abundance, relative mobility, bioavailability, and human toxicity of metals. *Rev. Econ. Geol.* 6A. p. 2970
112. SONG X, KENSTON SSF, KONG L, ZHAO J (2017). Molecular mechanisms of nickel induced neurotoxicity and chemoprevention. *Toxicology*. 392:47–54. doi: 10.1016/j.tox.2017.10.00
113. SREEKANTH TVM, NAGAJYOTHI PC, LEE KD, PRASAD TNVKV (2013) Occurrence, physiological responses and toxicity of nickel in plants. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 10:1129–1140. doi: 10.1007/s13762-013-0245-9
114. Státní zdravotní ústav: Monitoring zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí. Subsystém I. Zdravotní důsledky a rizika znečištění ovzduší – Odborná zpráva za rok 2005, SZÚ, Praha, 2006 [online], <https://www.veronica.cz/ucinky-vyfkovych-plynu-z-automobilu-na-lidske-zdravi>
115. STOEPLER, M. (2003). *Heavy metals in soils. Trac Trends in Analytical Chemistry*. 15. VIII–IX. ISSN 01659936
116. SUTRADHAR KA, KAISER ED, ROSEN JC (2016). *Zinc for crop production*. University of Minnesota Extension
117. ŠUTA M. (2008): *Znečištění rtutí a olovem zůstává vážným problémem Evropy*. Archivováno 5. 3. 2009 na Wayback Machine., respekt.cz, 5. května 2008
118. TKACZYK AH, BARTL A, AMATO A, LAPKOVSKIS V, PETRANIKOVA M (2018) Sustainability evaluation of essential critical raw materials: Cobalt, niobium, tungsten and rare earth elements. *Journal of Physics D: Applied Physics*. Volume 51, Issue 20, Article number 203001
119. TKÁČOVÁ P. (2018). *Výskyt vybraných toxických kovů v půdě a zelené hmotě na odvalu Ema*. Diplomová práce. Vysoká škola Báňská – technická univerzita Ostrava. Katedra environmentálního inženýrství. Ostrava. Vedoucí práce: doc. Mgr. Eva Pertile, Ph.D. [online] <https://core.ac.uk/download/pdf/161964674.pdf>
120. TUDOREANU L. A., PHILLIPS C. J. (2004) Empirické modely akumulace kadmia v rostlinách kukuřice, žita a sóji. *J. Sci. Food Agric.* 84:845-852
121. TÜİK (2018), Türkiye İstatistik Kurumu Haber Bülteni, Motorlu Kaya Taşıtları, Sayı:27647.

122. TYOKUMBUR ET, OKORIE T. (2011). Bioconcentration of trace metals in tissues of two leafy vegetables widely consumed in South West Nigeria. *Biol Trace Elem Res* 140:215–224
123. VACHOVÁ, P.; VACH, M.; NAJNAROVA, E. (2017). Using expansive grasses for monitoring heavy metal pollution in the vicinity of roads, *Faculty of Environmental Sciences*. Czech University of Life Sciences Prague. Praha
124. VARGA J, BENKOVÁ N (2020) Riziká kontaminácie biotických a abiotických zložiek životného prostredia kadmium a olovom. *Krízový manažment*. ISSN: 1336 - 0019.
125. VASILUK L, SOWA J, SANBORN P, FORD F, DUTTON MD, HALE B (2019) Bioaccessibility estimates by gastric SBRC method to determine relationships to bioavailability of nickel in ultramafic soils. *Sci. Total Environ.* 673:685–693. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.04.059
126. WEBER F, KOWARIK I, SAUMEL I. (2014). Herbaceous plants as filters: immobilization of particulates along urban street corridors. *Environ. Pollut.* 186, 234e240. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.12.011>
127. WILKINSON G, COTTON FA. (1993). Anorganická chemie: souborné zpracování pro pokročilé: Advanced inorganic chemistry: a consistent text. Academia. Praha.
128. WOLF J., SANDSTEAD HH, RINK L. (2022). *Chapter 38 – Zinc*. Editor(s): Gunnar F. Nordberg, Max Costa. *Handbook on the Toxicology of Metals* (Fifth Edition). Academic Press. Pages 963-984. ISBN 9780128229460
129. XIUHUA L., LIN YU, CHANGZHAO W., XIANQIANG Y., AHMED M., JIALONG LV, SUN H. (2017), Sorption of vanadium (V) onto natural soil colloids under various solution pH and ionic strength conditions. *Chemosphere*. Volume 169. Pages 609-617
130. YAN, G.; MAO, L.; LIU, S, MAO Y, YE H, HUANG T, CHEN L. (2018). Enrichment and sources of trace metals in roadside soils in Shanghai, China: a case study of two urban/rural roads. *Sci Total Environ* 631–632: 942–950.
131. YANG J., TANG Y., YANG K., ROUFF AA, ELZINGA EJ, HUANG JH (2014). Leaching characteristics of vanadium in mine tailings and soils near a vanadium titanomagnetite mining site. *Journal of Hazardous Materials*. Volume 264. Pages 498-504.
132. ZHANG J, WU L, ZHANG Y, LI F, FANG X, MAO H. (2019). Elemental composition and risk assessment of heavy metals in the PM 10 fractions of road dust and roadside soil. *Particuology* 44:146–152
133. ZHANG, L.; LIU, X.; XIA, W.; ZHANG, W. (2014). Preparation and characterization of chitosan-zirconium(IV) composite for adsorption of vanadium (V). *International Journal of Biological Macromolecules*. Volume 64. Pages 155-161. ISSN 0141-8130. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2013.11.040>
134. ZHANG, YM; BAO, SX; LIU, T.; CHEN, TJ; HUANG, J. (2011) The technology of extracting vanadium from stone coal in China: History, current status and future

prospects. *Hydrometallurgy*. Volume 109. Issues 1–2. Pages 116-124. ISSN 0304-386X, <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2011.06.002>

135. <https://arnika.org/>
136. <https://www.cenia.cz/o-cenia/profil-organizace/>
137. https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2023/04/Zprava_ZPCR_2021.pdf
138. <https://cit.vfu.cz/>
139. https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/grafroc/groc/gr98cz/kap_0236/kap_0236.htm

9. Tabulky

- č. 1. Výsledky obsahu Vanadu v testované lokalitě PP Kařezské rybníky
- č. 2. Výsledky obsahu Vanadu v testované lokalitě PR Záplavy
- č. 3. Výsledky obsahu Chromu v testované lokalitě PP Kařezské rybníky
- č. 4. Výsledky obsahu Chromu v testované lokalitě PR Záplavy
- č. 5. Výsledky obsahu Kobaltu v testované lokalitě PP Kařezské rybníky

- č. 6. Výsledky obsahu Kobaltu v testované lokalitě PR Záplavy
- č. 7. Výsledky obsahu Niklu v testované lokalitě PP Kařezské rybníky
- č. 8. Výsledky obsahu Niklu v testované lokalitě PR Záplavy
- č. 9. Výsledky obsahu Mědi v testované lokalitě PP Kařezské rybníky
- č. 10. Výsledky obsahu Mědi v testované lokalitě PR Záplavy
- č. 11. Výsledky obsahu Zinku v testované lokalitě PP Kařezské rybníky
- č. 12. Výsledky obsahu Zinku v testované lokalitě PR Záplavy
- č. 13. Výsledky obsahu Arsenu v testované lokalitě PP Kařezské rybníky
- č. 14. Výsledky obsahu Arsenu v testované lokalitě PR Záplavy
- č. 15. Výsledky obsahu Kadmia v testované lokalitě PP Kařezské rybníky
- č. 16. Výsledky obsahu Kadmia v testované lokalitě PR Záplavy
- č. 17. Výsledky obsahu Titanu v testované lokalitě PP Kařezské rybníky
- č. 18. Výsledky obsahu Titanu v testované lokalitě PR Záplavy
- č. 19. Výsledky obsahu Olova v testované lokalitě PP Kařezské rybníky
- č. 20. Výsledky obsahu Olova v testované lokalitě PR Záplavy

10. Grafy

- č. 1. - Výsledky obsahu vanadu mezi lokalitou přírodní památky Kařezské rybníky a přírodní rezervací Záplavy
- č. 2. - Výsledky obsahu chromu mezi lokalitou přírodní památky Kařezské rybníky a přírodní rezervací Záplavy
- č. 3. - Výsledky obsahu kobaltu mezi lokalitou přírodní památky Kařezské rybníky a přírodní rezervací Záplavy

- č. 4. - Výsledky obsahu niklu mezi lokalitou přírodní památky Kařezské rybníky a přírodní rezervací Záplavy
- č. 5. - Výsledky obsahu mědi mezi lokalitou přírodní památky Kařezské rybníky a přírodní rezervací Záplavy
- č. 6. - Výsledky obsahu zinku mezi lokalitou přírodní památky Kařezské rybníky a přírodní rezervací Záplavy
- č. 7. - Výsledky obsahu arsenu mezi lokalitou přírodní památky Kařezské rybníky a přírodní rezervací Záplavy
- č. 8. - Výsledky obsahu kadmia mezi lokalitou přírodní památky Kařezské rybníky a přírodní rezervací Záplavy
- č. 9. - Výsledky obsahu olova mezi lokalitou přírodní památky Kařezské rybníky a přírodní rezervací Záplavy
- č. 10. - Výsledky obsahu olova mezi lokalitou přírodní památky Kařezské rybníky a přírodní rezervací Záplavy

11. Přílohy

11.1. Plán péče o přírodní památku Kařezské rybníky

Plán péče o přírodní památku Kařezské rybníky

na období 2019 - 2034



říjen 2018

Plán péče pro přírodní památku „Kařezské rybníky“ na období 2019–2034

1. Základní údaje o zvláště chráněném území

1.1. Základní identifikační údaje

Evidenční kód: 1566

Kategorie ochrany: přírodní památka (dříve chráněný přírodní výtvar)

Název území: Kařezské rybníky

Druh právního předpisu, kterým bylo území vyhlášeno: vyhláška

Orgán, který předpis vydal: Okresní národní výbor Rokycany

Datum platnosti předpisu: 1. 4. 1992

Datum účinnosti předpisu: 1. 4. 1992

1.2. Údaje o lokalizaci území

kraj: Plzeňský

okres: Rokycany

obec s rozšířenou působností: Rokycany

obec s pověřeným obecním úřadem: Kařez

katastrální území: Kařez, Kařízek

Přílohy:

Mapa 1. Orientační mapa s vyznačením ZCHÚ

Mapa 2. Situační mapa s vyznačením ZCHÚ

1.3. Vymezení území podle současného stavu katastru nemovitostí

1.3.1. Přírodní památka

Katastrální území č. 664235 Kařízek					
Číslo parcely podle KN	Druh pozemku podle KN	Způsob využití pozemku podle KN	Číslo listu vlastnictví	Výměra parcely celková podle KN (m ²)	Výměra parcely v ZCHÚ (m ²)
286/6	ostatní plocha	jiná plocha	4	2283	2283
288/1	vodní plocha	rybník	4	182253	182253
359	vodní plocha	rybník	4	43945	43945
311/4	vodní plocha	zamokřená plocha	4	663	663
373/3	vodní plocha	rybník	4	26511	26511

373/4	vodní plocha	rybník	4	887	887
Vlastník: LV 4 Colloredo-Mannsfeld Jerome Dipl. Ing., Švabinská č.p. 279, 338 08 Zbiroh.					
Katastrální území č. 664227 Kařez					
Číslo parcely podle KN	Druh pozemku podle KN	Způsob využití pozemku podle KN	Číslo listu vlastnictví	Výměra parcely celková podle KN (m ²)	Výměra parcely v ZCHÚ
241/1	vodní plocha	rybník	476	220505	220505
241/2	vodní plocha	rybník	476	151436	151436
241/3	vodní plocha	zamokřená plocha	60001	17753	17753
241/14	vodní plocha	zamokřená plocha	610	5096	5096
241/24	vodní plocha	zamokřená plocha	476	2732	2732
493/1	vodní plocha	koryto vodního toku umělé	610	166	166
493/2	vodní plocha	koryto vodního toku umělé	476	259	259
Vlastníci: LV 476 Colloredo-Mannsfeld Jerome Dipl. Ing., Švabinská č.p. 279, 338 08 Zbiroh; LV 610 Obec Cekov, č.p. 23, 338 08 Zbiroh; LV 60001 Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Kaplanova 1931/1, Chodov, 148 00 Praha 4.					
Celková výměra ZCHÚ dle vyhlášky (ha)					66,5939
Celková výměra ZCHÚ dle KN (ha)					65,4489

Příloha:

Mapa 3. Katastrální mapa s vyznačením ZCHÚ

1.3.2. Ochranné pásmo

Pro vymezené ochranné pásmo byl zpracován samostatný přehled parcel (viz tab. 1 v příloze).

Přílohy:

Tab. 1. Přehled parcel v ochranném pásmu PP Kařezské rybníky.

Mapa 4. Katastrální mapa na podkladu leteckého snímku se zákresem hranic ZCHÚ a jeho ochranného pásma

1.4. Výměra území a jeho ochranného pásma

Souhrnné výměry parcel v ZCHÚ Kařezské rybníky			
Katastrální území: Kařízek, Kařez			
Druh pozemku	Plocha ZCHÚ v ha	Způsob využití pozemku	Plocha ZCHÚ v ha
vodní plochy	65,2206	Rybník	62,5537
		zamokřená plocha	2,6244
		koryto vodního toku umělé	0,0425
ostatní plochy	0,2283	jiná plocha	0,2283
Plocha celkem	65,4489		

Orientační výměra ochranného pásma: 7,9756 ha.

1.5. Překryv území s jinými chráněnými územími

Národní park: nenachází se

Chráněná krajinná oblast: nenachází se

Jiný typ chráněného území: nenachází se

Natura 2000

Ptačí oblast: nenachází se

Evropsky významná lokalita: ne

1.6. Kategorie IUCN

III. – přírodní památka

1.7. Předmět ochrany ZCHÚ

1.7.1. Předmět ochrany podle zřizovacího předpisu

Ve vyhlášce Okresního úřadu Rokycany ze dne 1. 4. 1992 je v článku 1 uvedeno:

„V okrese Rokycany se zřizuje přírodní výtvar Kařezské rybníky k ochraně hnízdišť a tahové lokality vodního ptactva.“

1.7.2. Hlavní předmět ochrany ZCHÚ – současný stav

A. Ekosystémy

Název společenstva	Podíl plochy v ZCHÚ (%)	Charakteristika
a) vegetace letněných rybníků		

Efemerní vegetace v pobřežních rybníčních zónách s obnaženou vlhkou půdou; svaz <i>Eleocharition ovatae</i> (M2.1)	< 0,1	Přechodná společenstva krátkověkých vlhkomilných druhů s <i>Carex bohemica</i> , <i>Eleocharis ovata</i> , <i>E. acicularis</i> , <i>Potentilla supina</i> , <i>Persicaria hydropiper</i> , <i>Alopecurus aequalis</i> , <i>Oenanthe aquatica</i> apod. Rychlá kolonizace na obnažené vlhké půdě, v důsledku nepříznivých podmínek však zastoupena pouze sporadicky.
Název společenstva	Podíl plochy v ZCHÚ (%)	Charakteristika
b) rákosiny eutrofních stojatých vod		
Cenózy s převahou <i>Phragmites australis</i> , <i>Glyceria maxima</i> a <i>Typha latifolia</i> , v malé míře také porosty s dm <i>Sparganium erectum</i> nebo <i>Typha angustifolia</i> ; svaz <i>Phragmition australis</i> (M1.1)	4	Obvykle v podobě druhově ochuzených liniových porostů v mělce zaplavovaných litorálních zónách rybníků. Souvislejší porosty na pobřeží Hořejšího a Dolejšího Kařezského rybníka. Místy přechody k vegetaci vysokých ostřic.
c) vegetace vysokých ostřic		
Cenózy s převahou <i>Carex acuta</i> , v menší míře také porosty s dm <i>Carex disticha</i> , <i>C. vesicaria</i> a <i>Phalaris arundinacea</i> ; svaz <i>Magno-Caricion gracilis</i> (M1.7)	3	Většinou na přechodu mezi litorálními zónami rybníků a obhospodařovanými loukami, často na mokřadních nelesních plochách v okolí příkopů a odvodňovacích stuh. Výskyt především na JZ pobřeží Hořejšího Kařezského rybníka a Z pobřeží Dolejšího Kařezského rybníka.
d) travní porosty		
Květnaté luční biotopy v podobě fytoecologicky nevyhraněných porostů z okruhu vegetace nízkých ostřic (svaz <i>Caricion canescenti-nigrae</i> ; R2.2), vlhkých pcháčových luk (svaz <i>Cathion palustris</i> ; T1.5), střídavě vlhkých bezkolencových luk (svaz <i>Molinion caeruleae</i> ; T1.9). Okrajově cenózy inklinující k aluviálními psárkovým loukám; svaz <i>Deschampsion cespitosae</i> (T1.4).	< 0,5	V ZCHÚ pouze sporadicky. 1) S okraj druhově pestré botanicky cenné loučky u JV pobřeží Dolejšího Kařezského rybníka. Zde mozaikovitě porosty s hojným zastoupením <i>Festuca rubra</i> , <i>Holcus lanatus</i> , <i>Anthoxanthum odoratum</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i> , <i>Geranium pratense</i> , <i>Plantago lanceolata</i> , <i>Galium boreale</i> , <i>Colchicum autumnale</i> a <i>Cirsium canum</i> . Výskyt <i>Carex hartmanii</i> , <i>C. otrubae</i> , <i>Dactylorhiza majalis</i> , <i>Valeriana dioica</i> , <i>Trollius altissimus</i> . 2) Z okraj údolní pravidelně kosené louky nad SZ pobřežím Dolejšího Kařezského rybníka. Zde přechodová stadia mezi aluviálními psárkovými loukami a vlhkými pcháčovými loukami. Z trav v převaze <i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Holcus lanatus</i> , <i>Festuca pratensis</i> , <i>Festuca rubra</i> , z dvouděložných druhů <i>Ranunculus acris</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i> , <i>Lathyrus pratensis</i> , <i>Cirsium palustre</i> . Podobné typy porostů evidovány především v kontaktním ochranném pásmu.
e) mokřadní vrbiny		

Keřové cenózy s převahou <i>Salix cinerea</i> , v příměsi <i>Salix aurita</i> a některé vlhkomilné stromové dřeviny včetně <i>Populus tremula</i> ; svaz <i>Salicion cinereae</i> (M1.7)	< 1	Porosty keřových vrbín omezeně vyvinuty na pobřeží Hořejšího a Dolejšího Kařezského rybníka, místy tvoří zapojené liniové porosty. V ZCHÚ spíše okrajově, hojnější výskyt především v kontaktním ochranném pásmu.
f) údolní jasanovo-olšové luhy		
Fragmenty mokřadních olšin s <i>Alnus glutinosa</i> ; svaz <i>Alnion incanae</i> (L2.2)	< 1	Cenózy vzniklé převážně spontánním vývojem, na J pobřeží Hořejšího a Dolejšího Kařezského rybníka. Z doprovodných dřevin <i>Salix fragilis</i> , <i>S. cinerea</i> , <i>Quercus robur</i> , <i>Populus tremula</i> , <i>Betula pendula</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , v podrostu hojně <i>Rubus</i> sp., <i>Carex brizoides</i> a <i>Athyrium filix-femina</i> . Sporadicky výskyt <i>Primula veris</i> .
Přírodovědně cenná společenstva celkem	ca 8,5	

B. Druhy

Přehled zjištěných zákonem chráněných a vzácnějších druhů:

- ptáci – viz tab. 2 v příloze;
- ostatní fauna – viz tab. 3 v příloze;
- flóra – viz tab. 4 v příloze.

1.8. Předmět ochrany EVL a PO, s kterými je ZCHÚ v překryvu

ZCHÚ není v překryvu s žádnými EVL a PO.

1.9. Cíl ochrany

Území Kařezských rybníků představuje přírodovědecky cennou lokalitu, která je význačná nejen z ornitologického, ale i z botanického hlediska. Dlouhodobým cílem péče o toto území je zachování a podpora populací zákonem chráněných a vzácnějších druhů živočichů, především avifauny, a dále i populací zákonem chráněných a vzácnějších druhů rostlin. Zvýšenou pozornost si rovněž zaslouží kulturně a historicky cenné biotopy v podobě alejí na hrázích rybníků. Důraz je kladen také na celkové zachování estetické hodnoty chráněného území, především z krajinoekologického hlediska.

Náhled do Plánu péče pro přírodní památku „Kařezské rybníky“ na období 2019–2034

11.2. Přírodní památka Kařezské rybníky



Obr. č. 7 Označení přírodní památky Kařezské rybníky. Foto: autor DP



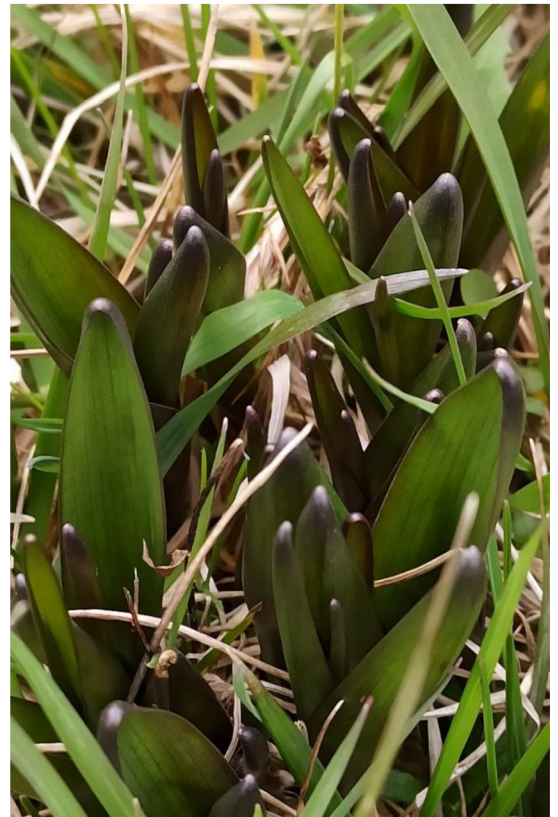
Obr. č. 8 Viola vonná, lokalita Kařezský rybník dolní.
Foto: autor DP



Obr. č. 9 Orsej jarní, lokalita Kařezský rybník
hořejší. Foto: autor DP



Obr. č. 10 Devěsíl lékařský, Kařezský rybník dolní.
Foto: autor DP



Obr. č. 11 Ocún jesenní (naháček), Bechyňský
rybník. Foto: autor DP



Obr. č. 12,13 Prvosienka jarní, mokřad u Německého rybníka. Foto: autor DP



Obr. č. 14 Blatouch bahenní, mokřad u Německého rybníka.

Foto: autor DP

Obr. č. 15 Sasanka hajní, břeh Kařezského

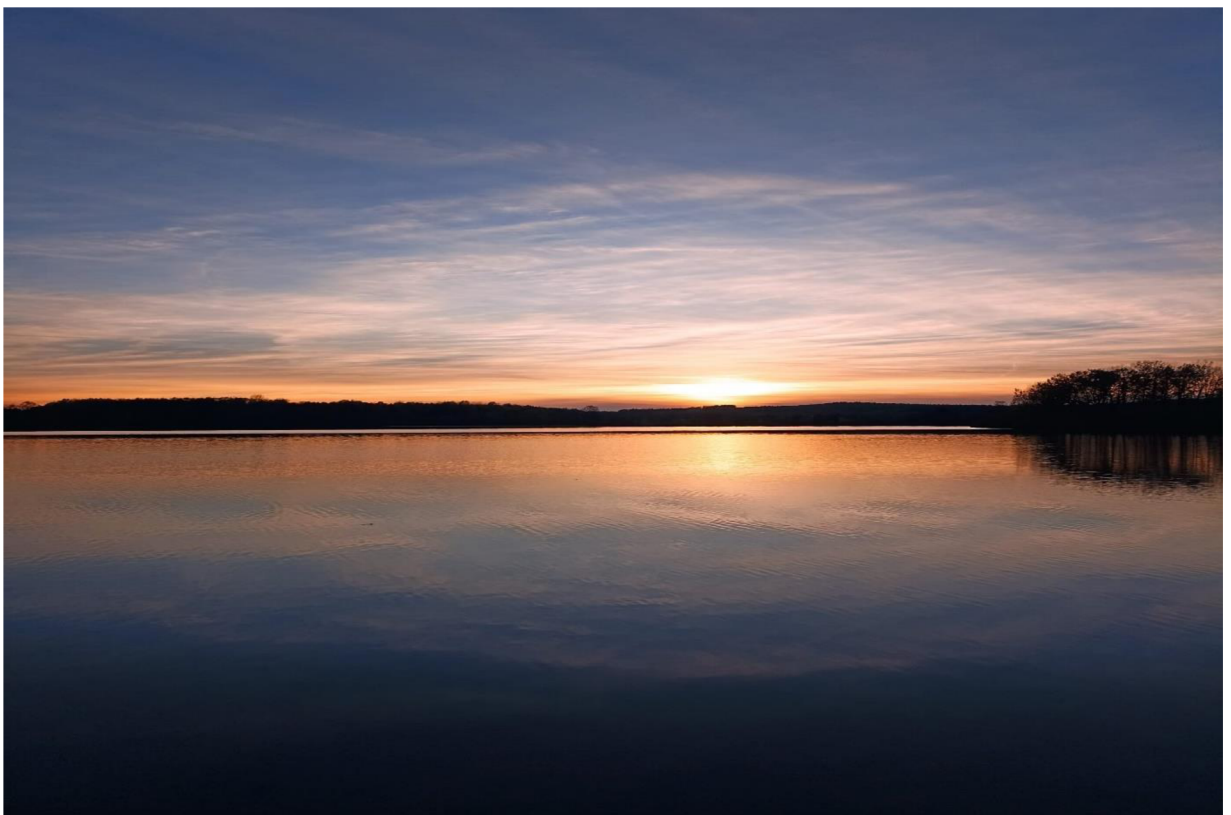
rybníka dolního. Foto: autor DP



Obr. 16 Labuť velká, obývá všechny rybníky na území PP Kařezské rybníky. Foto: autor DP



Obr. č. 17 Plašič kormoránů a volavek. Foto: autor DP

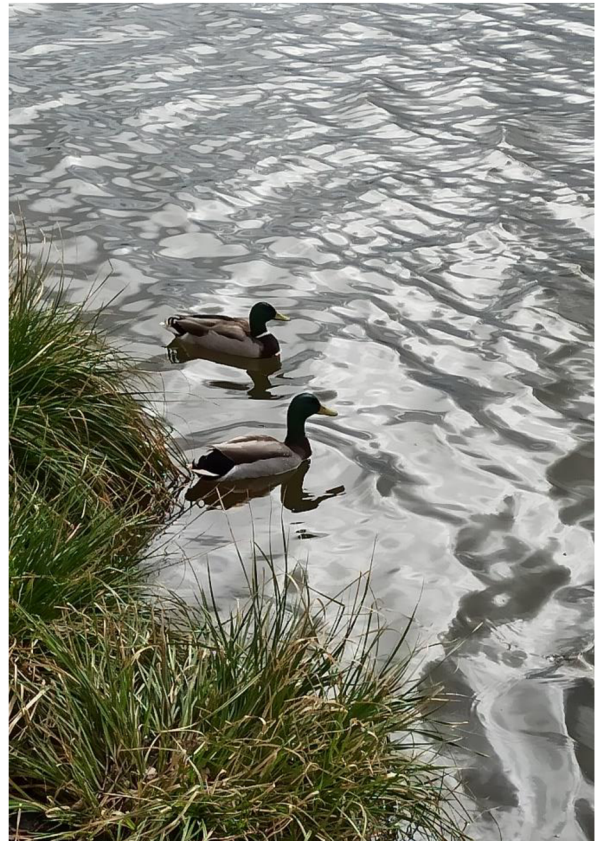


Obr. š.18 Západ slunce nad Kařezským rybníkem. Foto: autor DP

11.3. Přírodní rezervace Záplavy



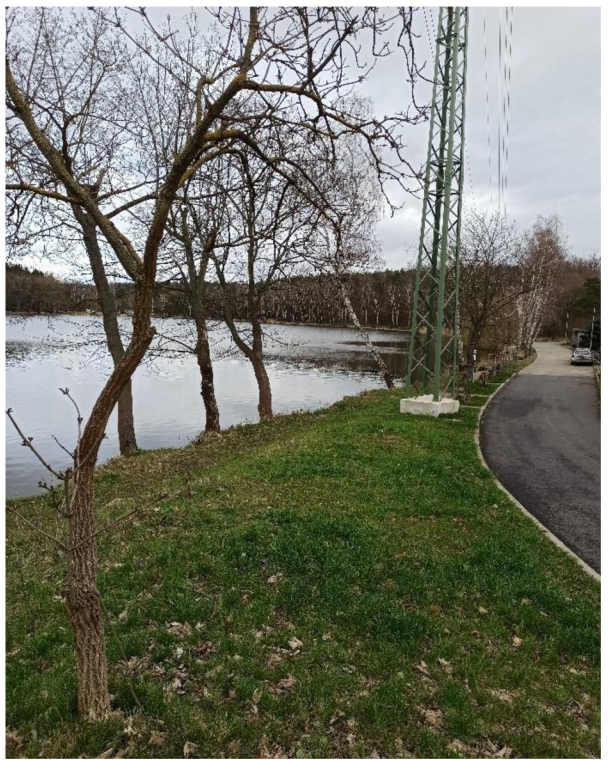
Obr. č. 19 Turyňský rybník



Obr. č. 20 Kachna divoká, Turyňský rybník



Obr. č.21 Dálnice D6



Obr. č. 22 Drvotova stezka

11.4. Zařízení Stanice technické kontroly v Mýtě



Obr. č. 23 Analyzátor výfukových plynů.



Obr. č. 24 Opacimetr – měří kouřivost (nafta).



Obr. č. 25 Detektor na měření LPG (umístěn na stropu)



Obr. č. 26 Detektor CNG (umístěn u země)

11.5. Práce v laboratoři



Obr. č. 27 Vážení lahve s třtinou křovištní



Obr. č. 28 Příprava na filtraci vzorků



Obr. č. 29 Příprava na filtraci vzorků



Obr. č. 29 Vzorky s prvky