

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Vliv kontaminované půdy na aktivitu vybraných enzymů
a růst plodin**

Diplomová práce

**Bc. Miroslava Křivánková
AGRIMF Hospodaření v zemědělství**

Vedoucí práce: prof. Ing. Daniela Pavlíková, CSc.

© 2024 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Vliv kontaminované půdy na aktivitu vybraných enzymů a růst plodin" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 10.4.2024



Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucí své bakalářské práce prof. Ing. Daniele Pavlíkové, CSc. za její pomoc, konzultace, odborné vedení a trpělivost. Dále bych ráda poděkovala Ing. Veronice Zemanové, Ph.D. za trpělivost, pomoc při zpracování výsledků a statistických dat, konzultace, předané zkušenosti a vstřícný přístup.

Vliv kontaminované půdy na aktivitu vybraných enzymů a růst plodin

Souhrn

Cílem této práce bylo studium vývoje a výnosu biomasy *Lupinus angustifolius L.* a *Avena sativa L.* vlivem rizikových prvků v antropogenně kontaminované půdě. Dále byly zkoumány změny aktivity půdních enzymů (β -glukosidázy a kyselé fosfatázy).

Vliv Cd, Pb a Zn na rostliny byl zjišťován v nádobových vegetačních pokusech. Pro pokusy byly zvoleny půdy z dvou lokalit České republiky lišících se obsahem rizikových prvků. Kontrolní variantu představovala půda z oblasti Praha - Suchdol, která obsahovala tyto prvky v legislativních limitních hodnotách. Kontaminovanou variantu představovala půda z oblasti Příbramska - Podlesí, která obsahovala nadlimitní hodnoty rizikových prvků (Cd $3,9 \pm 0,5$ mg/kg; Pb $929,1 \pm 189,5$ mg/kg; Zn $141,9 \pm 14,0$ mg/kg).

Zvýšený obsah rizikových prvků byl zaznamenán v biomase obou rostlin pěstovaných na kontaminované půdě. Nejvíce se rizikové prvky akumulovaly v kořenu obou rostlin. Změny ve výnosu biomasy nebyly statisticky průkazné.

Vliv Cd, Pb, Zn na růst rostlin byl pozorován pouze u ovsu, kdy na kontaminované variantě rostly nižší rostliny. Po odběru biomasy z této varianty bylo u ovsu zjištěno, že výnos byl ve všech částech rostliny vyšší u kontroly. U kořenů byl výnos o 22 % vyšší a u listů o 9 % vyšší oproti kontaminované variantě. Tyto hodnoty nebyly statisticky významné. U lupiny bylo po analýze biomasy zjištěno, že výnos byl ve všech částech rostliny vyšší u varianty kontaminované. Oproti kontrole byl výnos kontaminované varianty u kořenů vyšší o 13 % u 1. odběru a o 6 % u 2. odběru; u listů vyšší o 18 % u 1. odběru a o 16 % u 2. odběru; u lusků vyšší o 39 %. Hodnoty byly statisticky průkazné pouze u výnosu lusků.

Enzymatická aktivita v půdě byla prvky Cd, Pb, Zn také ovlivněna. Po sklizni lupiny byla aktivita β -glukosidázy vyšší v půdě z kontaminované varianty; u 1. odběru o 7 % a u 2. odběru o 70 % oproti kontrole. Aktivita kyselé fosfatázy u lupiny byla také vyšší u varianty kontaminované; u 1. odběru o 44 % a u 2. odběru o 63 % oproti kontrole. Statisticky neprůkazný rozdíl byl pouze u β -glukosidázy u 1. odběru. V půdě po sklizni ovsu byla aktivita obou enzymů vyšší ve variantě kontaminované; u β -glukosidázy o 77 % a u kyselé fosfatázy o 52 % oproti kontrole. Statisticky tyto hodnoty byly potvrzeny u obou enzymů.

Výsledky prokázaly vliv kontaminace půdy na výnos, obsah rizikových prvků u obou rostlin a na aktivitu vybraných enzymů v půdě.

Klíčová slova: antropogenní kontaminace půdy; půdní enzymy; esenciální prvky; abiotický stres; toxické prvky

The effect of soil contamination by toxic elements on activity of chosen soil enzymes and crop growth

Summary

Main target of this thesis was to study the development and biomass yield of *Lupinus angustifolius* L. and *Avena sativa* L. under the influence of risk elements in anthropogenically contaminated soil. Furthermore, changes in the activity of soil enzymes (β -glucosidase and acid phosphatase) were investigated.

The effect of Cd, Pb and Zn on *L. angustifolius* and *A. sativa* was investigated in pot vegetation experiments. Soils from two locations in the Czech Republic differing in the content of the toxic elements were chosen for the experiments. The control variant - soil from the Prague - Suchdol area with a low degree of contamination (Cd, Pb and Zn) according to Czech legislation. The contaminated variant was soil from the area of Příbramsko - Podlesí with contents of Cd, Pb and Zn above the Czech legislation (Cd 3.9 ± 0.5 mg/kg; Pb 929.1 ± 189.5 mg/kg; Zn 141.9 ± 14.0 mg/kg).

Increased levels of toxic elements were observed in the biomass of *L. angustifolius* and *A. sativa* grown on contaminated soil. The toxic elements accumulated the most in the root of both plants. Changes in biomass yield were not statistically significant.

The effect of Cd, Pb, Zn on plant growth was observed only in *A. sativa* also reduced stem length was observed. After biomass sampling from this variant, it was found that the yield of *Avena sativa* was higher in all parts of the plant in the control variant. The yield was by 22 % higher in roots and by 9 % higher in leaves compared to the contaminated variant. These values were not statistically significant.

The biomass yield was higher in all parts of *L. angustifolius* in the contaminated variant. Compared to the control, the yield of the contaminated variant was by 13 % higher for roots in the first sampling and by 6 % higher in the second sampling; for leaves by 18 % higher in the first sampling and by 16 % higher in the second sampling; for pods 39 % higher. The values were statistically significant only for pod yield.

Enzymatic activity in soil was also affected by Cd, Pb a Zn-soil contamination. After harvesting of *L. angustifolius*, β -glucosidase activity was higher in the soil from the contaminated variant; in the 1st sampling by 7 % and in the 2nd sampling by 70 % compared to the control. The acid phosphatase activity of lupin was also higher in the contaminated variant; by 44 % higher in the 1st sampling and by 63 % higher in the 2nd sampling compared to the control. The only statistically insignificant difference was for β -glucosidase in the 1st

sampling. In the soil after oat harvest, the activity of both enzymes was higher in the contaminated variant; for β -glucosidase by 77 % and for acid phosphatase by 52 % compared to the control. Statistically, these values were confirmed for both enzymes.

The results showed the effect of soil contamination on the yield and content of Cd, Pb and Zn in both plants and on the activity of selected enzymes in the soil.

Keywords: anthropogenic soil contamination; soil enzymes; essential elements; abiotic stress; toxic elements

Obsah

1 Úvod	1 -
2 Cíl práce a vědecká hypotéza	3 -
3 Literární rešerše	4 -
Luskoviny – čeleď Bobovité (<i>Fabaceae</i>)	4 -
Lupina úzkolistá (<i>Lupinus angustifolius</i>)	5 -
2.1.1 Původ a historie	5 -
2.1.2 Charakteristika	5 -
2.1.3 Osivo	6 -
2.1.4 Pěstování.....	7 -
2.1.5 Škodliví činitelé a ochrana proti nim	8 -
2.1.6 Využití a nutriční hodnota	9 -
Obilniny – čeleď Lipnicovité (<i>Poaceae</i>)	10 -
Oves setý (<i>Avena sativa</i>)	11 -
2.1.7 Původ a historie	11 -
2.1.8 Charakteristika	11 -
2.1.9 Osivo	12 -
2.1.10 Pěstování.....	12 -
2.1.11 Škodliví činitelé a ochrana proti nim	14 -
2.1.12 Využití a nutriční hodnota	15 -
Kontaminace půd rizikovými prvky	15 -
2.1.13 Kadmium (Cd)	16 -
2.1.14 Olovo (Pb)	18 -
2.1.15 Zinek (Zn)	19 -
Mechanismy tolerance rostlin	21 -
Půdní enzymy	21 -
2.1.16 β -glukosidázy	23 -
2.1.17 Fosfatáza	23 -
3 Metodika	25 -
Pokusná půda	25 -
Nádobový pokus	25 -
Analýzy	26 -
3.1.1 Stanovení obsahu prvků v biomase rostlin.....	26 -
3.1.2 Stanovení aktivity enzymů	27 -
3.1.3 Statistická analýza.....	27 -
4 Výsledky	28 -

Obsah rizikových prvků v rostlinách	- 28 -
Výnos biomasy rostlin.....	- 29 -
Aktivita enzymů u rostlin	- 32 -
5 Diskuze	- 34 -
6 Závěr.....	- 38 -
7 Literatura.....	- 39 -

1 Úvod

Nemalé procento Země tvoří půda, která zahrnuje podstatnou část a složku ekosystému, který utváří materiální základ pro existenci většiny organismů. Znečištění půdy rizikovými prvky je jedním z faktorů, které negativně ovlivňují výnosový potenciál rostlin, ale také narušují půdní vlastnosti (Karaca et al. 2009; Xian et al. 2015; Yeboah et al. 2021).

Jedním z narušení může být aktivita půdních enzymů, které hrají zásadní roli v chemických a biologických reakcích. Vzhledem k poklesu aktivity většiny půdních enzymů vlivem přítomnosti rizikových prvků, mohou být významnými indikátory toxicity těchto prvků v půdě. Vztahy mezi těmito prvky a enzymatickou aktivitou se však značně liší podle vlastností jednotlivých půd (Karaca et al. 2009; Xian et al. 2015; Yeboah et al. 2021).

Akumulace rizikových prvků je jedním z hlavních agronomických problémů, který vážně ohrožuje zdraví rostlin. Jakmile se přesáhnou určité přípustné limity, mohou vážně ovlivnit fyziologické a metabolické aktivity rostlin, což nakonec vede ke snížení jejich produkce (Khan et al. 2023).

Obilniny a luskoviny jsou, stejně jako ostatní plodiny, významným zdrojem potravin, jak pro člověka, tak pro živočichy. V ČR (Česká republika) se nejvíce pěstují právě obilniny a luskoviny představují jejich přerušovače v osevním sledu, neboť obohacují půdu o živiny, které byly vstřebány během vegetace obilninami. Vzhledem k tomu, že rizikové prvky se mohou akumulovat do jakékoliv rostliny, jejich přítomnost může představovat problém právě i pro tyto dvě skupiny plodin. Tato práce se zaměřuje na lupinu a oves, které představují významnou složku v krmivech pro hospodářská zvířata. Samozřejmě i krmiva mají limitní hranici obsahu pro jednotlivé rizikové prvky, které jsou ustanoveny v zákoně č. 244/2000 Sb., O krmivech (Tvrzník & Zeman 2005; Drápal et al. 2019; Fiala & Florian 2021; MZe 2022).

Proto je nutné sledovat obsah rizikových prvků v půdě, ale také v rostlině. To má na starosti Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský (ÚKZÚZ). Půdní vzorky jsou odebírány v rámci, tzv. agrochemického zkoušení půd, kdy je odebrána půda v určitém počtu reprezentativních vzorků. Odběry probíhají po šesti letech a jsou analyzovány v Národní referenční laboratoři ÚKZÚZ. Zpracované výsledky jsou k dispozici vlastníkovvi půdy a zavedeny také do databáze „Registr kontaminovaných ploch“. ÚKZÚZ i státní veterinární správa (SVS) také odebírá vzorky krmiv pro stanovení koncentrace cizorodých látek, kam patří i rizikové prvky (Tvrzník & Zeman 2005; Drápal et al. 2019; Fiala & Florian 2021; MZe 2022).

2 Cíl práce a vědecká hypotéza

Cílem práce je studium změn aktivity vybraných půdních enzymů a změn ve vývoji a výnosu pěstovaných plodin – lupiny úzkolisté a ovesa setého, ke kterým dojde vlivem antropogenní kontaminace půdy toxickými prvky (Cd, Pb, Zn).

Vědecký hypotéza:

Rizikové prvky, kterými byla půda v minulosti kontaminovaná v důsledku hutní činnosti, významně ovlivní aktivitu půdních enzymů i růst a vývoj pěstovaných plodin.

3 Literární rešerše

Luskoviny – čeleď Bobovité (*Fabaceae*)

Čeleď *Fabaceae* je třetí největší v rostlinné říši, která zahrnuje více než 1800 druhů bylin nebo dřevin. V České republice roste cca 44 rodů. Zástupci z této čeledi se vyskytují kosmopolitně a mají extrémně rozmanité vlastnosti (Lewis 2005; Ahmad et al. 2016; Grygier et al. 2022).

Z hlediska agronomického jsou tyto rostliny schopny vázat vzdušný dusík a obohacovat tak půdu, zlepšují fyzikální stav půdy a půdní strukturu, kvalitu humusu a potlačují růst plevelů. V osevních sledech představují kvalitního přerušovače s potřebnými fytosanitárními účinky. Z hlediska krmivářského se jedná o zdroj bílkovin pro krmné směsi hospodářských zvířat, kdy se využívají zrnové luskoviny pro monogastry a pící luskoviny pro polygastry. Dále mohou být luskoviny využity pro zelené hnojení (Pelikán et al. 2015; Ahmad et al. 2016; Serwan & Fathulla 2022; Grygier et al. 2022).

Mezi hlavní zástupce bobovitých patří bob obecný (*Vicia faba*), cizrna beraní (*Cicer arietinum*), čočka jedlá (*Lens culinaris*), fazol obecný (*Phaseolus vulgaris*), hrách setý (*Pisum sativum*), sója luštinatá (*Glycine max*), druhy lupin (*Lupinus*) a vikví (*Vicia*). Největší celosvětovou plochu představuje sója (120 mil. ha), fazol (35 mil. ha), cizrna (14 mil. ha). Hlavními producenty luskovin jsou Indie (fazole, cizrna), Kanada (hrách, čočka, fazol, cizrna), Austrálie (lupina, cizrna). V Evropě jsou nejvíce pěstovanými luskoviny hrách a cizrna; hlavními producenty jsou Francie, Lotyšsko a Velké Británie. V České republice představovaly největší plochy v roce 2023 hrách (40 000 ha), lupina (2 000 ha) a bob (1 400 ha) (MZe 2021; World bank 2023; Český statistický úřad 2023).

Průměrná světová roční spotřeba luštěnin se pohybuje kolem 7 kg/osobu. V České republice se ale konzumují mnohem méně, roční spotřeba je na 2 kg/osobu (Honsová 2019; Serwan & Fathulla 2022; Grygier et al. 2022).

2.1.1 Původ a historie

Lupinu úzkolistou řadíme do čeledi bobovité (*Fabaceae*), rodu *Lupinus*, který obsahuje přes 250 druhů. Tento druh, jako většina, má původ ze Středomoří, nejvyšší druhová rozmanitost se vyskytuje v Americe a pouze 12 druhů pochází z Evropy a Afriky (Hýbl et al. 2011; Czubinski et al. 2021; Eckstein et al. 2023; Siger et al. 2023).

Lupina úzkolistá neboli modrá, se začala pěstovat v Evropě až v 18.století (Swiecicki & Swiecicki 1995), v České republice v průběhu 20.století. Od roku 2004 se v ČR zvyšovaly plochy lupiny díky nově vyšlechtěným odrůdám se sníženým obsahem alkaloidů (Hýbl et al. 2011).

Největšími producenty lupin z hlediska celosvětového představuje Austrálie (z 64 %), z hlediska evropského Polsko (Kouris-Blazos & Belski 2016; Bryszak et al. 2020). V České republice se v roce 2023 plochy lupiny pohybovaly okolo 1 600 ha, přičemž největší plochy zaujímal Středočeský kraj (Český statistický úřad 2023).

2.1.2 Charakteristika

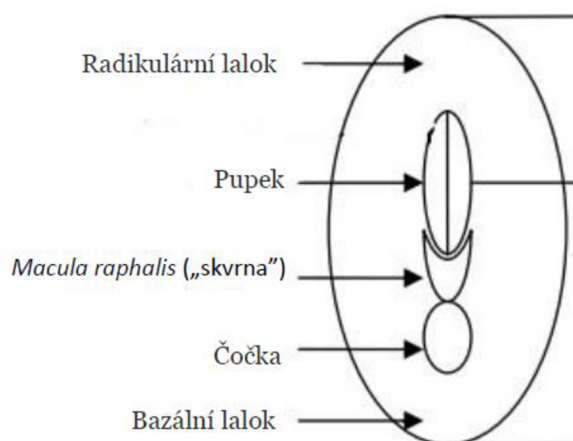
Jedná se o jednoletou bylinu, která dosahuje výšky 80-130 cm. Základem je silný, hluboce kořenící, kulovitý kořen, na kterém se vyskytují hlízky nitrogenních bakterií. Když lupina vzchází, dělohy se vynášejí nad povrch půdy, jedná se o epigeické vzcházení. Lodyha je charakteristicky vzpřímená a různě silně rozvětvená. Listy jsou dlouze řapíkaté, dlanitě členěné, někdy slabě pokryté trichomy. Květy jsou sestaveny do hroznů a zbarvují se do modra, růžova nebo běla; na celé rostlině jich může být až 70 ks. Lupina úzkolistá má relativně dlouhé a nerovnoměrné kvetení, kdy v této době (červen až srpen) je samosprašná. Během utváření plodu dochází u rostliny k 70-80% redukci, která má vliv na výnos. Plodem je zploštělý, kožovitý, ochlupený, dvouchlopňový, až 6 cm dlouhý pukavý lusk se 3-5 semeny (Kettel et al. 2003; Hýbl et al. 2011). Na Obr.1 je k vidění rostlina lupiny úzkolisté a její hlavní části.



Obr. 1 Lupina úzkolistá (Podrábský 2013)

2.1.3 Osivo

Semeno lupiny se skládá ze dvou vrstev: exotesta a mezotesta. Exotesta je rozlišena na dvě podvrstvy, vnější epidermis a makrosklereidy. Mezotesta je tvořena buňkami parenchymu (Marzouk 2006). Popis vnější stavby semene je uveden na Obr. 2.



Obr. 2 Vnější stavba semene lupiny (Marzouk 2006)

Hmotnost tisíce semen (HTS) se pohybuje okolo 140-200 g, přičemž výsevek bývá 0,5-0,6 milionu klíčivých semen na hektar (MKS/ha) (Alkemade et al. 2022).

Osivo se ošetřuje proti houbovým chorobám, buď tepelně, UV zářením nebo fungicidním ošetřením (Alkemade et al. 2022) a mělo by mít min. 80 % klíčivost, vlhkost 16 % a čistotu osiva 98 % (Kettel et al. 2003; Houba 2018).

2.1.4 Pěstování

2.1.4.1 Požadavky na prostředí

Z hlediska ekologických požadavků potřebuje lupina především chladné až mírně teplé klima v době vegetace. Nejlépe se jí daří v nadmořských výškách od 350 do 650 m n.m. a pěstuje se většinou v řepařské až obilnářské výrobní oblasti (Seed Service 2012). Oproti ostatním druhům lupin je lupina úzkolistá nejvíce náročná na teplo. Je ale schopná přežít teploty až do $-5\text{ }^{\circ}\text{C}$. Ohledně vláhly se jedná o rostlinu vlhkomilnou, pěstuje se v oblastech s ročními srážkami okolo 450-1 000 mm. Největší nároky vláhly má v období klíčení, na počátku růstu a od květu do tvorby lusků. Na sucho bývá citlivost nejvyšší v období květu (Hosnedl et al. 1998; Arncken et al. 2020).

Pěstuje se především na chudých půdách, protože nemá vysoké nároky na živiny. Vhodné jsou zejména písčité a hlinitopísčité půdy (Hosnedl et al. 1998). Lupiny jsou citlivé na pH půdy, preferují kyselé až téměř neutrální podmínky (pH 4,5 až 7,5). Dobře se přizpůsobují těžkým půdám s kyselým pH (Kettel et al. 2003; Chen et al. 2016; Robles-Aguilar et al. 2018).

Lupina se používá ke zvýšení úrodnosti půdy díky symbióze s bakteriemi vázajícími dusík (rodu *Rhizobium*) a mobilizuje fosfáty, ovlivňuje také podíl humusu i kvalitu posklizňových zbytků, kde je poměr C:N okolo 30:1 (Houba 2018; Fijen & Kleijn 2021).

2.1.4.2 Zásady pěstování a sklizeň porostu

Její předplodinou bývají obilniny, protože je výborným přerušovačem osevních sledů. Nevhodnou předplodinou kvůli možnému výskytu drátovců je cukrová řepa. Minimální odstup od jakékoliv luskoviny by měl být min. 3-6 let (Houba 2018; Fijen & Kleijn 2021).

Základním zpracováním půdy je podmítka (dle předplodiny) a orba na podzim. Na jaře probíhá předseťová příprava půdy, jejíž hlavním cílem je vytvoření seťového lůžka v optimální hloubce, šetření půdní vláhly a redukce plevelů (Hosnedl et al. 1998).

Charakter vzcházení je epigeický, kdy hypokotyl prorůstá půdou a nad povrch vynáší obě dělohy, které asimilují a pak odpadnou. S ohledem na typ vzcházení se vysévá osivo mělce, musí se ale hledět na typ půdy, hloubka setí u těžkých půd bývá 3-3,5 cm, u lehkých půd pak 5-7 cm (Hosnedl et al. 1998; Kettel et al. 2003; Vrabec 2008). Meziřádková vzdálenost bývá 40-50 cm. Výsev osiva probíhá v březnu, kdy se vyskytují optimální teploty pro vzcházení, tedy $3-6\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Arncken et al. 2020).

Hnojení vyplývá z biologické fixace dusíku hlízkovými bakteriemi a z požadavků na pH půdy. Dusíkaté hnojení lupina nepožaduje, pouze se může podpořit počáteční růst dávkou 20-50 kg N/ha. Nadbytek N způsobuje prodloužení vegetace, vyšší náchylnost k antraknóze a enormní nárůst zelené hmoty. Rostliny spotřebují 7-9 kg P/ha, 35-40 kg K/ha, dávku k aplikaci je třeba vypočítat dle půdní zásoby. Důležité je také dodržovat optimální hladinu Ca a Fe v půdě, protože tyto prvky ovlivňují růst rostliny. U lupiny není vhodné hnojit hnojem ani kejdou (Jessop et al. 1990; Hosnedl et al. 1998; Gremigni et al. 2001; Vrabec 2008; Bouray et al. 2021).

Lupina má rychlé klíčení a její vzcházení závisí na vlhkosti půdy, teplotě a hloubce výsadby; obvykle trvá 3 až 10 dní (Kettel et al. 2003). V písčných půdách kořeny mohou dosáhnout až 1 metru (Arncken et al. 2020).

Ideální teplota pro růst lupiny je kolem 20-25 °C během dne a 10-15 °C v noci. Teploty nad 27 °C způsobují ukončení větvení, zkracují se internodia, urychluje se kvetení a zralost (Kettel et al. 2003). Vegetační doba trvá 100-110 dnů (Briedenhann 2021). Fyziologicky vyzrálá rostlina je, když obsah vlhkosti v semenech klesne na cca 40 %. V této fázi jsou stonky a listy světle zelené až žluté, listy začínají opadat. Sklizeň probíhá pomocí sklízecí mlátičky, když vlhkost semene dosáhne min. 12-15 % (Kettel et al. 2003; Borowska et al. 2015; Houba 2018), což bývá v období poloviny až konce srpna, kdy jsou lusky zhnědlé z 2/3 (Houba 2018; Borowska et al. 2015; Arncken et al. 2020). Výnos semene se pohybuje okolo 1-3 t/ha a výnos zelené hmoty 45-48 t/ha (Borowska et al. 2015; Jansone&Zute 2017; Briedenhann 2021).

2.1.5 Škodliví činitelé a ochrana proti nim

Lupina má pomalejší počáteční růst, a proto trpí zaplevelením. Rychle se rozvíjející dvouděložné plevely, jako jsou časně jarní plevely např. oves hluchý, konopice polní, druhy hořčice; a také pozdně jarní plevely např. ježatky, merlíky, laskavce, lebedy. Tyto druhy plevelů mohou vzcházející kulturu lupiny úplně zastínit nebo potlačit její vývoj. Mohou se zde vyskytovat i druhy ozimých plevelů (hluchavky, peníze rolní, kokoška pastušá, tobolka, druhy svízelů a violek, a heřmánkovité plevely), ale také druhy z vytrvalých plevelů (pcháče, oset, pýr plazivý, druhy mléče). Citlivost lupiny k pesticidům je velmi vysoká, může dojít i k totální destrukci porostu. Ochrana lupiny je tedy postavena především na preemergentní aplikaci herbicidů (Dewitte et al. 2006; Vrabec 2008; Hýbl et al. 2011).

Škůdci nepředstavují u lupiny významné riziko. Při vzcházení mohou lokálně škodit slimáci. Významnější škůdce představují larvy listopasů (hlavně listopas bobový a jetelový)

na kořenech rostlin. Dospělci listopasů také škodí, nejčastěji se vyskytují ve fázi 2-5 pravých listů rostliny. Způsobují typické polokruhovitě výkusy na okrajích listů. Ošetřuje se insekticidní ochranou (Vrabec 2008; Hýbl et al. 2011; Piedra-Garcia & Struck 2021).

Mezi nejzávažnější choroby patří antraknóza způsobená houbou *Colletotrichum*. Nejúčinnější ochrana je moření osiva. Lupina úzkolistá je oproti ostatním druhům lupin odolná proti antraknóze díky šlechtění (Podrábský 2013; Książkiewicz et al. 2022). Dále se ojediněle vyskytují rzi, ale dnes existují již rezistentní odrůdy k této chorobě (Sweetingham et al. 2005). Dalšími riziky jsou komplex kořenových a krčkových chorob. Na komplexu kořenové spály lupin se nejčastěji podílejí: kořenomorka (*Rhizoctonia solani*), fuzariózy (*Fusarium* spp.) a původce suché kořenové spály (*Thielaviopsis basicola*). I tyto choroby se ošetřují fungicidy (Vrabec 2008; Hýbl et al. 2011).

2.1.6 Využití a nutriční hodnota

Druhy vlčího bobu (lupiny) mají široké geografické rozšíření a již dlouho se používají pro okrasné, zemědělské, nutriční a lékařské účely (Knecht et al. 2020). Většina semen lupiny se však používá jako krmivo pro zvířata a méně než 4 % se celosvětově konzumují jako lidská potrava (Belski 2012; Thambiraj et al. 2015).

Krmivo z lupiny pro hospodářská zvířata bývá ve formě samotných suchých semen nebo zelené hmoty (píce). Tato rostlina má výborné olistění, které přispívá k lepší stravitelnosti. Semena neobsahují škrob, jsou velkým zdrojem bílkovin (30-40 %), dále obsahují 30-40 % N-látek, 3-7 % tuku, 9-14 % oleje (Boschin et al. 2008; Duranti et al. 2008; Fontanari et al. 2011; Czubinski et al. 2014; Czubinski et al. 2021; Siger et al. 2023). V semenech této plodiny se také nachází antinutriční látky ze skupiny chinolizidinových alkaloidů (Sujak et al. 2006).

Lupina obsahuje jedovaté alkaloidy, které se podařilo s pomocí šlechtění snížit na hodnoty 0,02-0,12 % (Laaksonen et al. 2021). Mezi hlavní zdravotní přínosy tohoto sladkého krmiva patří: snížení krevního tlaku, zlepšení funkce střev, stimulace růstu mikroflóry tlustého střeva, nižší riziko rakoviny tlustého střeva, kontrola hladiny glukózy v krvi a zlepšení kardiovaskulárního zdraví (Thambiraj et al. 2015; Houba 2018).

Lupinu může konzumovat i člověk, semena se využívají pro výrobu mouky, pyrů, polévek, sušenek, proteinových přípravků. Je vhodná pro lidi trpící celiakií. Mezi nejpříznivější vlastnosti lupiny patří hypolipidemické, hypoglykemické, hypotenzní, antikarcinogenní vlastnosti (Knecht et al. 2020; Czubinski et al. 2021).

Obilniny – čeleď Lipnicovité (*Poaceae*)

Obilniny patří mezi jednoděložné rostliny, čeleď lipnicovité (*Poaceae*). Jedná se zejména o jednoleté byliny. Mezi nejvýznamnější druhy se řadí pšenice setá (*Triticum aestivum*), ječmen setý (*Hordeum vulgare*), žito seté (*Secale cereale*), oves setý (*Avena sativa*), triticales (*Tritico secale*), kukuřice setá (*Zea mays*), proso seté (*Panicum miliaceum*), rýže setá (*Oryza sativa*) a druhy čiroků (*Sorghum*) (Moudrý 1993; Petr & Húska 1997).

Obilniny se pěstují kosmopolitně dle své druhové rozmanitosti a hospodářského využití.

Tyto rostliny se rozdělují do dvou skupin podle vlastností a požadavků na prostředí (Obr. 3). Využívají se zejména v potravinářském a krmivářském průmyslu (Moudrý 1993; Petr & Húska 1997).

I.skupina	II.skupina
pšenice, ječmen, žito, oves, triticales	kukuřice, proso, rýže, čirok, bér, pohanka
obilka má na břišní straně podélnou rýhu při klíčení se vytváří několik zárodečných kořínků internodia dutá stéblo je rozděleno kolénky na 5 - 7 článků v klásku se lépe vyvíjejí spodní kvítky ozimé i jarní formy	obilka nemá rýhu při klíčení se vytváří jeden zárodečný kořínek internodia se dření stéblo je rozděleno kolénky na 8 a více článků v klásku se lépe vyvíjejí horní kvítky pouze jarní formy
nároky na teplo jsou menší nároky na vláhu jsou větší vyžadují dlouhý světelný den počáteční růst rychlejší vytvářejí odnože již po 2.-3. listu	nároky na teplo jsou větší nároky na vláhu jsou menší vyžadují krátký světelný den počáteční růst pomalejší vytvářejí odnože po 4.-8. listu

Obr. 3 Rozdělení druhů obilnin dle vlastností a požadavků (Moudrý 1993)

Obilniny celosvětově zaujímají cca 730 mil. ha. Největší celosvětovou plochu představuje pšenice, kukuřice a rýže. Hlavními celosvětovými producenty obilnin jsou Austrálie, Kanada, Argentina a Kazachstán. V Evropě představují hlavní producenty obilnin Ukrajina, Francie, Polsko, Německo a Španělsko. V České republice se pěstovalo v r. 2023 cca 1,3 mil. ha obilnin, z toho představovaly největší plochy pšenice (850 tis. ha), ječmen (335 tis. ha) a kukuřice na zrno (80 tis. ha) (World bank 2023).

2.1.7 Původ a historie

Oves je jedním z nejmladších obilných druhů. Oblast jeho původu není dosud zcela zřejmá, uvádí se oblast Malé Asie. U některých druhů se uvádí původ v severní Africe. Z těchto míst se rozšířil jako plevelná rostlina. Cíleně se začal pěstovat až na přelomu doby bronzové a železné (cca 1 000 let př.n.l.), kdy byl využíván jako potravina a později jako krmivo pro koně (Petr & Húska 1997; Gibson & Benson 2002). Dnes je hlavně rozšířen v severní zóně mírného pásu, v severní a částečně střední Evropě, v severní Asii a severní Americe (Buerstmayr et al. 2007; Sánchez-Martín et al. 2014; Barsila 2018; Zhou et al. 2018; Hou et al. 2022). Osevní plochy ovsa v České republice v roce 2023 činily cca 43 000 ha, přičemž největší plochy zaujímal Jihočeský kraj (Český statistický úřad 2023).

2.1.8 Charakteristika

Jedná se o jednoletou travu z čeledi lipnicovité (*Poaceae*) (Hoffman 1995). Oves má mohutný kořenový systém s velkou osvojovací schopností. Druhotné, svazčité kořeny se tvoří krátce po vzejití. Stonek bývá středně dlouhý, dosahuje délky 60-150 cm. Listy jsou levotočivé, ostře špičaté a sytě zelené (Moudrý 1993; Loskutov & Rines 2011). Na přechodu listové pochvy a čepele se nachází jazýček, ouška obvykle chybí. Na Obr. 4 lze vidět celou rostlinu *Avena sativa* (Moudrý 1993; Davides 2009).

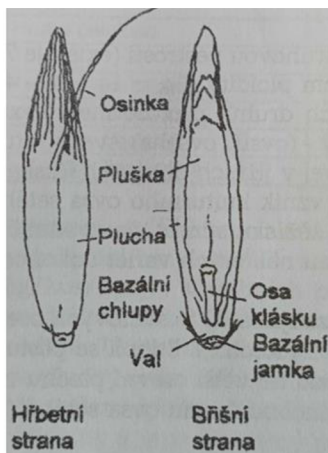
Oves málo odnožuje, průměrně tvoří 2-6 odnoží. Květenství tvoří drobnozrnná lata. Dle uzavřenosti pluch se rozděluje na oves pluchatý a oves nahý (Moudrý 1993; Davides 2009). Klásky pluchatého ovsa mají 2-4 kvítky, za to oves nahý má obvykle 6-8 kvítky. Jedná se o fakultativně samosprašnou rostlinu, která za extrémních podmínek dokáže být i cizosprašná. V klásku se nacházejí 1-3 zrna, v horní části laty více, ve spodní méně. Plodem je obilka, která je u pluchatého ovsa uzavřena v tlustých pluchách, a oves nahý má obilku mezi pluchami naopak volnou (Moudrý 1993).



Obr. 4 Oves setý (Murphy 2007)

2.1.9 Osivo

Semenem ovsa je obilka, která je detailněji popsána na Obr. 5. HTS se pohybuje okolo 30-40 g u ovsa pluchatého, u ovsa nahého okolo 25-29 g. Výsevek bývá 4,5-5,5 MKS/ha u nahého ovsa, 4-5 MKS/ha u ovsa pluchatého. Osivo ovsa je mořeno chemicky proti chorobám, hlavně proti sněti prašné ovesné. Čistota osiva by měla být min. 98 %, klíčivost min. 85 % u pluchatého ovsa a min. 75 % u nahého ovsa a vlhkost max. 13 % u pluchatého, 12 % u nahého (Petr & Húska 1997).



Obr. 5 Obilka ovsa setého (Petr & Húska 1997)

2.1.10 Pěstování

2.1.10.1 Požadavky na prostředí

Oves je plodinou málo náročnou na klimatické a půdní podmínky. Nenáročnost ovsa je dána zejména jeho silně vyvinutou kořenovou soustavou schopnou čerpat z půdy i méně

přístupné živiny. Pluchatý oves se dobře přizpůsobuje vlhkým a chladnějším polohám, nahý oves je náročnější. V České republice se pěstuje zejména v bramborářských a horských výrobních oblastech, kde by během vegetace mělo spadnout 650-800 mm srážek, neboť se jedná o rostlinu vlhkomilnou (Petr & Húska 1997; Buerstmayr et al. 2007; Sánchez-Martín et al. 2014; Hou et al. 2022).

Oves klíčí při teplotě 3-5 °C, pro nabobtnání a klíčení je potřeba značného množství vody. Po vzejití snese oves mrazy do -4 °C. Pro růst je příznivější chladnější a vlhčí počasí s bohatými srážkami především v květnu a počátkem června. Optimální teploty během vegetace se pohybují od 5 do 26 °C. Zvláště nepříznivé je pro něj suché a horké léto, redukuje se počet odnoží i počet založených klásků a kvítků v latě (Petr & Húska 1997; Barsila 2018).

Oves je typicky dlouhodobní rostlina. Krátký den má však význam pro vyšší tvorbu odnoží, větví a klásků, proto je důležité včasné setí na jaře. Pozdní jarní výsev nebo letní výsev se nedoporučuje z důvodu následného silného napadení rzí (Petr & Húska 1997; Sánchez-Martín et al. 2014; Andrzejewska et al. 2018; Hou et al. 2022).

Oves není náročný na půdní podmínky, vyhovují mu hlavně hlinité, jílovité a rašelinné půdy, které dokáží udržet vláhu. Vhodné jsou humózní půdy s pH 5,5-7,5. Na těžkých půdách roste nebezpečí poléhání. Nejméně vhodné jsou půdy extrémně zamokřené, lehké a suché (Petr & Húska 1997; Kolmanič et al. 2022).

2.1.10.2 Zásady pěstování a sklizeň porostu

Nejlepší výnosy dává po luskovinách, luskovino-obilných směskách (LOS), jetelotravních směskách, jetelovinách, okopaninách. Není vhodné oves sít po cukrové řepě, neboť je zde možné riziko napadení háďátky. Oves nahý je náročnější na předplodinu, proto se zařazuje po dobrých předplodinách, nejčastěji po luskovinách. Pokud by byla předplodinou jiná obilnina, je nutný velmi raný výsev ovsa, vyšší hnojení dusíkem a zvýšená ochrana proti škodlivým činitelům. Nejlepší předplodinou z hlediska obilnin je pšenice, nejhorší naopak žito. Není vhodné sít oves po ovsu, protože dochází k nižšímu výnosu cca o 1/3, a je zde možné rozšíření háďátka ovesného. Doporučený odstup pro oves v osevním postupu je 4-5 let. Oves lze pěstovat i ve směskách s ječmenem a pšenicí (Moudrý 1993; Petr & Húska 1997; Křen et al. 2015; Chrpová et al. 2022).

Příprava půdy pod oves by měla začínat podmínkou ihned po sklizni předplodiny do 6-8 cm. Je možné zasít meziplodinu např. řepku nebo hořčici, které se pozdě na podzim zaorají střední orbou v hloubce 18-22 cm, aby se max. nahromadila vláha. Jarní předset'ovou přípravu provádíme za pomoci smykování a vláčení, aby se šetřila půdní vláha (Moudrý 1993;

Petr & Húska 1997). Minimalizační technologie lze u ovsu aplikovat, ale je zde možné riziko nerovnoměrného vzcházení porostu a nižší výnos cca o 20 % oproti konvenčnímu zpracování půdy (Ordoñez-Morales et al. 2019; Sándor et al. 2020).

Setí se provádí brzy na jaře a šířka řádku bývá 12,5-15 cm, ale je možná i šířka 7,5-10,5 cm na horších stanovištích. Setí probíhá do hloubky 3 cm na těžkých až středně těžkých půdách, za sucha pak do hloubky 5 cm. Délka vegetačního období je kratší oproti ostatním obilninám, činí 50-80 dnů pro optimální termín sklizeň (Favre et al. 2019; Hou et al. 2022).

Obecně jsou obilniny velmi náročné na výživu a hnojení. Zásady hnojení se řídí dle agrochemického zkoušení půd. Dusíkaté hnojení je základ pro výnos ovsa, optimální celková dávka je cca 110-180 kg/ha. Vhodnými hnojivy jsou DAM 390, síran amonný, ledek amonný. Oves nemá dobrou schopnost přijímat fosfor z půdy, dávky se pohybují okolo 20-50 kg P₂O₅/ha. Na draslík je oves velmi náročný, dávky bývají 70-100 kg K₂O/ha. Důležité je také dodržovat optimální hladinu Mg, Cu, Mn. Oves nemá problém s organickými hnojivy včetně zeleného hnojení, ale nesnáší přímé vápnění. U pluchatých odrůd na těžkých půdách hrozí poléhání porostu při hnojení hnojem (Petr & Húska 1997; Moudrý 2003; Mantai 2016).

Oves dozrává poměrně nerovnoměrně koncem července, v horských oblastech v srpnu. Lze ho sklízet na zelené krmění, tak i na senáž v mléčné či mléčně-voskové zralosti. Pokud se sklízí na zrno, je nutné ho sklídit ve žluté zralosti či na počátku plné zralosti. Sláma a laty jsou žluté barvy, kolénka ve spodní části stébla mohou být ještě zelená. Sklizeň probíhá za 12-15 % vlhkosti obilí ovsa sklízecí mlátičkou, kdy je nutné snížit pojezdovou rychlost, zvýšit otáčky a zmenšit vstupní mezeru mlátícího ústrojí. Výnos zrna se pohybuje okolo 2-4 t/ha, kdy poměr výnosu zrna ke slámě činí 1:1,5 (Petr & Húska 1997; Moudrý 2003).

2.1.11 Škodliví činitelé a ochrana proti nim

Pomalý počáteční vývoj může podpořit ohrožení plevely, zejména za suchých podmínek. Nejvíce může škodit ambrózie peřenolistá, ředkev ohnice, hořčice polní, pcháč rolní, oves hluchý, různé druhy vikví a lebed. Oves hluchý se řadí mezi nejrizikovější plevele u ovsa setého, protože se jedná o příbuzný druh, snadno se mezi sebou kříží a může docházet i k přenosu chorob a škůdců. Pokud by nedošlo k zamezení výskytu ovsa hluchého, může být následkem snížení výnosů o 30-80 %. Preventivní ochranou nejen proti ovsu hluchému je např. dodržování osevního postupu, čistota osiva, orba na podzim. Samozřejmě lze ošetřit porosty různými druhy herbicidů (Soltani et al. 2012; Mahajan & Chauhan 2021).

Nejvýznamnějším škůdcem ovsa je bzunka ječná (larvy), dále pak mšice, třásněnky, kohoutci. Ochranou proti těmto škůdcům je včasné setí a využití insekticidů. Škůdci se

mohou vyskytovat i na kořenech, hlavním jsou larvy háďátka ovesného. Ochranou proti háďátkům je pěstování odolných odrůd ovsa (Kumar et al. 2017).

Nejčastější chorobou ovsa je hnědá skvrnitost (*Pyrenophora chaetomyoides*). Mezi další choroby vyskytující se na ovsu se řadí různé druhy rzí (nejčastěji *Puccinia graminis* (Berlin et al. 2012), dle Field (2017) druhy sněží např. sněť ovesná (*Ustilago avenae*) a padlí ovsa (*Blumeria graminis*). Proti těmto chorobám lze aplikovat fungicidy (Sánchez-Martín et al. 2011).

2.1.12 Využití a nutriční hodnota

Oves je velmi všestranná plodina, může se pěstovat za účelem produkce zrna, slámy/sena, píce, jako meziplodina či na siláž a zelené hnojení (Hayes 1996; Ahmand et al. 2014).

Dnes se využívá především jako krmivo pro hospodářská zvířata a k potravinářským účelům. Jako krmivo se využívá hlavně u koní a skotu, může se ale dodávat i prasatům, ovčím, kozám a drůbeži (Ahmand et al. 2014). V rámci potravinářského průmyslu se využívá zejména na výrobu ovesných vloček. Ty se konzumují hlavně jako kaše, ale lze je použít také k výrobě různého pečiva, jako jsou ovesné koláče či sušenky, ovesný chléb. Oves má značné léčivé účinky např. podporuje nervovou a trávicí soustavu, přispívá k imunitě, snižuje hladinu cukru a cholesterolu v krvi. Může být využíván i ve farmaceutickém a kosmetickém průmyslu (Ahmand et al. 2014).

Ovesné zrno obsahuje cca 9-17 % bílkovin, 5-12 % tuku, škrobu 27-50 % a 12 % vlákniny. Oves také obsahuje důležité vitamíny, jako je vitamín B a vitamín E. Obsahuje významné minerální látky, především Ca, P, Mg, Fe. Celková nutriční hodnota je zdatelně vyšší u ovsa nahého oproti ovsu pluchatému (Peterson et al. 1995; Gabrovská et al. 2004; Welch 2012; Sterna et al. 2016; Ibrahim et al. 2020; Alemayehu et al. 2021).

Kontaminace půd rizikovými prvky

Rizikové prvky, jako jsou např. kadmium, olovo, chrom, zinek, se řadí mezi anorganické látky (Vaněk et al. 2012; Karimpour et al. 2018). Existence těchto prvků v půdě je přirozená, ale hodnoty překračující standartní limit jsou považovány za zdroje kontaminace. V tomto případě mohou zhoršovat kvalitu životního prostředí a snižovat kvalitu života různých organismů např. rostlin, živočichů ale i mikroorganismů (Vig et al. 2003; Kabata-Pendias & Mukherjee 2007; Abbásnia et al. 2018; Ackova 2018).

Tyto látky přijímají rostliny především kořeny, ale může zde probíhat i mimokořenový příjem z atmosféry (Vaněk et al. 2012; Vaněk et al. 2016). Příjem rizikových prvků z půdy je ovlivněn úrovní kontaminace, fyzikálními a chemickými půdními vlastnostmi, druhem pěstované rostliny a specifickými vlastnostmi jednotlivých prvků (Vaněk et al. 2012). V České republice je kontaminovanou lokalitou např. oblast Příbramska, kde jsou půdy silně kontaminovány rizikovými prvky z minulého provozu Kovohutí Příbram (Tomášek et al. 2004).

V rostlinném metabolismu jsou příčinou až radikálních změn. Primárním místem toxického účinku jsou buněčné membrány a enzymy. Jejich poškození je příčinou dalších sekundárních změn jako je např. inhibice fotosyntézy a dýchání, narušení příjmu vody a metabolismu látek, narušení redoxní rovnováhy (Schutzendubel & Polle 2002).

2.1.13 Kadmium (Cd)

Kadmium je velmi toxický prvek, který má extrémní mobilitu v půdě. Vysoká mobilita Cd převažuje v lehkých půdách s vysokou koncentrací Cl a organického C, půdách s oxidačními podmínkami a kyselým pH (Christensen et al. 1996; Adriano 2001; Li et al. 2005; Eisler 2007; Chaudri et al. 2007; Marschner 2012). Vliv může mít také acidifikace rhizosféry, ke které dochází v případě, pokud rostlině chybí Fe či N a vyloučí do okolí molekuly H^+ , které okyselí prostředí půdy (Jauert et al. 2002; Balík et al. 2008; Zhu et al. 2023). Přijatelnost Cd může být zvýšena komplexací se solemi organických kyselin vylučovaných kořeny, což může značně zpomalit růst kořenů rostliny. Pokud je ale rostlina v symbióze s houbou, zvyšuje se její tolerance vůči příjmu rizikového prvku (Balík et al. 2008; Marschner 2012).

Ionty Cd se většinou nejprve absorbují v apoplastu kořenů rostlin. Po vstřebání pomocí kořenů je Cd translokováno pomocí xylému či floému. Přenos probíhá přes proteinové transportéry (Christensen et al. 1996; Bozzi & Gaudet 2021; Yi et al. 2023).

Po expozici Cd může být inhibován příjem některých prvků např. N, P, K, S, Ca, Zn, Mn, B, Cl (Christensen et al. 1996; Eisler 2007; Shiyu et al. 2020). Celkové množství nahromaděného a translokovaného Cd v rostlinách se však může lišit podle druhu, kultivaru rostliny a závisí také na kořenových detoxikačních mechanismů (Benabid & Ghorab 2013).

2.1.13.1 Vliv Cd na rostlinu

Toxicita Cd má vliv na mikrotubuly v cytoskeletu, což vede k inhibici růstu a délky hlavně v oblasti kořenů (Lux et al. 2011; Abbas et al. 2018; Goncharuk & Zagoskina 2023). Zkrácená délka kořinek a možné následné odumírání kořinek vlivem Cd mají škodlivý vliv na oblast absorpce vody. Při vyšším obsahu Cd v půdě klesá osmotický potenciál půdního roztoku ve srovnání s buněčnou mizou v kořenech, což vede k omezení absorpce vody a způsobuje osmotický stres v rostlině (Vaculík et al. 2012). V rámci kořene ale může docházet vlivem působení Cd ke zvýšené tvorbě buněk parenchymu, což vede k ztloustnutí kořene a zároveň ke zlepšení proudění půdního roztoku (Maksimović et al. 2007; Lynch et al. 2021).

Souběžně s absorpcí vody ovlivňují ionty Cd vstřebávání a transport živin v rostlinách. Rostliny pěstované v půdách znečištěných Cd trpí nedostatkem živin (Khan et al. 2015). Kadmium může narušovat příjem, využití a skladování minerálních živin včetně N, P, K, Ca, Mg, Mn, S, Si, Fe, Cu, Zn. Přítomnost Cd působí i na aktivitu některých enzymů např. nitrátreduktázy, jejíž činnost ovlivňuje translokaci a absorpci dusičnanů (Nagajyoti et al. 2010). Dále může docházet k degradaci buněčné stěny a její permeabilitě, což může také vést ke změnám v příjmu a transportu živin (Hasan et al. 2011).

Kadmium je účinným inhibitorem fotosyntézy (Huang et al. 2017; Zhao et al. 2021). Vstup Cd do rostliny je zodpovědný za uzavření průduchů, což vede k omezení vodivosti CO₂ a ovlivňuje absorpci i příjem vody (Polle et al. 2013). Dále má Cd vliv na hustotu průduchů, proces dělení chloroplastů (Guo et al. 2023). Kadmium silně modifikuje strukturu chloroplastu tím, že minimalizuje velikost a množství thylakoidů a grana (Ge et al. 2013). Dále Cd může nahrazovat určité ionty, které jsou součástí enzymů zapojených do biosyntézy chlorofylu (např. Fe, Zn, Mg), což může vést k jejich inhibici. Kadmium ovlivňuje také elektronový transport PSII. systému. Inhibice transportu elektronů je způsobena změnou proteinové struktury v reakčním centru (Amari et al. 2017).

Toxicita Cd také vyvolává v rostlinách oxidační stres, který mění proteinové struktury (Wu et al. 2020). Vyšší expozice Cd mohou vést k poškození DNA, RNA, lipidů a proteinů v buňkách (Unsal et al. 2020; Cuypers et al. 2023).

V důsledku veškerých změn procesů v rostlině, které byly zmíněny výše, je hlavně ovlivněn život a růst rostliny. Může docházet ke zpomalení až zastavení růstu, v rámci viditelných příznaků lze pozorovat zakrnění rostlin (Lux 2012).

2.1.14 Olovo (Pb)

Biologickou dostupnost Pb ovlivňuje řada faktorů např. půdní typ. Více Pb se nachází v půdách s jílovitými minerály. Pokud se v půdě nachází vyšší množství organické hmoty, je koncentrace Pb vyšší (Adriano 2001; Eisler 2007; Mi et al. 2018; Kaninga et al. 2020; Srivastava et al. 2022). Dále koncentrace Pb v půdním roztoku závisí na pH, kdy rozpustnost Pb je nejvyšší v rozmezí pH 5,5 až 7,0. V kyselých půdách tvoří Pb nerozpustné sloučeniny, čímž se snižuje jeho biologická dostupnost pro rostliny (Eisler 2007; Neggaz & Yssaad 2018; Silva et al. 2021; Afzal et al. 2023). Přítomnost uhličitánů v důsledku zvýšení pH snižuje mobilitu Pb (Adejumo et al., 2018; Moiseenko et al. 2020; Srivastava et al. 2022). Zvýšený obsah organického C zvyšuje biologickou dostupnost Pb bez ohledu na pH (Sjöstedt et al. 2018; Srivastava et al. 2022). Výskyt oxidů Fe a Mn snižuje dostupnost Pb v půdě (Yan et al. 2017; Zhang et al. 2018; Srivastava et al. 2022). Půdní mikroorganismy v rhizosféře jsou také schopny solubilizovat Pb prostřednictvím okyselení půdy uvolňováním nízkomolekulárních organických kyselin, jako je kyselina glukuronová, šťavelová, octová a jablečná. Symbiotický vztah mezi kořeny rostlin a houbami *Ascomycota*, *Basidiomycota* také zvyšují rozpustnost Pb (Mishra et al. 2017; Srivastava et al. 2022).

Přenos Pb v rostlinách je velmi omezený, absorpce z půdního roztoku probíhá primárně přes kořeny apoplastickou cestou. Olovo má tendenci se nejvíce hromadit v kořenových částech rostliny, přičemž Caspariho proužky omezují jeho transport (Jiang & Liu 2010; Pourrut et al. 2011; Laidlaw et al. 2012; Collin et al. 2022). Podle Souahi et al. (2021) bylo prokázáno, že koncentrace Pb v nadzemní biomase rostlin je i u velmi silně kontaminovaných půd velmi nízká.

2.1.14.1 Vliv Pb na rostlinu

Toxicita Pb je obdobná toxicitě Cd. Příjem Pb inhibuje buněčné dělení primárně ve špičce kořene, dále narušuje stavbu mikrotubulů a mikrofibrilů, což může vést k deformacím a zkrácení délky hlavního kořene, což ovlivňuje absorpci vody (Fahr et al. 2013). Postranní/sekundární kořeny se v důsledku příjmu Pb prodlužují (Kumar & Prasad 2018; Nas & Ali 2018; Collin et al. 2022). V rámci kořene může docházet i k poškození DNA v jádrech, což může vést až k buněčné smrti. V raných stádiích rostliny ovlivňuje Pb klíčení, kdy dochází k jeho inhibici (Fahr et al. 2013; Nas & Ali 2018).

Stejně jako u Cd je narušen příjem živin např. Ca, Na, K, Mg, Fe (Nas & Ali 2018). Olovo vede k nadprodukci reaktivních forem kyslíku, jako jsou superoxidové radikály a

peroxid vodíku v rostlinných buňkách. Ty mohou způsobit peroxidaci lipidů a poškození membrán vlivem oxidačního stresu (Fahr et al. 2013). Narušení membrán může vést ke změnám v jejich permeabilitě (Nas & Ali 2018). Olovo také ovlivňuje činnosti některých enzymů např. CAT (chloramfenikol acetyltransferáza), SOD (superoxid dismutáza), ATPáza (Malar et al. 2016; Collin et al. 2022).

Olovo narušuje stejným způsobem jako u Cd proces fotosyntézy, kdy se v důsledku stresových podmínek uzavírají průduchy, přičemž je omezen příjem CO₂. Dále je narušena struktura chloroplastů a transport elektronů. Olovo způsobuje změny složení lipidů ve struktuře chlorofylu a, b i karotenoidů, proto je snížena jejich aktivita. Dochází k inhibici i procesu dýchání, v důsledku narušení struktury mitochondrií (Malar et al. 2016; Nas & Ali 2018; Collin et al. 2022).

Toxicita Pb vyvolává i histologické změny na listu, kdy se vytváří tenká čepel (Nas & Ali 2018). V plodech může docházet ke snížení nutriční hodnoty, protože Pb ovlivňuje syntézu sacharidů (Vlad et al. 2014; Kumar et al. 2020; Collin et al. 2022).

Změny především ve fotosyntetické aktivitě a příjmu živin také vedou ke snížení růstu a vývoje rostliny, stejně jako u Cd (Nas & Ali 2018).

2.1.15 Zinek (Zn)

Dostupnost Zn je ovlivněna půdní strukturou; hlinitopísčité a organické půdy jsou náchylnější k nedostatku Zn než jílovité půdy (Gong et al. 2020). Vzhledem ke všem aspektům má pH půdy největší vliv na dostupnost Zn v půdě. Půda s vyšším pH má tendenci k menší dostupnosti Zn než půda s nižším pH (Adriano 2001; Sadeghzadeh 2013). Nižší koncentrace P a Mn a vyšší Fe a Al oxidů v půdě přispívají ke zvýšené absorpci Zn. Stejný výsledek je i u půd s vyšším obsahem organické hmoty i huminových kyselin (Natasha et al. 2022; Saleem et al. 2022).

Zinek je primárně absorbován rostlinami z půdy přes kořeny procesem difúze. Jedná se o klíčovou mikroživinu, proto se přenáší xylémem i floémem do nadzemních částí rostliny (Marschner 2012; Saleem et al. 2022).

2.1.15.1 Vliv Zn na rostlinu

Zinek hraje zásadní roli v rostlinách, je významnou strukturální, enzymatickou a regulační složkou mnoha sacharidů, proteinů a enzymů. Tato živina je potřebná pro vývoj semen, ovlivňuje prodlužovací růst a permeabilitu buněčných membrán. Dále ovlivňuje řadu fyziologických procesů v rámci regulačních hormonů např. tryptofanu, auxinu (Vaněk et al.

2012; Ahmad et al. 2022; Saleem et al. 2022). Zinek může být i kofaktorem pro některé enzymy např. oxidázy, peroxidázy, dehydrogenázy. Také se účastní fotosyntézy a metabolismu dusíku. Zinek aktivuje i řadu dalších klíčových enzymů Calvinova cyklu a zvyšuje produkci cytochrom, který je významný v procesu dýchání (Liščáková et al. 2022).

Při zvýšených hladinách Zn v půdě může pocházet k fytotoxickým účinkům. Hladina Zn, která může být pro rostlinu toxická, se liší dle druhu rostliny a jejího vývojového stádia, většinou se jedná o rozmezí 100-700 mg Zn/kg suché biomasy (Stanton et al. 2022).

Stres Zn může narušit metabolismus proteinů, což narušuje morfologii a růst kořenů, ale také podporuje stárnutí rostliny. Inhibuje především růst primárních kořenů a stimuluje postranní kořeny, aby rostly vertikálním směrem. Redukce růstu kořenů má za následek opět zpomalení absorpce vody a minerálních látek (např. Ca, Fe, K, Mg, Mn, P), což ovlivní celkový růst rostliny. Zpomalení absorpce vody souvisí se zvýšeným osmotickým potenciálem v rostlině vlivem vysoké expozice Zn (Kaur & Garg 2021; Liščáková et al. 2022; Stanton et al. 2022).

S inhibicí růstu souvisí i potlačení aktivity auxinů či zvýšení hladiny pektinů, které udržují Zn v buněčné stěně. Vlivem nadbytku Zn může dojít k inhibici buněčného dělení či prodlužovacího růstu rostliny. Hromadění Zn v kořenech může vést k narušení membrán, rozpadu buněčných organel, zvýšení počtu jadérek nebo kondenzace chromatinu. Toxické hodnoty Zn mohou ovlivnit i aktivitu amylázy a přenos sacharidů do semene, což inhibuje jeho schopnost klíčit (Kaur & Garg 2021; Liščáková et al. 2022).

Dále je ovlivněn metabolismus dusíku, který má vliv na utváření a hladinu aminokyselin, což může vést v narušení procesu fotosyntézy. Vlivem narušení příjmu vody jsou uzavřeny průduchy, což proces fotosyntézy zpomaluje stejně jako u Cd a Pb. Dochází tedy ke snížení stomatální vodivosti, narušení biosyntézy chlorofylu a CO₂ (Kaur & Garg 2021). Toxicita Zn také poškozují stavbu mitochondrií, což narušuje proces dýchání a ovlivňuje i růst rostliny (Kaur & Garg 2021; Saleem et al. 2022; Natasha et al. 2022).

Zvýšené hladiny Zn způsobují oxidační poškození, které následně naruší membránu, způsobí peroxidaci lipidů a v závažných případech vede k úhynu rostlin (Saleem et al. 2022; Natasha et al. 2022). Nadměrná koncentrace Zn má vliv na homeostázu Cu, S, Ni, ale také na koncentrace a transport Cd (Stanton et al. 2022).

Mechanismy tolerance rostlin

Mechanismy tolerance se rozlišují na úroveň buněčno-molekulární a fyziologickou (Baruah et al. 2023).

Mezi buněčno-molekulární mechanismy pro detoxikaci patří vazba na buněčnou stěnu. Obranou buněčné stěny jsou polysacharidy buněčné stěny (např. celulóza a hemicelulóza), které hrají klíčovou roli při vázání a agregaci kovů. Samozřejmě v rámci obrany organismu může docházet ke změnám plazmatické membrány. Další obranou je vakuolární sekvestrace a uložení do vakuol. V rámci detoxikace mohou působit i peptidy bohaté na cystein (metalothioneiny, fytochelatiny) nebo karboxylové kyseliny, aminokyseliny, organické kyseliny (př. kyselina citrónová, jablečná, abscisová), které vážou rizikové prvky (Wan & Zhang 2012; Ma et al. 2022; Natasha et al. 2022; Baruah et al. 2023).

V rámci fyziologické úrovně jde např. o přítomnost vyšších minerálních živin (př B, P, Fe, Zn, Mn), které konkurují transportu rizikového prvku a tím následně zmírní působící stres. Při vstupu přes buněčnou stěnu dochází k signální transdukcí související s vylučováním fytohormonů (př. auxiny, cytokininy, kyselina abscisová), které mohou ovlivnit akumulaci rizikových prvků, ale také následně ovlivnit růst rostliny. Dále může docházet cíleně ke změnám v transportu vody a živin a k aktivaci antioxidační obrany (Aderholt et al. 2017; Chen et al. 2019; Zulfiqar et al. 2022; Baruah et al. 2023).

Ačkoliv to není vždy zvažováno v obecných přehledech mechanismů tolerance rizikových prvků, zmírnit účinky toxicity může i vztah mykorrhizy (Adriano 2001; Hall 2002; Eisler 2007; Balík et al. 2008; Zulfiqar et al. 2022).

Půdní enzymy

Enzymy jsou jednoduché nebo složené proteiny, které se vyznačují svou katalytickou aktivitou. Pro jejich funkci v půdě je velmi důležitá živá buňka, protože jsou během jejího buněčného růstu a dělení syntetizovány. Enzymovou aktivitu lze charakterizovat vlastnostmi, které se odrážejí od interakce mezi enzymem, jeho substráty (sloučeniny přeměňované enzymem) a produkty jejich reakce (Dick 1997).

Úloha půdních enzymů a jejich činnost jsou popisovány jako vztahy s půdou a jinými faktory v životním prostředí, jako např. kyselá dešť, rizikové prvky nebo zasolení (Hussain et al. 2009). Enzymy jsou mediátory a katalyzátory chemických reakcí probíhajících v půdním prostředí, mezi něž lze zahrnout: dekompozice organických vstupů, přeměna nativní půdní

organické hmoty, uvolňování anorganických živin pro výživu rostlin, fixace plynného dusíku, nitrifikace a denitrifikace, detoxikace cizorodých látek (Dick 1997). Půdní enzymy tedy mají klíčovou roli v koloběhu např. C, N, P, S (Shukla & Varma 2011). Význam půdních enzymů je také vnímán jako popisování a tvorba předpovědí reakce ekosystému a jeho funkcí, kvalita a interakce mezi jednotlivými subsystémy v ekosystému a dále jako biologický proces, který slouží jako ukazatel dopadů antropogenní činnosti na půdní prostředí (Utobo & Tewari 2015).

Aktivity půdních enzymů jsou potenciálně cennými ukazateli zdraví půdy v případech znečištění rizikovými prvky. Míra toxicity závisí na mnoha faktorech (Patel et al. 2019; Aponte et al. 2020).

Jedním kritériem je lokace enzymu v buňce, které se rozlišují na intra- a extracelulární enzymy. Extracelulární enzymy jsou odolnější vůči denaturaci a proteolytickému nátlaku. Dále závisí na způsobu navázání kovu na enzym. Mechanismy navázání jsou dvojího typu. Prvním je vazba na skupiny enzymů obsahujících triol a kyslík. Druhou skupinou je vazba na skupiny enzymů, kdy se vytěsni základní prvek a na jeho místo se umístí rizikový prvek. Vliv na navázání má také složení aminokyselin tvořící enzym. Míra toxicity závisí také na iontové formě toxického prvku a jeho koncentraci v prostředí (Sethi & Gupta 2015; Aponte et al. 2020). Přítomnost rizikového prvku ovlivňuje některé fyzikálně-chemické vlastnosti půdy např. proces mineralizace, humifikace organické hmoty, pH, půdní textuře; což může mít také vliv na aktivitu enzymu. Vzhledem k tomu, že se jedná o primární faktory, které ovlivňují vazbu kovů na půdní koloidy a jejich příjem rostlinou, jakékoliv změny v těchto půdních vlastnostech ovlivní interakce mezi rizikovými prvky a půdními enzymy (Nadgózska-Socha et al. 2013; Sethi & Gupta 2015; Aponte et al. 2020; Nikolova et al. 2022).

Enzymy působí především jako biologické katalyzátory pro usnadnění různých reakcí a podporují metabolismus rozkladu toxických látek. Reakce enzymů na přítomnost rizikových prvků ale mohou být i přesto odlišné. Některé velmi toxické prvky např. Cd, Cu mohou u enzymů způsobit jejich inhibici (např. u arylsulfatázy, dehydrogenázy, proteázy, ureázy). Některé enzymy, např. na β -glukosidázy a katalázy, jsou ale méně citlivé na kontaminaci prvky, jako je Cd, Cu a Ni (Moreno et al. 2003; Effron et al. 2006; Nweke & Okpokwasili 2011; Zeng et al. 2012; Sethi & Gupta 2015). Při stresových podmínkách způsobených akumulací rizikových prvků v rostlině se může naopak vytvářet nadměrné množství některých enzymů.. Tyto sloučeniny jsou snadněji rozpustné a je umožněna jejich konjugace (Patel et al. 2019; Aponte et al. 2020; Nikolova et al. 2022).

Většina změn těchto rizikových prvků na enzym je negativní, jeho aktivita se zastaví či sníží. Dále může u enzymu způsobit i jeho strukturální změnu např. pořadí aminokyselin (Moreno et al. 2003; Luo et al. 2016; Aponte et al. 2020; Nikolova et al. 2022).

2.1.16 β -glukosidázy

β -glukosidázy jsou heterogenní skupinou fylogeneticky konzervovaných, hydrolytických enzymů široce rozšířených v živých organismech (Mól et al. 2023; Wang et al. 2024).

Tato skupina enzymů hraje klíčovou roli v několika biologických procesech. U mikroorganismů se podílejí na rozkladu organické hmoty. Konkrétně dochází k rozkladu oligosacharidů prostřednictvím komplexů celulózy, jejichž nezbytnou složkou jsou β -glukosidázy (de Melo et al. 2006; Zhang et al. 2017; Zang et al. 2018; Sengupta et al. 2023; Mól et al. 2023; Wang et al. 2024).

β -glukosidázy jsou i průmyslově významnými enzymy, kdy se podílejí na výrobě biopaliv ze zemědělských odpadů, zpracování potravin, vinařského nebo nápojového průmyslu (Singh et al. 2015; Patel et al. 2019).

Aktivita β -glukosidáz je ovlivněna řadou faktorů. Nízká aktivita enzymu bývá ve vyšších hloubkách půd, při zásaditém pH, suchých podmínkách, zvýšené salinitě a při přítomnosti rizikových prvků (Xiao-Chang & Qin, 2006; Zhang et al. 2011; Adetunji et al. 2017).

2.1.17 Fosfatáza

Fosfatázy jsou skupinou hydrolytických enzymů, které katalyzují hydrolýzu esterů a anhydridů kyseliny fosforečné. Uvolňují tedy fosfátovou skupinu z její vazby na jinou sloučeninu. Jsou tedy zodpovědné za přeměnu půdního organického P na formu vhodnou pro vstřebání. Vyskytuje se zejména u mikroorganismů, ale také u rostlin (Banerjee et al. 2012; Adetunji et al. 2017; Nikolova et al. 2022).

Fosfatáza se aktivuje především při nedostatku P v těle mikroorganismu či rostliny. Zvýšený obsah fosfatázy má za následek zintenzivnění solubilizace a remobilizace fosfátu, což ovlivňuje schopnost vyrovnat se se stresovými podmínkami při nedostatku fosforu (Kai et al. 2002; Piotrowska-Dlugosz & Charzynski 2015; Adetunji et al. 2017). Fosfor je důležitým makroprvkem pro klíčení, růst a vývoj rostliny; je součástí enzymů, nukleových kyselin, buněčných stěn; účastní se fotosyntézy, dýchání i fixace N_2 . Při deficitu P dochází ke snížení

příjmu N, K, Ca, což má za následek snížení fotosyntézy a schopnosti růst. Dále se zpomaluje kvetení a tvorba plodů či semen (Malhotra et al. 2018; Khan et al. 2023).

Aktivita fosfatázy je ovlivněna řadou faktorů. Přítomnost pH ovlivňuje druh fosfatázy, při zásaditém pH se zvyšuje aktivita alkalické fosfatázy a hladina kyselé fosfatázy klesá (Acosta-Martinez et al. 2003; Adetunji et al. 2017). Fosfatáza ke své aktivaci vyžaduje značné množství N_2 , při vysoké hladině N_2 je aktivována zejména kyselá fosfatáza (Kalembasa & Symanowicz 2012). Snížená aktivita enzymu bývá při suchých podmínkách, půdách s nízkou hladinou organické hmoty a výskytu rizikových prvků (především Pb) v půdě (Van Aarle & Plassard 2010; Adetunji et al. 2017).

Podle Maseko & Dakora (2013) bylo zjištěno, že u luskovin se uvolňuje více fosfatázy oproti jiným plodinám. Toto také potvrdila studie Dodor & Tavatabai (2003) u ovsa setého.

3 Metodika

Vliv antropogenní kontaminace půdy rizikovými prvky (Cd, Pb a Zn) na lupinu úzkolistou a oves setý byl sledován ve vegetačním nádobovém pokusu ve skleníku Katedry agroenvironmentální chemie a výživy rostlin. U rostlin byl sledován vliv na jejich růst, obsah Cd, Pb a Zn v biomase a také aktivitu vybraných enzymů v jejich kořenové zóně.

Pokusná půda

V nádobovém pokusu byla použita půda z lokality Praha-Suchdol (50°8'8" N, 14°22'43" E) jako kontrolní varianta s ohledem na stanovené pseudototální obsahy Cd, Pb a Zn, které jsou pod limitem legislativně uváděných preventivních hodnot rizikových prvků v zemědělských půdách ČR (Vyhláška č. 153/2016 Sb.). Jako pokusná půda s antropogenní kontaminací rizikovými prvky byla použita půda z lokality Příbram-Podlesí (49°42'24" N, 13°58'32" E). Základní charakteristiku půd uvádí Tab.1.

Tab.1 Základní charakteristika pokusných půd.

Půdní typ a subtyp	Suchdol	Podlesí
	Černozem modální	Kambizem modální
pH _{H2O} (-)	7,1	5,7
KVK (mmol ₍₊₎ /kg)	230	134
C _{org} (%)	1,8	2,1
Cd (mg/kg)	0,4 ± 0,02	3,9 ± 0,5
Pb (mg/kg)	41,1 ± 3,8	929,1 ± 189,5
Zn (mg/kg)	95,9 ± 10,6	141,9 ± 14,0

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

Nádobový pokus

Plastové nádoby o objemu 6 l obsahovaly 5 kg zhomogenizované půdy, která byla hnojena N (dávka 0,5 g/nádobu, ve formě NH₄NO₃), P a K (dávka 0,16 a 0,4 g/nádobu, ve formě K₂HPO₄). U kontrolní varianty bylo 2,5 kg půdy smícháno pro odlehčení s práným pískem (křemičitý, 0-0,4 mm) v poměru 1:1 (w/w). Obě varianty byly provedeny ve čtyřech opakováních pro příslušnou rostlinu a termín odběru. Nádoby byly rozmístěny v náhodném pořadí a během pokusu byly pravidelně přemísťovány z důvodu eliminace vlivu podmínek vnějšího prostředí. Rostliny byly ve skleníku pěstovány při teplotě vzduchu 22 °C/ 18 °C

(den/noc), půdní vlhkosti 60 % maximální vodní kapacity a světelném režimu 16 h/ 8 h (den/noc).

Osivo lupiny úzkolisté (*Lupinus angustifolius* L., odrůda Boregine) a ovsu setého (*Avena sativa* L.) bylo zakoupeno od firmy AROS-osiva s.r.o. U lupiny během vegetace byl proveden odběr ve dvou termínech - 1. odběr po 4 týdnech růstu a 2. odběr po 8 týdnech růstu. Při založení pokusu bylo do nádob zaseto 10 semen lupiny do hloubky 5 cm. Do nádob po lupině z 1. odběru byl následně zaset oves (25 semen na nádobu), který byl sklizen po 4 týdnech růstu.

Biomasa rostlin při odběrech byla rozdělena na nadzemní biomasu a kořeny. Jednotlivé rostlinné části byly omyty, osušeny buničitou vatou, zváženy a následně dány na sušení (do konstantní hmotnosti, 40 °C, sušárna Venticell, BMT Medical Technology) pro zjištění výnosu suché biomasy a analýzu obsahu prvků. Před stanovením obsahu prvků v biomase byly vzorky pro homogenizaci rozemlety analytickým mlýnkem IKA A11 basic (Werke).

Při odběrech rostlin byla odebírána půda z jejich kořenové zóny (cca 100 g půdy) pro stanovení aktivity půdních enzymů: i) β -glukosidázy a ii) kyselá fosfatázy. Před analýzou byla půda přeseita (< 2 mm) a skladována při teplotě -80 °C.

Analýzy

3.1.1 Stanovení obsahu prvků v biomase rostlin

V suché biomasy rostlin ($0,5 \pm 0,05$ g) byl stanoven obsah Cd, Pb a Zn po nízkotlakém mikrovlnném rozkladu (Ethos 1, MLS GmbH) pomocí optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES, Agilent 720, Agilent Technologies Inc.). Rostlinná biomasa byla rozložena v 10 ml směsi HNO₃ a H₂O₂ v poměru 4:1 (v/v) po dobu 60 min při výkonu 1000-1200 W a teplotě 120-180 °C. Vzorky byly z teflonových nádob kvantitativně převedeny do 50 ml zkumavek a objem byl doplněn po rysku demineralizovanou vodou. Pro kontrolu kvality měření byl použit certifikovaný referenční materiál (SRM 1570a, listy špenátu, Analytika) a slepé vzorky. Analýza všech vzorků byla provedena ve dvou opakováních. Změřený obsah prvků (mg/l) byl přepočítán na mg/kg pomocí vzorce:

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

3.1.2 Stanovení aktivity enzymů

Ve vzorcích půdy byla stanovena aktivita β -glukosidázy a kyselá fosfatázy fluorescenční metodou. Pro stanovení byla připravena suspenze homogenizací vzorku půdy ($0,2 \pm 0,002$ g) a 20 ml fosfátového pufru (pH = 7,0) pomocí přístroje Ultra-Turrax (IKA Labortechnik) po dobu 30 s při 8000 otáčkách za minutu. Dále byly připraveny roztoky příslušných substrátů z 10 ml dimethylsulfoxidu a 4-methylumbelliferyl- β -glucopyranoside (2,75 mmol/l) pro stanovení β -glukosidázy a 4-methylumbelliferyl-phosphate (2,75 mmol/l) pro stanovení kyselá fosfatázy.

Vlastní stanovení aktivity bylo provedeno v mikrotitračních destičkách, do jejichž jamek bylo pipetováno 200 μ l připravené suspenze, 40 μ l roztoku příslušného substrátu a 20 μ l dimethylsulfoxidu. Mikrotitrační destička byla umístěna na dobu 5 min do inkubátoru (40 °C, Robbins Scientific® 2000, SciGene) a následně byla měřena fluorescence pomocí přístroje Tecan Infinite® M200 (Tecan Austria GmbH). Po změření fluorescence byla mikrotitrační destička vložena do inkubátoru na 120 min a následně byla opět měřena fluorescence. Enzymatická aktivita ve vzorku byla vypočtena z rozdílu mezi počáteční a konečnou hodnotou fluorescence a vyjádřena v mikromolech příslušného substrátu za hodinu a na jeden gram vzorku (μ mol/hod/g).

3.1.3 Statistická analýza

Výsledky analýz byly statisticky vyhodnoceny pomocí programu Statistica 12.0 (StatSoft Inc.). Pro stanovení významných rozdílů mezi variantami byla provedena jednofaktorová analýza rozptylu (ANOVA) a následně Tukeyův post hoc test ($p < 0,05$). Pro hodnocení homogenity rozptylu a normality byl použit Levenův a Shapiro-Wilkův test. Pro vizualizaci výsledků byl použit program Excel (Microsoft Office).

4 Výsledky

Obsah rizikových prvků v rostlinách

V tab. 2 je porovnán obsah Cd, Pb, Zn v jednotlivých částech rostliny lupiny (kořeny, listy, lusky) v rámci dvou variant a dvou odběrů. V rámci 1. odběru nebyla dostatečně vyvinuta generativní část lupiny (lusky), proto nebyly stanoveny koncentrace rizikových prvků. V kontaminované variantě byl stanoven vyšší obsah rizikových prvků oproti kontrole ve všech případech.

Nejvyšší obsah všech sledovaných prvků by stanoven v kořenech lupiny v porovnání s obsahem v listech a v luscích.

V kořenech byl obsah vybraných rizikových prvků v tomto pořadí $Cd < Zn < Pb$. V listech a luscích bylo pořadí obsahu prvků $Cd < Pb < Zn$.

V případě prvků Cd a Pb nebylo provedeno statistické hodnocení, protože u kontrolní varianty byly hodnoty obsahu Cd a Pb pod mezí detekce ($Cd < 0,1$ mg/kg DW; $Pb < 2$ mg/kg DW). U prvku Zn byl prokázán statisticky významný rozdíl u všech částí rostliny, jak v obou odběrech.

Tab. 2 Obsah rizikových prvků u lupiny úzkolisté

		Cd (mg/kg)		Pb (mg/kg)		Zn (mg/kg)	
		1. odběr	2. odběr	1. odběr	2. odběr	1. odběr	2. odběr
kořeny	kontrola	< 0,1	< 0,1	< 2	< 2	40,9 ± 1,3 ^a	26,5 ± 3,6 ^a
	kontaminace	45,9 ± 2,6	24,2 ± 0,8	373,3 ± 44,2	290,1 ± 27,3	190,2 ± 6,2 ^b	141,1 ± 15,5 ^b
listy	kontrola	< 0,1	< 0,1	< 2	< 2	27,8 ± 0,4 ^a	21,9 ± 0,4 ^a
	kontaminace	0,6 ± 0,1	0,9 ± 0,1	12,6 ± 0,4	27,7 ± 2,4	57,5 ± 0,6 ^b	83,4 ± 11,9 ^b
lusky	kontrola	nd	< 0,1	nd	< 2	nd	32,3 ± 1,5 ^a
	kontaminace	nd	< 0,1	nd	< 2	nd	45,2 ± 2,8 ^b

< 0,1 mg/kg DW - mez detekce pro Cd; < 2 mg/kg DW - mez detekce pro Pb; nd - hodnoty nestanoveny (materiál nebyl ve vhodné vývojové fázi)

V tab. 3 je porovnán obsah Cd, Pb, Zn v jednotlivých částech rostliny ovsa (kořeny, listy) v rámci dvou variant, kontrola a kontaminace. Kontaminovaná varianta měla vyšší hodnoty rizikových prvků oproti kontrole ve všech případech.

U Cd, Pb i Zn v rámci kontaminované varianty byla nejvyšší koncentrace prvku v kořenové části v porovnání s listy. V oblasti kořenů byl obsah vybraných rizikových prvků v tomto pořadí $Cd < Zn < Pb$. V listech bylo pořadí obsahu prvků $Cd < Pb < Zn$. V případě

prvků Cd a Pb nebylo provedeno statistické hodnocení, protože u kontrolní varianty byly hodnoty obsahu Cd, Pb pod mezí detekce ($Cd < 0,1 \text{ mg/kg DW}$; $Pb < 2 \text{ mg/kg DW}$). U prvku Zn byl statisticky průkazný rozdíl u obou částí rostliny.

Tab. 3 Obsah rizikových prvků u ovsa setého

		Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
kořeny	kontrola	< 0,1	< 2	$51,9 \pm 4,0^a$
	kontaminace	$16,5 \pm 1,6$	$120,2 \pm 5,7$	$107,3 \pm 5,5^b$
listy	kontrola	< 0,1	< 2	$39,1 \pm 1,9^a$
	kontaminace	$5,9 \pm 0,4$	$22,0 \pm 1,4$	$71,6 \pm 4,3^b$

< 0,1 mg/kg DW - mez detekce pro Cd; < 2 mg/kg DW - mez detekce pro Pb

Výnos biomasy rostlin

Výnos suché biomasy (DW) lupiny úzkolisté znázorňuje graf 1 ve třech částech rostliny u kontrolní varianty a kontaminované varianty ve dvou odběrech. Statisticky významné rozdíly mezi variantami byly prokázány pouze u hmotnosti lusků. V případě hmotnosti kořenů a nadzemní biomasy rozdíly mezi variantami významné nebyly.

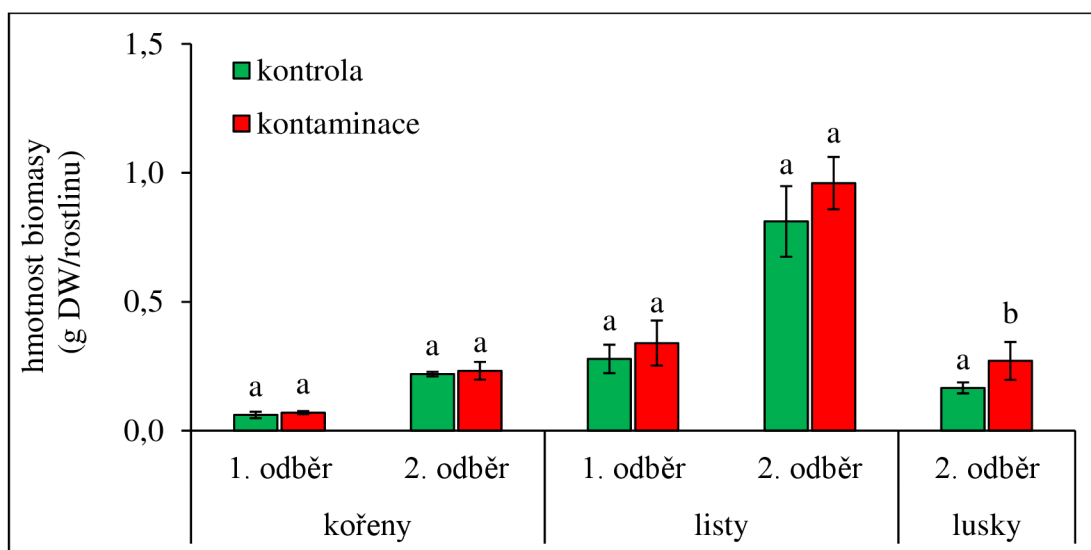
Ve všech částech rostliny byl vyšší výnos v rámci obou odběrů u kontaminované varianty.

U kořenové části 1. odběru nebyl prokázán statisticky významný rozdíl mezi variantami. V porovnání s kontrolou byl u kontaminované varianty výnos DW kořenů o 13 % vyšší. U 2. odběru v rámci kořenů také nebyl prokázán statisticky významný rozdíl mezi variantami. V porovnání s kontrolou byl u kontaminované varianty výnos DW kořenů o 6 % vyšší.

U listů v rámci 1. odběru nebyl prokázán statisticky významný rozdíl mezi variantami. V porovnání s kontrolou byl u kontaminované varianty výnos DW listů o 18 % vyšší. U 2. odběru listů také nebyl prokázán statisticky významný rozdíl mezi variantami. V porovnání s kontrolou byl u kontaminované varianty výnos DW listů o 16 % vyšší.

U lusků byl odebrán pouze 2. odběr, protože v době 1. odběru nebyla tato část rostliny vyvinuta. V porovnání s kontrolou byl u kontaminované varianty výnos DW lusků o 39 % vyšší. Rozdíl mezi variantami u lusků byl statisticky průkazný.

Graf 1 Výnos biomasy u lupiny úzkolisté



Nadzemní biomasa lupiny úzkolisté nevykazovala vizuální rozdíly mezi variantami ani číslem odběru (Obr. 6, Obr. 7).



Obr. 6 Nadzemní biomasa lupiny úzkolisté 1. odběr

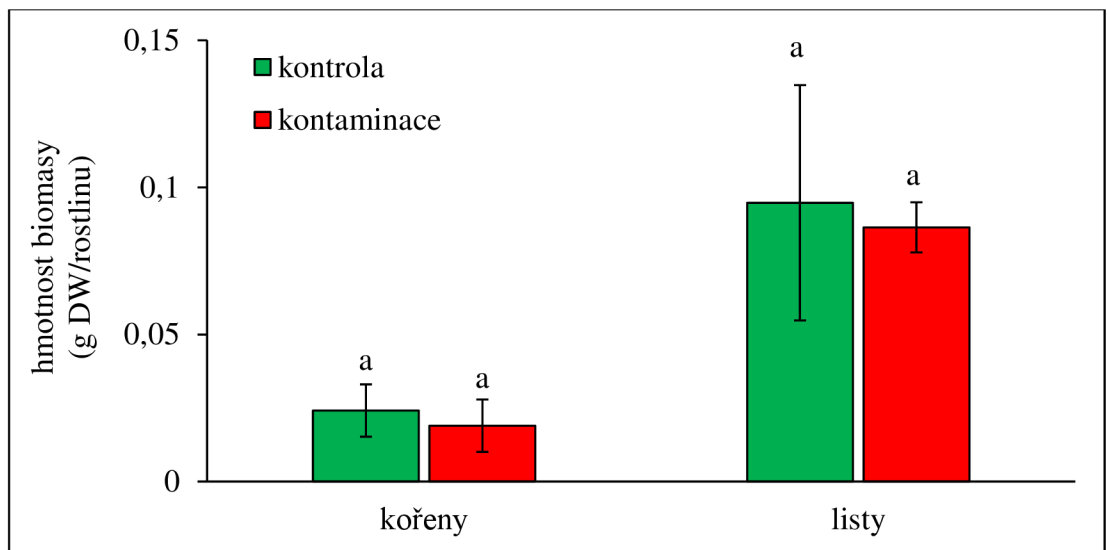


Obr. 7 Nadzemní biomasa lupiny úzkolisté 2. odběr

Na grafu 2 je znázorněn výnos suché biomasy (DW) ovsa setého v obou částech rostliny u kontrolní varianty a kontaminované varianty.

Jak u nadzemní, tak podzemní částí ovsa, byl stanoven vyšší výnos u kontrolní varianty. Rozdíl mezi variantami nebyl statisticky průkazný. V porovnání s kontrolou byl u kontaminované varianty v nadzemní části biomasy výnos DW o 9 % menší. V kořenu byl výnos u varianty kontaminované o 22 % menší v porovnání s kontrolou. Z hlediska porovnání výnosů jednotlivých částí rostliny je pořadí stanoveno následovně: kořeny < listy.

Graf 2 Výnos biomasy u ovsa setého



Na nadzemní biomase ovsa setého byl viditelný rozdíl mezi variantami (Obr. 8). U ovsa byla vegetace menší u varianty kontaminované oproti kontrole.



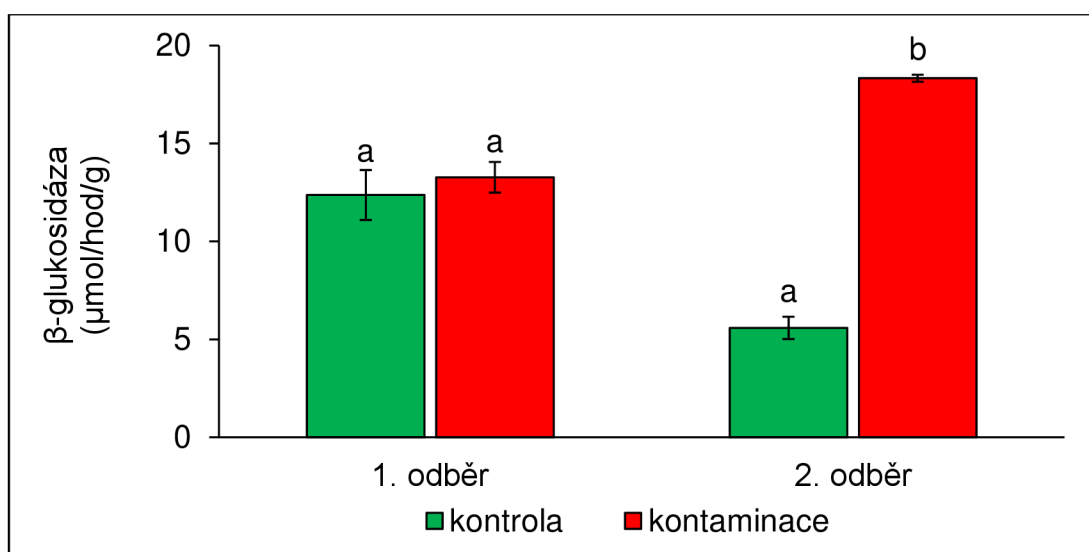
Obr. 8 Nadzemní biomasa ovsa setého

Aktivita enzymů u rostlin

Graf 3 znázorňuje aktivitu β -glukosidázy u lupiny úzkolisté v rámci obou variant u 1. a 2. odběru kontaminované rostliny. U obou odběrů je znatelné, že vyšší aktivita tohoto enzymu byla s antropogenní kontaminací.

V porovnání s kontrolou u 1. odběru byla u kontaminované varianty aktivita enzymu o 7 % vyšší. Rozdíl mezi variantami nebyl statisticky průkazný u 1. odběru. Aktivita enzymu u 2. odběr v porovnání s kontrolou byla u kontaminované varianty statisticky průkazné o 70 % vyšší.

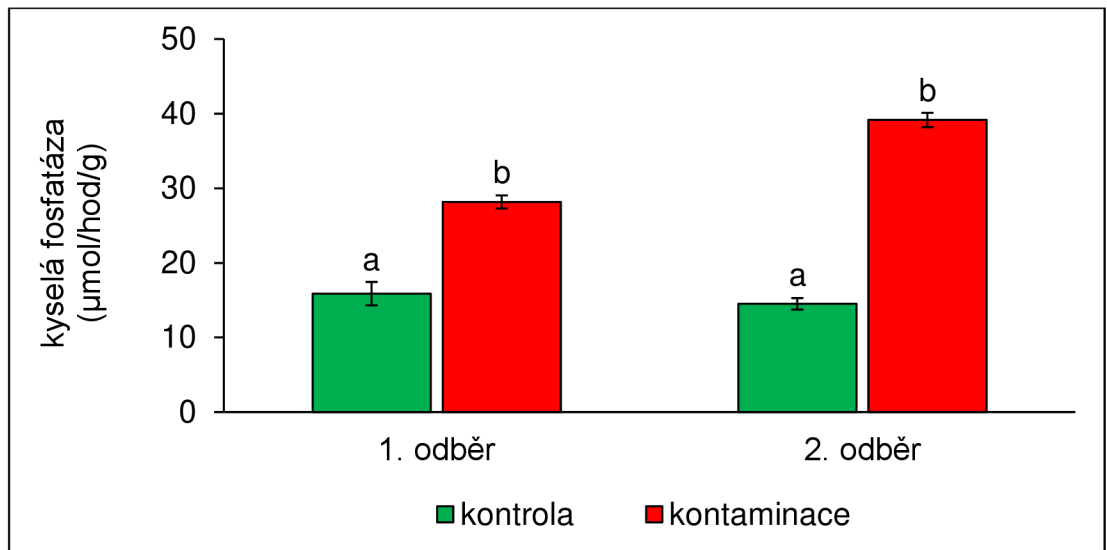
Graf 3 Aktivita β -glukosidázy u lupiny úzkolisté



Aktivitu kyselé fosfatázy u lupiny úzkolisté v rámci obou variant u 1. a 2. odběru znázorňuje graf 4. U obou odběrů byla zaznamenána vyšší aktivita tohoto enzymu ve variantě kontaminované.

V porovnání s kontrolou u 1. odběru byla u kontaminované varianty aktivita enzymu o 44 % vyšší. Rozdíl mezi variantami byl statisticky průkazný u 1. odběru. V porovnání s kontrolou u 2. odběru byla u kontaminované varianty aktivita enzymu o 63 % vyšší. Tento jev byl také statisticky potvrzen u 2. odběru.

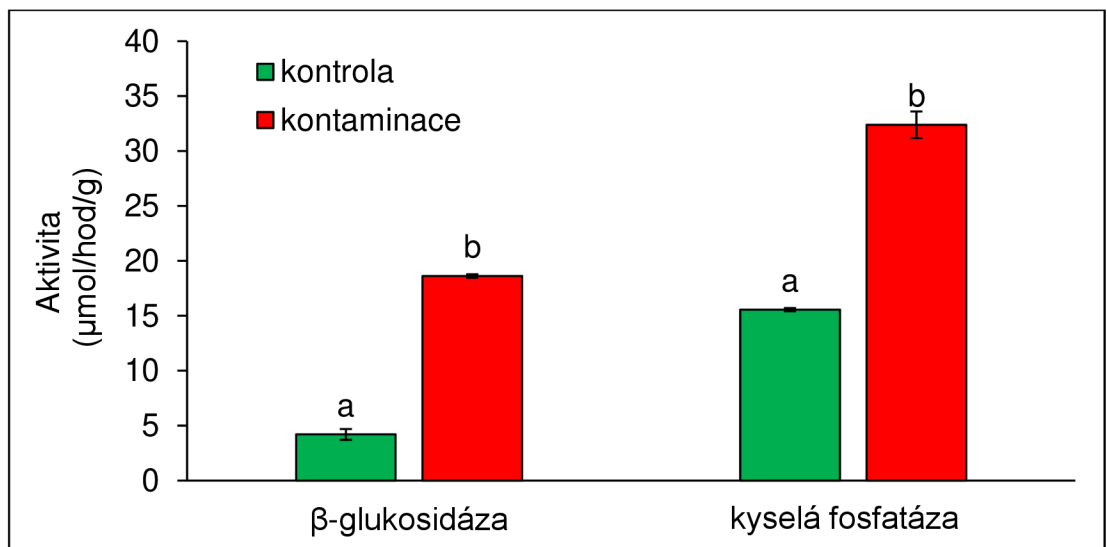
Graf 4 Aktivita kyselých fosfatáz u lupiny úzkolísté



Graf 5 znázorňuje aktivitu β -glukosidázy a kyselých fosfatáz u ovsa setého v rámci varianty kontrolní a kontaminované.

Aktivita β -glukosidázy v porovnání s kontrolou byla u kontaminované varianty o 77 % vyšší. I aktivita fosfatázy byla porovnána s kontrolou, kdy bylo zjištěno, že aktivita tohoto enzymu byla u kontaminované varianty vyšší o 52 %. Tento jev byl u obou enzymů statisticky potvrzen. Závěrem lze říci, že výrazně vyšší aktivita těchto enzymů byla ve variantě kontaminované.

Graf 5 Aktivita β -glukosidázy a kyselých fosfatáz u ovsa setého



5 Diskuze

Nadbytek rizikových prvků v půdě je jedním z nejdůležitějších environmentálních důvodů, které brání růstu a produktivitě široké škále rostlinných druhů, včetně rostlin z čeledi *Fabaceae* a *Poaceae*. Čeleď *Fabaceae* může tolerovat malé množství těchto toxických prvků a jsou známé druhy, které mají fytořediační schopnost např. zástupci rodu *Vigna* (Mahmud et al. 2020). Mnoho studií ukázalo, že některé odrůdy rodu *Lupinus* mají toleranci pro rizikové prvky podobnou hyperakumulační rostlině, přestože za takové nejsou považovány (Fumagalli et al. 2014; Trejo et al. 2016). V čeledi *Poaceae* jsou také druhy, které mají fytořediační potenciál např. *Sorghum bicolor*; *Panicum virgatum* (Patra et al. 2021).

Pro ověření cílů diplomové práce byla použita půda z oblasti Příbramska s vysokým obsahem Cd, Pb a Zn. Kontaminace těmito prvky je důsledkem antropogenní činnosti, konkrétně průmyslové činnosti kovohutí, jak uvádějí autoři Garcia-Sánchez et al. (2015).

Získané výsledky pokusu lupiny úzkolisté i ovsa setého pěstovaných na kontaminované půdě potvrdily příjem rizikových prvků ve větší míře u kontaminované varianty oproti kontrole. Tyto prvky byly akumulovány rostlinou v kořenech i nadzemních částech rostliny, což potvrdilo cíl této práce.

U lupiny úzkolisté došlo v rámci rostlinných orgánů k největší akumulaci v kořenové části u všech zkoumaných rizikových prvků (Cd, Pb, Zn). Kořeny jsou základním pilířem pro zdraví, růst a vývoj rostliny. Akumulace těchto prvků v kořenech způsobuje inhibici buněčné dělení primárně ve špičce kořene. Dále je poškozena stavba mikrotubulů a mikrofibrilů, což může vést k deformacím a zkrácení délky hlavního kořene, a to následně ovlivní i absorpci vody a živin. Ovlivněn je i metabolismus proteinů, což opět naruší morfologii a růst kořenů (Pandey et al. 2022). V pokusu nedošlo k viditelným změnám u biomasy, jak v 1., tak v 2. odběru. Naopak, oproti našim výsledkům ve studii autorů Mřáh et al. (2023) došlo vlivem Cd ke snížení růstové schopnosti lupiny. Ve studii autorů Pandey et al. (2022) bylo prokázáno, že u druhů luskovin dochází vlivem Cd a Pb k inhibici růstu kořenové části a toxické dávky Zn mají vliv na inhibici růstu listů. Rizikové prvky totiž negativně ovlivňují příjem vody a prospěšných živin, což se pak dále projevuje na snížení růstu postranních kořenů a procesu fotosyntézy (Pandey et al. 2022).

V kořenech lupiny se nejvíce akumuloval prvek Pb, jako druhý Zn a v nejmenším množství se akumulovalo Cd. Ke stejnému pořadí akumulovaných prvků v kořenech došli i autoři Mussali-Galante et al. (2023), kteří zkoumali *Gliricidia sepium* z čeledi *Fabaceae*. Rozdílné výsledky uvedli autoři Hachani et al. (2022), kdy kumulace rizikových prvků byla

v jiném pořadí (Zn > Pb > Cd). Toto pořadí bylo zřejmě ovlivněno fyzikálně-chemickými vlastnostmi kontaminované půdy ze severního Tuniska, ale také z důvodu rozdílné toleranční schopnosti druhů z čeledi *Fabaceae*. Studie autorů Ehsan et al. (2015) došla k závěru, že v kořenech *Lupinus uncinatus* se Cd se naopak kumulovalo značně více než Zn (Pb v této studii nebylo zkoumáno). Podmínky pokusu byly ale značně rozdílné, především teplota prostředí a pH půdy.

Oproti kořenové části byly hodnoty prvků v listech i luscích lupiny v odlišném pořadí (Zn > Pb > Cd). Práce autorů Ehsan et al. (2015) došla u *L. uncinatus* k závěru, že v listech se Zn kumuloval více než Cd (Pb v této studii nebylo předmětem zkoumání). Závěr studie autorů Woreta et al. (2023) popisuje, že u lupiny nejvíce kumulovaným prvkem v luscích byl Zn. Ve studii autorů Arévalo-Gardini et al. (2017) bylo shodné pořadí prvků Zn > Pb > Cd v listech i plodech u *Theobroma cacao*. Některé studie u jiných druhů rostlin zaznamenaly vyšší příjem Cd, Pb, Zn listy i plody oproti kořenům. Proto lze říci, že akumulace prvků Cd, Pb a Zn závisí na obsahu jednotlivých prvků v substrátu (Amoros et al. 2012; Farahat & Linderholm 2015; Bravo et al. 2017; Zhang et al. 2020; Huihui et al. 2020).

U ovsa setého došlo stejně jako u lupiny k největší akumulaci v kořenové části u všech zkoumaných prvků (Cd, Pb, Zn). Pokud se nachází tyto prvky v kořeni, může se narušit opět růst, vývoj, ale i výnos rostliny (Pandey et al. 2022). V pokusu došlo k viditelným změnám růstu biomasy ovsa. Z výsledků pokusu je patrné, že v kontaminované variantě se vyskytovaly nižší rostliny oproti kontrole. Ve studii autorů Xie et al. (2018) došli ke stejnému závěru u rýže, u které se projevil nižší růst vlivem narušení metabolismu rostliny (omezená schopnost příjmu vody a živin) a interakcí mezi rizikovými prvky, kdy došlo k jejich zvyšování. Vlivem rizikových prvků tedy dochází ke snížení výnosu biomasy.

V kořenech ovsa stejně jako u lupiny bylo pořadí akumulovaných prvků Pb > Zn > Cd. Ve studii autorů Petuchov et al. (2020) došli ke stejnému výsledku u *Avena sativa* a to, že se Pb akumuluje více než Cd v oblasti kořenů. Obdobně tomu bylo i v případě studie autorů Souahi et al. (2021), která kromě ovsa zkoumala i další druhy obilnin. Ale práce autorů Benedet et al. (2019) u *A. sativa* došla k závěru, že se více v kořenech akumulovalo Cd než Zn, což mohlo být ovlivněno změnou vlastností půdy vlivem přihnojení prasečí kejdou. Lze tedy konstatovat, že vliv akumulace Cd, Pb a Zn závisí na daném půdním prostředí a jeho hnojení.

V listech ovsa byla nižší koncentrace prvků oproti kořenům a v rozdílném pořadí akumulace (Zn > Pb > Cd). Kadmium bylo v práci autorů Hirtel et al. (2017) také v nižší koncentraci v listech oproti kořenům u *Triticum turgidum*. Ve studii autorů Grassi et al.

(2020) došli ale k rozdílnému závěru u Zn. Větší koncentrace Zn u *Hordeum vulgare* byla v listech oproti kořenům, což ukázalo, že se jedná o rostlinu vhodnou pro fytoextrakci Zn. I když *A. sativa* patří do stejné čeledi, tento závěr nebyl potvrzen. Opět lze konstatovat rozdíl akumulace v rámci různých druhů rostlin.

Co se týče výnosu lupiny, byl vyšší ve variantě kontaminované oproti kontrole. Ke stejnému závěru se došlo i u *Phaseolus vulgaris* (Ragonezi et al. 2022), i když byly podmínky pokusu rozdílné (pH, vlhkost, teplota, obsah organické hmoty v půdě). Ale u *Beta vulgaris* došlo naopak ke snížení výnosu vlivem akumulace rizikových prvků (Ragonezi et al. 2022). To mohlo být způsobeno již zmiňovanými rozdílnými podmínkami prostředí, ale také rozdílnou čeledí druhu rostliny. Autoři Wani et al. (2007) i Pandey et al. (2022), zjistili u pozorované *Glycine max*, že Cd snížilo její výnos, ale naopak Pb výnos zvýšilo. Oba prvky ale byly v menší koncentraci oproti tomuto pokusu, což právě může ovlivnit výnos.

U ovesa byl výnos naopak vyšší ve variantě bez kontaminace oproti lupině. Studie autorů Pichhode & Nikhil (2016) u *Triticum sp.*, *Zea mays* došla ke stejnému závěru, a konstatovala, že vliv má především prvek Cd. To ukázala i studie autorů Fathi et al. (2011), kde zjistili, že s rostoucí hladinou Cd se výnosy snižují, ale naopak, se zvyšující se hladinou Zn se výnosy zvyšují, pokud nepřekročí toxickou hranici. Výsledek výnosu tedy závisí na výši hladiny kontaminace v půdě, druhu rizikového prvku, vlastnostech půdy i citlivosti rostlinného druhu vůči stresu vyvolaném rizikovými prvky. Ty snižují výnos, protože narušují různé fyziologické i buněčné procesy. Pokud dochází k dostatečným obranným mechanismům, nemusí docházet k žádnému poškození rostliny, a tudíž není narušen výnosový potenciál (Shadim et al. 2015; Rasheed et al. 2021).

Enzymová aktivita v půdě byla u obou pozorovaných rostlin vyšší v kontaminované variantě. Zřejmě to bylo důsledkem vyvolaného oxidačního stresu (Sethi & Gupta 2015). Na tuto skutečnost pohlíží i autorka Otradovcová (2010) ve své práci, a to především pro enzym fosfatáza, který má zmírnit účinek toxicity. Vyšší aktivitu enzymů v kontaminované půdě zjistili i autoři Hachani et al. (2022), kteří se zaměřili na čtyři různé druhy rostlin z čeledi *Fabaceae*.

V půdě, kde byly pěstovány rostliny lupiny a ovesa, byla pozorována vyšší aktivita kyselých fosfatáz oproti β -glukosidáze. V práci autorů Nadgórska-Socha et al. (2013) i Aponte et al. (2020) došli k opačnému výsledku, tedy nižší aktivita fosfatázy oproti β -glukosidáze, ale v pokusech byly jiné koncentrace všech prvků (Zn, Cd vyšší a Pb nižší) oproti tomuto pokusu. Ve studii autorů Sethi & Gupta (2015) bylo zjištěno, že Cd a Zn inhibují aktivitu fosfatázy i

β -glukosidázu. Dále autoři zjistili, že Cd je pro enzymy mnohem toxičtější než Pb kvůli jeho vyšší pohyblivosti a nižší afinitě k půdním koloidům.

Získané výsledky provedeného pokusu porovnané se závěry jiných autorů prokázaly, že existuje vztah mezi koncentracemi rizikových prvků v rostlině a růstem odlišných druhů rostliny, což se projevuje především na jejich výnosech. Dále se potvrdilo, že různé koncentrace a druhy rizikových prvků způsobují odlišnou aktivitu půdních enzymů.

6 Závěr

Cílem této práce bylo zhodnotit změny aktivity enzymu kyselá fosfatázy a β -glukosidázy v kontaminované půdě rizikovými prvky (Cd, Pb, Zn) u lupiny úzkolisté a ovesa setého. Součástí práce bylo stanovení jednotlivých rizikových prvků v jednotlivých částech rostlinné biomasy a změn ve vývoji rostliny, které působí na jejich výnos.

U provedeného pokusu bylo zjištěno:

Rizikové prvky byly přijaty rostlinou a akumulovaly se ve zkoumaných částech lupiny (kořeny, listy, lusky) a ovesa (kořenech, listech). Hodnoty Cd, Pb a Zn zjištěné v rostlinách z kontaminované varianty byly vyšší oproti kontrole, nejvíce byly obsaženy tyto prvky v kořenech u obou rostlinných druhů. Vliv varianty byl statisticky průkazný.

Vlivem příjmu rizikových prvků došlo ke změnám výnosu biomasy. U ovesa byl menší výnos u varianty kontaminované, u lupiny byl menší výnos naopak u kontrolní varianty. Statisticky se neprokázalo, že vliv varianty má vliv na výnos kořenů a listů lupiny. V případě výnosu lusků lupiny byl vliv varianty statisticky prokázán. U ovesa nebylo statisticky prokázáno, že přítomnost rizikových prvků ovlivnila výnos biomasy kořenů i listů.

Dále byla sledována aktivita enzymů kyselá fosfatázy a β -glukosidázy v půdě. U lupiny byla aktivita obou enzymů vyšší u kontaminované varianty. Statisticky se neprokázalo, že vliv varianty má vliv u 1. odběru enzymu β -glukosidázy. U ostatních případů byl vliv varianty statisticky prokázán. U ovesa byla také aktivita obou enzymů vyšší u varianty kontaminované. U obou enzymů byl tento rozdíl statisticky významný.

Vypěstovaná lupina i oves by se z varianty kontaminované nesměly použít pro potravinářský i krmivářský průmysl, protože hodnoty rizikových prvků překročily maximální povolený limit. Závěrem lze říct, že hypotéza této práce byla částečně potvrzena u všech zkoumaných faktorů. Tento fakt nelze ale potvrdit vždy. Specifické podmínky prostředí, půdní druh, koncentrace a druhy jednotlivých rizikových prvků, odrůda a druh zkoumané rostliny, druh enzymů aj. mají vliv na závěrečné výsledky.

7 Literatura

- Abbas T, Rizwan M, Ali S, Adrees M, Zia-ur-Rehman M, Qayyum MF, Ok YS, Murtaza G. 2018. Effect of biochar on alleviation of cadmium toxicity in wheat (*Triticum aestivum* L.) grown on Cd-contaminated saline soil. *Environmental Science and Pollution Research* **25**: 25668-25680.
- Ackova DG. 2018. Heavy metals and their general toxicity on plants. *Plant Science Today* **5**: 14-18.
- Acosta-Martinez V, Zobeck T, Gill T, Kennedy A. 2003. Enzyme activities and microbial community structure in semiarid agricultural soils. *Biology and Fertility of Soils* **38**: 216-227.
- Adejumo SA, Ogundiran MB, Togun, AO. 2018. Soil amendment with compost and crop growth stages influenced heavy metal uptake and distribution in maize crop grown on lead-acid battery waste contaminated soil. *Journal of Environmental Chemical Engineering* **6**: 4809-4819.
- Aderholt M, Vogelien DL, Koether M, Greipsson S. 2017. Phytoextraction of contaminated urban soils by *Panicum virgatum* L. enhanced with application of a plant growth regulator (BAP) and citric acid. *Chemosphere* **175**: 85-96.
- Adetunji AT, Lewu FB, Mulidzi R, Ncube B. 2017. The biological activities of β -glucosidase, phosphatase and urease as soil quality indicators. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* **17**: 3.
- Adriano DC. 2001. Trace elements in terrestrial environments. Springer-Verlag, New York.
- Afzal MR, Naz M, Wan J, Dai Z, Ullah R, Rehman S, Du D. 2023. Insights into the mechanisms involved in lead (Pb) tolerance in invasive plants—the current status of understanding. *Plants* **12**: 2084.
- Ahmad F, Anwar F, Hira S. 2016. Review on medicinal importance of *Fabaceae* family. *Pharmacologie Online* **3**: 151-156.
- Ahmad S, Mfarrej MFB, El-Esawi MA, Waseem M, Alatawi A, Nafees M. 2022. Chromium-resistant *Staphylococcus aureus* alleviates chromium toxicity by developing synergistic relationships with zinc oxide nanoparticles in wheat. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **230**: 113142.
- Alemayehu GF, Forsido SF, Tola YB, Teshager MA, Assegie AA, Amare E. 2021. Proximate, mineral and anti-nutrient compositions of oat grains (*Avena sativa*) cultivated in Ethiopia: implications for nutrition and mineral bioavailability. *Heliyo* **7**: e07722.

Alkemade JA, Arncken C, Hirschvogel C, Messmer MM, Leska A, Voegelé RT, Finck MR, Kölliker R, Groot SPC, Hohmann P. 2022. The potential of alternative seed treatments to control anthracnose disease in white lupin. *Crop Protection* **158**: 106009.

Amari T, Ghnaya T, Abdelly C. 2017. Nickel, cadmium and lead phytotoxicity and potential of halophytic plants in heavy metal extraction. *South African Journal of Botany* **111**: 99-110.

Amoros JA, Navarro FJG, Ballesta J, Moreno RG. 2012. Geochemical influence of soil on leaf and grape (*Vitis vinifera* L. 'Cencibel') composition in La Mancha region (Spain). *Vitis* **51**: 111-118.

Andrzejewska J, Contreras-Govea FE, Pastuszka A, Kotwica K, Albrecht KA. 2018. Performance of oat (*Avena sativa* L.) sown in late summer for autumn forage production in Central Europe. *Grass and Forage Science* **74**: 97-103.

Aponte H, Meli P, Butler B, Paolini J, Matus F, Merino C, Cornejo P, Kuzyakov Y. 2020. Meta-analysis of heavy metal effects on soil enzyme activities. *Science of the Total Environment* **737**: 139744.

Arévalo-Gardini E, Arévalo-Hernández CO, Baligar VC, He ZL. 2017. Heavy metal accumulation in leaves and beans of cacao (*Theobroma cacao* L.) in major cacao growing regions in Peru. *Science of the Total Environment* **605-606**: 792-800.

Arncken C, Klaiss M, Wendling M, Messmer M. 2020. Cultivation of white lupin - a cool-season and environmentally friendly protein crop. legumes translated practice note. *Research Institute of Organic Agriculture* **4**: 1-4.

Balík J, Pavlíková D, Tlustoš P, Vaněk V, Pavlík M. 2008. Mobilita prvků a látek v rhizosféře. ČZU FAPPZ Powerprint. Praha.

Banerjee A, Sanyal S, Sen S. 2012. Soil phosphatase activity of agricultural land: A possible index of soil fertility. *agricultural science research journals* **2**: 412-419.

Barsila SR. 2018. The fodder oat (*Avena sativa*) mixed legume forages farming: Nutritional and ecological benefits. *Journal of Agricultura and Natural Resources* **1**: 206-222.

Baruah N, Gogoi N, Roy S, Bora P, Chetia J, Zahra N, Ali N, Gogoi P, Farooq M. 2023. Phytotoxic responses and plant tolerance mechanisms to cadmium toxicity. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* **4**: 4805-4826.

Belski R. 2012. Chapter 4 - fiber, protein, and lupin-enriched foods: role for improving cardiovascular health. *advances in Food and Nutrition Research* **66**: 147-215.

Benabid H, Ghorab MF. 2013. Study of the translocation and distribution of cadmium into bean plants (*Phaseolus vulgaris*) using labelled Cd-109. *World Journal of Nano Science and Engineering* **3**: 108-111.

Benedet L, Conti L, Lazzari CJR, Muller Junior V, Dick DP, Lourenzi CR, Lovato PE, Comin JJ, Tiecher TL, Ricachenevsky FK, Brunetto G. 2019. Copper and zinc in rhizosphere soil and toxicity potential in white oats (*Avena sativa*) grown in soil with long-term pig manure application. *Water, Air, & Soil Pollution* **230**: 209.

Beneš S. 1994. Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí. Část 2-Vstupy prvků do půd zvětráváním hornin, atmosférickými spady, aplikací hnojiv a ostatních surovin ve srovnání s výstupy erozní činností, podzemními vodami a sklizní zemědělských plodin. Agrospoj. Praha.

Berger JD, Buirchell BJ, Luckett DJ, Palta JA, Ludwig C, Liu DL. 2012. How has narrow-leafed lupin changed in its 1st 40 years as an industrial, broad-acre crop? A G × E-based characterization of yield-related traits in Australian cultivars. *Field Crops Research* **126**: 152-164.

Berlin A, Samils B, Djurle A, Wirsén H, Szabo L, Yuen J. 2012. Disease development and genotypic diversity of *Puccinia graminis* f. sp. *avenae* in Swedish oat fields. *Plant Pathology* **62**: 32-40.

Borowska M, Prusinski J, Kaszkowiak E. 2015. Production results of intensification of cultivation technologies in three lupin (*Lupinus* L.) species. *Plant, Soil and Environment* **61**: 426-431.

Boschin G, D'Agostina A, Annicchiarico P, Arnoldi A. 2008. Effect of genotype and environment on fatty acid composition of *Lupinus albus* L. seed. *Food Chemistry* **108**: 600-606.

Bouray M, Moir JL, Lehto NJ, Condrón LM, Touhami D, Hummel C. 2021. Soil pH effects on phosphorus mobilization in the rhizosphere of *Lupinus angustifolius*. *Plant and Soil* **469**: 387-407.

Bozzi AT, Gaudet R. 2021. Molecular mechanism of nramp-family transition metal transport. *Journal of Molecular Biology* **433**: 166991.

Bravo S, Amoros JA, Reyes CP, Garcia FJ, Moreno MM, Sanchez-Ormeno M, Higuera P. 2017. Influence of the soil pH in the uptake and bioaccumulation of heavy metals (Fe, Zn, Cu, Pb and Mn) and other elements (Ca, K, Al, Sr and Ba) in vine leaves, Castilla-La Mancha (Spain). *Journal of Geochemical Exploration* **174**: 79-83.

Briedenhann E. 2021. Lupin Project for the PRF 2020/2021. Tridge Sourcing Hub **2/2021**: 1-27.

Bryszak M, Szumacher-Strabel M, Huang H, Pawlak P, Lechniak D, Kołodziejcki P, Yanza YR, Patra AK, Váradyová Z, Cieslak A. 2020. *Lupinus angustifolius* seed meal supplemented to dairy cow diet improves fatty acid composition in milk and mitigates methane production. *Animal Feed Science and Technology* **267**: 114590.

Buerstmayr H, Krenn N, Stephan U, Grausgruber H, Zechner E. 2007. Agronomic performance and quality of oat (*Avena sativa* L.) genotypes of worldwide origin produced under Central European growing conditions. *Field Crops Research* **101**: 343-351.

Burle ML, Suhet PA, Pereira J, Resck DVS, Peres JRR. 1992. Legume green manures dry-season survival and the effect on succeeding maize crops. *Soil Management* **92**: 7-35.

Cairns JRK, Esen A. 2010. β -Glucosidases. *Cellular and Molecular Life Sciences* **67**: 3389-3405.

Camilla Stanton C, Sanders D, Kramer U, Podar D. 2022. Zinc in plants: Integrating homeostasis and biofortification. *Molecular Plant* **15**: 65-85.

Collin S, Baskar A, Geevarghese DM, Ali MNVS, Bahubali P, Choudhary R, Lvov V, Tovar GI, Senatov F, Koppala S, Swamiappan S. 2022. Bioaccumulation of lead (Pb) and its effects in plants. *Journal of Hazardous Materials Letters* **3**: 100064.

Cuypers A, Vanbuel I, Iven V, Kunnen K, Vandionant S, Huybrechts M, Hendrix S. 2023. Cadmium-induced oxidative stress responses and acclimation in plants require fine-tuning of redox biology at subcellular level. *Free Radical Biology and Medicine* **199**: 81-96.

Czubinski J, Dwiecki K, Siger A, Neunert G, Lampart- Szczapa E. 2014. Characterisation of different digestion susceptibility of lupin seed globulins. *Food Chemistry* **143**: 418-426.

Czubinski J, Grygier A, Siger A. 2021. *Lupinus mutabilis* seed composition and its comparison with other lupin species. *Journal of food composition and analysis* **99**: 103875.

Český statistický úřad. 2023. Osevní plochy zemědělských plodin k 31.5. Available from [Výstupní objekt VDB \(czso.cz\)](https://vystupniobjekt.vdb.czso.cz) (accessed 10/2023).

Davides Z. 2009. Introduction to horse nutrition. Ames. Wiley - Backwell. Oxford.

de Melo EB, Gomes AS, Carvalho I. 2006. α - and β -Glucosidase inhibitors: chemical structure and biological activity. *Tetrahedron* **62**: 10277-10302.

Dewitte K, Latré I, Haesaert G. 2006. Possibilities of chemical weed control in *Lupinus albus* and *Lupinus luteus*-screening of herbicides. *Communications in Agricultural and Applied Biological Sciences* **71**: 743-751.

- Dick RP. 1997. Soil enzyme activities as integrative indicators of soil health. Biological Indicators of soil health. CABI Publishing. USA.
- Dodor DE, Tabatabai MA. 2003. Effect of cropping systems on phosphatases in soils. Journal of Plant Nutrition and Soil Science **166**: 7-13.
- Drápal J, Pícha R, Vlasáková V, Rejharová M, Rosmus J, Honzlová A, Kolářová M, Šimáková A, Hedbávný P, Tajmr M. 2019. Kontaminace potravinového řetězce cizorodými látkami - Situace v roce 2018. Informační bulletin Státní veterinární správy **1**: 1-196.
- Duranti M, Chiara AC, Sessa MF, Scarafoni A. 2008. The major proteins of lupin seed: Characterisation and molecular properties for use as functional and nutraceutical ingredients. Trends in Food Science & Technology **19**: 624-633.
- Eckstein RL, Welk E, Klinger YP, Lennartsson T, Wissman J, Ludewig K, Hansen W, Ramula S. 2023. Biological flora of central Europe - *Lupinus polyphyllus* lindley. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics **58**: 125715.
- Effron D, Horra AM, Defrieri RL, Fontanive V, Palma RM. 2006. Effect of cadmium, copper, and lead on different enzyme activities in a native forest soil. Communications in Soil Science and Plant Analysis **19**: 1309-1321.
- Ehsan M, Viveros FML, Hernandez VE, Barakat MA, Otega AR, Maza AV, Monter JV. 2015. Zinc and cadmium accumulation by *Lupinus uncinatus* grown in nutrient solution. International Journal of Environmental Science and Technology **12**: 307-316.
- Eisler R. 2007. Eisler`s encyclopedia of environmentally hazardous priority chemicals. Elsevier, Amsterdam.
- Erbaş M, Certel M, Uslu MK. 2005. Some chemical properties of white lupin seeds (*Lupinus albus* L.). Food Chemistry **89**: 341-345.
- Fahr M, Laplaze L, Bendaou N, Hocher V, Mzibri ME, Bogusz D, Smoumi A. 2013. Effect of lead on root growth. Frontiers in Plant Science **4**: 00175.
- Farahat E, Linderholm HW. 2015. The effect of long-term wastewater irrigation on accumulation and transfer of heavy metals in *Cupressus sempervirens* leaves and adjacent soils. Science of the Total Environment **512-513**: 1-7.
- Fathi G, Irashahi Z, Moosavi SA, Gharineh MH, Siadat SA. 2011. Effects of different cadmium and zinc concentrations on yield and nutrient uptake wheat. Journal of Soil and Water Science **2011**: 653-661.
- Favre J, Albrecht K, Gutierrez L, Picasso V. 2019. Hou L, Bai W, Zhang Q, Liu Y, Sun H, Luo Y, Song S, Zhang W. 2022. Harvesting oat forage at late heading increases milk production per unit of area. Crop Forage Turfgrass Management **5**:1-8.

- Fiala J, Florián M. 2021. Zpráva z úředních kontrol krmiv v roce 2020. ÚKZÚZ. Brno.
- Field JB. 2017. Genetic analysis of loose smut (*Ustilago avenae* Pers. (rostr.)) resistance in oat (*Avena sativa* L.) [diplomová práce]. University of Saskatchewan. Saskatoon.
- Fijen TPM, Kleijn EMD. 2021. Pollination increases white and narrow-leaved lupin protein yields but not all crop visitors contribute to pollination. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **313**: 107386.
- Fontanari GG, Martins JM, Kobelnik M, Pastre IA, Arêas JAG, Batistuti JP, Fertonani FL. 2011. Thermal studies on protein isolates of white lupin seeds (*Lupinus albus*). *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry* **108**: 141-148.
- Fumagalli P, Comolli R, Ferrè C, Ghiani A, Gentili R, Citterio S. 2014. The rotation of white lupine (*Lupinus albus* L.) with metal-accumulating plant crops: A strategy to increase the benefits of soil phytoremediation. *Journal of Environmental Management* **145**: 35-42.
- Gabrovská D, Fiedlerová V, Holasová M, Mašková E, Ouhרבková J, Rysová J, Winterová R, Michalová A. 2004. Nutritional changes of common oat (*Avena sativa* L.) and naked oat (*Avena nuda* L.) during germination. *Czech Journal of Food Sciences* **22**: 317-320.
- García-Sánchez M, García-Romera I, Cajthami T, Tlustoš P, Száková J. 2015. Changes in soil microbial community functionality and structure in a metal-polluted site: The effect of digestate and fly ash applications. *Journal of Environmental Management* **162**: 63-73.
- Ge W, Jiao Y, Jieyu Yue RQ, Jiang W, Liu D. 2013. Cadmium effects on photosynthetic parameters and chloroplast ultrastructures of *Populus* 118. *Fresenius Environmental Bulletin* **22**: 3647-3653.
- Gong B, He E, Qiu H, Van Gestel CA, Romero-Freire A, Zhao L. 2020. Interactions of arsenic, copper, and zinc in soil-plant system: Partition, uptake and phytotoxicity. *Science of the Total Environment* **745**: 140926.
- Goncharuk EA, Zagorskina NV. 2023. Heavy metals, their phytotoxicity, and the role of phenolic antioxidants in plant stress responses with focus on cadmium: review. *Molecules* **28**: 3921.
- Grassi C, Cecchi S, Baldi A, Zanchi CA, Orlandini S, Pardini A, Napoli M. 2020. Crop suitability assessment in remediation of Zn contaminated soil. *Chemosphere* **246**: 125706.
- Gremigni P, Wong MTF, Edwards NK, Harris D, Hamblin J. 2001. Potassium nutrition effects on seed alkaloid concentrations, yield and mineral content of lupins (*Lupinus angustifolius*). *Plant and Soil* **234**: 131-142.

Grygiera A, Chakradhari S, Ratusz K, Rudzinska M, Patel KS, Lazdin D, Gorna P. 2022. Seven underutilized species of the *Fabaceae* family with high potential for industrial application as alternative sources of oil and lipophilic bioactive compounds. *Industrial Crops Products* **186**: 115251.

Gulisano A, Alves S, Martins JN, Trindade LM. 2019. Genetics and Breeding of *Lupinus mutabilis*: An Emerging Protein Crop. *Frontiers in Plant Science* **10**: 3389.

Guo Z, Gao Y, Yuan X, Yuan M, Huang L, Wang S, Liu CE, Duan C. 2023. Effects of heavy metals on stomata in plants: a review. *International Journal of Molecular Sciences* **24**: 9302.

Hachani C, Lamhamedi MS, Abassi M, Sleimi N, Béjaoui Z. 2022. Effects of heavy metal-polluted soil (Pb, Zn, and Cd) on seed emergence, seedling growth, and antioxidant activity in four *Fabaceae* species. *Water, Air, & Soil Pollution* **233**: 263.

Hall JL. 2002. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany* **53**: 1-11.

Hamzah SM, Usman K, Rizwan M, Al Jabri H, Alsafran M. 2022. Functions and strategies for enhancing zinc availability in plants for sustainable agriculture. *Frontiers in Plant Science* **13**: 1033092.

Hasan SA, Hayat S, Ahmad A. 2011. Brassinosteroids protect photosynthetic machinery against the cadmium induced oxidative stress in two tomato cultivars. *Chemosphere* **84**: 1446-1451.

Hayes JD. 1996. The oat crop. *The Journal of Agriculture Science* **127**: 137-138.

Hirtel J, Retamal-Salgado J, Walter I, Matus I. 2017. Cadmium accumulation and distribution in plants of three durum wheat cultivars under different agricultural environments in Chile. *Journal of Soil and Water Conservation* **72**: 77-88.

Hoffman LA. 1995. World production and use of oats. Springer Netherlands. Netherlands.

Honsová H. 2019. Luskoviny mají řadu předností. *Úroda* **67**: 72-73.

Hou L, Bai W, Zhang Q, Liu Y, Sun H, Luo Y, Song S, Zhang W. 2022. A new model of two-sown regime for oat forage production in an alpine region of northern China. *Environmental Science and Pollution Research* **29**: 70520-70531.

Houba M. 2018. Luskoviny. Profipress. Praha. Hosnedl V, Vašák J, Mečiar L. 1998. Rostlinná výroba - II. (luskoviny, olejniny). Česká zemědělská univerzita. Praha.

Huang M, Zhu H, Zhang J, Tang D, Han X, Chen L, Du D, Yao J, Chen K, Sun J. 2017. Toxic effects of cadmium on tall fescue and different responses of the photosynthetic activities in the photosystem electron donor and acceptor sides. *Scientific Reports* **7**: 1-10.

Huihui Z, Xin L, Zisong X, Yue W, Zhiyuan T, Meijun A, Yuehui Z, Wenxu Z, Nan X, Guangyu S. 2020. Toxic effects of heavy metals Pb and Cd on mulberry (*Morus alba* L.) seedling leaves: Photosynthetic function and reactive oxygen species (ROS) metabolism responses. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **195**: 110469.

Hussain S, Siddique T, Saleem M, Arshad M, Khalid A. 2009. Impact of pesticides on soil microbial diversity, enzymes, and biochemical reactions. *Advances in Agronomy* **102**: 160-190.

Hýbl M, Ondřej M, Seidenglanz M, Vaculík A. 2011. Metodika pěstování lupiny bílé, žluté a úzkolisté. Asociace pěstitelů a zpracovatelů luskovin. Mendelova Univerzita v Brně.

Chand S, Kumari R, Patra DD. 2015. Effect of nickel and vermicompost on growth, yield, accumulation of heavy metals and essential oil quality of *Tagetes minut*. *Journal of Essential Oil Bearing Plants* **18**: 767-774.

Chaudri A, McGrath S, Gibbs P. 2007. Cadmium availability to wheat grain in soils treated with sewage sludge or metal salts. *Chemosphere* **66**:1415-1423.

Chen C, Berger J, Fletcher A, Lawes R, Robertson M. 2016. Genotype × environment interactions for phenological adaptation in narrow-leafed lupin: A simulation study with a parameter optimized model. *Field Crops Research* **197**: 28-38.

Chen H, Xue L, White JF, Kamran M, Li C. 2021. Identification and characterization of *Pyrenophora* species causing leaf spot on oat (*Avena sativa*) in western China. *Plant Pathology* **71**: 566-577.

Chen H, Yang X, Gielen G, Mandal S, Xu S, Guo J. 2019. Effect of biochars on the bioavailability of cadmium and di-(2-ethylhexyl) phthalate to *Brassica chinensis* L. in contaminated soils. *Science of the Total Environment* **678**: 43-52.

Christensen JB, Jensen DL, Christensen TH. 1996. Effect of dissolved organic carbon on the mobility of cadmium, nickel and zinc in leachate polluted groundwater. *Water Research* **30**: 3037-3049.

Chrpová J, Dumaslová V, Hanzalová A, Courová M. 2022. Pěstební technologie pro oves setý a oves nahý. VÚRV. Praha.

Ibrahim MS, Ahmad A, Sohail A, Asad MJ. 2020. Nutritional and functional characterization of different oat (*Avena sativa* L.) cultivars. *International Journal of Food Properties* **23**: 1373-1385.

Jansone I, Zute S. 2017. Comparison of yield and crude protein content of narrow-leaved lupine (*Lupinus angustifolius* L.) varieties in organic farming systems. Latvijas universitate. Jelgava.

Jauert P, Schumacher TE, Boe A, Reese RN. 2002. Rhizosphere acidification and cadmium uptake by strawberry clover. *Plant and Environment Interaction* **31**:627-633.

Jessop RS, G Roth G, Sale P. 1990. Effects of increased levels of soil CaCO₃ on Lupin (*Lupinus angustifolius*) growth and nutrition. *Australian Journal of Soil Research* **28**: 955-962.

Jiang W, Liu D. 2010. Pb-induced cellular defense system in the root meristematic cells of *Allium sativum* L. *BMC-Plant Biology* **10**: 1-40.

K Vig, Megharaj M, Sethunathan N, Naidu R. 2003. Bioavailability and toxicity of cadmium to microorganisms and their activities in soil: a review. *Advances in Environmental Research* **8**: 121-135.

Kai M, Takazumi K, Adachi H, Wasaki J, Shinano T, Osaki M. 2002. Cloning and characterization of four phosphate transporter cdnas in tobacco. *Plant Science* **163**: 837-846.

Kalembasa S, Symanowicz B. 2012. Enzymatic activity of soil after applying various waste organic materials, ash, and mineral fertilizers. *Polish Journal of Environmental Studies* **21**: 1635-1641.

Kaninga BK, Chishala BH, Maseka KK, Sakala GM, Lark MR, Tye A, Watts MJ. 2020. Mine tailings in an African tropical environment—mechanisms for the bioavailability of heavy metals in soils. *Environmental Geochemistry and Health* **42**: 1069-1094.

Karaca A, Cetin SC, Turgay OC, Kizilkaya R. 2009. Effects of heavy metals on soil enzyme activities. *Soil Biology* **19**: 237-262.

Kaur H, Garg N. 2021. Zinc toxicity in plants: a review. *Planta* **253**: 129.

Kettel K, Tuck B, Payne WA, Chen C, Machado S, Karow R. 2003. Narrow-leaf lupin. *Dryland Cropping Systems* **6**: 1-11.

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* **22**: 13772-13799.

Khan F, Siddique AB, Shabala S, Zhou M, Zhao C. 2023. Phosphorus plays key roles in regulating plants' physiological responses to abiotic stresses. *Plants* **12**: 2861.

Knecht KT, Sanchez, Kinder DH. 2020. Nuts and seeds in health and disease prevention. Academic press. London.

Kolmanič A, Sinkovič L, Nečemer M, Ogrinc N, Meglič V. 2022. The effect of cultivation practices on agronomic performance, elemental composition and isotopic signature of spring oat (*Avena sativa* L.). *Plants* **11**: 169.

Kouris-Blazos A, R. Belski R. 2016. Health benefits of legumes and pulses with a focus on Australian sweet lupins. *Asia Pacific Journal of Clinical Nutrition* **25**: 1-17.

Książkiewicz M, Rychel-Bielska S, Plewinku P, Bielski W, Nuc M, Kozak B, Krajewski P, Jedryczka M. 2022. A successful defense of the narrow-leafed lupin against anthracnose involves quick and orchestrated reprogramming of oxidation-reduction, photosynthesis and pathogenesis-related genes. *Scientific Reports* **12**: 8164.

Kumar A, Mms CP, Chaturvedi AK, Shabnam AA, Subrahmanyam G, Mondal R, Yadav KK. 2020. Lead toxicity: health hazards, influence on food chain, and sustainable remediation approaches. *International Journal of Environmental Research and Public Health* **17**: 2179.

Kumar A, Prasad MNVP. 2018. Plant-lead interactions: Transport, toxicity, tolerance, and detoxification mechanisms. *Ecotoxicology and environmental safety* **166**: 401-418.

Kumar R, Ahad I, Dorjey S, Arifie U, Rehman SA. 2017. A review on insect pest complex of oats (*Avena sativa* L.). *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences* **6**: 525-534.

Laaksonen O, Kahala M, Marsol-Vall A, Blasco L, Järvenpää E, Rosenvald S, Virtanen M, Virtanen M, Yang B. 2021. Impact of lactic acid fermentation on sensory and chemical quality of dairy analogues prepared from lupine (*Lupinus angustifolius* L.) seeds. *Food Chemistry* **346**: 128852.

Laidlaw M, Zahran S, Mielke HW, Taylor MP, Filippelli GM. 2012. Re-suspension of lead contaminated urban soil as a dominant source of atmospheric lead in Birmingham, Chicago, Detroit and Pittsburgh, USA. *Atmospheric Environment* **49**: 302-310.

Lewis GP. 2005. *Legumes of the world*. Royal botanic gardens, Kew. London.

Li Z, Li L, Chen GPJ. 2005. Bioavailability of Cd in a soil-rice system in China: soil type versus genotype effects. *Plant Soil* **271**:165-173.

Liščáková P, Nawaz A, Molnárová M. 2022. Reciprocal effects of copper and zinc in plants. *International Journal of Environmental Science and Technology* **19**: 9297-9312.

Loskutov IG., Rines HW. 2011. *Avena*. Springer Berlin Heidelberg. Berlin.

Luo T, Lee J, Lu, ZH, Mu H, Yue LM, Park YD, Ye ZM. 2016. Effect of cadmium ion on alpha-glucosidase: an inhibition kinetics and molecular dynamics simulation integration study. *The Protein Journal* **35**: 218-224.

- Lux A, Martinka M, Vaculik M, White PJ. 2011. Root responses to cadmium in the rhizosphere: a review. *Journal of Experimental Botany* **62**: 21-37.
- Lux A. 2012. Silicon modifies root anatomy, and uptake and subcellular distribution of cadmium in young maize plants. *Annals of Botany* **110**: 433-443.
- Lynch JP, Strock CF, Schneider HM, Sidhu JS, Ajmera I, Galindo-Castaneda T, Klein SP, Hanlon MT. 2021. Root anatomy and soil resource capture. *Plant Soil* **466**: 21-63.
- Ma Y, Jie H, Tang Y, Xing H, Jie Y. 2022. The role of hemicellulose in cadmium tolerance in ramie (*Boehmeria nivea* (L.) Gaud.). *Plants* **11**: 1941.
- Mahajan G, Chauhan BS. 2021. Interference of wild oat (*Avena fatua*) and sterile oat (*Avena sterilis* ssp. *ludoviciana*) in wheat. *Weed Science* **69**: 485-491.
- Mahmud JA, Bhuyan MHMB, Nahar K, Parvin K, Hasanuzzaman M. 2020. Response and tolerance of *Fabaceae* plants to metal/metalloid toxicity. *The Plant Family Fabaceae* **2**: 435-482.
- Maksimović I, Kastori R, Krstić L, Luković J. 2007. Steady presence of cadmium and nickel affects root anatomy, accumulation and distribution of essential ions in maize seedlings. *Plant Biology* **51**: 589-592.
- Malar S, Vikram SS, Favas PJC, Perumal V. 2016. Lead heavy metal toxicity induced changes on growth and antioxidative enzymes level in water hyacinths [*Eichhornia crassipes* (Mart.)]. *Botanical Studies* **55**: 54.
- Malhotra H, Sharma S, Pandey R. 2018. Phosphorus nutrition: plant growth in response to deficiency and excess. *Plant Nutrients and Abiotic Stress Tolerance* **2018**: 171-190.
- Mantai RD, da Silva JAG, Arenhardt EG, Scremin OB, de Mamann ATW, Frantz RZ, Valdiero AC, Pretto R, Kryczsun. 2016. Simulation of oat grain (*Avena sativa*) using its panicle components and nitrogen fertilizer. *African Journal of Agricultural Research* **11**: 3975-3983.
- Marschner P. 2012. Marschner's mineral nutrition of higher plants. 3rd edition, Academic Press - Elsevier, Amsterdam.
- Marzouk RI. 2006. Taxonomic consequences of seed morphology and anatomy in three lupinus species (*Fabaceae*-Genisteeae). *Egyptian Society for Environmental Sciences* **1**: 1-8.
- Maseko S, Dakora F. 2013. Rhizosphere acid and alkaline phosphatase activity as a marker of p nutrition in nodulated cyclopia and aspalathus species in the cape fynbos of south africa. *South African Journal of Botany* **89**: 289-295.

Mi Y, Zhan F, Li B, Qin L, Wang J, Zu Y, Li Y. 2018. Distribution characteristics of cadmium and lead in particle size fractions of farmland soils in a lead-zinc mine area in Southwest China. *Environmental Research* **7**: 14.

Mishra J, Singh R, Arora NK. 2017. Alleviation of heavy metal stress in plants and remediation of soil by rhizosphere microorganisms. *Frontiers in Microbiology* **8**: 01706.

Moiseenko TI, Gashkina NA, Dinu MI. 2020. Metal bioavailability in northern low-salinity water: case study of lakes in the Kola region. Russia. *Environmental Research Letters* **15**: 095005.

Mól PCG, Quilles Junior JC, Verissimo LAA, Boscolo M, Gomes E, Minim LA, Silva RD. 2023. β -glucosidase: An overview on immobilization and some aspects of structure, function, applications and cost. *Process Biochemistry* **130**: 26-39.

Morant AV, Bjarnholt N, Kragh ME, Kjaergaard CH, Jorgensen K, Paquette SM, Piotrowski M, Imberty A, Olsen CE, Moller BL, Bak S. 2008. The β -glucosidases responsible for bioactivation of hydroxynitrile glucosides in *Lotus japonicus*. *Plant Physiology* **147**: 1072-1091.

Moreno JL, Gaecía C, Hernández T. 2003. Toxic effect of cadmium and nickel on soil enzymes and the influence of adding sewage sludge. *European Journal of Soil Science* **54**: 377-386.

Moudrý J. 1993. *Základy pěstování ovsa*. Institut výchovy a vzdělávání ministerstva zemědělství ČR v Praze. Praha.

Moudrý J. 2003. *Tvorba výnosu a kvalita ovsa*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. České Budějovice.

Mráh S, Zaier H, Boudali G, Chaffei-Haouari C. 2023. Cadmium effects on *Lupinus albus* L growth, phenolic compounds, and enzyme activities. *Research Square* **5**: 20.

Murphy D. 2007. *People, Plants and Genes. The Story of Crops and Humanity*. Oxford University Press.

Mussali-Galante P, Santoyo-Martinez M, Castrejon-Godinez ML, Rodriguez-Aolis A, Valencia-Cuevas L. 2023. The bioaccumulation potential of heavy metals by *Gliricidia sepium* (*Fabaceae*) in mine tailings. *Environmental Science and Pollution Research* **30**: 38982-38999.

MZe. 2021. *Situační a výhledová zpráva luskoviny 2021*. Odbor rostlinných komodit MZe. Praha.

Mze. 2022. *Zpráva o výsledcích sledování a vyhodnocování cizorodých látek v potravních řetězcích v resortu zemědělství v roce 2022*. Mze. Praha.

Nadgórska-Socha A, Kandrzejora-Ciupa M, Ciepál R, Musialik D, Barczyk G. 2013. The activity of selected soil enzymes, and soil contamination with zinc, cadmium and lead in the vicinity of the zinc smelter “miasteczko slaskie”. *Ecological Chemistry and Engineering* **20**: 123-131.

Nagajyoti PC, Lee KD, Sreekanth TVM. 2010. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemistry Letters* **8**: 199-216.

Nas FS, Ali M. 2018. The effect of lead on plants in terms of growing and biochemical parameters. *MOJ Ecology & Environmental Sciences* **3**: 265–268.

Natasha Natasha N, Muhammad Shahid M, Irshad Bibi I, Iqbal J, Khalid S, Murtaza B, Bakhat HF, Farooq ABU, Amjad M, MohkumHammad H, Niazi NK, Arshad M. 2021. Zinc in soil-plant-human system: A data-analysis review. *Science of the Total Environment* **808**: 152024.

Neggaz NE, Yssaad HAR. 2018. Effect of lead stress on polyphenols flavonoids and proline. *International Journal of Biosciences* **5**: 135-144.

Nikolova R, Boteva S, Kenarova A, Diney N, Radeva. 2022. Enzyme activities in soils under heavy metal pollution: a case study from the surroundings of a non-ferrous metal plant in Bulgaria. *Biotechnology & Biotechnological Equipment* **37**: 49-57.

Oliveira FRA, Souza HA, Carvalho MAR, Costa MCG. 2018. Green fertilization with residues of leguminous trees for cultivating maize in degraded soil. *Revista Caatinga Mossoró* **31**: 798-807.

Ordoñez-Morales KD, Cadena-Zapata M, Zermeno-González A, Campos-Magana S. 2019. Effect of tillage systems on physical properties of a clay loam soil under oats. *Agriculture* **9**: 62.

Otradovcová M. 2010. Fytoremediace: Strukturální charakteristiky rostlin pod vlivem těžkých kovů [bakalářská práce]. Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy, Praha.

Pandey AK, Zoric L, Sun T, Karanovic D, Fang P, Borisey M, Wu X, Lukovic J, Xu P. 2022. The anatomical basis of heavy metal responses in legumes and their impact on plant-rhizosphere interactions. *Plants* **11**: 2554.

Patel SKS, Gupta PK, Kumar V, Mardina P, Lestari R, Kalia VC, Choi MS, Lee JK. 2019. Influence of metal ions on the immobilization of β -glucosidase through protein-inorganic hybrids. *Indian Journal of Mikrobiology* **54**: 370-374.

Patra DK, Acharya S, Pradhan C, Patra HK. 2021. *Poaceae* plants as potential phytoremediators of heavy metals and eco-restoration in contaminated mining sites. *Environmental Technology & Innovation* **21**: 101293.

Pelikán J, Knotová D, Hofbauer J. 2015. Méně známé pícniny čeledi bobovité. *Farmář* **21**: 22.

Peterson DM, Wesenberg DM, Burrup DE. 1995. β -glucan content and its relationship to agronomic characteristics in elite oat germplasm. *Crop Science* **35**: 965-970.

Petr J, Húska J. 1997. Speciální produkce rostlinná I. (obecná část a obilniny). Agronomická fakulta ČZU. Praha.

Petuchov AS, Khritokhin NA, Petukhova GA, Kremleva TA. 2020. Influence of Pb and Cd on the biochemical indices of *Avena sativa* (*Poaceae*, *Liliopsida*). *Biology Bulletin* **46**: 1224-1229.

Piedra-Garcia D, Struck C. 2021. Lupin root weevils (*Charagmus* spp., Curculionidae: Sitonini), a lupin pest: a review of their distribution, biology, and challenges in integrated pest management. *Insects* **12**: 950.

Pichhode M, Nikhil K. 2016. Effect of heavy metals on plants. *International Journal of Computers and Applications* **5**: 56-66.

Piotrowska-Dlugosz A, Charzynski P. 2015. The impact of the soil sealing degree on microbial biomass, enzymatic activity, and physicochemical properties in the ekranic technosols of toruń (Poland). *Journal of Soils and Sediments* **15**: 47-59.

Podrábský M. 2013. Úzkolistá lupina je raná a netrpí antraknózou. *Úroda* **61**: 44-45.

Polle A, Klein T, Kettner C. 2013. Impact of cadmium on young plants of *Populus euphratica* and *P. × canescens*, two poplar species that differ in stress tolerance. *New Forests* **44**: 13-22.

Pourrut B, Shahid M, Dumat C, Winterton P, Pinelli E. 2011. Lead uptake, toxicity, and detoxification in plants. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* **213**: 113-136.

Ragonezi C, Nunes N, Oliveira MCO, Freitas JGR, Gananca JFT, Carvalho MAAP. 2022. Sewage sludge fertilization-a case study of sweet potato yield and heavy metal accumulation. *Agronomy* **12**: 1902.

Rasheed A, Hassan MU, Fahad S, Asmer M, Batoool M, Ilyas M, Shang F, Wu Z, Li H. 2021. Sustainable soil and land management and climate change. Routledge. Florida.

Robles-Aguilar AA, Pang J, Jablonowski ND. 2018. The effect of pH on morphological and physiological root traits of *Lupinus angustifolius* treated with struvite as a recycled phosphorus source. *Plant and Soil* **434**: 65-78.

Rodrigues ML, Pacheco CMA, Chaves MM. 1995. Soil-plant water relations, root distribution and biomass partitioning in *Lupinus albus* L. under drought conditions. *Journal of Experimental Botany* **46**: 947-956.

Sadeghzadeh B. 2013. A review of zinc nutrition and plant breeding. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* **13**: 905-927.

Sándor R, Sugár E, Árendás T, Bónis P, Fodor N. 2020. The contribution of agrophysics to the solution of fundamental problems of agriculture - Impact of conventional ploughing and minimal tillage on spring oat (*Avena sativa* L.). Russia - Petersburg.

Sánchez-Martín J, Rubiales D, Flores F, Emeran AA, Shtaya MJY, Sillero JC, Allagui MB, Prats E. 2014. Adaptation of oat (*Avena sativa*) cultivars to autumn sowings in Mediterranean environments. *Field Crops Research* **156**: 111-122.

Sánchez-Martín J, Rubiales D, Prats E. 2011. Resistance to powdery mildew (*Blumeria graminis* f.sp. *avenae*) in oat seedlings and adult plants. *Plant Pathology* **60**: 846-856.

Sbihi HM, Nehdi IA, Tan CP, Al-Resayes SI. 2013. Bitter and sweet lupin (*Lupinus albus* L.) seeds and seed oils: A comparison study of their compositions and physicochemical properties. *Industrial Crops and Products* **49**: 573-579.

Seed Service. 2012. Úzkolistá lupina - pěstování a využití. *Agrární obzor* **1**: 8.

Sengupta S, Datta M, Datta S. 2023. Biochemistry, biophysics, and biotechnology a volume in foundations and frontiers in enzymology. Academic press. Assam-India.

Serwan TSA, Fathulla CN. 2022. A phenetic study of the native species of the family *Fabaceae* Lindl. in Iraq. *Zanco Journal of Pure and Applied Sciences* **34**: 43-52.

Sethi S, Gupta S. 2015. Responses of soil enzymes to different heavy metals. *BioLife-journal* **3**: 147-153.

Shadim M, Khalid S, Abbas G, Shahid N. 2015. Crop production and global environmental. Springer International Publishing. Switzerland.

Shiyu QIN, Hongen LIU, Zhaojun NIE, Rengel Z, Wei GAO, Chang LI, Peng Z. 2020. (2020) Toxicity of cadmium and its competition with mineral nutrients for uptake by plants: a review. *Pedosphere* **30**: 168-180.

Shukla G, Varma A. 2011. *Soil Biology - Soil Enzymology*. Springer Verlag Berlin Heidelberg, USA.

Schutzendubel A, Polle A. 2002. Plant responses to abiotic stresses: heavy metal-induced oxidative stress and protection by mycorrhization. *Journal of Experimental Botany* **53**: 1351-1365.

Siger A, Grygier A, Czubinski J. 2023. Comprehensive characteristic of lipid fraction as a distinguishing factor of three lupin seed species. *Journal of Food Composition and Analysis* **115**: 104945.

Silva TM, de Medeiros Macêdo G, Soares NZD, Fonseca MCA, Lacerda GA, Veloso MDM, dos Reis AB, Pimenta MAS, Arrudas SR. 2021. Phytoremediation potential of *Crotalaria juncea* plants in lead-contaminated soils. *The Journal of Agricultural Science* **13**: 27.

Singh G, Verma AK, Kumar V. 2015. Catalytic properties, functional attributes and industrial applications of β -glucosidases. *Biotechnology* **6**: 3.

Sjöstedt C, Löf Å, Olivecrona Z, Boye K, Kleja DB. 2018. Improved geochemical modeling of lead solubility in contaminated soils by considering colloidal fractions and solid phase EXAFS speciation. *Applied Geochemistry* **92**: 110-120.

Soltani N, Shropshire C, Peter H, Sikkema PH. 2012. Weed control and sensitivity of oats (*Avena sativa*) with various doses of saflufenacil. *Crop Protection* **31**: 45-49.

Souahi H, Chebout A, Akrouf K, Massaoud N, Gacem R. 2021. Physiological responses to lead exposure in wheat, barley and oat. *Environmental Challenges* **4**: 100079.

Srivastava P, Bolan N, Casagrande V, Benjamin J, Adejumo SA, Sabir M, Farooqi ZUR, Sarkar A. 2022. Lead in soils: sources, bioavailability, plant uptake, and remediation. *Appraisal of Metal(loids) in the Ecosystem* **2022**: 331-360.

Sterckeman T, Thomine S. 2020. Mechanisms of cadmium accumulation in plants. *Critical Reviews in Plant Sciences* **39**: 322-359.

Sterna V, Zute S, Brunava L. 2016. Oat grain composition and its nutrition benefice. *Agriculture and Agricultural Science Procedia* **8**: 252-256.

Sujak A, Kotlarz A, Strobel W. 2006. Compositional and nutritional evaluation of several lupin seeds. *Food Chemistry* **98**: 711-719.

Sweetingham MW, H Yang, Buirchell BJ, Shea G, Shield I. 2005. Resistance to rust in narrow-leafed lupin and development of molecular markers. *International lupin association*. Canterbury.

Taffarel LE, de Oliveira PSR, Piano JT, Costa PB, Mequita EE, da Costa PF, Castagnara DD, Horn MB, de Oliveira E, 2017. Productivity and the presence of mycotoxins in oats, wheat and triticale subjected to grazing. *Universidade Estadual de Londrina* **38**: 3749-3766.

Thambiraj SR, Philips M, Koyyalamudi SR, Reddy N. 2015. Antioxidant activities and characterisation of polysaccharides isolated from the seeds of *Lupinus angustifolius*. *Industrial Crops and Products* **74**: 950-956.

Trejo N, Matus I, Pozo A, Walter I, Hirzel J. 2016. Cadmium phytoextraction capacity of white lupine (*Lupinus albus* L.) and narrow-leaved lupine (*Lupinus angustifolius* L.) in three contrasting agroclimatic conditions of Chile. *Chilean Journal of Agricultural Research* **76**: 2.

Tvrzník P, Zeman L. 2005. *Stopové prvky ve výživě zvířat*. VÚRV. Praha.

Unsal V, Dalkıran T, Cicek M, Kolukcu E. 2020. The role of natural antioxidants against reactive oxygen species produced by cadmium toxicity: a review. *Advanced Pharmaceutical Bulletin* **10**: 184-202.

Utobo EB, Tewari L. 2015. Soil enzymes as bioindicators of soil ecosystem status. *Applied Ecology and Environmental Research* **13**: 147-169.

Vaculik M, Konlechner C, Langer I, Adlassnig W, Puschenreiter M, Lux A, Hauser MT. 2012. Root anatomy and element distribution vary between two *Salix caprea* isolates with different Cd accumulation capacities. *Environmental Pollution* **163**: 117-126.

Van Aarle IM, Plassard C. 2010. Spatial distribution of phosphatase activity associated with ectomycorrhizal plants is related to soil type. *Soil biology and biochemistry* **42**: 324-330.

Vaněk V, Balík J, Černý J, Pavlík M, Pavlíková D, Tlustoš P, Valtera J. 2012. *Výživa zahradních rostlin*. Academia, Praha.

Vlad IA, Goji G, Dinulica F, Bartha S, Vasilescu MM, Mihaiescu T. 2019. Consuming blackberry as a traditional nutraceutical resource from an area with high anthropogenic impact. *Forests* **10**: 246.

Vrabec M. 2008. *Charakteristika a metodika pěstování lupin na základě výsledků výzkumu a šlechtění ve světě, s přihlédnutím k podmínkám v ČR*. Francotcheque Agricole. Dobruška.

Wan L, Zhang H. 2012. Cadmium toxicity: effects on cytoskeleton, vesicular trafficking and cell wall construction. *Plant Signaling & Behavior* **7**: 345-348.

Wang F, Wang H, Kang K, Zhang X, Fraser K, Zhang F, Linhardt RJ. 2024. β -Glucosidase on clay minerals: Structure and function in the synthesis of octyl glucoside. *International Journal of Biological Macromolecules* **256**: 128386.

Wang WX, Fisher NS. 1999. Delineating metal accumulation pathways for marine. *Science of the Total Environment* **237-238**: 459-472.

Wani PA, Khan MS, Zaidi A. 2007. Impact of heavy metal toxicity on plant growth, symbiosis, seed yield and nitrogen and metal uptake in chick pea. *Australian Journal of Experimental Agriculture* **47**: 712-720.

Welch RW. 2012. *The oat crop: production and utilization*. University of Ulster at Jordanstown, Newtownabbey.

Woreta G, Guadie A, Mulu M, Beshaw T, Lijalem T, Ezez D, Kokeb A, Leggesse M, Tefera M. 2023. Occurrence and accumulation of metals in lupine seeds in Ethiopia. *Journal of Food Composition and Analysis* **118**: 105218.

World bank. 2023. Land under cereal production (hectares). Available from [Land under cereal production \(hectares\) | Data \(worldbank.org\)](https://data.worldbank.org/AG.LV.CD) (accessed 10/2023).

Wu X, Song H, Guan C, Zhang Z. 2020. Boron mitigates cadmium toxicity to rapeseed (*Brassica napus*) shoots by relieving oxidative stress and enhancing cadmium chelation onto cell walls. *Environmental Pollution* **263**: 114546.

Xian Y, Wang M, Chen W. 2015. Quantitative assessment on soil enzyme activities of heavy metal contaminated soils with various soil properties. *Chemosphere* **135**: 604-608.

Xiao-Chang W, Qin L. 2006. Beta-glucosidase activity in paddy soils of the taihu lake region, China. *Pedosphere* **16**: 118-124.

Xie L, Hao P, Cheng Y, Ahmed IM, Cao F. 2018. Effect of combined application of lead, cadmium, chromium and copper on grain, leaf and stem heavy metal contents at different growth stages in rice. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **162**: 71-76.

Yan K, Dong Z, Wijayawardena MAA, Liu Y, Naidu R, Semple K. 2017. Measurement of soil lead bioavailability and influence of soil types and properties. *Chemosphere* **184**: 27-42.

Yeboah JO, Shi G, Shi W. 2021. Effect of heavy metal contamination on soil enzymes activities. *Journal of Geoscience and Environment Protection* **9**: 135-154.

Yi Y, Liu H, Chen G, Wu X, Zeng F. 2023. Cadmium accumulation in plants: insights from phylogenetic variation into the evolution and functions of membrane transporters. *Sustainability* **15**: 12158.

Zang X, Liu M, Fan Y, Xu J, Xu X, Li H. 2018. The structural and functional contributions of β -glucosidase-producing microbial communities to cellulose degradation in composting. *Biotechnology for Biofuels* **11**: 51.

Zeng YF, Lee J, Si YXS, Yan L, Kim TR, Qian GY, Lu ZR, Ye ZM, Yin SJ. 2012. Inhibitory effect of Zn on α -glucosidase: Inhibition kinetics and molecular dynamics simulation²⁺. *Process Biochemistry* **47**: 2510-2517.

Zhang J, Li H, Zhou Y, Dou L, Cai L, Mo L, You J. 2018. Bioavailability and soil-to-crop transfer of heavy metals in farmland soils: a case study in the Pearl River Delta, South China. *Environmental Pollution* **235**: 710-719.

Zhang J, Yang R, Li YC, Peng , Wen X, Ni X. 2020. Distribution, accumulation, and potential risks of heavy metals in soil and tea leaves from geologically different plantations. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **195**: 110475.

Zhang L, Fu Q, Li W, Wang B, Liu S, Xu Z, Niu Q. 2017. Identification and characterization of a novel β -glucosidase via metagenomic analysis of *Bursaphelenchus xylophilus* and its microbial flora. *Scientific Reports* **7**: 14850.

Zhang Y, Chen L, Wu Z, Sun C. 2011. Kinetic parameters of soil β -glucosidase response to environmental temperature and moisture regimes. *Revista Brasileira de Ciênciã do Solo* **35**: 1285-1291.

Zhao H, Guan J, Liang Q, Zhang X, Hu H, Zhang J. 2021. Effects of cadmium stress on growth and physiological characteristics of saffras seedlings. *Scientific reports* **11**: 9913.

Zhou Q, Gou X, Tian L, Chen Y, Gao S, Bai W, Zhang W. 2018. Performances of early and late maturing oat varieties in cold regions. *Chinese Science Bulletin* **63**: 1722-1730.

Zhu YX, Zhuang Y, Xiao Hang Sun XH, Du ST. 2023. Interactions between cadmium and nutrients and their implications for safe crop production in Cd- contaminated soils. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **53**: 2071-2091.

Zulfiqar U, Jiang W, Xiukang W, Hussain S, Ahmad M, Maqsood MF, Ali N, Ishfaq M, Kaleem M, Haider FU, Farooq N, Naveed M, Kucerik J, Brtnicky M, Mustafa A. 2022. Cadmium phytotoxicity, tolerance, and advanced remediation approaches in agricultural soils; a comprehensive review. *Frontiers in Plant Science* **13**: 773815.