

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Kvalita zeleniny pěstované na půdě antropogenně
kontaminované rizikovými prvky**

Bakalářská práce

**Eliška Zátková
Výživa a potraviny**

prof. Ing. Daniela Pavlíková, CSc.

© 2023 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Kvalita zeleniny pěstované na půdě antropogenně kontaminované rizikovými prvky" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské 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 bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 21.4.2023

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucí mé bakalářské práce prof. Ing. Daniele Pavlíkové, CSc. za odborné rady, vstřícnost a bezproblémovou spolupráci. Dále bych ráda poděkovala Ing. Veronice Zemanové, Ph.D. za pomoc při práci v laboratoři, zpracování a vyhodnocení výsledků.

Kvalita zeleniny pěstované na půdě antropogenně kontaminované rizikovými prvky

Souhrn

Cílem této práce bylo porovnat kvalitu zeleniny pěstované na půdách s různým složením a rozdílnou kvalitou. Jako kontrolní byla použita půda odebraná na území Praha-Suchdol, která obsahovala přirozeně se vyskytující množství kadmia, olova a zinku, konkrétně $0,4 \pm 0,01$ mg/kg kadmia, $36,6 \pm 1,6$ mg/kg olova a $93,1 \pm 1,5$ mg/kg zinku. Druhá použitá půda byla ovlivněna antropogenní činností, která na daném území Příbramsko-Podlesí v minulosti probíhala a obsahovala tedy větší množství zmíněných kovů. V půdě Podlesí se vyskytovalo $6,5 \pm 1,06$ mg/kg kadmia, $1560,2 \pm 167,1$ mg/kg olova a $243,4 \pm 8,2$ mg/kg zinku.

Zelenina byla pěstována v nádobových pokusech ve skleníku. Z každé půdy byly založeny 4 nádoby. K pokusu byly použity zástupci kořenové a listové zeleniny. Jako zástupce kořenové zeleniny byla použita mrkve obecná (*Daucus carota* L. odrůda NANTES 5), jako zástupce zeleniny listové byl použit špenát setý (*Spinacia oleracea* L. odrůda MATADOR). Mrkev byla sklizena po 98 dnech růstu, špenát po 40 dnech růstu. Oba druhy zeleniny byly sklizeny v době konzumní zralosti.

Předpokladem naší práce bylo, že zelenina pěstovaná na kontaminované půdě Podlesí bude akumulovat větší množství kovů ve svých pletivech než zelenina pěstovaná na kontrolní půdě Suchdol. Dále jsme se zabývali tím, jak akumulace rizikových prvků ovlivní obsah dalších látek a prvků v rostlině, jako jsou dusičnany nebo draslík. Výsledky nádobového pokusu umožnily ověření všech těchto hypotéz. Zelenina pěstovaná na půdě Podlesí akumulovala větší množství kovů (Cd, Pb, Zn) ve svých pletivech než zelenina pěstovaná na kontrolní půdě Suchdol. Pro příklad můžeme uvést akumulaci kadmia u mrkve. Na variantě Suchdol obsahovala sušina nati mrkve $0,28 \pm 0,05$ mg Cd/kg, sušina kořene mrkve $0,04 \pm 0,02$ mg Cd/kg. U varianty Podlesí obsahovala sušina nati mrkve $13,75 \pm 1,08$ mg Cd/kg, sušina kořene mrkve $4,77 \pm 0,51$ mg Cd/kg. Dále pokus ukázal, že špenát v porovnání s mrkví akumuloval větší množství kovů ve svých pletivech. Obsah kadmia v listech špenátu, pěstovaném na variantě Podlesí, byl $187,71 \pm 18,17$ mg/kg. Obsah kadmia byl tedy u špenátu 13,5krát větší než obsah kadmia v mrkvi. Mezi další sledované znaky u pěstované zeleniny patřila například stavba kořene u špenátu nebo výnos čerstvé biomasy.

Výsledky pokusu potvrdily, že zelenina pěstovaná na antropogenně znečištěné půdě Podlesí akumulovala větší množství rizikových prvků než zelenina, která byla pěstována na půdě Suchdol. Ukázaly, že konzumace testované zeleniny pěstované na půdě z regionu Příbram-Podlesí pravděpodobně povede k nepříznivým účinkům na zdraví.

Klíčová slova: kadmium; nitráty; olovo; zelenina; zinek

Quality of vegetables grown on soil anthropogenically contaminated with risk elements

Summary

The aim of this study was to compare the quality of vegetables grown on soils with different composition and quality. Soil sampled in the Prague-Suchdol area was used as a control treatment and contained naturally occurring levels of cadmium, lead and zinc, namely 0.4 ± 0.01 mg/kg cadmium, 36.6 ± 1.6 mg/kg lead and 93.1 ± 1.5 mg/kg zinc. The second soil was contaminated by anthropogenic activities in the area of the Příbram-Podlesí and contained higher amounts of the mentioned metals. The Podlesí soil contained 6.5 ± 1.06 mg/kg cadmium, 1560.2 ± 167.1 mg/kg lead and 243.4 ± 8.2 mg/kg zinc.

The vegetables were grown in pot experiments in a greenhouse. Four pots were established from each soil. For the experiment were used carrot (*Daucus carota* L. cv. NANTES 5) – root vegetable, and spinach (*Spinacia oleracea* L. cv. MATADOR) - leafy vegetable. Carrot was harvested after 98 days of growth, spinach after 40 days of growth. Both vegetables were harvested at the time of consumption maturity.

We hypothesed that vegetables grown on the contaminated soil of Podlesí would accumulate more metals than vegetables grown on the control soil of Suchdol. We also determined the effect of risk elements on the content of other substances and elements in the plant, such as nitrate or potassium. The results of the pot experiment allowed us to test all these hypotheses. Vegetables grown on Podlesí soil accumulated higher amounts of metals (Cd, Pb, Zn) in their weeds than vegetables grown on the control soil Suchdol. As an example, we can mention the Cd accumulation in carrot. In the Suchdoltreatment, the dry weight of carrot aboveground biomass contained 0.28 ± 0.05 mg Cd/kg, the dry weight of carrot root contained 0.04 ± 0.02 mg Cd/kg. In the Podlesítreatment, the dry weight of carrot aboveground biomass contained 13.75 ± 1.08 mg Cd/kg, the dry weight of carrot root contained 4.77 ± 0.51 mg Cd/kg. Furthermore, the experiment showed that spinach accumulated higher amounts of metals compared to carrot, spinach leaves accumulating 187.71 ± 18.17 mg Cd/kg. Thus, the cadmium content of spinach was 13.5 times higher than that of carrot. Other traits observed in the cultivated vegetables included root structure in spinach and fresh biomass yield.

The results of the experiment confirmed that vegetables grown on anthropogenically polluted Podlesí soil accumulated higher amounts of risk elements than vegetables grown on Suchdol soil. They showed that the consumption of tested vegetables grown on soil from Příbram - Podlesí region is likely to lead to adverse health effects.

Keywords: cadmium; nitrates; lead; vegetables; zinc

Obsah

1	Úvod.....	8
2	Cíl práce.....	9
3	Literární rešerše.....	10
3.1	Zelenina.....	10
3.1.1	Význam zeleniny ve výživě člověka	10
3.1.2	Konzumace zeleniny	10
3.1.3	Chemické složení zeleniny	11
3.1.3.1	Voda.....	11
3.1.3.2	Sacharidy a vláknina	11
3.1.3.3	Minerální látky	12
3.1.3.4	Vitaminy.....	12
3.2	Kontaminace zeleniny toxickými prvky	12
3.2.1	Příjem prvků rostlinou	12
3.2.2	Přirozené zdroje.....	13
3.2.2.1	Kadmium.....	13
3.2.2.2	Zinek.....	13
3.2.2.3	Olovo.....	14
3.2.3	Antropogenní zdroje.....	14
3.2.3.1	Kadmium.....	15
3.2.3.2	Zinek.....	15
3.2.3.3	Olovo.....	15
3.2.4	Ochrana před kontaminací	15
3.3	Charakteristika jednotlivých prvků	16
3.4	Akumulace prvků v rostlinách	17
3.4.1	Půda	17
3.4.2	Faktory ovlivňující příjem prvků	17
3.4.3	Kadmium.....	17
3.4.4	Zinek.....	18
3.4.5	Olovo.....	18
3.5	Vliv prvků na rostlinu	19
3.5.1	Kadmium.....	19
3.5.2	Zinek.....	19
3.5.3	Olovo.....	20
3.6	Vliv prvků na lidské zdraví.....	20

3.6.1	Kadmium	21
3.6.2	Zinek.....	22
3.6.3	Olovo.....	22
4	Metodika	24
4.1	Vegetační nádobový pokus	24
4.1.1	Mrkev obecná	25
4.1.2	Špenát setý.....	25
4.2	Analytické stanovení parametrů	26
4.2.1	Příprava biomasy pro analýzu.....	26
4.2.2	Stanovení obsahu prvků	26
4.2.3	Stanovení obsahu nitrátů.....	27
4.3	Statistická analýza	27
5	Výsledky	28
5.1	Výnos čerstvé biomasy	28
5.2	Délka a vzhled kořene	30
	31	
5.3	Obsah dusičnanů	31
5.4	Akumulace kadmia	32
5.5	Akumulace zinku	33
5.6	Akumulace olova	34
5.7	Obsah draslíku	34
6	Diskuze	36
6.1	Výnos čerstvé biomasy	36
6.2	Akumulace těžkých kovů	36
6.3	Obsah dusičnanů	37
6.4	Obsah draslíku	38
7	Závěr	39
8	Literatura.....	40

1 Úvod

Kvalita a bezpečnost potravin je v dnešní době jedna z nejdůležitějších otázek veřejného zdraví. Významným rizikem pro zdraví potenciálních spotřebitelů jsou potraviny, které jsou kontaminovány těžkými kovy, jako je kadmium a olovo, jejichž kontaminace překračuje maximální přípustné limity pro potravinářské výrobky (Rusin et al. 2021). Hromadění těchto prvků v lidském těle do určité míry způsobuje změny fyziologických funkcí, které se mohou projevit "karcinogenními", "teratogenními" a "mutagenními" účinky (Li et al. 2023).

K tomu, aby si lidé udrželi a podpořili své zdraví, se doporučuje konzumovat zeleninu, a to nejlépe 400 g denně (Natesh et al. 2017). Zelenina je čerstvá a jedlá část bylinných rostlin (Hanif et al. 2006). Slouží jako zdroj vody, vlákniny, bílkovin (luštěniny), minerálních látek, stravitelných sacharidů a rezistentního škrobu (Vicente et al. 2022). Je důležitou potravinou, která napomáhá člověku k udržení zdraví a předcházení nemocem (Hanif et al. 2006).

Kvalitu pěstované zeleniny nejvíce ovlivňuje půda, na které je zelenina pěstována (Rizwan et al. 2017). Kontaminace půdy rizikovými prvky je v dnešní době velmi rozšířená a je nevyhnutelným důsledkem stále rostoucí průmyslové a těžební činnosti (Wang et al. 2022). Pokud příjem rizikových prvků převyšuje jejich vylučování, mluvíme o jejich bioakumulaci v biologických systémech (Collin et al. 2022). Rostliny mohou přijímat kovy svými nadzemními částmi, kořeny nebo kombinací obou částí. Množství kovu absorbovaného rostlinou záleží na koncentraci a speciaci kovu v půdním roztoku, přemístění z půdy na povrch kořene a dále na přenosu z povrchu kořene do kořene (Patra et al. 2004). Při příjmu prvků rostlinou záleží také na jejich dostupnosti v půdě (Kirkham 2006).

S vypěstováním zeleniny na kontaminované půdě souvisí také její začlenění do potravního řetězce a následná konzumace člověkem, která může mít na lidské zdraví negativní účinky. Rizikové prvky mohou být příčinou mnoha chronických onemocnění člověka

(Rusin et al. 2021). Při nadměrném příjmu toxických prvků může dojít k otravě (Trebichavský et al. 1997). Otrava těžkými kovy může mít chronické nebo akutní účinky. Mezi chronické účinky můžeme řadit neurologické poruchy, fyzické abnormality, svalové účinky nebo genetické a s tím spojené dědičné problémy. Jako akutní účinky můžeme označit zvracení, dehydrataci, nevolnost, ospalost nebo bolesti břicha (Collin et al. 2022).

2 Cíl práce

Cílem práce bylo zhodnotit změny v kvalitě zelenin pěstovaných na půdě, která byla v minulosti kontaminována hutní činností a která obsahuje zvýšené množství Cd, Pb, Zn.

Hypotéza:

- 1) Vlivem kontaminace půdy dojde ke snížení výnosu pěstované produkce.
- 2) Kontaminace půdy zvýší obsah toxických prvků v pěstované produkci.
- 3) Kontaminace půdy ovlivní obsah makro- a mikroprvků a zvýší obsah nitrátového dusíku v pěstovaných zeleninách.

3 Literární rešerše

3.1 Zelenina

Zelenina je čerstvá a jedlá část bylinných rostlin (Hanif et al. 2006). Slouží jako zdroj vody, vlákniny, bílkovin (luštěniny), minerálních látek, stravitelných sacharidů a rezistentního škrobu (Vicente et al. 2022). Je obecně označována za „ochrannou potravinu“ díky svým rozmanitým zdravotním přínosům. Tyto přínosy jsou přisuzovány hlavně velkému obsahu vitamínů, esenciálních mastných kyselin, minerálních látek, aminokyselin, vlákniny a dalších esenciálních bioaktivních látek (Natesh et al. 2017). Mezi bioaktivní látky můžeme řadit fytoosteroly a karotenoidy, mezi které patří lykopen, glukosinoláty nebo fenoly (Vicente et al. 2022). Tyto látky můžeme také obecně nazývat nutraceutika. Jedná se o látky, které se vyskytují jako přirozená součást potravin nebo jiných poživatelných látek a jsou prospěšné pro lidský organismus při prevenci nebo léčbě onemocnění (Ramya & Patel 2019).

3.1.1 Význam zeleniny ve výživě člověka

Zelenina je důležitou potravinou, která napomáhá člověku k udržení zdraví a předcházení nemocem (Hanif et al. 2006). Tyto ochranné účinky jsou zelenině připisovány hlavně kvůli látkám, které obsahuje, jako jsou vitamín C, vitamin E, provitaminy, minerální látky nebo třeba vláknina. Mnoho z těchto sloučenin má bioaktivní mechanismy, které jsou schopné vylučovat reaktivní formy kyslíku (ROS), které způsobují oxidační stres. Oxidační stres je poté kritickým faktorem v patogenezi mnoha nemocí, jelikož ROS mají schopnost poškodit makromolekuly, jako jsou DNA, bílkoviny nebo lipidy (Roy et al. 2007). Dostatečným příjmem ovoce a zeleniny tedy dostaneme do těla dostatek ROS-lapačů, které následně slouží jako antioxidanty (Roy et al. 2007).

Dostatečný příjem ovoce a zeleniny má za následek snížení rizika mnoha nepřenositelných onemocnění a nižší riziko poklesu kognitivních funkcí, což je prospěšné pro duševní zdraví člověka (Pem & Jeewon 2015). Předpokládá se, že vyšší příjem ovoce a zeleniny také způsobí vytěšňování vysoce zpracovaných potravin z lidského jídelníčku (Vicente et al. 2022). Naopak různé přehledy spojují nízký příjem zeleniny a ovoce se vznikem chronického onemocnění, jako jsou kardiovaskulární choroby, hypercholesterolemie, osteoporóza nebo různé druhy rakoviny (Pem & Jeewon 2015).

3.1.2 Konzumace zeleniny

Světová zdravotnická organizace WHO doporučuje denně konzumovat 400 g zeleniny. Tato hodnota platí pro dospělého člověka, měla by se dělit na 5 porcí denně, a ideálně by jedna z porcí měla být zelenina listová (Natesh et al. 2017). Při konzumaci zeleniny bychom se neměli zaměřovat pouze na jeden určitý druh, ale konzumovat více druhů zeleniny, doplněné celkově pestrou stravou (Dias 2012).

Většina zeleniny podléhá rychlé zkáze, proto by se měla konzumovat co nejdříve po její sklizni. Tento postup by měl zaručit její optimální kvalitu (Dias 2012). Dále by se měla konzumovat zelenina co nejméně zpracovaná, zvláště pokud se jedná o tepelné zpracování. Za minimálně zpracovanou zeleninu považujeme zeleninu, která je jednoduše ořezaná, oloupaná, nakrájená, omytá nebo dezinfikovaná. Pro delší trvanlivost se zelenina skladuje při chladírenských teplotách (Francis et al. 2001). Nejnáchylnější na tepelné zpracování, jako je blanšírování nebo vaření, jsou živiny rozpustné ve vodě. Jako marker pro stanovení úrovně degradace živin se nejčastěji používá kyselina askorbová (Rickman et al. 2007).

S konzumací více druhů zeleniny souvisí také její biologická rozmanitost. Na světě je uznáváno cca 1 100 druhů zeleniny (Meldrum et al. 2018). V průběhu tisíciletí a vývoje člověka docházelo k formování biodiverzity ovoce a zeleniny. Toto formování bylo nejčastěji ovlivněno stravovacími preferencemi, které úzce souvisely s agroekologickými podmínkami a způsobem života. V současných potravinových systémech závisí na široké škále sociálních, kulturních, politických, environmentálních a ekonomických faktorů (Harris et al. 2022).

3.1.3 Chemické složení zeleniny

3.1.3.1 Voda

Voda je nejrozšířenější složkou zeleniny. Obsah vody v zelenině se liší dle jejich druhů. Mezi druhy zeleniny, které obsahují největší množství vody se řadí zelenina listová, která může obsahovat až 97 % vody (Vicente et al. 2022). Obsah vody v zelenině souvisí také se skladováním a balením zeleniny. Čím více vody zelenina obsahuje, tím více je náchylná při skladování k napadení mikroorganismy. Zvláště u balené zeleniny je nutné dbát na to, aby se vlhkost v průběhu skladování v obalu neměnila. Zvýšení vlhkosti v balených produktech způsobuje fyzikální, chemické i senzorické zhoršení kvality, což vede ke znehodnocení potravin (Lee & Robertson 2021).

3.1.3.2 Sacharidy a vláknina

Sacharidy jsou hlavním zdrojem energie ve stravě člověka. Měly by tvořit 45 - 65 % energetického příjmu. Mezi sacharidy řadíme také vlákninu a škrob, které se v zelenině hojně vyskytují. Škroby jsou tvořeny několika glukozovými jednotkami spojenými dohromady. Většina škrobů se v trávicím ústrojí štěpí na cukry, některé škroby však trávení unikají. Tyto škroby pak plní v tlustém střevě podobnou funkci jako vláknina (Slavin 2013).

Vláknina je nevstřebaný a nestrávený sacharid v potravě, který může být fermentován v tlustém střevě. Dělí se na vlákninu rozpustnou, která snižuje sérové lipidy, a vlákninu nerozpustnou, která zvyšuje hmotnost stolice. Dále můžeme vlákninu rozdělit na vlákninu dietní, která se přirozeně vyskytuje v rostlinách a na vlákninu funkční, která je izolovaná a má pozitivní fyziologické účinky. Většina zeleniny obsahuje nerozpustnou vlákninu. Zpracováním zeleniny můžeme obsah vlákniny v zelenině upravit. Při loupání množství vlákniny snižujeme,

naopak při vaření se množství vlákniny zvyšuje z důvodu odpaření vody z potravin (Slavin 2013).

3.1.3.3 Minerální látky

Minerální látky jsou přirozeně se vyskytující anorganické látky v rostlinách, s určitým chemickým složením a uspořádáním atomů (O'Donoghue 1990). Tyto látky jsou velmi důležité a základní složky stravy potřebné pro normální život a správnou funkci metabolického systému (Hanif et al. 2006). Ve srovnání s bílkovinami a vitaminy jsou minerální látky při zpracování potravin stabilnější (Natesh et al. 2017).

3.1.3.4 Vitaminy

Vitaminy jsou organické látky, které se vyskytují v přírodních potravinách. Vyskytují se ve více formách, jako využitelné prekurzory nebo ve své základní podstatě, jen jako vitaminy. Mezi jejich hlavní funkce v lidském těle patří udržení správného zdravotního stavu kostí, kůže, sliznic, zubů a vlasů, podporují zrak a schopnost reprodukce. Dále také napomáhají tělu vstřebávat minerální látky, například vápník a fosfor. Neměli bychom také zapomínat na funkce vitaminů, jako jsou zajištění normálního fungování nervového systému a žláz s vnitřní sekrecí nebo jejich podíl na srážení krve (Hanif et al. 2006).

3.2 Kontaminace zeleniny toxickými prvky

Pokud příjem rizikových prvků převyšuje jejich vylučování, mluvíme o bioakumulaci rizikových prvků v biologických systémech (Collin et al. 2022). Prvky znečišťující půdu mohou v půdě zůstat velmi dlouho. Jejich akumulace závisí na pH půdy, kationtové výměnné kapacitě a vazbě na různé složky půdy (jíly, oxidy, organická hmota). Při příjmu těchto prvků rostlinami závisí nejvíce na druhu dané rostliny (Alegría et al. 1991).

Kontaminace půdy rizikovými prvky je v dnešní době velmi rozšířená a je nevyhnutelným důsledkem stále rostoucí průmyslové a těžební činnosti. Na kontaminovaných stanovištích nejčastěji vyhynou rostliny citlivé na kontaminaci a zbyde jen několik málo druhů, které bývají proti kontaminaci odolnější, nejčastěji se jedná o invazivní druhy (Wang et al. 2022). Pokud jsou bezpečné koncentrace rizikových prvků v půdě překročeny, způsobují nejčastěji pokles výnosu a kvality zeleninových produktů (Bešter et al. 2013).

3.2.1 Příjem prvků rostlinou

Polutanty vstupují do rostlinných pletiv aktivně pomocí metabolických procesů a nebo se ukládají jako neaktivní sloučeniny v buňkách a membránách. Touto cestou prvky narušují a ovlivňují chemické složení rostlin.

Rostliny mohou přijímat stopové kovy svými nadzemními částmi, kořeny nebo kombinací obou částí (Patra et al. 2004). Než se ionty prvků dostanou do plazmatické membrány kořene, musí projít přes buněčnou stěnu. Vnější povrch kořene obecně není nijak

omezen pro příjem a difuzi iontů. Hlavní bariérou pro tok rozpuštěných látek apoplasmou mladých kořenů je endodermis, tedy nejnvnitřnější vrstva buněk kůry (Marschner 1995). Množství kovu absorbovaného rostlinou záleží na koncentraci a speciaci kovu v půdním roztoku, přemístění z půdy na povrch kořene a dále přenosu z povrchu kořene do kořene (Patra et al. 2004). V rostlinných buňkách jsou kovy transportovány ve vázané formě, aby se snížila jejich reaktivita. Mohou být vázány aminokyselinami, peptidy, proteiny a často se ukládají ve vakuolách a v buněčné stěně (Wu et al. 2023).

Příjem iontů těchto kovů můžeme rozdělit na dvě adsorpční cesty, a to na cestu apoplastickou a symplastickou (Ismael et al. 2019). První krok apoplastické cesty a absorpce daného kovu je rychlý a náhodný a není k němu potřeba energie. Je to způsobeno elektrostatickými interakcemi mezi kationty kovů a záporně nabitými karboxylovými skupinami v kořenovém apoplastu (Yin et al. 2015). Oproti tomu symplastická dráha neprobíhá bez metabolické aktivity (dodání energie), v důsledku toho je však rychlejší než cesta apoplastická (Mir et al. 2022).

Při příjmu prvků rostlinou záleží na jejich dostupnosti v půdě. Můžeme rozlišovat "dostupnost" a "biologickou dostupnost". Když mluvíme o "dostupnosti", myslíme tím rozsah a rychlost, v jakém se daná látka uvolňuje ze znečištěného prostředí. "Biologickou dostupností" rozumíme dostupnost chemické látky pro živé receptory (např. kořeny rostlin) přímým kontaktem nebo příjmem (Kirkham 2006). Množství kovu, který rostlina přijme z půdy, hodnotíme pomocí transferfaktoru, který je definován jako poměr koncentrace prvku v rostlině a koncentrace v půdě (Collin et al. 2022). Tento faktor se mění s měnícími se chemickými a fyzikálními vlastnostmi půdy. Rostliny, které mají faktor větší než 1 se považují za hyperakumulátory, o rostlinách s faktorem menším než 1 můžeme říci, že dané prvky neakumulují (Nas & Ali 2018).

3.2.2 Přírodní zdroje

3.2.2.1 Kadmium

Kadmium existuje v zemské kůře v množství asi 0,1 ppm. Obvykle se nachází jako nečistota v usazeninách zinku nebo olova (Wang et al. 2023). Mezi přírodní zdroje patří například podložní horniny nebo ledovcová ruda, kde se kadmium nejčastěji vyskytuje ve dvojmocném stavu (Kaur et al. 2023). Hlavními přírodními zdroji pro mobilizaci kadmia ze zemské kůry jsou sopky a zvětrávání hornin (Tran & Popova 2013). Koncentrace kadmia v ornici se pohybuje od 0,07 do 1,1 mg/kg půdy (Khan et al. 2016). Za regulační limit pro Cd v zemědělských půdách se považuje 0,5 mg Cd/kg půdy (Ministretvo životního prostředí 2016).

3.2.2.2 Zinek

Zinek se v přírodě vyskytuje ve formě sloučeniny Zn^{2+} , pouze vzácně ve formě ryzího kovu a jeho obsah v litosféře se uvádí cca 70-83 g/t (Trebichavský et al. 1997). V půdě se zinek

vyskytuje převážně v minerální formě, kde je součástí mřížek minerálů, jako jsou augit, biotit nebo amfibol. Dále také v sorpčních komplexech jako kationt Zn^{2+} , nejmenší podíl pak tvoří zinek vázaný v organických sloučeninách (Vaněk et al. 2012). Přirozený obsah zinku v půdě je 150 g/t. Při hodnotách nad 3000 g/t je potřeba provést sanaci.

3.2.2.3 Olovo

Olovo můžeme řadit mezi méně rozšířené prvky v zemské kůře. Olovo se v přírodě vyskytuje přirozeně v důsledku různých probíhajících procesů, jako jsou zvětrávání hornin, půdní eroze, sopečné erupce, lesní požáry nebo rozpad radioaktivních prvků (Kumar & Prasad 2018). Olovo se v půdě vyskytuje hlavně ve formách Pb^{2+} , $PbOH$ nebo $PbSO_4$. Velmi silně se kombinuje s půdními částicemi a nachází se hlavně v ornici půdy (Collin et al. 2022). Olovo patří mezi nejméně pohyblivé prvky v půdě, jeho migraci ovlivňují také oxidy Fe a Mn (Trebichavský et al. 1997). Může se v půdě vyskytovat jako kovový ion, koordinovaný s anorganickými sloučeninami (např. HCO_3^- , CO_3^{2-} a SO_{kyric}^-) nebo může být olovo adsorbováno na povrchu částic (organická hmota) (Collin et al. 2022).

Olovo vytváří v půdě nejčastěji iontové vazby, protože se řadí mezi slabé Lewisovy kyseliny, které mají silný kovalentní charakter (Tarvainen et al. 2013). Olovo v půdě tvoří velmi silné vazby s koloidními a organickými materiály, což způsobuje, že je rozpustné a tudíž dobře přijatelné pro rostliny (Collin et al. 2022). Nejvíce ovlivňuje dostupnost olova pH půdy. Uvádí se, že více olova přijímají rostliny pěstované na kyselých půdách, než na půdách alkalických (Li et al. 2020).

3.2.3 Antropogenní zdroje

Populace na Zemi v dnešní době stále roste, a proto je stále důležitější zajistit lidem přístup ke zdravým potravinám. Proto neustále roste využívání zemědělských půd v blízkosti měst. Tyto půdy mohou produkovat výživnou zeleninu, mohou být ale také znečištěny rizikovými prvky a kontaminanty půdy v důsledku blízkosti měst. Studie prováděné na takto pěstovaných zeleninách v několika případech potvrdily, že zelenina obsahovala vyšší koncentraci několika kovů, v některých případech byla překročena i maximální hodnota kovu s ohledem na zdraví člověka (Augustsson et al. 2023).

Těžké kovy jsou přirozenou složkou biogeosféry a podléhají biogeochemickému cyklu. Jejich uvolňování do životního prostředí z antropogenních zdrojů je často o mnoho vyšší, než uvolňování z přírodních zdrojů (Steingraber et al. 2022). Těžké kovy se v přírodě hromadí především v důsledku antropogenní činnosti, jako je těžba, používání odpadních vod pro zavlažování, aplikace čistírenských kalů, hnojení fosforečnanem, dále také automobilovou dopravou a průmyslovou činností (Rizwan et al. 2017).

Jelikož se v dnešní době čím dál tím rychleji rozvíjí průmysl, dostávají se toxické látky, mezi které patří i těžké kovy, ve velké míře do všech složek životního prostředí, to znamená do půdy, vody a vzduchu. Pro sanaci toxických prvků v půdě se dnes používají různé metody, jak in-situ tak také ex-situ.

3.2.3.1 Kadmium

Kadmium se přirozeně vyskytuje jako nečistota v usazeninách olova nebo zinku, a proto vzniká často jako vedlejší produkt tavení zinku nebo olova (Wang et al. 2023). Antropogenní cesty, kterými se Cd dostává do životního prostředí, jsou prostřednictvím průmyslových odpadů z procesů, jako je galvanizace, výroba plastů, těžba, výroba pigmentů do barev, příprava slitin a baterie, které obsahují kadmium (Cordero et al. 2004). Domácí spotřebiče, automobily a nákladní automobily, zemědělské nářadí, součásti letadel, průmyslové nástroje, ruční nářadí a spojovací materiál všeho druhu (např. matice, šrouby, vruty, hřebíky) jsou běžně také potahovány kadmiiem. Kadmium se uvolňuje z gumy při jízdě automobilových pneumatik po ulicích a po dešti se Cd vyplavuje do kanalizace, kde se shromažďuje v kalu (Kirkham 2006).

3.2.3.2 Zinek

Jako průmyslový zdroj zinku můžeme uvést sfalerit (ZnS). Dále také můžeme zinek získávat ze sekundárních zdrojů, jako jsou zinkový šrot a prach, který vzniká při zpracování pozinkovaných ocelových plechů (Trebichavský et al. 1997). Tímto procesem vznikají také odpadní vody, které obsahují organické sloučeniny, silné kyseliny, alkalické sloučeniny a těžké kovy (Li et al. 2022).

3.2.3.3 Olovo

Olovo se může v půdě vyskytovat v důsledku znečištění. Hlavními zdroji při znečištění jsou: důlní a hutní činnost, používání kalů z čistírenských odpadních vod v zemědělství a z výfuků vozidel (Feleafel & Mirdad 2012). Odhaduje se, že olovo se podílí na celkovém znečištění těžkými kovy cca 10 % (Collin et al. 2022). V dnešní době kontaminace olovem roste, hlavně z důvodu rychlé industrializace a širokému užití v průmyslu (Kumar & Prasad 2018). Pokud množství olova v půdě překročí 600 g/t, je na této půdě potřeba provést sanaci. Snížit množství Pb v půdách lze pomocí sražení sírany, dále zvýšením pH pomocí vápnění a hnojení (Trebichavský et al. 1997).

3.2.4 Ochrana před kontaminací

Rostliny si postupem času vytvořily mechanismy a metabolismy, které jim pomáhají se adaptovat a přizpůsobovat se nevyváženému prostředí (Kabata-Pendias & Pendias 2001). Dále si také rostliny vytvořily strategie, jimiž minimalizují negativní účinek rizikových prvků. Mezi tyto strategie patří například tvorba exsudátů (organických kyselin a aminokyselin) v kořenech, které slouží k neutralizaci rizikových prvků v rhizosféře a zabrání tak jejich vstupu do rostlinných tkání (Dridi et al. 2022).

Mezi mechanismy chránící rostlinu před nadměrným působením a akumulací kadmia můžeme řadit vyloučení kadmia z kořenů, tvorbu komplexů z iontů pomocí organo-ligandů

nebo antioxidační a detoxikační procesy (Clemens 2006). Ty později zahrnují integrovaný systém enzymatických i neenzymatických antioxidantů, jako jsou glutathion, askorbát (AsA), karotenoidy nebo tokoferol (Hédiji et al. 2010).

3.3 Charakteristika jednotlivých prvků

Těžkými kovy se označují "kovové chemické prvky", které mají specifickou hmotnost větší než 5 g/cm^3 a i při nižších koncentracích jsou jedovaté (Collin et al. 2022). Nejsilnější toxické vlastnosti vykazují anorganické sloučeniny kovů, které jsou rozpustné a snadno podléhají disociaci, což znamená, že mohou procházet buněčnými membránami a vstupovat tak do lidských orgánů (Szczygłowska 2013).

Rizikové prvky můžeme rozdělit na esenciální a neesenciální. Mezi esenciální prvky řadíme měď (Cu), hořčík (Mn), železo (Fe), kobalt (Co), nikl (Ni) a zinek (Zn). Tyto prvky jsou nezbytné pro správný růst a vývoj rostlin a jsou vyžadovány pro různé fyziologické funkce rostlin nebo například jako kofaktory pro enzymy a další proteiny (Raychaudhuri et al. 2021). Prvky jako kadmium (Cd), olovo (Pb), rtuť (Hg), hliník (Al), chrom (Cr) a arsen (As) jsou považovány za neesenciální, tyto prvky rostlina většinou nepotřebuje ve stopovém množství pro jakoukoli svou fyziologickou a metabolickou funkci (Mir et al. 2022).

Kadmium bylo objeveno v roce 1817 Friedrichem Strimeyerem, který ho oddělil od vzorku zinkové rudy na základě rozdílného zbarvení a pojmenoval ho "cadmeia" (Wang et al. 2023). Tento kov se vyznačuje výjimečnou kujností, tažností a elektrickou vodivostí (Peera Sheikh Kulsum et al. 2023). Je to poměrně vzácný prvek (Tran & Popova 2013). Může se v rostlinách hromadit v takových koncentracích, které jsou pro rostliny neškodné, mohou být však toxické pro živočichy, kteří tyto rostliny konzumují (Kirkham 2006).

Olovo nemá v rostlinách žádný biologický význam, ale může způsobovat biochemické, morfologické a fyziologické změny (Collin et al. 2022).

Zinek je základní stopový prvek všech biologických systémů, který se vyskytuje ve své oxidované formě jako dvoumocný kation (Zn^{2+}) (Stanton et al. 2022). Je v malých množstvích důležitý pro metabolické funkce, při nadměrném množství se však může stát toxickým pro biologii rostlin. Zinek je klíčovou složkou více než 300 enzymů patřících do všech šesti enzymatických tříd. Díky složce antioxidačních enzymů se účastní buněčných obranných mechanismů (Natasha et al. 2022).

Zinek můžeme dělit v půdě podle jeho rozpustnosti (Trebichavský et al. 1997). Ideální prostředí, ve kterém jsou minerální sloučeniny rozpustné, je oblast kyselého pH, toto tvrzení neplatí pouze pro ZnS (Vaněk et al. 2012). Vodorozpustný zinek tvoří asi 1 % z celkového množství. Výměnný zinek se vyskytuje v organických a minerálních koloidech a půdním roztoku. Dále rozlišujeme zinek vázaný v komplexech a organické hmotě a zinek reziduální, který je nerozpustný a nejčastěji se vyskytuje v minerálech (Trebichavský et al. 1997).

3.4 Akumulace prvků v rostlinách

Rostliny mohou akumulovat těžké kovy do svých pletiv. Chemické složení rostlin poměrně věrně odráží elementární složení daného růstového media (Kabata-Pendias & Pendias 2001). Rostliny můžeme obecně rozdělit dle jejich potenciálu pro akumulaci kovů do několika skupin: hyperakumulátory, akumulátory, citlivé a exulcerátory (Rascio & Navari-Izzo 2011). Hyperakumulátorové rostliny jsou schopny ve svých tkáních akumulovat vyšší hladiny kovů, aniž by vykazovaly výrazné toxické příznaky (Hesami et al. 2018). Tyto rostliny nejčastěji obsahují malé množství biomasy, jelikož využívají velké množství energie k tomu, aby se přizpůsobili velkým koncentracím kovů (Kabata-Pendias & Pendias 2001). Naopak akumulátory, budou při stejném množství přijatého kovu vykazovat toxické příznaky (Kiran et al. 2017), citlivé rostliny nejméně snáší vysoký příjem kovů, a proto v takto znečištěném prostředí špatně rostou (Kumar & Prasad 2018).

3.4.1 Půda

Půda slouží jako životní prostředí pro mikroorganismy, rostliny a půdní živočichy. Ideálně by měla půda pro pěstování rostlin obsahovat 3 - 6 % organické hmoty, která zvyšuje příjem živin a zmírňuje výkyvy pH (Botta et al. 2006). Optimální pH půdy se uvádí mezi 6,5 - 7,5, a právě kontaminace půdy ovlivňuje pH, jak do kyselé tak zásadité oblasti (Collin et al. 2022).

3.4.2 Faktory ovlivňující příjem prvků

Hlavními faktory, které ovlivňují příjem Cd rostlinou jsou koncentrace Cd v půdě, pH půdy a její organická hmota (Bešter et al. 2013). S klesajícím pH půdy se zvyšuje příjem Cd a jeho koncentrace v rostlinách za předpokladu, že všechny ostatní půdní podmínky zůstávají nezměněny (Kirkham 2006). Ke klesání pH v půdě přispívají také čistírenské kaly, které se do půdy dostávají, díky nimž probíhají v půdě procesy, které vedou k okyselení půdy (Tran & Popova 2013). Naopak obsah zinku a fosfátů příjem Cd snižuje (Kirkham 2006).

3.4.3 Kadmium

Někteří vědci se domnívají, že Cd je přijímáno rostlinou aktivně, ale většina důkazů svědčí o pasivním příjmu, tedy o příjmu bez potřeby ATP (Tran & Popova 2013). Absorpce kadmia v kořenech může probíhat ve formě anorganických komplexů (např. Cd_2+SO_4 , $CdCl$ a $CdCl_2$) nebo organických forem (např. komplexy fytometaloforů) (Kubier et al. 2019). Kadmium se v rostlině pohybuje pravděpodobně xylémem. Většina je zadržována v kořenech, část se ale také přesouvá do nadzemních částí rostlin a semen (Tran & Popova 2013). Bylo zjištěno, že pokud je v půdě vysoký obsah Zn, snižuje se akumulace kadmia rostlinami (Yang et al. 2009).

3.4.4 Zinek

Na příjem zinku rostlinami má vliv pH půdy a obsah fosforu. Bylo zjištěno, že nedostatek zinku nastával při hnojení vyššími dávkami fosforu. Ten pravděpodobně způsoboval nižší rozpustnost Zn, jelikož tvořil nerozpustné sloučeniny fosforečnanu zinečnatého (Vaněk et al. 2012). Toxicita a příjem prvků rostlinou je ovlivněn mnoha parametry půdy, z nichž nejdůležitější z pohledu zinku je rozpustná organická hmota (DOM). Rozpuštěná organická hmota obsahuje velké množství funkčních skupin, jako jsou -COOH, -OH nebo =O, které umožňují vazbu Zn, čímž tvoří komplexy a snižují biologickou dostupnost zinku (Li et al. 2022). Zinek může v půdě tvořit nerozpustné sraženiny s fosfáty, hydroxidy a uhličitany a v alkalických půdách se až 100násobně snižuje rozpustnost s každou jednotkou zvýšení pH. Dále mohou rostliny zvyšovat kapacitu absorpce Zn pomocí okyselování rhizosféry (Stanton et al. 2022).

3.4.5 Olovo

Za nejdůležitější faktor, který ovlivňuje příjem olova rostlinou, je považován genotyp rostliny (Bhargava et al. 2012). Studie ukázaly, že se příjem olova rostlinou neliší pouze mezi jednotlivými druhy, ale že nastávají rozdíly také mezi genotypy jednoho druhu rostliny (Ding et al. 2013). Hromadění olova v rostlinách závisí na formě a koncentraci Pb, pH půdy, obsahu komplexotvorných látek a dalších faktorů. Čím vyšší je pH půdy, tím méně olova rostlina přijímá (Trebichavský et al. 1997). Pb se vyskytuje také ve vzduchu, tudíž může dojít i k akumulaci olova nadzemními částmi rostlin (Ding et al. 2013).

Přítomnost olova v půdě představuje vysoké riziko při narušení ekologické rovnováhy. Olovnaté ionty jsou biologicky a tepelně nerozložitelné. Tyto vlastnosti způsobují, že jsou olovnaté ionty mimořádně perzistentní v životním prostředí (Sidhoum & Fortas 2019). To způsobuje, že se tento prvek v rostlinách vysoce akumuluje, a následně se potravinovým řetězcem dostává až do lidské stravy, což může způsobovat vážné problémy s lidským zdravím (Dridi et al. 2022).

Rostliny přijímají volné ionty olova kapilárně nebo z atmosferického vzduchu pomocí buněčné respirace. Takto adsorbované ionty jsou pak dále transportovány pomocí xylémových cév (Sharma & Dubey 2005). Ionty z kovů absorbují zvláště velké listy rostlin pomocí kutikuly a stomat, což způsobuje chlorozu. Ionty se pak následně v rostlině váží na buněčnou stěnu a plazmatickou membránu (Collin et al. 2022). Bylo zjištěno, že přirozená akumulace olova v rostlinách závisí také na sezónnosti. Nižší hodnota v rostlinách byla naměřena na jaře, vyšší koncentrace byly zjištěny při poklesu pH a slanosti půdy (Collin et al. 2022). Dále přispívá ke zvýšení koncentraci olova teplota, vlhkost, okyselení životního prostředí nebo sluneční záření (Khan et al. 2015).

3.5 Vliv prvků na rostlinu

Obecně mají těžké kovy na rostliny podobné škodlivé účinky, mezi tyto účinky můžeme zařadit omezení tvorby biomasy, chlorozu nebo ovlivnění fotosyntézy. Těžké kovy dále způsobují oxidační stres rostlin, který způsobuje poškození buněk, a jelikož se ionty těžkých kovů v rostlinách akumulují, narušují také buněčnou iontovou rovnováhu (Collin et al. 2022).

Toxicita těžkých kovů způsobuje různé morfologické, fyziologické, biochemické a strukturní změny v rostlinách. Reakce rostlin na stres způsobený působením těžkých kovů se u jednotlivých druhů rostlin liší a je nejvíce ovlivňován genotypem dané rostliny (Rizwan et al. 2017). Jako klíčové fyziologické a biologické regulátory procesů v rostlině při biologickém stresu jsou Ca^{2+} a NO, přičemž Ca je považován za základní rostlinnou živinu a NO za signální molekulu (Mir et al. 2022).

3.5.1 Kadmium

Toxicita Cd působí na rostliny mnoha vlivy, snižuje růst rostlin a biomasy, zpomaluje fotosyntézu, dále také snižuje výnos a kvalitu pěstované plodiny (Rizwan et al. 2017). Nadbytek kadmia v rostlině ovlivňuje morfologii a růst kořenů a způsobuje oxidační stres zeleniny tím, že produkuje reaktivní formy kyslíku, které poškozují antioxidantní enzymový systém. Na úrovni buněk bylo zjištěno, že vznikající reaktivní formy kyslíku poškozují buněčnou stěnu a vedou k degradaci proteinů a nukleonových kyselin (Herbette et al. 2006). Dále také v reakci na stres, způsobený příjmem kadmia dochází ke změnám v metabolismu karotenoidů, sacharidů, organických kyselin a aminokyselin (Hédiji et al. 2010). Toxicita kadmia způsobuje změnu minerální výživy rostlin (Rizwan et al. 2017). Po dlouhé expozici dochází ke slizovitosti, hnědnutí a degradaci kořenů. Dále se vlivem kadmia snižuje tvorba bočních kořenů, svinují se listy a může se objevit dokonce chloroza (Tran & Popova 2013).

3.5.2 Zinek

Zinek se nejvíce akumuluje v listech rostlin (Trebichavský et al. 1997). Jelikož se zinek účastní syntézy bílkovin, najdeme velké množství zinku také v meristémích. Od této funkce můžeme odvodit, že při nedostatku zinku dochází k poruchám dělení buněk na špičkách kořenů a vegetačních vrcholech (Vaněk et al. 2012). Nedostatek zinku v rostlinách ovlivňuje fotosyntézu v důsledku změny chloroplastových pigmentů (Samreen et al. 2017). Zinek je dále důležitou živinou v zasolených půdách, jelikož chrání rostlinné buňky před poškozením a působí jako kofaktor při aktivaci antioxidantních enzymů (Kavian et al. 2022).

Uvádí se také, že v rostlinách působí zinek v interakcích rostlina/patogen. Přesné mechanismy však v těchto kooperacích nebyly plně pochopeny. Zvýšená koncentrace kovů, mezi které zinek patří, přispívá k rezistenci proti bakteriálním skvrnám listů (Fones et al. 2010). Naopak snížená koncentrace Zn v listech vede ke zvýšení náchylnosti k houbovým infekcím (Stanton et al. 2022).

Příznaky toxicity jsou také spojeny s nedostatkem železa a manganu, z důvodu konkurence mezi zinkem a jinými kovy pro transportní a vazebná místa proteinů (Stanton et al. 2022). Toxicita zinku způsobuje nedostatek ostatních základních živin v důsledku podobných iontových poloměrů a zasahování do jejich sorpce a pohybu uvnitř rostliny. Tímto způsobem zinek narušuje transpiraci, fotosyntézu a další fyziologické procesy. Nadbytek zinku dále způsobuje oxidační stres, pokles růstu rostlin nebo změnu strukturální integrity (Natasha et al. 2022).

3.5.3 Olovo

Mikroby jsou důležité organismy, které odráží kvalitu půdy spolu s půdními enzymy (Belyaeva et al. 2005). Obě tyto složky půdy jsou velmi citlivé na znečištění těžkými kovy, zejména olovem. Olovo způsobuje redukci celkové biomasy půdních mikrobů, snížení jejich aktivity a změnu struktury a rozmanitosti společenstev (Renella et al. 2005). Spolu s tím olovo způsobuje také snížení aktivity půdních enzymů. Všechny tyto změny ovlivňují úrodnost půd a působí negativně na růst rostlin (Yang et al. 2007). Olovo může inhibovat růst a vývoj kořenů, klíčení semen, transpiraci nebo fotosyntetickou účinnost (Dridi et al. 2022). Kořeny rostlin přijímají 20 - 60 % olova, listy pak 40 - 80 %. V případě ovoce a zeleniny se olovo adsorbuje na povrchu plodů (Trebichavský et al. 1997).

3.6 Vliv prvků na lidské zdraví

Kvalita a bezpečnost potravin je v dnešní době jedna z nejdůležitějších otázek veřejného zdraví. Významným rizikem pro zdraví potencionálních spotřebitelů jsou potraviny, které jsou kontaminovány těžkými kovy, jako je kadmium a olovo, jejichž kontaminace překračuje maximální přípustné limity pro potravinářské výrobky (Rusin et al. 2021).

Znečišťující látky, které se vyskytují v enviromentálních složkách, vstupují do lidského organismu dýcháním, kontaktem s kůží, požitím a dalšími způsoby. Hromadění těchto prvků v lidském těle do určité míry způsobuje změny fyziologických funkcí, které se mohou projevit "karcinogenními", "teratogenními" a "mutagenními" účinky (Lia et al. 2023).

Těžké kovy mohou být příčinou mnoha chronických onemocnění. O jaké onemocnění se bude jednat a jaké příznaky s ním budou souviset, záleží hlavně na míře toxicity daného prvku, na délce jeho trvání a úrovni expozice (Rusin et al. 2021).

Nejlépe můžeme vyjádřit vlastnosti potravin, a to, jak budou následně působit na lidské zdraví, pomocí přijatelného denního příjmu (ADI) a prozatímního tolerovaného týdenního příjmu (PTWI) (Kabata-Pendias & Pendias 2001). Jedno z větších nebezpečí se přisuzuje olovu a kadmiu. Jde o prvky, které se velmi rychle pohybují v trofickém řetězci (půda-rostlina-člověk), snadno se vstřebávají a akumulují v živých organismech (Szczygłowska 2013).

Při nadměrném příjmu toxických prvků může dojít k otravě (Trebichavský et al. 1997). Věda, která se zabývá účinkem toxických látek na lidský organismus se nazývá toxikologie (Shibamoto & Bjeldanes 2009). Otrava těžkými kovy může mít chronické nebo akutní účinky. Mezi chronické účinky můžeme řadit neurologické poruchy, fyzické abnormality, svalové

účinky nebo genetické a s tím spojené dědičné problémy. Jako akutní účinky můžeme označit zvracení, dehydrataci, nevolnost, ospalost nebo bolesti břicha (Collin et al. 2022). Obecně můžeme říci, že akumulace v lidském organismu nastává, pokud jsou kovy přijímány a ukládány v organismu rychleji, než jakou rychlostí jsou následně metabolizovány a vylučovány (Nędzarek et al. 2013).

3.6.1 Kadmium

Kadmium se přirozeně vyskytuje ve všech půdách, a proto budou všechny potraviny obsahovat určité množství kadmia. Tato skutečnost způsobuje, že jsou všichni lidé vystaveni přirozenému příjmu kadmia z potravin. O jeho toxicitě tedy rozhoduje jeho množství v dané surovině nebo potravíně (Tran & Popova 2013).

Kadmium je vstřebáváno a zadržováno v lidském organismu s průměrnou biologickou životností 20 - 30 let. Neexistují žádné specifické příznaky toxicity kadmia. Proto se využívá metod biologického monitorování, kdy se hledají časné příznaky účinků toxicity v kritickém orgánu (Satarug et al. 2022).

Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny zařadila kadmium mezi vysoce rizikové lidské karcinogeny (Mir et al. 2022). Mezi nejcitlivější orgány na působení Cd na lidský organismus patří játra a ledviny. Kritickým orgánem při kontaminaci kadmiiem jsou ledviny. Je to první orgán, který dosáhne kritické koncentrace kovu (Souza-Arroyo et al. 2022). U jater způsobuje kadmium disfunkci a nekrózu hepatocytů (Wang et al. 2023). V lidské těle způsobuje tento prvek nejčastěji poškození těchto dvou orgánů, ovlivňuje také funkci varlat, plic nebo kostí (Rusin et al. 2021). K poškození plic dochází hlavně při vdechování aerosolů oxidu kademnatého, který může způsobit akutní pneumonitidu nebo plicní edém (Souza-Arroyo et al. 2022). Poškození ledvin způsobují jak vysoké, tak nízké hladiny kadmia. Tyto poruchy se projevují tubulární dysfunkcí nebo příznaky proteinurie. Poškození ledvin kadmiiem může vést i k tvorbě ledvinových kamenů, jelikož ovlivňuje metabolismus vápníku (Wang et al. 2023). Dalšími nemocemi spojenými s expozicí Cd jsou plicní emfyzém a známá nemoc Itai-Itai. Tato nemoc způsobuje bolestivou demineralizaci kostí, neboli osteoporózu, protože kadmium nahrazuje vápník v kostech (Kirkham 2006).

Kadmium se může do lidského organismu dostávat kouřením, kontaminovanými potravinami a průmyslovým znečištěním (Satarug et al. 2010). V dnešní době se stává obezita hlavním problémem, veřejného zdraví, jelikož její výskyt stále roste. K rozvoji obezity přispívá mimo vyššího příjmu kalorií, snížení fyzické aktivity nebo genetických predispozic také expozice různými znečišťujícími látkami, mezi které spadá i kadmium. Tyto prvky se hromadí v játrech a ledvinách, ale také v tukové tkáni. Vysoký příjem kadmia je spojován také se vznikem diabetu a prediabetu. Bylo zjištěno, že pacienti s diabetem mají vyšší koncentraci kadmia v krvi v porovnání s kontrolními skupinami, nezávisle na tom, zda byli pacienti kuřáci či nikoliv. Koncentrace kadmia v moči pak také souvisí s vyšším indexem tělesné hmotnosti (Gasser et al. 2022).

3.6.2 Zinek

Lidské tělo obsahuje 30 - 60 mg Zn/ kg hmotnosti, to při váze průměrného člověka odpovídá 2000 - 4000 mg Zn (Trebichavský et al. 1997). Doporučená denní dávka zinku je 8 - 11 mg. Tato dávka však závisí na několika faktorech, jako jsou - věk, pohlaví, hmotnost a obsahu fytoátů ve stravě (Wong et al. 2019). Odhaduje se, že tento doporučený denní příjem zinku nespĺňuje asi třetina populace (Stanton et al. 2022). Vstřebávání zinku v lidském těle je ovlivněno nestravitelnými rostlinnými ligandy, jako je vláknina, fytoáty nebo lignin, které tvoří se zinkem cheláty (Wong et al. 2019). Proto jsou nedostatkem zinku nejvíce ohroženi lidé, u kterých ve stravě převažují obiloviny společně s nízkým obsahem masa a starší populace (Stanton et al. 2022). Jednou z rolí zinku v lidském těle je vliv na imunitu. Imunitní systémy jsou citlivé na změny v hladinách zinku (Wong et al. 2019). Mezi další role zinku v těle patří syntéza bílkovin, transport a využití glukózy v organismu (Trebichavský et al. 1997). Bylo také zjištěno, že zinek působí jako chemická látka narušující hormony štítné žlázy, přesněji narušuje vazbu trijodthyroninu (T3) na receptor hormonů štítné žlázy (Natasha et al. 2022). Zinek je vstřebáván v trávicím ústrojí střevní sliznicí, z těla se velké množství (50 %) vylučuje močí a méně stolicí (Trebichavský et al. 1997). Zinek se také významně podílí na produkci a signalizaci různých zánětlivých cytokinů v buňkách. Nedostatek zinku způsobuje závažné poškození lidského zdraví a imunitní funkce, jako je například špatné hojení ran, opožděný pohlavní vývoj nebo malý vzrůst (Wong et al. 2019). Při nadměrném příjmu zinku dochází k otravě. Ta se může projevat mnoha způsoby, například tlumením nervového systému, chudokrevností, osteoporózou nebo zástavou růstu a neplodností (Trebichavský et al. 1997).

3.6.3 Olovo

Lidské tělo obsahuje 1,4 - 5,7 mg Pb/kg (Trebichavský et al. 1997). Většina olova se do lidského těla dostává pomocí plic. Za normálních podmínek je více než 90 % olova zadržovaného v těle přítomno v kostře (Feleafel & Mirdad 2012).

Olovo je neesenciální prvek a nehraje žádnou roli v metabolismu rostlin ani živočichů. Pb je přítomno ve všech tkáních a orgánech savců (Forstner a Wittmann 1983), i přes to, zvýšení jeho koncentrace poškozuje (inhibuje) většinu základních fyziologických procesů (Feleafel & Mirdad 2012). Pokud člověk pravidelně přijme za den více než 1 mg olova, projeví se toto množství na organismu jeho chronickou otravou. Takováto otrava se může projevit kovovou pachutí v ústech, bolestmi hlavy a nechutenstvím (Trebichavský et al. 1997). Při otravě olovem vznikají v těle volné radikály, které zapříčiňují vznik oxidačního stresu, který vede následně k poškození buněk těla (Collin et al. 2022).

Olovo se řadí mezi neurotoxické prvky. U široké veřejnosti ale zejména u dětí může zvýšená hladina olova v krvi vyvolat změny v mozku, které se projevují snížením IQ, problémem se správným vnímáním, soustředěním a hyperaktivitou (Rusin et al. 2021). Děti absorbují větší množství olova než dospělí, dále se u dětí olovo neabsorbuje v kostech, jako je tomu u dospělých jedinců, ale přebytečné olovo absorbují měkké tkáně. Proto se děti otráví olovem snadněji, než dospělí jedinci (Collin et al. 2022). Olovo působí také jako analog

vápníku, takže se snadno vstřebává u lidí s nedostatkem vápníku, zinku a železa. Dále olovo ovlivňuje reprodukční systém. U mužů dochází k snížení počtu i objemu spermií a ke snížení jejich pohyblivosti (Wu et al. 2012). U žen dochází k předčasným porodům, nízké porodní hmotnosti nebo vývojovým problémům plodu (Collin et al. 2022).

4 Metodika

Pro hodnocení vlivu antropogenní kontaminace půdy na změny v kvalitě dvou druhů zelenin byl založen vegetační nádobový pokus ve skleníku Katedry agroenvironmentální chemie a výživy rostlin. Pro pokus byla vybrána mrkev obecná jako zástupce kořenové zeleniny a špenát setý jako zástupce listové zeleniny.

4.1 Vegetační nádobový pokus

Pro nádobový pokus byly použity odlišné typy půd ze dvou lokalit České republiky. Půda z lokality Praha-Suchdol (50°8'8" N, 14°22'43" E) byla použita jako kontrolní varianta s ohledem na stanovené pseudototální obsahy rizikových prvků, které jsou pod limitem legislativně uváděných preventivních hodnot rizikových prvků v zemědělských půdách ČR (Vyhláška č. 153/2016 Sb.). Naopak, půda s antropogenní kontaminací byla z lokality Příbramsko-Podlesí (49°42'24" N, 13°58'32" E), jež je kontaminována rizikovými prvky z minulého provozu Kovohutí Příbram a stanovené pseudototální obsahy rizikových prvků jsou nad limitem legislativně uváděných preventivních hodnot rizikových prvků v zemědělských půdách ČR (Vyhláška č. 153/2016 Sb.). Základní charakteristika pokusných půd je uvedena v tabulce 1.

Obě varianty pro daný druh zeleniny (Suchdol – kontrola a Podlesí – kontaminace) byly založeny ve čtyřech opakováních s náhodným uspořádáním. Plastové nádoby obsahovaly 5 kg zhomogenizované půdy. V případě kontroly byla půda naředěna pískem v poměru 4:1 (w/w). Každá nádoba byla hnojena N (dávka 0,5 g/nádobu, ve formě NH_4NO_3), P a K (dávka 0,16 a 0,4 g/nádobu, ve formě K_2HPO_4).

Tabulka 1. Základní charakteristika pokusných půd

Půdní typ a subtyp	Suchdol	Podlesí
	Černozem haplická	Kambizem modální
pH _{H2O} (-)	7,5	6,1
KVK (mmol ₍₊₎ /kg)	258	134
C _{org.} (%)	1,8	2,1
Cd (mg/kg)	0,4 ± 0,01	6,5 ± 1,06
Pb (mg/kg)	36,6 ± 1,6	1560,2 ± 167,1
Zn (mg/kg)	93,1 ± 1,5	243,4 ± 8,2

KVK – kationtová výměnná kapacita; C_{org.} – organický uhlík; limitní hodnoty: Cd – 0,5 mg/kg, Pb – 60 mg/kg, Zn – 120 mg/kg

4.1.1 Mrkev obecná

Osivo mrkve obecné (*Daucus carota* L. odrůda NANTES 5) firmy SEMO a.s. bylo zakoupeno v maloobchodu. Tato odrůda rané karotky je charakteristická delším, téměř válcovitým kořenem, který je tupě ukončený. Kořen je hladký a červenooranžový s jemnou, červenooranžovou dužninou. Do každé nádoby bylo zaseto 20 semen, která byla po vzejití následně vyjednocena na 10 rostlin na nádobu. Mrkev byla pěstována ve skleníku při těchto parametrech: teplota vzduchu den/noc 22 °C/ 18 °C, půdní vlhkost 60 % maximální vodní kapacity, světelný režim den/noc 16 h/ 8 h, intenzita osvětlení 375 W/m². Během pokusu byly nádoby pravidelně přemísťovány z důvodu eliminace vlivu podmínek vnějšího prostředí.

Rostliny byly sklizeny po 98 dnech růstu v pokusných nádobách (konzumní zralost). Biomasa mrkve byla rozdělena na nadzemní biomasu (nať) a kořen. Nadzemní biomasa byla zvážena a rozdělena na části pro analýzy. První část byla dána na sušení pro analýzu obsahu prvků. Z druhé části byla extrahována šťáva, která byla uchována při -80 °C pro orientační stanovení obsahu nitrátů. Biomasa kořenů byla po omytí demineralizovanou vodou a osušení pomocí buničité vaty zvážena a byla měřena délka kořenů (obrázek 2). Následně byla biomasa kořenů nastrouhána a rozdělena na části pro analýzy. První část biomasy kořenů byla dána na sušení pro analýzu obsahu prvků. Z druhé části byla extrahována šťáva, která byla uchována při -80 °C pro orientační stanovení obsahu nitrátů.



Obrázek 1. Ukázka měření délky kořenů mrkve

4.1.2 Špenát setý

Osivo špenátu setého (*Spinacia oleracea* L. odrůda MATADOR) firmy SEMO a.s. bylo zakoupeno v maloobchodu. Tato odrůda tmavolistého špenátu je charakteristická středně velkými, rozkladitými listy s tupou špičkou. Do každé nádoby bylo zaseto 20 semen, která byla po vzejití následně vyjednocena na 10 rostlin na nádobu. Špenát byl pěstován ve skleníku při těchto parametrech: teplota vzduchu den/noc 22 °C/ 18 °C, půdní vlhkost 60 % maximální vodní kapacity, světelný režim den/noc 16 h/ 8 h, intenzita osvětlení 375 W/m².

Špenát byl sklizen po 40 dnech růstu v pokusných nádobách (konzumní zralost). Biomasa špenátu byla rozdělena na listy a kořeny. Listy byly zváženy a biomasa byla alikvotně rozdělena pro jednotlivé analýzy. Část biomasy byla dána na sušení pro analýzu obsahu prvků a z části čerstvé biomasy byla extrahována šťáva, která byla uchována při -80 °C pro orientační stanovení obsahu nitrátů. Kořeny byly po omytí demineralizovanou vodou a osušení pomocí buničité vaty zváženy a následně byla biomasa dána na sušení pro analýzu obsahu prvků.

4.2 Analytické stanovení parametrů

4.2.1 Příprava biomasy pro analýzu

Pro stanovení obsahu prvků byla biomasa mrkve a špenátu sušena do konstantní hmotnosti 7 dní při 40 °C (sušárna Venticell, BMT Medical Technology). Následně byly vzorky zváženy a rozemlety na analytickém mlýnku IKA A11 basic (Werke). Po homogenizaci materiálu byl ve vzorcích stanoven obsah prvků.

Orientační stanovení obsahu nitrátů bylo provedeno v extraktech získaných z čerstvé biomasy mrkve (listy a kořen) a špenátu (listy). Z alikvotní části čerstvé biomasy byl získán 0,75 – 1,5 ml extraktu pomocí lisování v plastové injekční stříkačce, který byl po extrakci do zkumavek uchován v hlubokomrazícím boxu.

4.2.2 Stanovení obsahu prvků

Ve vzorcích zeleniny (navážka suché biomasy $0,5 \pm 0,05$ g, u špenátu $0,2 \pm 0,05$ g) byl stanoven celkový obsah Cd, Pb a Zn po nízkotlakém mikrovlnném rozkladu v přístroji Ethos 1 (MLS GmbH) pomocí optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES, Agilent 720, Agilent Technologies Inc.) a obsah K pomocí plamenové atomové absorpční spektrometrie (FAAS, VARIAN SpectrAA-280). Biomasa byla rozložena v 10 ml směsi HNO₃ a H₂O₂ v poměru 4:1 (v/v). Vzorky byly rozkládány po dobu 60 min při výkonu 1000-1200 W a teplotě 120-180°C. Následně byly vzorky kvantitativně převedeny z teflonových nádob do 50 ml zkumavek a objem byl doplněn po rysku demineralizovanou vodou. Certifikovaný referenční materiál, SRM 1570a (listy špenátu, Analytika) a slepé vzorky byly použity pro kontrolu kvality měření. Analýza referenčního materiálu a slepých vzorků byla provedena ve dvou opakováních. Analýza vzorků biomasy mrkve byla provedena v osmi opakováních za variantu v případě kořenů a čtyřech v případě natě. Biomasa špenátu byla analyzována v šesti opakováních za variantu v případě listů a ve třech opakováních v případě kořenů. Hodnoty měřených obsahů v mg/l jsou přepočítány na mg/kg pomocí vzorce:

$$\text{obsah prvku (mg/kg)} = \frac{[\text{obsah prvku (mg/l)} - \text{slepý vzorek (mg/l)}] \times \text{objem (ml)}}{\text{navážka (g)}}$$

4.2.3 Stanovení obsahu nitrátů

V extraktu z čerstvé biomasy mrkve (nať, kořen) a špenátu (listy) byl orientačně stanoven obsah nitrátů pomocí sondy LAQUAtwin NO₃⁻ meter (HORIBA Advanced Techno Co., Ltd.). Měření bylo provedeno ve třech opakováních.

4.3 Statistická analýza

Výsledky analýz byly statisticky vyhodnoceny pomocí programu Statistica 12.0 (StatSoft Inc.). Pro hodnocení homogenity rozptylu a normality byl použit Levenův a Shapiro-Wilkův test. Diference průměrů sledovaných parametrů mezi variantami byla hodnocena pomocí analýzy rozptylu jednoduchého třídění (one-way ANOVA) s Fisherovým LSD post-hoc testem ($p < 0,05$). Pro vizualizaci výsledků byl použit program Excel (Microsoft Office).

5 Výsledky

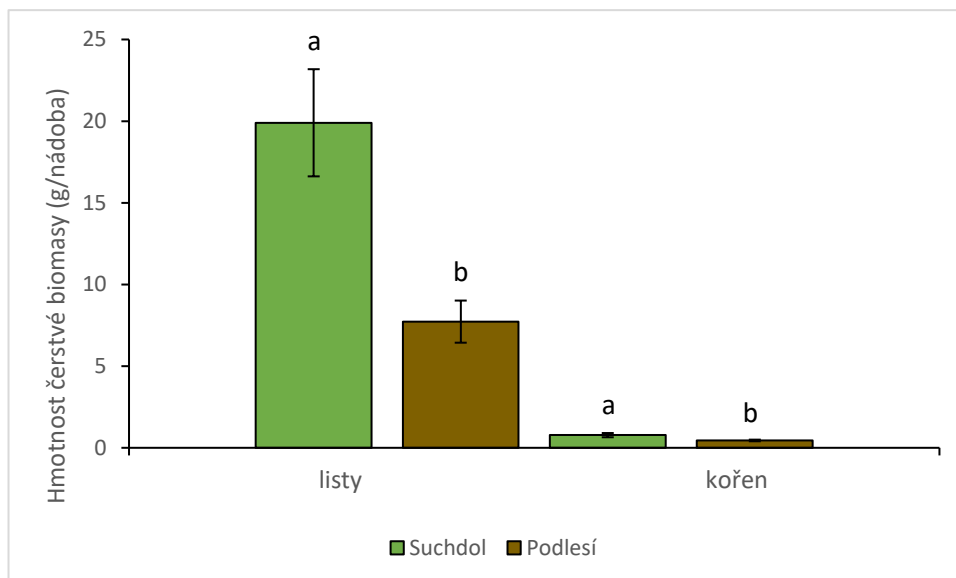
5.1 Výnos čerstvé biomasy

U pěstovaného špenátu byl sledován výnos čerstvé biomasy. Jako kontrolní varianta byla použita nekontaminovaná půda Suchdol. Jako kontaminovaná varianta byla použita půda z oblasti Příbramsko-Podlesí. Obrázek 2 ukazuje, že výnos čerstvé biomasy listů špenátu na půdě Suchdol se významně lišil od výnosu čerstvé biomasy listů špenátu na půdě Podlesí. Tuto skutečnost potvrzuje i graf 1, který znázorňuje, že výnos čerstvé biomasy listů špenátu pěstovaného na půdě Suchdol byl cca 2,5krát vyšší ($19,9 \pm 3,28$ g/nádobu) než výnos listů biomasy špenátu pěstovaného na půdě Podlesí ($7,73 \pm 1,29$ g/nádobu). Tyto dvě hodnoty se mezi sebou liší i statisticky.

Toto tvrzení však neplatilo pro kořeny pěstovaného špenátu. Jak znázorňuje graf 1, výnos čerstvé biomasy kořenů špenátu byl o mnoho nižší než výnos čerstvé biomasy listů. Na rozdíl od čerstvé biomasy listů se množství čerstvé biomasy kořenů mezi vzorky Suchdol ($0,78 \pm 0,13$ g/nádobu) a Podlesí ($0,45 \pm 0,05$ g/nádobu) významně nelišilo. I když se hmotnost čerstvé biomasy kořenů špenátu nelišila o mnoho, statistické hodnocení ukázalo, že i tento malý rozdíl v průměrné hmotnosti je statisticky významný.



Obrázek 2. Výnos čerstvé biomasy listů špenátu



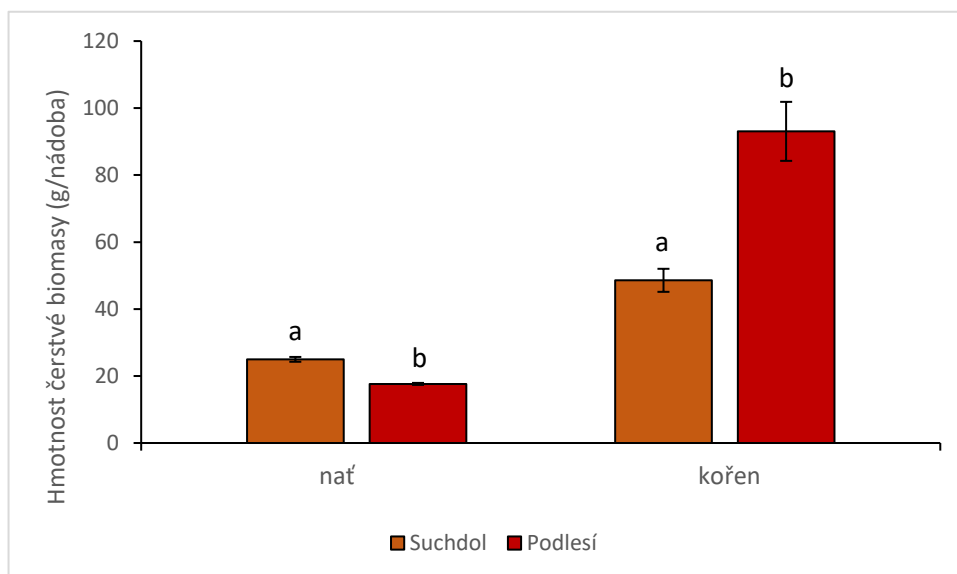
Graf 1. Výnos čerstvé biomasy špenátu

Množství čerstvé biomasy jsme sledovali také u pěstované mrkve. Obrázek 3 znázorňuje stav a výnos čerstvé biomasy nati mrkve. Můžeme říci, že množství čerstvé biomasy nati u mrkve nebylo tak rozdílné jako u špenátu. Množství nadzemní biomasy vyprodukované rostlinou rostoucí na půdě Podlesí bylo cca o 30 % nižší ($17,65 \pm 0,30$ g/nádoba), než nať, která rostla v kontrolní půdě Suchdol ($24,98 \pm 0,72$ g/nádoba).

Při hodnocení výnosu čerstvé biomasy kořenu mrkve byl zjištěn opačný trend než u nati. Mrkev rostoucí na půdě Podlesí vyprodukovala téměř 2krát tolik čerstvé biomasy kořene než mrkev, která byla pěstována na kontrolní půdě Suchdol. U varianty Suchdol byla průměrná hmotnost kořenů v jedné nádobě $48,58 \pm 3,44$ g, u varianty Podlesí $93,05 \pm 8,81$ g.



Obrázek 3. Výnos čerstvé biomasy nati mrkve



Graf 2. Výnos čerstvé biomasy mrkve

5.2 Délka a vzhled kořene

Obrázek 4 a 5 znázorňují kořeny špenátu získané z nádobových pokusů s půdami Suchdol a Podlesí. Kořeny, které vyrostly v kontrolní půdě Suchdol, byly poměrně rovné a symetrické. Vedlejší kořeny byly rovnoměrně rozprostřeny po celém hlavním kořenu. Kořeny z půdy Podlesí vypadaly na první pohled jinak. Kořeny byly různě silné, různě dlouhé a velmi zkroucené. Vedlejší kořeny byly nerovnoměrně rozprostřeny v rámci hlavního kořene, na některých kořenech skoro úplně vymizely, na jiných tvořily shluky a byly narostlé směrem dolů podél hlavního kořene.



Obrázek 4. Kořeny špenátu – varianta Suchdol



Obrázek 5. Kořeny špenátu - varianta Podlesí

Na obrázku 6 a 7 jsou znázorněny kořeny mrkve. Dle obrázků můžeme říci, že se kořeny mrkve velikostně moc neměnily, jak v rámci jedné nádoby v pokusu, tak v porovnání nádob s rozdílnými půdami mezi sebou. I statistické hodnocení dokázalo, že můžeme považovat délky kořene mrkve za statisticky nevýznamné. Průměrná délka kořene mrkve pěstovaného na půdě Suchdol byla 10,09 cm (se směrodatnou odchylkou 0,66 cm). Průměrná délka kořene mrkve pěstované na půdě Podlesí byla 11,22 cm (se směrodatnou odchylkou 0,42 cm).



Obrázek 5. Kořeny mrkve - varinata Suchdol

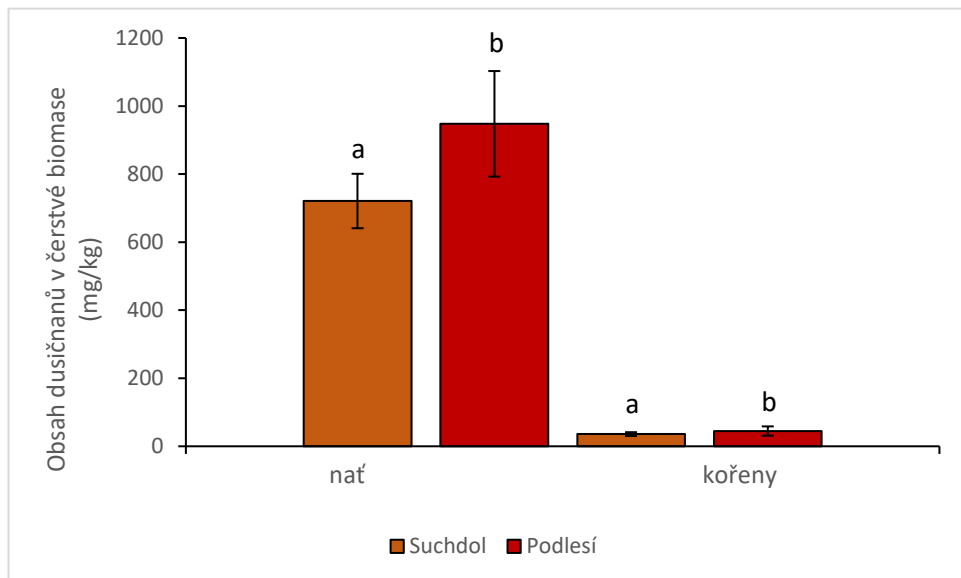


Obrázek 4. Kořeny mrkve - varianta Podlesí

5.3 Obsah dusičnanů

Dalším hodnotícím parametrem kvality zeleniny byl obsah dusičnanů. Obsah dusičnanů jsme určovali v nati a kořenu mrkve, dále v listech špenátu.

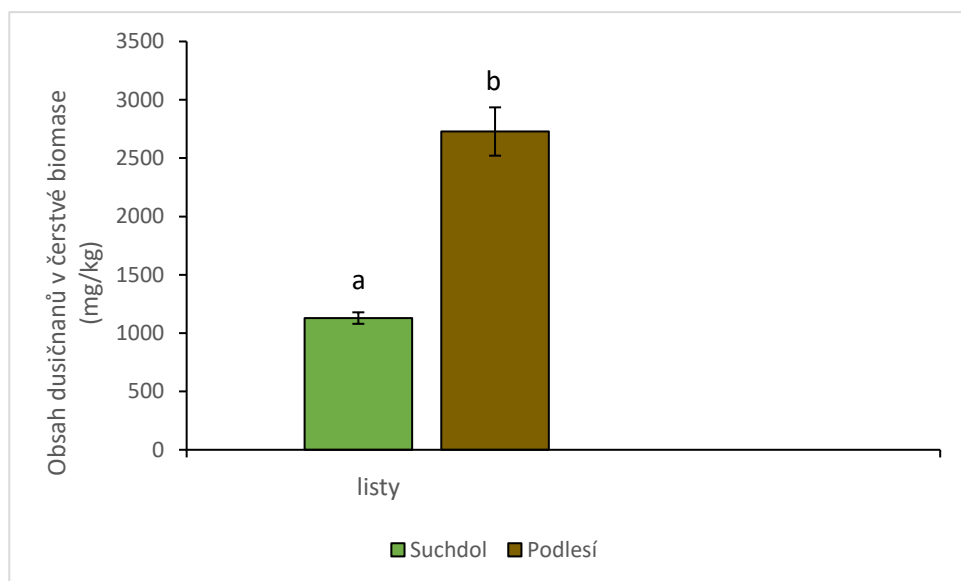
Graf 3 znázorňuje obsah a akumulaci dusičnanů dle části rostliny u mrkve. Z grafu 3 je patrné, že více dusičnanů se akumulovalo v nati mrkve než v jejích kořenech. Při porovnání nádobových pokusů zjistíme, že obsah dusičnanů byl jak u nati, tak u kořene mrkve vyšší v mrkvi pěstované na půdě Podlesí (nať $947,64 \pm 155,15$ mg/kg, kořen $44,91 \pm 13,59$ mg/kg), než v kontrole Suchdol (nať $720,85 \pm 80$ mg/kg, kořen $35,78 \pm 5,57$ mg/kg). Větší rozdíl v hodnotách dusičnanů v porovnání mezi variantami půd se vyskytl u nati než u kořenů mrkve.



Graf 3. Obsah dusičnanů v čerstvé biomase mrkve

K hodnocení obsahu dusičnanů došlo také u špenátu, hodnotil se zde obsah dusičnanů pouze v jeho listech. Špenát pěstovaný v nádobovém pokusu Podlesí akumuloval cca 3krát více

dusičnanů do svých listů ($2728,07 \pm 207,03$ mg/kg) než špenát, který byl pěstován v nádobovém pokusu Suchdol ($1129,03 \pm 49,28$ mg/kg).



Graf 4. Obsah dusičnanů v čerstvé biomase špenátu

5.4 Akumulace kadmia

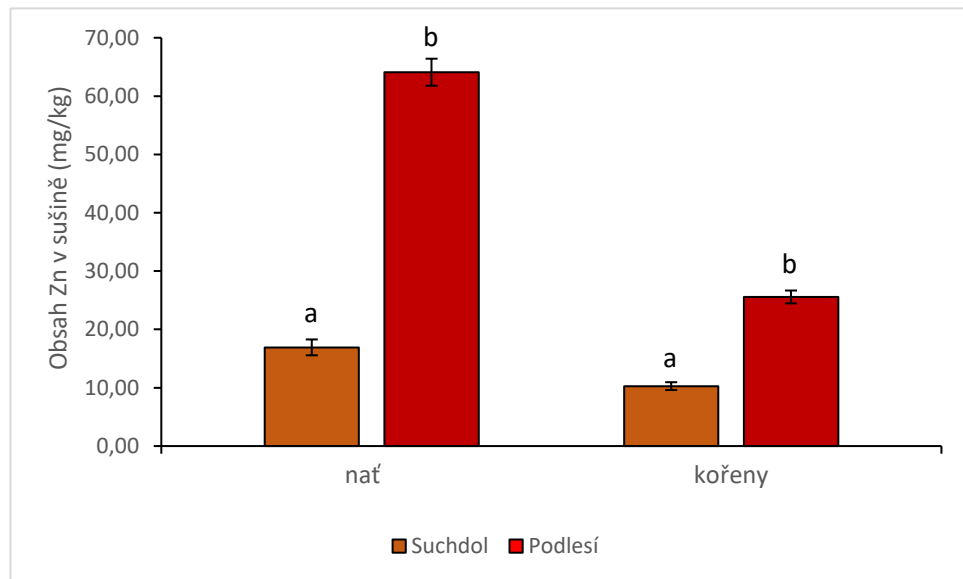
Akumulace kadmia rostlinou se dle kontaminace půd výrazně lišila. V tabulce 2 jsou uvedeny obsahy kadmia v sušině v pěstované zelenině, které ukazují, že ve variantě Podlesí zelenina akumulovala mnohonásobně větší množství kadmia, než zelenina rostoucí na variantě Suchdol. Obecně můžeme říci, že špenát akumuloval více kadmia v obou variantách pokusu v porovnání s mrkví. Při porovnání akumulace kadmia v jednotlivých částech rostliny můžeme říci, že jak u mrkve, tak u špenátu akumulovaly větší množství kadmia nadzemní části rostlin, tedy u mrkve nať a u špenátu listy.

Tabulka 2. Akumulace kadmia

Označení varianty	Množství kadmia v sušině (mg/kg)			
	Mrkev		Špenát	
	Nať	Kořen	Listy	Kořen
Suchdol	$0,28 \pm 0,05^a$	$0,04 \pm 0,02^a$	$1,77 \pm 0,12^a$	$2,70 \pm 0,29^a$
Podlesí	$13,75 \pm 1,08^b$	$4,77 \pm 0,51^b$	$187,71 \pm 18,17^b$	$91,94 \pm 9,13^b$

5.5 Akumulace zinku

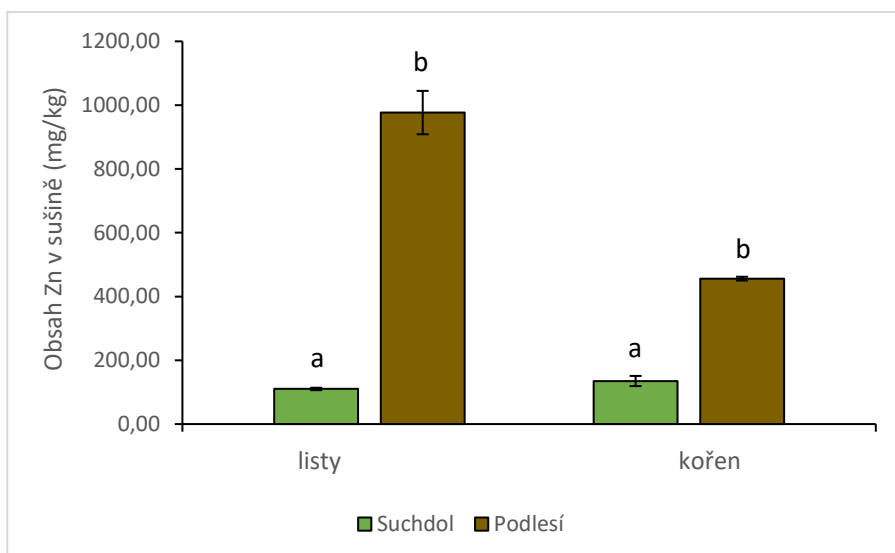
Graf 5 znázorňuje akumulaci zinku mrkví. Jak je uvedeno v grafu 5, tak nať i kořeny pěstované mrkve akumulovaly větší množství zinku ve variantě Podlesí. Nať mrkve rostoucí na půdě Podlesí akumulovala cca 3,7krát více zinku ($64,09 \pm 2,32$ mg/kg) než nať mrkve, která rostla na půdě Suchdol ($16,92 \pm 1,36$ mg/kg). Stejná situace nastala i u kořenů mrkve, kdy kořeny mrkve vypěstované na variantě Podlesí akumulovaly cca 2,5krát více zinku ($25,57 \pm 1,10$ mg/kg) než kořeny mrkve pěstované na půdě Suchdol ($10,28 \pm 0,67$ mg/kg).



Graf 5. Obsah zinku v sušině mrkve

U špenátu nastala při akumulaci zinku podobná situace jako u mrkve. Stejně jako u mrkve akumuloval pěstovaný špenát více zinku ve variantě Podlesí. Větší rozdíl v akumulaci nastal u listů špenátu, které se dle variant lišily přibližně o 850 mg/kg sušiny (Suchdol $110,10 \pm 3,88$ mg/kg, Podlesí $976,74$ mg/kg). U kořenů byl tento rozdíl menší, a to pouze cca 300 mg/kg (Suchdol $135,01 \pm 15,92$ mg/kg, Podlesí $455,95 \pm 5,95$ mg/kg).

Na rozdíl od mrkve, u které se maximální akumulované množství zinku pohybovalo okolo 70 mg/kg sušiny, u špenátu se toto maximální množství pohybovalo okolo 1000 mg/kg sušiny. U špenátu tedy došlo k mnohonásobně větší akumulaci zinku, než tomu bylo u mrkve.



Graf 6. Obsah zinku v sušině špenátu

5.6 Akumulace olova

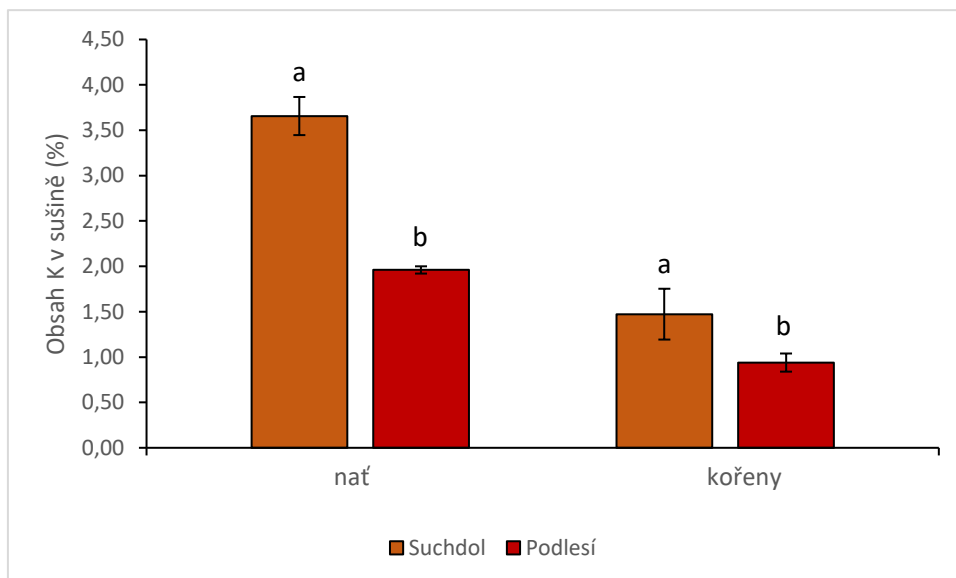
Tabulka 3 znázorňuje akumulaci olova v pletivech mrkve i špenátu. Z tabulky vyplývá, že větší množství olova akumulovala zelenina pěstována na půdě Podlesí. Při srovnání akumulace olova mezi druhy zeleniny pěstované na půdě Podlesí výsledky prokázaly, že větší množství olova akumuloval špenát. Akumulace olova v listech špenátu byla 2,3krát větší než akumulace olova v nati mrkve, u kořene došlo k více jak 5krát větší akumulaci olova v případě špenátu oproti kořenu mrkve.

Tabulka 3. Akumulace olova

Označení varianty	Množství olova v sušině (mg/kg)			
	Mrkev		Špenát	
	Nat'	Kořen	Listy	Kořen
Suchdol	$3,3 \pm 0,34^a$	2 ± 0^a	$2,02 \pm 0,28^a$	$2,53 \pm 0,07^a$
Podlesí	$69,1 \pm 1,71^b$	$28,5 \pm 1,37^b$	$163,0 \pm 20,8^b$	$362,0 \pm 15,75^b$

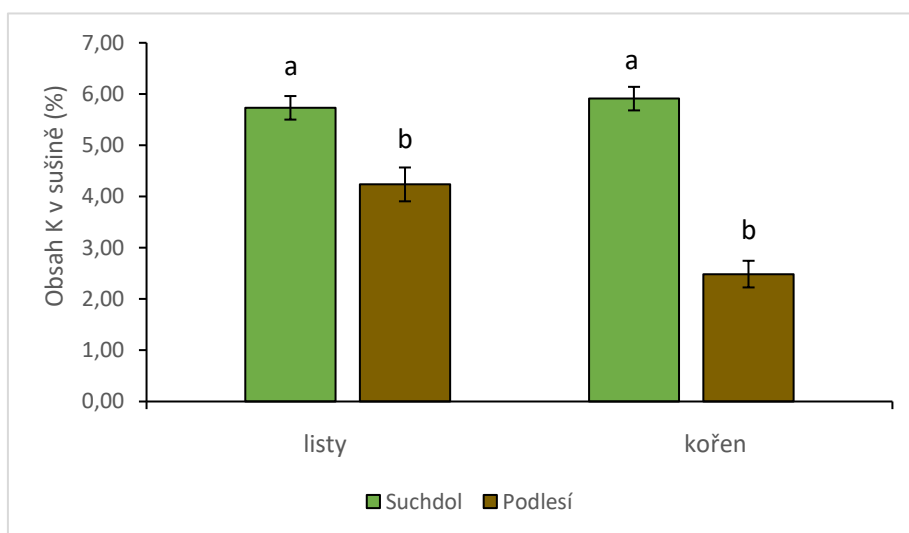
5.7 Obsah draslíku

Poslední parametr, který jsme u špenátu a mrkve měřili, byl obsah makropvku, konkrétně draslíku. V grafu 7 je znázorněný procentuální obsah draslíku v sušině mrkve. U nati i u kořene mrkve pěstované na půdě Suchdol můžeme sledovat kumulaci většího množství draslíku než v rostlinách mrkve pěstované v nádobovém pokuse se zeminou z Podlesí. Obsah draslíku v mrkvi pěstované na půdě Suchdol byl v nati $3,66 \pm 0,21$ %, v kořenu $1,47 \pm 0,28$ %. U varianty Podlesí došlo k naměření následujících hodnot, obsah draslíku v kořenu mrkve $0,94 \pm 0,1$ %, v nati $1,96 \pm 0,04$ %.



Graf 7. Obsah draslíku v sušnině mrkve

Na grafu 8 je znázorněn obsah draslíku v sušnině špenátu. U špenátu pěstovaném na zemině Suchdol došlo k situaci, kdy akumulace listy byla téměř totožná s akumulací draslíku kořeny špenátu ($5,73 \pm 0,23$ %, $5,91 \pm 0,23$ %). U nádobového pokusu Podlesí došlo k vyšší akumulaci tohoto makroprvku listy ($4,24 \pm 0,33$ %) než kořeny ($2,49 \pm 0,26$ %). Obecně byla zaznamenána větší akumulace draslíku ve špenátu pěstovaném na půdě Suchdol, než u špenátu pěstovaného na půdě Podlesí.



Graf 8. Obsah draslíku v sušnině špenátu

6 Diskuze

6.1 Výnos čerstvé biomasy

Těžkými kovy se označují "kovové chemické prvky", které mají specifickou hmotnost větší než 5 g/cm^3 a i při nižších koncentracích jsou jedovaté. Obecně mají těžké kovy na rostliny podobné škodlivé účinky, mezi tyto účinky můžeme zařadit omezení tvorby biomasy, chlorozu nebo ovlivnění fotosyntézy (Collin et al. 2022).

Průměrný výnos natě mrkve na variantě Podlesí byl o 30 % menší než průměrný výnos biomasy nati vypěstované na variantě Suchdol. Opačný případ nastal u kořene pěstované mrkve, kdy obsah biomasy sklizené na půdě Podlesí byl 1,9krát větší než obsah biomasy kořene u kontrolní varianty Suchdol. Tato skutečnost mohla být způsobena tím, že půda Podlesí obsahovala větší množství zinku $243,4 \pm 8,2 \text{ mg/kg}$ než půda Suchdol $93,1 \pm 1,5 \text{ mg/kg}$. Mezní hodnota stanovená vyhláškou pro obsah zinku v půdě je 120 mg/kg (Ministerstvo životního prostředí 2016). Půda Podlesí tedy obsahovala 2krát větší množství zinku, než je vyhláškou povoleno. A jelikož je zinek dle Buturi et al. (2023) mikronutrient nezbytný pro růst a vývoj rostlin, mohla jeho vyšší koncentrace v půdě Podlesí způsobit vyšší výnos čerstvé biomasy kořene mrkve. Současně také vyšší obsah zinku v půdě snižuje přijatelnost kadmia rostlinou (Tavarez et al. 2022).

U špenátu byl zjištěn vždy vyšší výnos biomasy u vzorků pěstovaných na kontrolní variantě Suchdol, než u vzorků pěstovaných na půdě Podlesí. U listů byla hmotnost biomasy z kontrolního vzorku 2,5krát větší než množství biomasy získané ze vzorku Podlesí. Výnos čerstvé biomasy kořene mrkve u varianty Podlesí byl o 42 % menší, než výnos čerstvé biomasy kořene u varianty Suchdol. Ngugi et al. (2022) provedli pokus, při kterém aplikovali do půdy kadmium a olovo, a následně sledovali změny výnosu čerstvé biomasy kořene. Výsledky Ngugi et al. (2022) ukázaly, že aplikace kadmia snížila výnos biomasy kořene špenátu až o 70 %, aplikace olova snížila výnos biomasy kořene špenátu až o 61 %.

6.2 Akumulace těžkých kovů

U pěstované zeleniny byly sledovány akumulace těžkých kovů – kadmia, zinku a olova. Kontaminovaná půda Podlesí obsahovala nejvíce olova, poté zinku a nejmenší množství kadmia.

Dle výzkumu, který provedl Haque et al. (2021) existoval předpoklad, že zelenina pěstovaná na půdě Podlesí kontaminované hutní činností bude akumulovat větší množství kadmia, než zelenina pěstovaná na půdě nekontaminované (Suchdol). Tento předpoklad naše výsledky potvrdily. V obou případech, mrkve i špenátu, akumulovaly rostliny pěstované na půdě Suchdol velmi malé množství kadmia oproti rostlinám pěstovaných na půdě Podlesí.

U akumulace zinku došlo k podobné situaci jako u akumulace kadmia zeleninou. Opět akumulovaly rostliny pěstované na variantě Podlesí větší množství zinku, než rostliny pěstované na variantě Suchdol. Příčinami, které vedly k vyšší akumulaci zinku rostlinami

z varianty Podlesí, mohou být vyšší obsah zinku v půdě a nižší pH (pH=6,1), které je dle Vaňka et al. (2012) ideální pro rozpustnost minerálních sloučenin zinku.

Jiná situace nenastala ani u akumulace olova. Zelenina pěstovaná na půdě Podlesí akumulovala mnohonásobně větší množství olova než zelenina, která byla pěstována na půdě Suchdol. K větší akumulaci olova došlo u nadzemních částí rostlin, tedy nati u mrkve a listů u špenátu.

Jak uvádějí Akan et al. (2013) ve své studii zaměřené na akumulace těžkých kovů ve špenátu, v kořenech byly koncentrace těžkých kovů nižší ve srovnání s listy zeleniny. Stejná situace nastala i u našeho pokusu, kdy se Cd, Zn i Pb akumulovalo více v listech špenátu než v jeho kořenech. Dále jsme dosáhli stejných výsledků jako Shakya & Khwarunjo (2013) ve své studii o kontaminaci zeleniny těžkými kovy, kdy se v zelenině nejvíce akumuloval zinek, následně olovo a nejméně kadmium. Akumulace těžkých kovů se u námi sklizené zeleniny pohybovala od 0,02 – 206,07 mg/kg u kadmia, 9,24 – 1059,71 mg/kg u zinku. Stejně jako v našem pokusu sledoval akumulaci těžkých kovů u špenátu a mrkve Bvenura & Afolayam (2012). Ti došli k výsledkům, že akumulace těžkých kovů v zelenině se pohybovala v rozmezí 0,01 – 1,12 mg/kg pro kadmium, 4,27–89,88 mg/kg pro zinek. V obou případech tedy dosáhli Bvenura & Afolayam (2012) menší akumulace těžkých kovů v pěstované zelenině. Sledovali jsme také akumulaci olova v pěstované zelenině. Hodnoty obsahu olova se pohybovaly od 1,45 – 383,5 mg/kg, kdy nejvíce olova akumuloval špenát. Akumulaci olova zkoumali také Antisari et al. (2015), kteří provedli výzkum kontaminace zeleniny rostoucí v blízkosti silnice olovem. Dospěli k závěru, že zelenina akumulovala 0,9 – 2,23 mg/kg olova.

Z našich výsledků vyplývá, že větší množství těžkých kovů akumuloval ve všech případech špenát. Pro člověka je tedy větším rizikem v rámci příjmu těžkých kovů konzumace zeleniny listové, než kořenové.

6.3 Obsah dusičnanů

Dusičnany se do rostliny dostávají kořeny, následně se asimilují do listů, ve kterých se hromadí (Kyriacou et al. 2019). Dle tohoto tvrzení se dalo předpokládat, že listy špenátu a nať mrkve budou akumulovat větší množství dusičnanů než jejich kořeny. Tento předpoklad výsledky našeho pokusu potvrdil. Nejvíce dusičnanů akumulovaly listy špenátu (Suchdol 1129 mg/kg, Podlesí 2728 mg/kg), následně nať mrkve (Suchdol 720 mg/kg, Podlesí 947 mg/kg) a nejmenší množství bylo obsaženo v kořenech mrkve (Suchdol 35 mg/kg, Podlesí 45 mg/kg). Podobné výsledky publikovali ve své studii Thang et al. (2021), kdy se průměrné hodnoty dusičnanů pohybovaly od 649,4 do 1600,5 mg/kg. V případě mrkve i špenátu obsahovala více dusičnanů zelenina, která byla pěstována na půdě Podlesí. Lze předpokládat, že tato skutečnost byla způsobena tvorbou fytochelatinů, které umožňují tvorbu komplexů s rizikovými prvky, a tím omezují jejich toxicitu. Jelikož je však tvorba těchto speciálních sloučenin náročná na energii, nezbyvá rostlině již energie na redukci dusičnanů a jejich využití. (Li et al. 2023). Dalším důvodem vyššího obsahu dusičnanů může být omezení jejich redukce na amidický dusík rostlinou. Stres, který vyvolává akumulace těžkých kovů

v rostlině, způsobuje omezení aktivity nitrátreduktázy, která je za redukci dusičnanů zodpovědná. Snížení aktivity tohoto enzymu poté způsobuje minimální redukci dusičnanů a jejich následné hromadění v rostlině. (Jiang et al. 2020).

6.4 Obsah draslíku

Draslík je základním prvkem pro růst a vývoj rostlin, jeho nedostatek nebo nadbytek může však zkreslit mnoho funkcí v rostlinách. Dle Anschütz et al. (2014) je draslík druhou nejvíce zastoupenou živinou v rostlinách, kde by měl tvořit 2-10 % suché hmotnosti rostliny. Draslík také funguje jako regulátor. Mezi jeho funkce patří osmoregulace, regulace membránového potenciálu, transport cukrů nebo adaptace na stres (Johnson et al. 2022).

Výsledky obsahu draslíku v pěstované zelenině nevykazovaly tak velké rozdíly mezi jednotlivými variantami, jako tomu bylo například u kadmia nebo zinku. V obou případech se větší obsah draslíku vyskytoval u mrkve i špenátu pěstovaném na variantě půdy Suchdol. Důvodem mohla být dle Johnson et al. (2022) skutečnost, že těžké kovy obsažené v půdě mohou být absorbovány stejnými transportními mechanismy jako draslík a mohou tedy navzájem soutěžit o transportní kanály. U kontaminované půdy Podlesí tedy mohlo docházet k častějšímu navázání těžkých kovů na transportní kanály draslíku, a tím ovlivnění jeho příjmu rostlinou.

Nať mrkve pěstovaná na variantě Suchdol obsahovala téměř 2krát větší množství draslíku než nať pěstovaná na variantě Podlesí. Kořen mrkve pěstované na variantě Suchdol obsahoval o polovinu více draslíku ve svých pletivech než kořen mrkve z varianty Podlesí. U špenátu pěstovaném na půdě Suchdol došlo k situaci, kdy listy i kořeny špenátu obsahovaly téměř totožné množství draslíku, a to necelých 6 %. U špenátu pěstovaném na půdě Podlesí došlo u listů k poklesu obsahu draslíku o 35 %, u kořenů byl obsah draslíku 2,3krát menší. V porovnání se studií dle Anschütz et al. (2014) byla tato množství stále v přijatelném rozmezí (2-10 %).

7 Závěr

Cílem práce bylo zhodnotit a porovnat kvalitu zeleniny, přesněji mrkve a špenátu, pěstované na půdě znečištěné antropogenní činností z oblasti Příbramsko-Podlesí s kvalitou zeleniny pěstované na kontrolní půdě bez známek znečištění z oblasti Praha-Suchdol. Nejprve bylo sledováno, jaký vliv bude mít složení půdy na výnos čerstvé biomasy. Dále jsme sledovali akumulaci dusičnanů v jednotlivých částech zeleniny, stejně jako akumulaci kadmia, zinku a olova. Dále bylo sledováno, jak ovlivní přítomnost těžkých kovů obsah draslíku v rostlině. Posledním sledovaným znakem byly tvary kořenů.

Kontaminace půdy Podlesí působila na výnos čerstvé biomasy mrkve různými způsoby. U natě došlo ke snížení výnosy, naopak u kořene mrkve došlo k dvakrát většímu výnosu čerstvé biomasy oproti kontrolní variantě. Výsledky akumulace dusičnanů jednoznačně prokázaly, že nat' mrkve byla oproti kořenům hlavním akumulátorem dusičnanů. Prokázalo se také, že více dusičnanů akumulovala mrkev rostoucí na variantě Podlesí. U akumulace kadmia, zinku i olova došlo ke stejnému jevu, kdy mrkev rostoucí na půdě Podlesí akumulovala vždy více daného prvku než mrkev rostoucí na kontrolní půdě. Dalším sledovaným znakem byl obsah draslíku, u kterého se potvrdil předpoklad, že mrkev pěstovaná na kontrolní variantě obsahovala ve své biomase větší procento draslíku než mrkev pěstovaná na variantě Podlesí. Délky kořenů se výrazně dle jednotlivých variant nelišily.

Výnos čerstvé biomasy špenátu byl jak u listů, tak u kořenů špenátu vyšší v kontrolní variantě Suchdol než ve variantě Podlesí. U špenátu byl obsah dusičnanů měřen pouze v listech, kdy větší obsah dusičnanů akumulovaly listy špenátu pěstovaném na půdě Suchdol než na kontaminované půdě Podlesí. Stejně jako u mrkve se i u špenátu potvrdil předpoklad, že bude zelenina pěstována na kontaminované půdě akumulovat větší množství rizikových prvků (kadmium, zinek, olovo) než na kontrolní variantě půdy. I obsah draslíku v pěstovaném špenátu byl vyšší u varianty Suchdol, než u varianty Podlesí. Kontaminace půdy Podlesí těžkými kovy způsobila také předpokládanou deformaci kořenů špenátu. Kořeny byly kratší, s méně postranními kořeny a celkově deformované v porovnání s kořeny špenátu rostoucími na půdě Suchdol.

Náš pokus potvrdil, že zelenina pěstovaná na antropogenně znečištěné půdě Podlesí akumulovala větší množství dusičnanů, kadmia, zinku i olova. Více draslíku obsahovala zelenina pěstovaná na kontrolní variantě Suchdol. Toto porovnání tedy ukazuje, že zelenina pěstovaná na kontaminované půdě vykazovala horší chemické složení. A jelikož jsou těžké kovy ve větší míře nebezpečné pro lidské zdraví, není zelenina pěstovaná na kontaminované půdě ideální pro lidskou výživu.

8 Literatura

- Alegría A, Barberá R, Boluda R, Errecalde F, Farré R, Lagarda MJ. 1991. Environmental cadmium, lead and nickel contamination: possible relationship between soil and vegetable content. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry* **339**:654-657.
- Anschütz U, Becker D, Shabala S. 2014. Going beyond nutrition: Regulation of potassium homeostasis as a common denominator of plant adaptive responses to environment. *Journal of Plant Physiology* **171(9)**:670-687.
- Augustsson A, Lundgren M, Qvarforth A, Hough R, Engström E, Paulukat C, Rodushkin I. 2023. Managing health risks in urban agriculture: The effect of vegetable washing for reducing exposure to metal contaminants. *Science of The Total Environment* **863**:160996.
- Belyaeva ON, Haynes RJ, Birukova OA. 2005. Barley yield and soil microbial and enzyme activities as affected by contamination of two soils with lead, zinc or copper. *Biology and Fertility of Soils* **41**:85-94.
- Bešter PK, Lobnik F, Eržen I, Kastelec D, Zupan M. 2013. Prediction of cadmium concentration in selected home-produced vegetables. *Ecotoxicology and Environmental* **96**:182-190.
- Bhargava A, Carmona FF, Bhargava M, Srivastava S. 2012. Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals. *Journal of Environmental Management* **105**:103-120.
- Botta C, Iarmarcovai G, Chaspoul F, Sari-Minodier I, Pompili J, Orsière T, De Méo M. 2006. Assessment of occupational exposure to welding fumes by inductively coupled plasma-mass spectroscopy and by the alkaline Comet assay. *Environmental and Molecular Mutagenesis* **47**:284-295.
- Buturi CM, Mauro RP, Fogliano V, Leonardi Ch, Giuffrida F. 2023. Iron and zinc biofortification and bioaccessibility in carrot 'Dordogne': Comparison between foliar applications of chelate and sulphate forms. *Scientia Horticulturae* **312**:111851.
- Cabrera C, Ortega E, Lorenzo ML, López MdC. 1998. Cadmium Contamination of Vegetable Crops, Farmlands, and Irrigation Waters. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* **154**:55-81.
- Clemens. 2006. Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie* **88**:1707-1719.
- Collin MS et al. 2022. Bioaccumulation of lead (Pb) and its effects on human: A review. *Journal of Hazardous Materials Advances* **7**:100094.
- Collis S et al. 2022. Bioaccumulation of lead (Pb) and its effects in plants: A review. *Journal of Hazardous Materials Letters* **3**:100064.
- Cordero B, Lodeiro P, Herrero R, Esteban Sastre de Vicente M. Biosorption of cadmium by *Fucus spiralis*. *Environmental Chemistry* **1**:180-187.

- Dias JS. 2012. Nutritional Quality and Health Benefits of Vegetables: A Review. *Food and Nutrition Sciences* **3(10)**:1354-1374.
- Ding Ch, Zhang T, Wang X, Zhou F, Yang Y, Yin Y. 2013. Effects of soil type and genotype on lead concentration in rootstalk vegetables and the selection of cultivars for food safety. *Journal of Environmental Management* **122**:8-14.
- Dridi N, Bouslimi H, Caçador I, Sleimi N. 2022. Lead tolerance, accumulation and translocation in two Asteraceae plants: *Limbarida crithmoides* and *Helianthus annuus*. *South African Journal of Botany* **150**:986-996.
- Feleafel MN, Mirdad ZM. 2012. Hazard and Effects of Pollution by Lead on Vegetable Crops. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* **26**:547-567.
- Fones H, Davis CA, Rico A, Fang F, Smith JA, Preston GM. 2010. Metal hyperaccumulation armors plants against disease. *Plos Pathogens* **6(9)**:e1001093.
- Francis GA, Thomas CH, O'beirne D. 2001. The microbiological safety of minimally processed vegetables. *International Journal of Food Science & Technology* **34(1)**:1-22.
- Gasser M, Lenglet S, Bararpour N, Sajic T, Wiskott K, Augsburger M, Fracasso T, Gilardi F, Thomas A. 2022. Cadmium acute exposure induces metabolic and transcriptomic perturbations in human mature adipocytes. *Toxicology* **470**:153153.
- Hanif R, Iqbal Z, Iqbal M, Hanif S, Rasheed M. 2006. Role of vegetables as nutritional food: Role in human health. *Journal of Agricultural and Biological Science* **1**:18-22.
- Haque MM, Niloy NM, Khirul MA, Alam MF, Tareq SM. 2021. Appraisal of probabilistic human health risks of heavy metals in vegetables from industrial, non-industrial and arsenic contaminated areas of Bangladesh. *Heliyon* **7(2)**:e06309.
- Harris J et al. 2022. Fruit and vegetable biodiversity for nutritionally diverse diets: Challenges, opportunities, and knowledge gaps. *Global Food Security* **33**:100618.
- Hédji H et al. 2010. Effects of long-term cadmium exposure on growth and metabolomic profile of tomato plants. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **73(8)**:1965-1974.
- Herbette S et al. 2006. Genome-wide transcriptome profiling of the early cadmium response of *Arabidopsis* roots and shoots. *Biochimie* **88**:1751-1765.
- Hesami R, Salimi A, Ghaderian SM. 2018. Lead, zinc, and cadmium uptake, accumulation, and phytoremediation by plants growing around Tang-e Douzan lead–zinc mine, Iran. *Environmental Science and Pollution Research* **25**:8701-8714.
- Ismael MA, Elyamine AM, Moussa MG, Cai M, Zhao X, Hu C. 2019. Cadmium in plants: uptake, toxicity, and its interactions with selenium fertilizers. *Metallomics* **11(2)**:255-277.

- Johnson R, Vishwakarma K, Hossen MS, Kumar V, Shackira AM, Puthur JT, Abdi G, Sarraf M, Hasanuzzaman M. 2022. Potassium in plants: Growth regulation, signaling, and environmental stress tolerance. *Plant Physiology and Biochemistry* **172**:56-69.
- Kabata-Pendias A, Pendias H, 2001. *Trace Elements on Soils and Plants (Third Edition)*. CRC Press, New York.
- Kaur H, Tashima, Singh S, Kumar P. 2023. Reconditioning of plant metabolism by arbuscular mycorrhizal networks in cadmium contaminated soils: Recent perspectives. *Microbiological Research* **268**:127293.
- Kavian S, Safarzadeh S, Yasrebi J. 2022. Zinc improves growth and antioxidant enzyme activity in Aloe vera plant under salt stress. *South African Journal of Botany* **147**:1221-1229.
- Khan A, Khan S, Khan MA, Qamar Z, Waqas M. 2015. The uptake and bioaccumulation of heavy metals by food plants, their effects on plants nutrients, and associated health risk: a review. *Environmental Science and Pollution Research* volume **22**:13772-13799.
- Kiran BR, Prasad MNV, Sateesh S. 2017. Ricinus communis L. (castor bean) as a potential candidate for revegetating industrial waste contaminated sites in peri-urban greater Hyderabad: remarks on seed oil. *Environmental Science and Pollution Research* **24**:19955-19964.
- Kirkham MB. 2006. Cadmium in plants on polluted soils: Effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendments. *Geoderma* **137(1-2)**:19-32.
- Kumar A, Prasad MNV. 2018. Plant-lead interactions: Transport, toxicity, tolerance, and detoxification mechanisms. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **166**:401-418.
- Kumar B, Smita K, Flores LC. 2017. Plant mediated detoxification of mercury and lead. *Arabian Journal of Chemistry* **10**:S2335-S2342.
- Kyriacou MC, Soteriou GA, Colla G, Rouphael Y. 2019. The occurrence of nitrate and nitrite in Mediterranean fresh salad vegetables and its modulation by preharvest practices and postharvest conditions. *Food Chemistry* **285**:468-477.
- Lee DS, Robertson GL. 2021. Interactive influence of decision criteria, packaging film, storage temperature and humidity on shelf life of packaged dried vegetables. *Food Packaging and Shelf Life* **28**:100674.
- Li J, Cao HL, Jiao WB, Wang Q, Wei M, Cantone I, Abate A. 2020. Biological impact of lead from halide perovskites reveals the risk of introducing a safe threshold. *Nature Communications* **11(1)**:310.

- Li J, Xu Y, Yin K, Wang R, Guo X, Wang J, Zheng L. 2022. Exploring the influence mechanism of dissolved organic matter on the bioavailability and thyroid hormone disrupting effect of zinc: A case study of effluents from galvanizing plants. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **241**:113747.
- Li Y et al. 2023. A combined method for human health risk area identification of heavy metals in urban environments. *Journal of Hazardous Materials* **449**:131067.
- Marschner H. 1995. Mineral nutrition of higher plants. Academic Press, London.
- Meldrum G, Padulosi S, Lochetti G, Robitaille R, Diulgheroff S. 2018. Issues and prospects for the sustainable use and conservation of cultivated vegetable diversity for more nutrition-sensitive agriculture. *Agriculture* **8(7)**:112.
- Ministerstvo životního prostředí. 2016. Vyhláška č.437 ze dne 19.prosince 2016 o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady a změně vyhlášky č. 341/2008 Sb., o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady a o změně vyhlášky č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady (vyhláška o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady). Pages 6994-7024 in *Sbírka zákonů České republiky*, 2016, částka 178. Česká republika.
- Mir IR, Gautam H, Naser AA, Masood A, Khan NA. 2022. Calcium and nitric oxide signaling in plant cadmium stress tolerance: A cross talk. *South African Journal of Botany* **150**:387-403.
- Nas FS, Ali M. 2018. The effect of lead on plants in terms of growing and biochemical parameters: a review. *MOJ Ecology & Environmental Sciences* **3(4)**:265-268.
- Natasha N et al. 2022. Zinc in soil-plant-human system: A data-analysis review. *Science of The Total Environment* **808**:152024.
- Natesh N, Abbey L, Asiedu S. 2017. An Overview of Nutritional and Antinutritional Factors in Green Leafy Vegetables. *Horticulture International Journal* **1**:3-9.
- Nędzarek A, Tórz A, Karakiewicz B, Clark JS, Laszczyńska M, Kaleta A, Adler G. 2013. Concentrations of heavy metals (Mn, Co, Ni, Cr, Ag, Pb) in coffee. *Acta Biochimica Polonica* **60(4)**:623-627.
- Patra M, Bhowmik N, Bandopadhyay B, Sharma A. 2004. Comparison of mercury, lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plant systems and the development of genetic tolerance. *Environmental and Experimental Botany* **52(3)**:199-223.
- Peera Sheikh Kulsum PG et al. 2023. A state-of-the-art review on cadmium uptake, toxicity, and tolerance in rice: From physiological response to remediation proces. *Environmental Research* **220**:115098.

- Pem D, Jeewon R. 2015. Fruit and Vegetable Intake: Benefits and Progress of Nutrition Education Interventions- Narrative Review Article. *Iranian Journal of Public Health* **44(10)**:1309-1321.
- Ramya V, Patel P. 2019. Health benefits of vegetables. *International Journal of Chemical Studies* **7(2)**:82-27.
- Rascio N, Navari-Izzo F. 2011. Heavy metal hyperaccumulating plants: how and why do they do it? And what makes them so interesting?. *Plant Science* **180**:169-181.
- Renella G, Mench M, Gelsomino A, Landi L, Nannipieri P. 2005. Functional activity and microbial community structure in soils amended with bimetallic sludges. *Soil Biology & Biochemistry* **37**:1498-1506.
- Rizwan M, Ali S, Adrees M, Ibrahim M, Tsang D, Zia-ur-Rehman M, Zahir ZA, Rinklebe J, Tack FMG, Ok YS. 2017. A critical review on effects, tolerance mechanisms and management of cadmium in vegetables. *Chemosphere* **182**:90-105.
- Roy MK, Takenaka M, Isobe S, Tsushida T. 2007. Antioxidant potential, anti-proliferative activities, and phenolic content in water-soluble fractions of some commonly consumed vegetables: Effects of thermal treatment. *Food Chemistry* **103**:106-114.
- Rusin M, Domagalska J, Razzaghi M, Rogala D, Szymala I. 2021. Concentration of cadmium and lead in vegetables and fruits. *Scientific reports* **11**:11913.
- Samreen T, Humaira, Shah HU, Ullah S, Javid M. 2017. Zinc effect on growth rate, chlorophyll, protein and mineral contents of hydroponically grown mungbeans plant (*Vigna radiata*). *Arabian Journal of Chemistry* **10(2)**:S1802-S1807.
- Santamaria P. 2005. Nitrate in vegetables: toxicity, content, intake and EC regulation. *Journal of the Science of Food and Agriculture* **86(1)**:10-17.
- Satarung S, Garrett SH, Sens MA, Sens Da. 2010. Cadmium, environmental exposure, and health outcomes. *Environmental Health Perspectives* **118**:182-190.
- Satarung S, Gobe GC, Vesey DA. 2022. Multiple targets of toxicity in environmental exposure to low-dose cadmium. *Toxics* **10**:472-492.
- Sharma P, Dubey RS. 2005. Lead toxicity in plants. *Toxic Metals in Plants* **17(1)**:35-52.
- Shibamoto T, Bjeldanes LF. 2009. *Introduction to Food Toxicology* (2nd ed). Academic Press, London.
- Sidhoum W, Fortas Z. 2019. The beneficial role of indigenous arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of wetland plants and tolerance to metal stress. *Archives of Environmental Protection* **45(1)**:103-114.

- Slavin JL. 2013. Carbohydrates, Dietary Fiber, and Resistant Starch in White Vegetables: Links to Health Outcomes. *Advances in Nutrition* **4(3)**:351S-355S.
- Souza-Arroyo V, Fabián JJ, Bucio-Ortiz L, Miranda-Labra RU, Gomez-Quiroz LE, Gutiérrez-Ruiz MC. 2022. The mechanism of the cadmium-induced toxicity and cellular response in the liver. *Toxicology* **480**:153339.
- Stanton C, Sanders S, Krämer U, Podar D. 2022. Zinc in plants: Integrating homeostasis and biofortification. *Molecular Plant* **15(1)**:65-85.
- Steingraber LF, Ludolph C, Metz J, Kierdorf H, Kierdorf U. 2022. Uptake of lead and zinc from soil by blackberry plants (*Rubus fruticosus* L. agg.) and translocation from roots to leaves. *Environmental Advances* **9**:100313.
- Szczygłowska M, Bodnar M, Namieśnik J, Konieczka P. 2014. The Use of Vegetables in the Biomonitoring of Cadmium and Lead Pollution in the Environment. *Critical Reviews in Analytical Chemistry* **44(1)**:2-15.
- Tarvanien T, Albanese S, Birke M, Ponavic M, Reimann C. 2013. Arsenic in agricultural and grazing land soils of Europe. *Applied Geochemistry* **28**:2-10.
- Tran TA, Popova LP. 2013. Functions and toxicity of cadmium in plants: recent advances and future prospects. *Turkish Journal of Botany* **37(1)**:1-13.
- Trebichavský J, Havrdová D, Blohberger M. 1997. *Toxické kovy*. NSO – Ing. František Nekvasil, Kutná Hora.
- Václav Vaněk et al. 2012. *Výživa rostlin*. Academia, Praha.
- Vicente AR, Manganaris GA, Darre M, Ortiz CM, Sozzi GO, Crisosto CH. 2022. *Postharvest Handling (Fourth Edition)*. Academic Press, Cambridge.
- Wang R, Sang P, Guo Y, Jin P, Cheng Y, Yu H, Xie Y, Yao W, Qian H. 2023. Cadmium in food: Source, distribution and removal. *Food Chemistry* **405(A)**:134666.
- Wang Y, Yu H, Chen Ch, Xiong Y, Wang J, Wang Y. 2022. Beneficial effects of cadmium on plant defense of an invasive plant. *Environmental and Experimental Botany* **204**:105101.
- Wong KW, Yap CHK, Nulit R, Omar H, Aris AZ, Cheng WH, Latif MT, Leow CHS. 2019. Zn in vegetables: A review and some insights. *Integrative Food, Nutrition and Metabolism* **6**:1-7.
- Wu HM, Lin-Tan DT, Wang ML, Huang HY, Lee CL, Wang HS, Lin JL. 2012. Lead level in seminal plasma may affect semen quality for men without occupational exposure to lead. *Powder Technology* **228**:91-99.

- Wu HS et al. 2023. Effects of chromium and lead mixture on pea's growth, ultrastructure, translocation and their accumulation in organs. *Scientia Horticulturae* **314**:111940.
- Yang R, Tang J, Chen X, Hu S. 2007. Effects of coexisting plant species on soil microbes and soil enzymes in metal lead contaminated soils. *Applied Soil Ecology* **37(3)**:240-246.
- Yang Y, Zhang FS, Li HF, Jiang RF. 2009. Accumulation of cadmium in the edible parts of six vegetable species grown in Cd-contaminated soils. *Journal of Environmental Management* **90(2)**:1117-1122.