

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí



DIPLOMOVÁ PRÁCE

2022

Bc. Jan Majer

Česká zemědělská univerzita v Praze

Katedra aplikované ekologie



Fakulta životního
prostředí

**Vliv zálivky šedou vodou v porovnání
s kohoutkovou vodou na příjem biogenních
živin vybraných druhů okrasných rostlin**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Diplomant: Bc. Jan Majer

Konzultant práce: Ing. Jiří Bouček

Vedoucí práce: doc. Ing. Kateřina Berchová Ph.D.

2022

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Vedoucí práce: doc. Ing. Kateřina Berchová Ph.D.

Garantující pracoviště: Katedra aplikované ekologie

Jazyk práce: Český

Název práce: Vliv zálivky šedou vodou v porovnání s normální vodou na příjem živin vybraných druhů okrasných rostlin

1. Vyhodnotit, zda je obsah živin v nadzemní a podzemní biomase testovaných rostlin ovlivněn rozdílným typem závlahy (šedá voda, pitná voda)
2. Posoudit, zda se obsah živin v nadzemní a podzemní biomase liší dle druhu testované rostliny
3. Vyhodnotit efekt zálivky šedou vodou na obsah živin v nadzemní a podzemní biomase na testované vybrané rostliny.

Metodika: Práce byla experimentálního charakteru, navazuje na předchozí experiment (projektu SWAMP), ze kterého byla získaná potřebná biomasa (nadzemní a podzemní část) vybraných druhů rostlin: metlice trsnatá (*Deschampsia cespitosa*), dlužicha americká (*Heuchera americana*), břečťan popínavý (*Hedera helix*), kostřava ovčí (*Festuca ovina*) a rozchodníkovec velký (*Hylotelephium maximum*). Stanovení celkového obsahu biogenních prvků Ca, S, K, Mg a P proběhlo pomocí hmotnostní atomové spektrofotometrie (ICP-EOS). Získaná biomasa, která byla usušena při teplotě 65 °C po dobu 24 hodin dle ČSN EN ISO 665, dle standardizované normy, byla dále rozemleta mlýnkem v laboratořích na velikost částic <0,1 cm. Následně byla tato sušená biomasa rozdělena a byla provedena mineralizace, to znamená totální rozklad biomasy destruktivní metodou pomocí kyseliny dusičné a chloristé v poměru 7:1, kdy jsme dostali koncertovaný roztok, který byl naředěn v poměru 1:10 a podroben

analýzám (ICP-EOS, Agilent). Výsledky byly statisticky vyhodnoceny pomocí dvoufaktorové Anovy, a to pomocí softwaru Statistika 13 EN.

Doporučený rozsah práce: 50 stran, 2 grafy

Klíčová slova: zálivka, šedá voda, užitková voda, mineralizace, atomová hmotnostní spektrofotometrie (ICP-EOS), okrasné rostliny, totální obsah živin

Doporučené zdroje informací:

Fowdar, H. S., Hatt, B. E., Breen, P., Cook, P. L., and Deletic, A. (2017). Designing living walls for greywater treatment. *Water research*, 110, 218-232.

Prodanovic, V., Hatt, B., McCarthy, D., Zhang, K., and Deletic, A. (2017). Green walls for greywater reuse: Understanding the role of media on pollutant removal. *Ecological Engineering*, 102, 625-635.

Misra, R. K., Patel, J. H., and Baxi, V. R. (2010). Reuse potential of laundry greywater for irrigation based on growth, water and nutrient use of tomato. *Journal of Hydrology*, 386(1-4), 95-102.

Hepworth, C., Doheny-Adams, T., Hunt, L., Cameron, D. D., and Gray, J. E. (2015). Manipulating stomatal density enhances drought tolerance without deleterious effect on nutrient uptake. *New Phytologist*, 208(2), 336-341.

Pinto, U., Maheshwari, B. L., and Grewal, H. S. (2010). Effects of greywater irrigation on plant growth, water use and soil properties. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(7), 429-435.

Obsah

1	Úvod	11
2	Cíl práce	12
3	Voda je vzácným zdrojem.....	13
3.1	Obecná charakteristika šedých vod	14
3.2	Využití šedé vody pro zavlažování	15
3.3	Použití šedé vody k zavlažování	17
3.4	Možné zasolení půdy při aplikaci šedých vod	18
3.5	Recyklace šedé vody a dopad jejich aplikace na rostliny	19
3.6	Recyklace odpadní vody.....	20
3.7	Využití hydroponie při pěstování rostlin šedou vodou	22
3.8	Nevýhody hydroponických systémů	23
3.9	Obecná charakteristika liaporu	24
3.9.1	Využití liaporu v hydroponii a kapkových závlahách.....	26
3.9.2	Použití liaporu pro provzdušnění zeminy, přísada do substrátů..	27
3.10	Výživa rostlin pomocí kapkové závlahy a hydroponie	27
4	Výživa rostlin	30
4.1	Minerální prvky - makroživiny	31
4.2	Minerální prvky - mikroživiny.....	32
5	Metodika	33
5.1	Mineralizace rostlinné biomasy.....	34
5.2	Optická emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem	35
5.3	Popis testovaných rostlin	37
5.4	Analýza obsahů látek v šedé vodě použité v experimentu	42
5.5	Složení hnojiva HOAGLAND použitého v experimentu	45
6	Zpracování dat a statistická analýza.....	46

7	Výsledky	46
8	Diskuze	60
9	Závěr	62
10	Literatura	63
11	Přílohy	74

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracoval samostatně pod vedením doc. Ing. Kateřiny Berchové, Ph.D. a odborného konzultanta Ing. Jiřího Boučka. Uvedl jsem veškeré literární zdroje, ze kterých jsem čerpal.

V Chomutově, dne

Podpis studenta.....

Poděkování

Chtěl bych poděkovat mému vedoucímu doc. Ing. Kateřině Berchové, Ph.D. za veškeré odborné rady a komentáře, trpělivost a ochotu při laboratorním experimentu a vyhodnocování dat při zpracování diplomové práce. Dále děkuji mému odbornému konzultantovi, Ing. Jiřímu Boučkovi, za odbornou pomoc v laboratoři, rady a ochotu pomoci.

Abstrakt

Tato diplomová práce je zaměřena na srovnání obsahu biogenních prvků u rostlin zalévaných šedou (bílou) odpadní vodou a vodou kohoutkovou. Šedá voda je stále více využívána jako alternativní zdroj vody ke snížení poptávky po pitné vodě a ke zmírnění tlaku na čistírny odpadních vod. Šedá voda je odpadní voda z domácností a dalších neprůmyslových budov. Takovou vodu je možné využít k zalévání zahrad nebo ke splachování toalet. Toto její možné využití může rapidně snížit spotřebu pitné vody. Rostoucí městská populace spojená se zhoršující se kvalitou a kvantitou sladkovodních zdrojů posouvá způsob hospodaření s vodou ve městech s využitím alternativních zdrojů vody k uspokojení poptávky. Zdrojem šedé vody jsou vypouštěné odpadní vody ze sprch, van, myček, praček a umyvadel, tato šedá voda představuje atraktivní alternativní zdroj vody pro užitkové účely (závlaha). Vzhledem k tomu, že světle šedá voda je nejméně znečištěným tokem z odpadních vod, vyžaduje minimální čištění (za vzniku bílé odpadní vody), což zvyšuje vhodnost její aplikace pro systémy čištění na místě pro opětovné použití. Pro potvrzení těchto výroků byl navržen nádobový pokus, který probíhal v kontrolovaných podmínkách experimentálního skleníku České zemědělské univerzity (ČZU) v Praze, při kterém bylo testováno celkem 70 rostlin. Rostliny byly zasazeny do keramického inertního kameniva (liapor). Podmínky experimentu měly simulovat podmínky vertikální zahrady, která byla umístěna v areálu ČZU. Experiment byl proveden v úplných náhodněných blocích a jednotlivá měření byla aplikována ve faktoriálním designu. Po ukončení experimentu byly rostliny rozděleny na nadzemní a podzemní část a usušeny v sušárně po dobu 24 hod při teplotě 60 °C. Rostliny byly rozebrány a podrobeny mineralizaci 65% kyselinou dusičnou a 68% kyselinou chloristou v poměru 1:7. Výsledný koncentrovaný roztok byl naředěn 1:10 s 2% kyselinou dusičnou, destilovanou vodou a podroben analýzám na atomovém emisním spektrofotometru (ICP-EOS). Výsledky byly přepočteny na celkový obsah živin v částech rostlinách v jednotkách mg/kg⁻¹. Experiment probíhal od září 2019 do března 2020.

Klíčová slova: zálivka, šedá voda, hydroponie, kohoutková voda, mineralizace, atomová emisní spektrofotometrie (ICP-EOS), okrasné rostliny, totální obsah živin

Abstract

This diploma thesis compared drip irrigation in hydroponic medium gray water with a comparison of tap water for the total uptake of nutrient content in aboveground and underground biomass on selected ornamental plants. Gray water is increasingly being used as an alternative source of water to reduce the demand for drinking water and ease the pressure on wastewater treatment plants. Gray water is wastewater from households and other non-industrial buildings. Such water can be used to water gardens or flush toilets. This possible use can rapidly reduce drinking water consumption. The growing urban population and the deteriorating quality and quantity of freshwater resources are shifting the way water is managed in cities using alternative water sources to meet demand. Light gray water, i.e., discharge wastewater from showers, baths, and washbasins, is an attractive alternative water source for commercial purposes. Because soft gray water is the least polluted wastewater stream, it requires minimal treatment, which increases its suitability for on-site treatment and reuse systems. Therefore, a container experiment was designed, which took place in controlled conditions in the experimental greenhouse of the Czech University of Life Sciences in Prague, and a total of 70 plants were tested. The plants were planted in ceramic aggregate (liapor). The experiment was performed in complete randomized blocks, and the individual treatments were applied in a factorial design. At the end of the investigation, the plants were divided into above and below ground and dried in an oven for 24 hours at 60 DEG C. The plants were ground and mineralized with 65 % nitric acid and 68 % perchloric acid in a ratio of 1: 7. The resulting concentrated solution was diluted at 1:10 with 2 % nitric acid and analyzed by an atomic spectrophotometer (ICP-EOS). The results were converted to total nutrient content in plant parts mg/kg⁻¹. The experiment took place from September 2019 to March 2020.

Key words: watering, gray water, tap water, mineralization, atomic mass spectrophotometry (ICP-EOS), ornamental plants, total nutrient content

1 Úvod

Šedá voda je netoaletní složka odpadních vod z domácností, která pochází převážně z prádelen a koupelen obytných budov. Šedá voda je potenciálně znovu použitelný zdroj vody pro zavlažování trávníků a zahrad v domácnostech (Al-Jayyousi, 2003), protože odvádění odpadních látek (detergentů) z mytí a praní do zahrad a trávníků lze technicky aplikovat bez chemické úpravy (Jeppesen, 1996). Šedá voda obvykle obsahuje různé úrovně suspendovaných pevných látek, solí, živin, organických látek a patogenů (Christova-Boal et al., 1996, Howard et al., 2005). Podle zákona č. 254/2001 Sb. je odpadní voda definována jako voda, která v důsledku lidské činnosti ztratí, změní, nebo jakkoliv zhorší svou kvalitu a jakost a následně může ohrozit kvalitu podzemních i povrchových vod. Charakteristika a složení znečišťujících látek se mění dle původu. Dělí se do dvou skupin, na látky pevné a na látky rozpuštěné, a dále na látky organické a na látky anorganické (Dohányos et al., 1998.). Ačkoli jsou rizika pro veřejné zdraví spojená s opětovným použitím šedé vody dobře prostudována (Otoson a Stenström, 2003, Gross et al., 2005), informace o interakci půd v synergii rostlina s šedou vodou jsou zatím omezené (Ericsson et al., 2003). Z tohoto důvodu byl realizován tento experiment.

Prací prostředky obsahují řadu chemických látek, které zahrnují povrchově aktivní látky, plniva, bělicí činidla a pomocná činidla neboli přísady (Smulders, 2002). Velká část složek pracích prostředků jsou v podstatě netěkavé sloučeniny, kterým významně dominují rozpuštěné soli. Některé soli přítomné v šedé vodě mohou být prospěšné pro rostliny, zejména jako živiny, i když je zapotřebí jejich vyvážená koncentrace, aby se u rostlin zabránilo nedostatku živin nebo naopak toxicitě. Možnosti akumulace sodíku (Misra a Sivongxay, 2009) a boru (Gross et al., 2005) v půdě ze zavlažování šedou vodou může nepříznivě ovlivnit vlastnosti půdy a růst rostlin. V současné době však nejsou k dispozici žádné zprávy, které by naznačovaly, že se u rostlin zavlažovaných šedou vodou objevují příznaky růstu a nedostatku živin nebo toxicity, jelikož šedá voda nemá přesně dané koncentrace anorganických a organických látek, a proto se mohou výsledky různě lišit. Na druhou stranu je vysoké pH ($\text{pH} > 9$) a vysoká koncentrace sodíku s poměrem adsorpce sodíku, zinku a hliníku v šedé vodě rizikem snížení růstu rostlin (Christova-Boal et al., 1996).

Povrchově aktivní látky jsou třídou syntetických sloučenin, které se běžně vyskytují v šedé vodě jako zbytky pracích detergentů (Smulders, 2002) a dalších saponátů a hygienických prostředků v domácnosti (Ericsson et al., 2003). Povrchově aktivní látky byly také detekovány v dalších odpadních vodách (např. komunální odpadní voda, Brunner et al., 1988) a v podzemních vodách v oblastech po dlouhodobém používání odpadních vod na zavlažování (Field et al., 1992). Povrchově aktivní látky se nepoužívají pouze v chemickém průmyslu, ale také v zemědělství a zahradnictví jako půdní kondicionéry ke zlepšení půdní struktury, infiltraci a kontrole eroze (Abu-Zreig et al., 2003). Je známo, že povrchově aktivní látky v závlahové vodě (včetně šedé vody) významně modifikují hydraulickou vodivost půd (Abu-Zreig et al., 2003, Shafran et al., 2005) a bylo zjištěno, že významná akumulace povrchově aktivních látek může nakonec vést k omezení propustnosti půdy. Toto má nepříznivé dopady na zemědělskou produktivitu a udržitelnost životního prostředí (Shafran et al., 2005, Wiel-Shafran et al., 2006). Míra, do jaké mohou povrchově aktivní látky modifikovat rovnováhu půdy a vody (Kuhnt, 1993) a ovlivnit využití vody a růst rostlin, není dobře známa, třebaže se povrchově aktivní látky v zemědělství používají po desetiletí ke zlepšení aplikace herbicidů a dalších chemických produktů na rostliny (Parr a Norman, 1965). Některé rostliny pěstované v hydroponických systémech s přidanými povrchově aktivními látkami vykazovaly fytotoxické symptomy (Bubenheim et al., 1997, Garland et al., 2000, Garland et al., 2004).

2 Cíl práce

Cílem mé diplomové práce bylo posoudit obsah vybraných biogenních prvků v rostlinách zalévaných šedou vodou a pro kontrolu byla použita kohoutková voda. Testované rostliny byly zavlažovány odlišnou závlahou (šedá voda, kohoutková voda) a pěstovány ve stejném inertním substrátu (liapor). Cílem bylo zhodnotit potenciál opětovného využití šedé odpadní vody na růst a příjem živin u vybraných okrasných rostlin metlice trsnatá (*Deschampsia cespitosa*), dlužicha americká (*Heuchera americana*), břečťan popínavý (*Hedera helix*), rozchodníkovec velký (*Hylotelephium maximum*) a kostřava ovčí (*Festuca ovina*). Tyto druhy jsou běžnými rostlinami pěstovanými a používanými v okrasných zahradách ve střední Evropě. Experiment měl

simulovat podmínky pěstování rostlin ve vertikální zahradě, která by v budoucnu měla být umístěna v areálu ČZU. Hlavním cílem experimentu bylo vyhodnotit, jak působí různá zálivka na vybrané druhy vybraných okrasných rostlin na příjem vybraných živin. Zodpovězeny byly následující otázky:

1. Vyhodnotit, zda je obsah živin v nadzemní a podzemní biomase testovaných rostlin ovlivněn rozdílným typem závlahy (šedá voda, užitková voda)
2. Posoudit, zda se obsah živin v nadzemní a podzemní biomase liší dle druhu testované rostliny
3. Vyhodnotit efekt zálivky šedou vodou na obsah živin v nadzemní a podzemní biomase testovaných rostlin

3 Voda je vzácným zdrojem

Zajištění udržitelného zásobování vodou, zejména s ohledem na predikované scénáře změny klimatu, se stalo celosvětově významnou výzvou (Abusam, 2008, Jenerette a Larsen, 2006, Lundqvist et al., 2005). Nedostatek vody také představuje hrozbu pro socioekonomický rozvoj a údržbu ekosystémů v okolí našich měst a obcí (Lake and Bond, 2007). Všechna velká australská města a většina měst v současnosti podléhá přísným vodním omezením, v důsledku čehož byla významně ovlivněna dostupnost vody pro městské a příměstské zavlažování (Yiasoumi et al., 2008). Rozšířené sucho v Austrálii a Evropě během posledních několika let vedlo k tomu, že místní, státní a federální vlády kladou větší důraz na rozvoj politik a pozemních akcí pro zachování a recyklaci vody. Vzhledem k probíhající změně klimatu je možné podobná omezení očekávat i v dalších částech světa.

Jedním ze způsobů, jak můžeme snížit tlak na zásobování městskou vodou po celém světě, je opětovné použití šedé vody pro zavlažování v okolí domů. Používání domácí šedé vody k zavlažování je stále běžnější jak v rozvinutých, tak v rozvojových zemích, kde se takto vyrovnávají s nedostatkem vody. Přestože vládní agentury zabývající se vodním hospodářstvím a regulací zpřístupňují zveřejněné

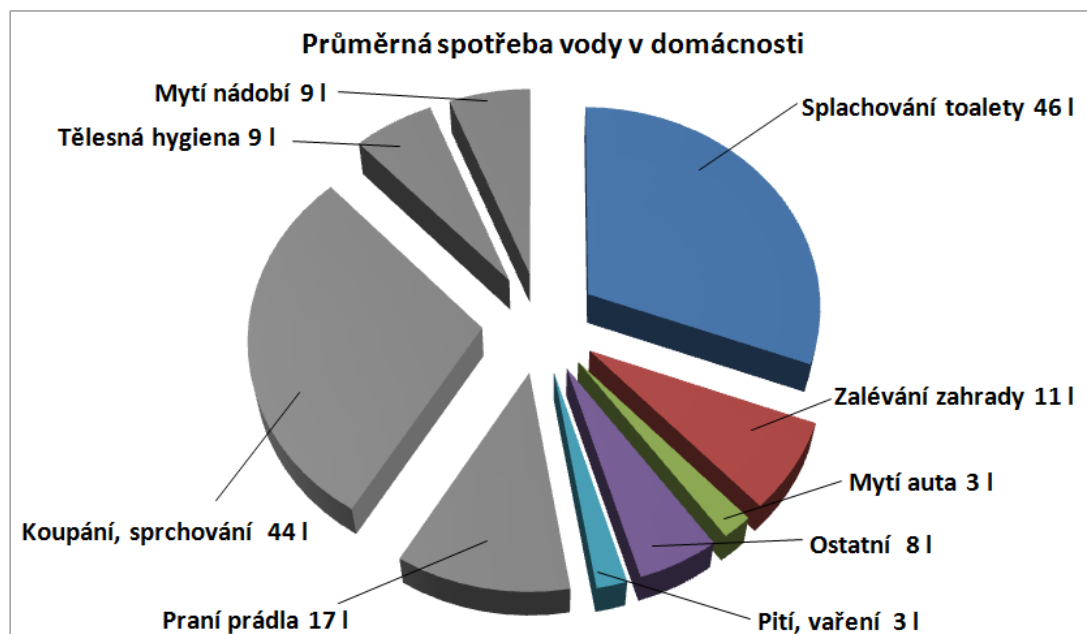
praktické pokyny pro opětovné použití domácí šedé vody k zavlažování, stále existuje řada problémů souvisejících s riziky pro zdraví lidí, půdy, rostlin a znečištěním životního prostředí (Christova-Boal et al., 1996). V důsledku toho často existují obavy komunity ohledně opětovného použití šedé vody pro zavlažování. Aby se opětovné použití šedé vody stalo běžnou praxí recyklace vody, musíme tyto problémy a obavy prozkoumat a vyvrátit a hledat odpovědi na konkrétní otázky a vypracovat pokyny s místními údaji, abychom zajistili udržitelnost opětovného využití šedé vody (Pinto et al., 2010).

3.1 Obecná charakteristika šedých vod

Šedá voda je odpadní voda z vany, sprchového koutu, umyvadla na ruce, prádelny a kuchyňského dřezu. Tato voda má nižší kvalitu než pitná voda (Eriksson et al., 2003, Ottoson a Stenstrom, 2003, Palmquist a Hanaeus, 2005). Mýdla a detergenty jsou hlavní složkou šedé vody (Jefferson et al., 1999). Šedá voda je obvykle méně znečištěná než komunální odpadní voda kvůli absenci lidských exkrecí (moč, fekálie a patogenních bakterií) a toaletního papíru. Z hlediska produkce odpadních vod v městské krajině jsou šedé vody obvykle považovány za velkou část celkového objemu s nižší úrovní znečištění, zatímco černé vody tvoří nízké objemy s vyšší úrovní znečištění (Neal, 1996).

Šedou vodu je možné po úpravě využívat jako tzv. bílou vodu (vodu provozní) pro splachování záchodů, pisoárů a zalévání zahrad. Produkce šedé vody činí v domácnostech cca 50 % z celkové produkce odpadních vod a v komerčních budovách cca 27 % z celkové produkce odpadních vod. Produkce šedé vody pouze z koupelen činí v domácnostech až 34 % z celkové produkce odpadních vod. Potřeba vody pro splachování toalet v domácnosti činí až 32 % z celkové potřeby vody, v komerčních budovách přibližně 50 až 60 % z celkové potřeby vody (Obr. 1). Charakteristické je kolísání hodnot znečištění, které vyplývá z rozdílného životního stylu. Podle zatížení se dá šedou vodu dělit na vhodnou (voda z umyvadel, van a sprch) a podmíněně použitelnou pro recyklaci (voda z kuchyně včetně myčky nádobí a pračky). V ČR podrobnější předpis pro využití šedých vod chybí. Prozatím lze využít

zahraničních předpisů, např. britskou normu BS 8525-1, kde jsou vedle technických požadavků uvedeny i požadavky na ukazatele jakosti provozní (bílé) vody týkající se zdravotních rizik (Bogáňova, 2012).



Obr.1 průměrná spotřeba vody v domácnostech na území ČR z roku 2012 (zdroj: Bogáňova, 2012)

3.2 Využití šedé vody pro zavlažování

Pro zavlažování obytných městských oblastí je obtížné aplikovat směrnice o kvalitě vody vyvinuté pro zemědělské použití pro šedou vodu, protože se jedná o odpadní vodu, která vyžaduje zvážení rizik pro veřejné zdraví (Ayers and Westcot, 1985). Opětovné použití neupravené šedé vody pro zavlažování je považováno za nebezpečné kvůli potenciálnímu riziku infekce přímým vystavením člověka (Jeppesen, 1996). Nicméně nedávné zprávy (Jackson a kol., 2006, Finley a et al., 2009) naznačují, že rizika pro veřejné zdraví vyplývající z patogenní kontaminace potravinářských plodin zavlažovaných šedou vodou jsou relativně malá. Náš výzkum se zaměřuje na příjem biogenních živin u vybraných druhů okrasných rostlin a s tím spojené dopady na opětovné použití šedé vody k zavlažování. Pro tuto práci není patogenní kontaminace klíčová.

Opětovné použití šedé vody může zahrnovat zavlažování kolem domů, golfových hřišť, parků a dalších otevřených prostranství, splachování toalet, doplňování podzemní vody a průmyslové chlazení odpařováním (Okun, 1997, Ottoson and Stenstrom, 2003). V suchých oblastech lze významnou část potřeby vody pro krajinu kolem domů pokrýt šedou vodou generovanou v domácnosti (Rose et al., 1991). Studie, které zkoumaly potenciál opětovného použití šedé vody k úspoře zásob pitné vody, uváděly úspory v rozmezí 30–50 %, pokud se šedá voda znovu použije ke splachování a zavlažování (Jeppesen, 1996). Při opětovném použití šedé vody, zejména pro zavlažování zahrad, lze ušetřit značné množství vysoce kvalitní vody.

Důležité parametry, které je třeba vzít v úvahu pro udržitelnost opětovného použití šedé vody, jsou její pH, elektrická vodivost (EC), nerozpuštěné organické látky, rizikové kovy, fekální koliformní bakterie, *Escherichia coli*, rozpuštěný kyslík, biologická a chemická spotřeba kyslíku, celkový dusík a fosfor (Dixon et al., 1999 a, Birks and Hills, 2007, Eriksson et al., 2003). Chemické a fyzikální vlastnosti šedé vody jsou mezi domácnostmi dosti proměnlivé v důsledku typu používaných detergentů, typu pracího prostředku, životního stylu obyvatel, geografického a demografického rozdělení a dalších praktik používaných v domácnostech. V jedné studii Eriksson et al. (2003) zjistili, že kuchyňská odpadní voda měla vyšší hodnotu rozpuštěných solí, zatímco šedá voda z umyvadel a sprch měla tuto hodnotu nižší. Zjistili také, že pokud šedá voda pochází z praček, rozsah pH bývá mezi 8,0 a 10,0, zatímco voda z umyvadla a sprchy mívá nižší, tedy pH 7-8. Zjistili také, že pokud šedá voda pochází z praní prádla, rozsah pH bývá mezi 8,0 a 10,0, zatímco voda pocházející z jiných domácích zdrojů se pohybuje mezi 5,0 a 8,7. Vysoce alkalické pH v rozmezí 9,3–9,5 uvádí také Dixon et al. (1999 b) pro šedou vodu z praček.

Opětovné použití šedé vody pro pěstování rostlin může ovlivnit mikrobiální aktivitu v rhizosféře, která degraduje povrchově aktivní látky, a následné využití vody rostlinou pro transpiraci (Garland et al., 2000). Účinnost mikrobiálních společenstev spojených s rhizosférou, fyziologie a vnitřní dynamika rostlin hraje důležitou roli při možnostech opětovné aplikace šedé vody. Rychlost degradace povrchově aktivní látky a rozsah mikrobiální perzistence v půdě a rostlinách jsou tedy důležitými faktory pro opětovné použití šedé vody pro zavlažování. Šedá voda má také dlouhodobý potenciál

ke zvýšení alkality půdy, pokud je aplikována na zahradní záhony po dlouhou dobu. Christová-Boal a et al., (1996) pozorovali, že opětovné použití šedé vody s pH vyšším než 8 může vést ke zvýšení pH půdy a snížené dostupnosti některých mikroživin pro rostliny, a tím ovlivnit růst rostlin.

3.3 Použití šedé vody k zavlažování

V době nedostatku pitné vody může šedá voda poskytnout alternativní zdroj zavlažování např. městských parků. Oddělování spotřebované (šedé) vody od splaškové (černé vody) má pozitivní vliv pro ochranu přírody. Majitelé domů denně využijí nebo vyplýtvají v průměru 33 % cenné pitné vody na úkor toho, aby toto procento mohlo být znovu zrecyklováno a použito např. pro zalévání. Taktéž každý den spotřebujeme mnoho litrů pitné vody pro účely, jako je zavlažování krajiny, které by mohlo být nahrazeno šedou vodou. Bohužel mnoho zdravotních předpisů považuje jakoukoli nepitnou vodu za černou vodu nebo splašky. Mnoho instalatérských a zdravotních předpisů nepřijímá šedou vodu pro opětovné použití, jelikož předpokládají vznik některých zdravotních rizik. Šedá voda se tedy nejefektivněji využívá ke splachování toalet a zavlažování zeleně. (Allen et al., 2010). Před použitím šedé vody k závlaze musí být taková voda přefiltrována, aby se odstranily pevné nerozpustné částice, vlákna a plovoucí materiály. Správně filtrovanou a dezinfikovanou šedou vodou lze aplikovat běžnými zavlažovacími systémy. Šedá voda mírně modifikuje populace půdních mikroorganismů a edafonu, obvykle nevyvolává žádné další problémy se škůdci. Změny, ke kterým dochází, jsou způsobeny přítomnou další vodou. Přemokření a dlouhé období nasycení půdy šedou vodou může způsobit vážné problémy pro kořenový systém u rostlin. (Shaikh et al., 2019).

3.4 Možné zasolení půdy při aplikaci šedých vod

Zasolování půdy se stalo hlavním globálním zemědělským problémem, který ohrožuje cíle udržitelného rozvoje související s potravinovou bezpečností, zemědělstvím, ochranou přírodních zdrojů a výživou rostlin. Jelikož šedé vody obsahují vysoký podíl rozpustných solí, může díky jejich nadměrnému používání dojít k zasolení půdy. Vyšší úrovně salinity mají škodlivé účinky na fyzikálně-chemické a biologické vlastnosti půdy a metabolismus rostlin. Salinita má také negativní dopad na množství a distribuci půdních mikroorganismů a organismů žijících v půdě. Z dostupných technik řízení salinity se některé zaměřují na zlepšení půdních vlastností (chemické úpravy, biouhel-biochar), žížaly a jimi vytvořený vermi(kompost), kompost, mikrobiální očkování půdního substrátu, elektrosanace, některé se zaměřují na zlepšení vlastností rostlin (zalesňování, výběr plodin, genetické zlepšování, agrolesnictví) a některé techniky zlepšují vlastnosti půdy i rostlin synergickým způsobem.

Zasolování půdy se celosvětově stává hlavním zemědělským problémem, zejména v suchých a polosuchých oblastech. Vyšší úroveň salinity má nepříznivé účinky na vlastnosti půdy a fyziologii rostlin (Rajput et al., 2015). Existují dva hlavní faktory zasolování půdy, tj. primární zasolování přirozenými příčinami a sekundární zasolování antropogenními účinky (Ondrášek et al., 2011). Přibližně jedna miliarda hektarů suchých a polosuchých oblastí světa zůstává neplodná kvůli vysoké salinitě nebo nedostatku vody, zatímco 20 % zavlažované plochy je postiženo již zmíněným sekundárním zasolováním (Dagar a Minhas, 2016). Rozsáhlé zavlažování vedlo k nízké produktivitě, zjevně kvůli akumulaci a saturaci rozpuštěných solí v půdě (Suhani et al., 2020). Odhaduje se, že z celkové světové rozlohy půd bylo asi 15 % degradováno v důsledku eroze půdy a zasolováním, což vedlo k desertifikaci (Wild, 2003; Tóth et al., 2008). Globální zemědělské požadavky se neustále mění v souladu s důrazem na zemědělskou produktivitu pro rostoucí lidskou populaci. Podle projekcí se předpokládá, že světová populace do roku 2050 překročí 9 miliard lidí, což by vyžadovalo zvýšení produkce potravin o 57 % (Wild, 2003; FAO, 2011). Salinita půdy je hlavním faktorem, který snižuje produktivitu zemědělství a představuje výzvu pro zemědělskou kapacitu udržet stále rostoucí populaci (Kopittke et al., 2019).

V důsledku toho představuje významné riziko pro potravinovou bezpečnost a ztěžuje splnění cílů UN-SDG do roku 2030. Světová populace a poptávka po potravinách jsou hlavním korelujícím faktorem, který vedl výzkumníky k tomu, aby prozkoumali více způsobů, jak usměrnit udržitelné techniky, aby byly splněny budoucí požadavky.

Soli jsou základními složkami půdního ekosystému a jsou také obsaženy v šedých vodách, ale vlivem antropogenních a globálních podmínek prostředí se v půdních horizontech hromadí přebytek solí, což později zhoršuje fyzikálně-chemické a biologické vlastnosti půdy (Yadav et al., 2019). K velké akumulaci solí v jakékoli oblasti dochází v důsledku zvětrávání hornin, vytlačováním solí z pobřežních oblastí větrnou erozí, nadměrnému používání anorganických hnojiv, pronikáním mořské vody, vypouštěním průmyslové solanky, sekundární salinizací (způsobené člověkem), již vysrážením imobilizované soli v půdě a zamokřením (Qadir et al., 2000; Sharma a Singh, 2015). Při vzniku půdy se uvolňují různé druhy rozpustných solí, především: Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , HCO_3^{2-} , SO_4^{2-} a Cl^- (Yadav et al., 2019). Zasolené půdy obsahují soli ve stavu roztoku a Na^+ (sodíkové ionty) převyšují makro živiny 1 nebo 2krát, a ještě více pro mikroživiny na místech rhizosféry (Kronzucker et al., 2013). V důsledku zvýšené koncentrace Na^+ v půdním roztoku se aktivita živin snižuje a vytváří extrémní množství $\text{Na}^+ / \text{Ca}^{2+}$ nebo Na^+ / K^+ (Yadav et al., 2019). Hlavní kationty zasolené půdy jsou sodík (Na^+), vápník (Ca^{2+}), hořčík (Mg^{2+}), draslík (K^+) a hlavní anionty jsou chlorid (Cl^-), síran (SO_4^{2-}), hydrogenuhličitan (HCO_3^-), uhličitan (CO_3^{2-}) a dusičnan (NO_3^-) (Qadir et al., 2000). Existuje mnoho faktorů ovlivňující akumulaci rozpustných solí v regionech, jako jsou vlastnosti a druh půdy, kvalita závlahové vody, vzdálenost od pobřeží (geografická poloha) a přirozené odvodňovací podmínky.

3.5 Recyklace šedé vody a dopad jejich aplikace na rostliny

Zásoby vody se také snižují, protože dochází ke znečištění podzemních a povrchových vod. Domácí opětovné využití šedé vody je hlavní pro zavlažování krajiny; existují však malé, ale rostoucí snahy o opětovné použití šedé vody. Nejlépe lze přičíst pozitivní vliv mikrobiální aktivity spojené s kořeny rostlin pro hygienicky

šedé vody. Mikroorganismy jsou zodpovědné za degradaci fytotoxicity Wisniewskim a Bubenheimem (1993), ve kterých byla mikrobiální populace z kořenů salátů rostoucích v živném roztoku obsahujícím Igepon kultivována v bioreaktoru a udržována odděleně od rostlin. Když byla do tohoto bioreaktoru zavedena šedá voda obsahující Igepon, byl zřejmý stejný vzorec rozkladu mastných kyselin, jaký byl pozorován u hydroponického živného roztoku – spojení rostlin. Byla popsána rychlá degradace povrchově aktivních látek mikroby spojenými s rostlinným detritem (Federle a Ventullo, 1990) a degradace aniontových povrchově aktivních látek bakteriemi a houbami spojenými s vyššími rostlinami (Alexander, 1981; Cooke a Matsuura, 1963; Lee, 1970; Hrsak and Grbic-Galic, 1995). Biologická degradace Igeponu TC-42 byla prokázána již dříve (Cordon et al., 1970; Ryckman a Sawyer, 1957; Winter, 1962). Výsledky ukazují, že ztráta fytotoxicity Igeponu je doprovázena poklesem složek mastných kyselin. Mechanismus biodegradace Igeponu nebyl plně stanoven, ale byly navrženy dvě potenciální cesty, které obě vedou k oxidaci mastných kyselin (Cordon et al., 1970; Sheers et al., 1967). Výsledky naznačují, že mikroorganismy spojené s hlávkovým salátem v hydroponické kultuře by mohly degradovat Igepon TC-42 a eliminovat fytotoxické účinky. To naznačuje, že fytotoxicitu šedé vody vyplývající z povrchově aktivních kontaminantů lze zmírnit pomocí biologických organismů.

3.6 Recyklace odpadní vody

Recyklovaná odpadní voda se aplikovala k pozemkovým úpravám již dávno v minulosti. Jedná se o starou a běžnou praxi, která prošla rozsáhlým vývojem znalostí procesů a technologickými úpravami. Surová nebo částečně vyčištěná odpadní voda byla aplikována na mnoha místech po celém světě, aniž by to způsobilo vážné důsledky pro veřejné zdraví a negativní dopady na životní prostředí. V oblasti Středomoří se objem odpadních vod rapidně zvyšuje. Opětovné použití vody v zemědělství a v dalších odvětvích byl založen na vědeckých důkazech účinků na životní prostředí a veřejné zdraví. Přestože bylo provedeno několik studií o odpadních

vodách a jakosti odpadní vody, tak pro různé účely v současné době neexistují žádné předpisy pro opětovné použití vody (Crites ,1998).

Využití odpadní vody obsahující mýdla a detergenty pro růst rostlin je vysoce žádoucí, jelikož zdroje sladké vody jsou omezené. To platí zejména během období sucha a je to nezbytné v některých specializovaných situacích, jako je regenerační prostorový biotop. K regeneraci potravin, vody a vzduchu musí systém CELSS (Controlled Ecological Life Support System) Národního úřadu pro letectví a vesmír recyklovat odpadní vodu běžně známou jako šedá voda. Aniontová povrchově aktivní látka Igepon je hlavní složkou mnoha detergentních přípravků a mýdel a je hlavním kandidátem pro použití ve vesmírném prostředí, aby se určilo, zda by šedá voda měla fyto toxické účinky na plodiny pěstované v CELSS, proto byl hlávkový salát „Waldmann's Green“ (*Lactuca sativa* L.) pěstován v živných roztocích obsahujících různé koncentrace Igeponu TC-42. Koncentrace Igeponu $250 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ nebo vyšší v živných roztocích vedly k fyto toxickým účinkům v hlávkovém salátu. Toxický práh Igeponu je tedy $<250 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Mezi symptomy toxicity patří zhnědnutí kořenů do 4 hodin po expozici Igeponu s následným potlačením suché hmoty kořenů do 24 hodin. Smrt rostlin nikdy nevyplývala z expozice Igeponu použitého v těchto experimentech, ačkoli kořeny odumřely. Fyto toxický účinek Igeponu nebyl trvalý; rostliny zpočátku vykazující akutní toxicitu poté vykazují jasné známky zotavení do 3 dnů od počáteční expozice. Dále když byly čerstvé rostliny vystaveny stejným živným roztokům 3 dny nebo déle po počátečním přidání Igeponu, nebyl pozorován žádný fyto toxický účinek. Eliminace fyto toxicity byla spojena se snížením složek mastných kyselin v živném roztoku s Igeponem. Zdá se, že degradace fyto toxicity je spojena s mikroby přítomnými na povrchu kořenů, a ne přímo v důsledku jakéhokoli rostlinného procesu nebo nestability povrchově aktivní látky. Igepon TC-42 je hlavní složkou mnoha detergentních přípravků a mýdel a je hlavním kandidátem pro použití ve vesmírných biotopech. Přítomnost povrchově aktivních látek v kořenové zóně je znepokojivá, protože povrchově aktivní látky mohou narušit integritu membrány umožňující přístup k mezibuněčným složkám (Quinn, 1976). Vědci v předchozím výzkumu zaznamenali stimulaci a inhibici růstu u vyšších rostlin a řas po expozici lineárními alkybenzensulfonátům (LABS). Růst řasy, *Scenedesmus quadricauda*, byl stimulován na úrovních až $500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ LABS a inhibován při koncentracích $>1000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ LABS

(Chawla et al., 1986). Rinallo et al., (1988) dokázali, že růst kořenů byl potlačen více než prodlužování listů, když byly semenáčky pšenice (*Triticum durum Desf.*) vystaveny působení LABS. Protože LABS jsou svou chemickou strukturou velmi podobné Igeponu, očekávali podobnosti v reakci na dávku. Původně se tedy zaměřili na charakterizaci dávkové odezvy a prahu toxicity pro rostliny vystavené Igeponu prostřednictvím živného roztoku.

3.7 Využití hydroponie při pěstování rostlin šedou vodou

Rostoucí poptávka po potravinách a snižující se vodní zdroje vytvořily určitý tlak na hledání nových přístupů a technologií efektivního využívání vody a hnojiv v zemědělství. Kapkové zavlažování může ušetřit 30 % až 50 % vody proti běžnému zalévání. Abychom dosáhli co nejvyšších výhod kapkového zavlažování, musí být známy některé údaje o půdě: rychlost infiltrace, textura půdy, půdní struktura, vlastnosti plodin (prostor řádků, hustota rostlin, pokryv koruny, kořenový systém, druh plodiny, odrůda plodiny) zohledněny při návrhu, řízení a provozu kapkového systému. Hnojení je v podstatě zemědělská technika, která se aplikuje spolu s vodou a hnojivem na půdu nebo rostliny. Aby bylo možné úspěšně využít hnojení, musí být zváženy tyto faktory: 1. míra spotřeby vody a živin během vegetačního období, která vede k optimálnímu výnosu, 2. odezva příjmu různých plodin na koncentraci živin v půdě a půdních roztocích, 3. sledování celkového vodního potenciálu půdy, koncentrace živin v půdním roztoku a dosažená hodnota prvků v rostlinách, 4. kořenové systémy a distribuce v půdě pro dané závlahové režimy a půdní typy (Çetin and, Akalp 2019).

Voda je nezbytná pro pěstování plodin, poskytování potravy a snížení rizika sucha. Zavlažování, které se používá pro zemědělství, využívá celosvětově více než 70 % vody (Khokhar, 2017). Vyvíjí tímto rostoucí tlak na sladkou vodu a jeho zdroje, zejména v rozvojových zemích. S ohledem na poptávku po průmyslové a užitkové vodě musí být způsoby zavlažování v zemědělství praktikovány efektivně. Využití metod povrchových závlah ve světě, zejména v rozvojových zemích, stále převládá. Obecně platí, že tyto konvenční metody zavlažování nadměrně využívají velkou spotřebu vody. Situace spotřeby vody závisí především na jejich metodě a podmínkách

zemědělců. V semiaridních a aridních klimatických podmínkách narůstá zemědělská produkce, která je závislá především na zavlažování. Jak je známo, konvenční metody zavlažování (povrchové zavlažování) spotřebují mnohem více vody než tlakové zavlažovací systémy, jako je postřikovač a kapková závlaha. Rostoucí poptávka po potravinách a snižování spotřeby pitné vody vytvořily tlak na hledání nových technologií pro efektivní využití vody a hnojiv pro zemědělství. Kromě toho ochrana půdy, vodních zdrojů a udržitelnost životního prostředí jsou další klíčové faktory, na které je dnes vyvíjen tlak. Efektivní a menší spotřeba vody a hnojiv je velmi důležitá z hlediska ochrany životního prostředí (Hagin a kol., 2002).

Značné množství vody se ztrácí únikem nebo odpařováním během akumulace a přibližování vody k místě určení (Wallace, 2000). Tedy nejdůležitější požadavek na využívání vodních zdrojů je minimalizovat spotřebu vody, která se používá v zavlažovaném zemědělství. Za účelem zvýšení účinnosti využívání vody a přechodu na udržitelnější využívání vody v zemědělství, zlepšení ve využívání vody je vyžadována účinnost (Barua et al., 2018). Tohoto cíle lze dosáhnout: využíváním vody efektivními zavlažovacími systémy, vhodným plánováním zavlažování, rozvojem managementu povodí, pěstováním suchomilných plodin, suchým zemědělstvím, střídavou pastvou, použitím mulče a kompostu, krycích plodiny, konzervačním zpracováním půdy a organickým zemědělstvím. Jedním z nejdůležitějších způsobů je přechod na tlakové zavlažovací systémy, těmi jsou kapkové zavlažování a postřikovače určené k zavlažování. Kořenová část rostlin přijímá vodu přímo v kořenové zóně pomocí těchto systémů. Nicméně snížení odpařování, ke kterému dochází u zavlažovacích systémů, je další důležitý cíl. Proto přijetí kapkového zavlažování, nízkotlakových zavlažovacích systémů je stále více rozšířené (Üzen et al., 2013; OECD, 2010).

3.8 Nevýhody hydroponických systémů

Ačkoli hydroponické kultury nabízejí jasné výhody oproti půdním systémům, existují určité aspekty, které je třeba vzít v úvahu při interpretaci dat. Například hydroponické systémy vystavují rostliny podmínkám, které mohou být považovány za

nefyziologické. Proto se fenotypy nebo reakce rostlin detekované pomocí hydroponických systémů mohou lišit co do velikosti, když jsou rostliny pěstovány v alternativních systémech (např. půda nebo živná média na agaru). Tyto úvahy nejsou jednoznačné pro hydroponické systémy; rozdílné odezvy lze také pozorovat, pokud jsou rostliny pěstovány v různých typech (Sharma et al., 1980; Strojny and Nowak, 2004)

3.9 Obecná charakteristika liaporu

Tento keramický materiál je místně specifickým produktem pocházejícím z oblasti severozápadních Čech. Surovinou pro tento materiál jsou cyprisové jíly, které tvoří nadložní vrstvu hnědouhelných slojí v sokolovské pánvi. Tyto jíly jsou pojmenovány podle drobného korýše *Cypris augusta*, jehož přítomnost ve formě zkamenělin je typickým znakem těchto usazených vrstev. Stáří těchto jílovitých vrstev je odhadováno na cca 150 mil. let, tedy z druhohorního období Jury. Proces výroby probíhá vypalováním a expandováním těchto jílu v rotačních pecích při teplotách okolo 1100–1200 °C. V současnosti se používá jako lehké kamenivo ve stavebnictví, dále například pro tepelně-izolační zásypy střech, výplňové a konstrukční zásypy nebo i jako filtrační materiál pro čištění odpadních vod (šedých vod). Vzhledem ke svým vlastnostem, které jsou shrnuty v tabulce 1, je tento materiál vhodný i jako inertní náplň fluidní vrstvy.

Parametr	Hodnota	Jednotka
Sféricita	1	-
Hustota	500 - 1500	kg/m ³
Sypná hmotnost	250 - 900	kg/m ³
Mezerovitost	0,2 – 0,6	-
Velikost částic	0,5 – 16	mm

Tab.1 Obecné vlastnosti keramického materiálu „Liapor“

Výstupem je granulovaný keramický materiál, který má pro své další použití některé důležité vlastnosti – těmi jsou teplotní stabilita tvaru částic nejméně do teploty 1100 °C a vysoká mechanická odolnost a otěruvzdornost. Poslední dvě jmenované vlastnosti však přinášejí kromě výhod ve formě menší spotřeby materiálu i negativa. Vysoká mechanická odolnost částic může způsobit zvýšenou abrazi teplosměnných

částí kotle, zejména těch, které jsou umístěny jako trubkové svazky přímo do proudu spalin. Proto tento materiál není vhodný pro cirkulující fluidní vrstvu, ale je možné jej aplikovat u stacionární (bublínkové) vrstvy, kde je riziko abraze výrazně menší. Konkrétní vlastnosti materiálu, který byl použit v laboratoři pro počáteční experimenty s nově postaveným fluidním kotlem, jsou shrnuty v tabulce 2.

Parametr	Hodnota	Jednotka
Sféricita	1	-
Hustota	800	kg/m ³
Sypná hmotnost	530	kg/m ³
Mezerovitost	0,34	-
Velikost částic	3	mm

Tab. 2 Vlastnosti použitého keramického materiálu Liapor



Obr. 2 Keramický materiál „Liapor“ – částice

Vlastnosti materiálu vrstvy byly pro první testy zvoleny tak, aby především hustota inertu odpovídala hustotě paliva. Hustota smrkového dřeva s obsahem vody 45 %, které bylo ve formě štěpky použito jako testovací palivo, je přibližně uvedených 800 kg/m³. Pro základní popis vrstvy – výpočet její prahové rychlosti fluidace – byla použita Ergunova rovnice, a rovněž byla i pro základní výšku vrstvy 500 mm vypočtena tlaková ztráta vrstvy při minimální rychlosti fluidace. Byla také vypočtena pádová rychlost částice, tj. rychlost, při které by došlo k úletu částic vrstvy a vrstva přešla do stavu pneumatického transportu. Výsledky jsou shrnuty v tabulce 3.

Parametr	Hodnota	Jednotka
Výška vrstvy v klidu	500	mm
Mezní rychlost fluidace	0,52	m/s
Tlaková ztráta vrstvy při minimální rychlosti fluidace	2,60	kPa
Pádová rychlost částice vrstvy	7,22	m/s

Tab. 3 Charakteristické vlastnosti fluidní vrstvy

3.9.1 Využití liaporu v hydroponii a kapkových závlahách

Liapor je ideální jako hydroponický substrát pro pěstování téměř všech pokojových rostlin, skleníkové zeleniny (rajčata, okurky) nebo květin. Hlavními výhodami hydroponie je rychlejší růst rostlin a jejich menší náchylnost k chorobám. Liapor je navíc naprosto přírodní a netečný materiál bez jakýchkoliv příměsí. Žádným způsobem neovlivňuje pH živného roztoku – zálivky s hnojivem, která se volí podle druhu pěstované rostliny (<https://www.liapor.cz>).

Liapor působí díky své přirozené hnědočervené barvě velmi příjemně jako dekorace. Další výhodou je jeho nízká hmotnost i při velkém objemu. Může tak být použit i na velkých plochách a ve velkých nádobách, a přesto se s ním dobře manipuluje. Tento čistě přírodní materiál lze v záhonech, květináčích, truhlíkách apod. využít jako svrchní okrasnou vrstvu, např. jako alternativu mulčovací kúry. Vrstva liaporu bude při tomto využití fungovat nejen jako estetický prvek, ale také zabraňovat rychlému vysychání zeminy a sníží také výskyt plevele. Liapor můžeme často vidět jako náhradu zeminy v květináčích u umělých rostlin. Liapor je totiž mnohem lehčí než zemina, neobsahuje žádné nečistoty ani choroboplodné zárodky, nepráší a neznečišťuje své okolí. Vyplatí se tak používat v různých aranžmá v hotelech, bankách, na úřadech a dalších veřejných místech. Díky nízké objemové hmotnosti je také často využíván jako aranžérský prvek výstavních ploch, výloh nebo také ve fontánách. Pro tyto účely ho lze používat opakovaně na různých místech. Zrna liaporu jsou pevná a ani po delší době se nerozpádají ani nedrolí. Podobně jako v květináčích zabraňuje vysychání zeminy pod ním a brání prorůstání plevele (<https://www.liapor.cz>).

3.9.2 Použití liaporu pro provzdušnění zeminy, přísada do substrátů

Liapor se v drcené podobě pod názvem Liadrain používá také na provzdušnění pěstebních substrátů. Ke kořenům se tak dostane více vzduchu. Kořeny rostlin jsou pak méně zamokřeny a lépe tak odolávají uhnívání i při častější zálivce. I při tomto použití je oceňována nízká objemová hmotnost a lepší manipulovatelnost s květináči. Doporučený poměr je 1 díl liaporu a 2 díly pěstebního substrátu.

3.10 Výživa rostlin pomocí kapkové závlahy a hydroponie

Charakteristickým rysem kapkového zavlažování je, že voda vstupuje do půdy z bodového zdroje vody a poté difunduje do všech směrů. Typ půdy, průtok vody a množství vody na zavlažování ovlivní distribuci vody v půdě. Zvýšení způsobí, že svislá hloubka vodou namočené půdy se stane mělčí. Vzhledem k množství zavlažovací vody a průtoku kapající vody bude hloubka vlhkého písku hlubší než hlína, ale poloměr se zmenší. Frekvence hnojení je vysoká a obsah půdní vlhkosti se příliš nemění, což plodinám prospívá při vstřebávání vody a živin a může zlepšit míru využití hnojiv, zejména fosforu (P). Se zvyšující se vzdáleností od vodního kapátka k mokrému okraji se také zvyšuje koncentrace neadsorbovaných iontů, jako je NO_3^- . Smáčená oblast hlinité půdy má větší koncentrační gradient iontů než písčité půda a větší průtok kapkovače má nižší koncentrační gradient. Mobilita adsorbovaných živin v půdě je mnohem nižší než mobilita neadsorbovaných živin a živiny se snadněji adsorbují v jílu než v písčité půdě, takže mobilita živin v půdě s jemnou strukturou je pomalejší než v půdě s hrubou strukturou. Podle výzkumu je distribuce NO_3^- a vody v půdě podobná, zatímco distribuce fosforu v písku a jílu je 11 cm a 6 cm od vodního kapátka. Zvyšováním průtoku kapačky, čím dále od kapačky vody, tím vyšší je koncentrace NO_3^- , který se snadno akumuluje na okraji vlhké půdy, ale fosfor se nezvyšuje. Například při zavlažování fyziologickým roztokem se sůl rychle hromadí na koncentraci škodlivých plodin. Během doby vstřebávání musí být draslík stále doplňován závlahovou vodou. Protože výměnný draslík vstupuje do roztoku z pevné fáze půdy a ovlivňuje vstřebávání draslíku plodinou, při aplikaci draselného hnojiva

se zvyšuje koncentrace draslíku v roztoku v půdě, čímž se zvyšuje množství absorbovaného draslíku. (Fan et al., 2020).

Použití hnojiv spolu se závlahou tzv. fertigace je v podstatě definována jako aplikace hnojiva v závlahové vodě pomocí závlahových systémů. Fertigace se v moderní době stala běžnou praxí závlahy v zemědělství. Lokalizované zavlažovací systémy jako například kapková závlaha umožňuje vyšší účinnost vody a použití hnojiv. Tato technika má vzhledem ke konvenčnímu hnojení mnoho výhod a je svým způsobem moderní technikou. Kombinované zavlažování a hnojení se široce používá pro pěstování plodin v ovocných sadech po celém světě (Yan et al., 2018). Tím pádem rozpustná hnojiva v jakýchkoli koncentracích, které plodiny potřebují, lze aplikovat pomocí zavlažovacích systémů do vlhkých zón půdy (Chartzoulakis and Bertaki, 2015). Fertigaci lze praktikovat pro jakýkoli zavlažovací systém. Hnojiva aplikovaná povrchovým zavlažováním mohou být nevhodná pro distribuci živin, jelikož hnojení probíhá plošně a není tolik efektivní vůči jednotlivému kořenovému systému dané rostliny. Hnojení lze použít při mikro zavlažování, protože takové systémy poskytují koncentrovaný a prostorově omezený kořenový systém v objemu zamokřené půdy a hnojení může zajistit optimální výživu rostlin. Na druhé straně rozpustná dusíkatá (N) hnojiva, jako je močovina, síran amonný, dusičnan amonný a tekutá močovina se snadno vstříkují přes kapkové zavlažovací systém. Běžně se používají pro hnojení révy vinné a ovocných stromů (Schwankl et al., 1998; Bar-Yosef, 1999; Kafkafi a Tarchitsky, 2011). Výhody, které přináší fertigace, lze zmínit např. jako zdravější rostliny, rychlé dodání živin ke kořenům rostlin a požadavky na živiny lze upravit okamžitě a efektivně, dále rovnoměrná distribuce, méně práce, menší spotřeba vody, snížený odtok, zvýšení účinnosti používání hnojiv a dostupnosti živin, úspora asi 20–40 % hnojiva bez ovlivnění růstu. Dalšími výhodami je zajištění úspory práce a energie při aplikaci hnojiv, což snižuje kontaminaci životního prostředí a vyplavování živin. Navíc fertigace zabraňuje ztrátě dusíku, jelikož nedochází k žádnému vyuhování do spodních vod, protože živiny jsou dodávány přímo do kořenové zóny v dostupné formě, ve formě porcí. Tedy živná koncentrace v půdním roztoku může být kontrolována a náklady na aplikaci se snižují. Mezi hlavní nevýhody a omezení fertigace patří především vyšší počáteční investiční náklady, dále některé nevhodné chemické reakce v zařízení kapkové závlahy, koroze, srážení hnojiv a ucpání zářičů.

Kromě toho se mohou vyskytnout některá další omezení, jako nerovnoměrná distribuce hnojiv, živin. Dalším problémem může být přehnojení v případě, že závlaha není založena pro skutečných požadavcích plodin a při nadměrném používání rozpustných hnojiv (Chartzoulakis a Bertaki, 2015). Fertigace je spojena společně se zavlažovacím inženýrstvím, vědou o půdě, výživou rostlin, hnojením (fyzika půdy, chemie půdy, biologie půdy, úrodnost půdy a hnojiva) a fyziologií rostlin. Lze tedy specifikovat ovlivňující faktory fertilizace, kterými jsou např. textura půdy, kořenový systém rostlin, kvalita vody atd. V případě, že jsou zohledněny všechny tyto podmínky, tak je vhodná či žádoucí pro kvalitu a přínos rostlin, ovocných stromů, aby bylo zajištěno přínos hnojiv a živin fertigací. Kromě toho, aby bylo možné úspěšně využít fertigaci, je třeba vzít v úvahu čtyři hlavní faktory:

- a) míra spotřeby vody a živin v celém rozsahu růstové období, které vede k optimálním výnosům
- b) odezva příjmu různých plodin na živiny, jejich koncentrace v půdě a půdních roztocích;
- c) sledování celkového vodního potenciálu půdy, koncentrace N v půdním roztoku a množství prvků v rostlinách jako funkce času;
- d) kořenová hmota a distribuce v půdě pro danou závlahu režimů a půdních typů.

Všechny hydroponické kultury se spoléhají na živný roztok, který dodává rostlině klíčové prvky. Kromě živin potřebují kořeny také stálý přísun kyslíku. Když se kořeny stanou anoxickými, nejsou schopny přijímat a transportovat metabolity do zbytku rostlinného těla (Gibbs et al., 1998). Hydroponické systémy lze klasifikovat podle toho, jak dodávají kyslík a další živiny ke kořenům. Jako například dodávání kyslíku nasycením roztoku (klasická hydroponie). Dalším moderním způsobem je aeroponie, kdy kořeny volně visí a jsou zavlažovány pomocí trysek, které rozprašují živný roztok do prostoru, kde se nachází kořenová část. Tím jsou vytvořeny ideální podmínky k tomu, aby kořeny vstřebávaly potřebné živiny a zároveň mohly dýchat. (Zobel et al., 1976). V hydroponii může být živný roztok před použitím nasycen vzduchem a často měněn, nebo může být vzduch do roztoku přiváděn nepřetržitě po

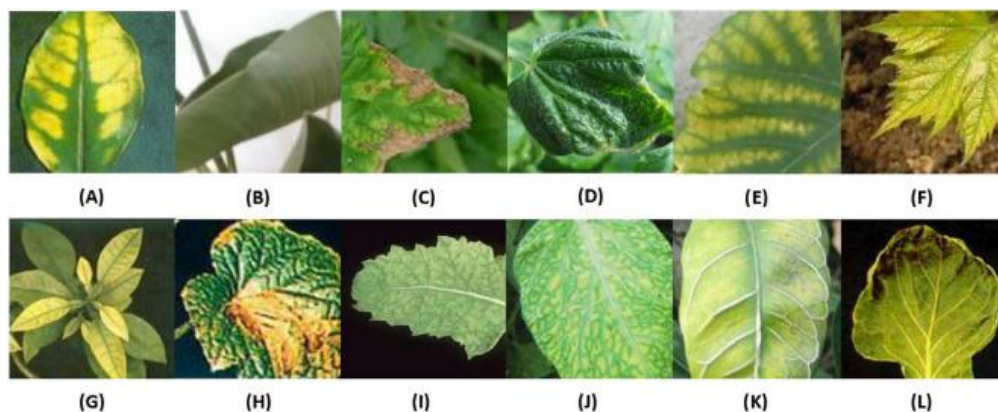
dobu životního cyklu rostliny (Chang et al., 2012). Alternativně mohou být rostliny také pěstovány na inertním médiu (např. minerální vlna, vermikulit, hliněné pelety a v našem případě liapor) a vystaveny tak cyklům „mokro-sušení“, které spočívá v kapání roztoku přes médium nebo periodickým ponořováním substrátu do živného roztoku (Resh, 2012).

4 Výživa rostlin

Živiny podporují růst rostlin a jsou přímo zapojeny do metabolismu rostlin. Když nedostatek živin dosáhne určité úrovně, rostliny mají příznaky, které lze vrátit do dobré vitality doplněním souvisejícího prvku (obr. 1). U vyšších rostlin je identifikováno 16 základních živin, včetně sedmi stopových prvků a devíti makroprvků (Uchida, 2000). V naší práci bylo cílem zjistit obsah prvků, který může ovlivňovat fyziologický a botanický stav rostliny. Zjistit celkový obsah prvků v biomase a z toho se posuzovalo, jak dobře rostlina prosperuje a vegetuje.

Dusík je uložen v buňkách mezofylu a podílí se na syntéze bílkovin a hraje zásadní roli v růstu stonků a listů a vývoji ovoce. Je to nejdůležitější živinový prvek pro výnos a růst. Dusík tvoří nedílnou součást chlorofylu, který je nezbytný jako složka v rostlinách pro syntézu sacharidů (Basyouni et al., 2013). Nedostatek dusíku může způsobit stres u rostlin a tím opožděný vývoj v jejich růstu. Také způsobuje opožděné květenství a tímto vlivem může dojít ke ztrátám výnosu rostlin. Nedostatek fosforu způsobuje u rostlin výrazné vizuální příznaky (Nakos, 1980).

Analýza výživy rostlin v reálném čase je zásadní pro optimalizaci používání hnojiv a získávání informací o příjmu živin rostlinami. Nedostatek ve výživě rostlin se u různých druhů a v různém prostředí projevuje odlišně, což ztěžuje jednotné standardní hodnocení. Mohou se objevit další biologická omezení rostlin současně s nedostatkem živin. Například Huanglongbing (HLB, zelenání citrusů) a příznaky nedostatku Zn jsou velmi podobné. HLB snižuje vnitřní obsah zinku rostlin (Tian et al., 2014). Příjem a asimilace živin je klíčový faktor při zvyšování produktivity plodin (Tester et al., 2010).



Obr. 3. listy rostlin postižených nedostatkem klíčových prvků a elementů pro jejich správnou výživu (Dhawale et al., 2016). (A) Nedostatek dusíku. (B) Nedostatek vody. (C) Nedostatek draslíku. (D) Nedostatek vápníku. (E) Nedostatek hořčíku. (F) Nedostatek zinku. (G) Nedostatek železa. (H) Nedostatek fosforu. (I) Nedostatek síry. (J) Nedostatek manganu. (K) Nedostatek boru. (L) Nedostatek molybdenu.

4.1 Minerální prvky - makroživiny

Podle potřebného množství se minerální prvky obvykle dělí do dvou skupin: makroprvky a mikroprvky. Prvky, které rostlina potřebuje v relativně objemném množství během vegetace, jsou označovány jako makroprvky (makrobiogenní prvky). Kromě uhlíku, kyslíku a vodíku se mezi ně dále řadí dusík, draslík, vápník, hořčík, fosfor a síra. Většinou jde o komponenty základních strukturních a funkčních složek rostlinného organismu, často zajišťují rovnováhu vnitřního prostředí nebo jsou součástí důležitých signálních drah. **Vápník (Ca)** funguje jako kofaktor s mnoha enzymy a je zvláště důležitý při syntéze buněk. Nedostatek vápníku může vést k nekróze špičky výhonků. Vápník používaný v rostlinných tkáňových kulturách je většinou ve formě chloridu vápenatého a dusičnanu vápenatého v koncentraci 1-3 mM. **Hořčík (Mg)** je kritický pro fungování enzymů a je nedílnou součástí molekuly chlorofylu. Hořčík je také kationt v rostlině, který vyrovnává záporné ionty. **Dusík (N)** je nezbytný pro život rostlin. Je složkou mnoha důležitých molekul, včetně aminokyselin, proteinů, nukleových kyselin, určitých hormonů a chlorofylu. Dusičnanový ion (NO_3^- - oxidovaný) a amonný ion (NH_4^+ - redukovaný) jsou dvě formy dusíku, které se většinou používají

v rostlinných tkáňových kulturách. Dusičnan se obvykle přidává v koncentraci 25-40 mM a amonium v koncentraci 2-20 mM s celkovým množstvím anorganického dusíku v koncentraci 25-60 mM. Zdá se, že mnoho rostlin roste nejlépe, pokud mají obě formy. Dusík může být také podáván v organických formách jako aminokyseliny, hydrolyzáty a organické kyseliny. Organické formy dusíku nemohou zcela nahradit anorganické formy. **Fosfor (P)** je nedílnou součástí nukleových kyselin a dalších strukturních sloučenin v rostlinách. Fosfor je dodáván v kultivačním médiu jako fosforečnan (PO_4^-) ve formě hydrogenfosforečnanu sodného nebo draselného v koncentraci 1-3 mM. **Draslík (K)** je hlavním kladným iontem v rostlinách, který vyrovnává záporné ionty. Množství draslíku potřebné v kultivačním médiu rostlinné tkáně se liší v závislosti na rostlinném druhu. Obvykle se dodává při 20-30 mM v korelaci s dusičnanem. **Síra (S)** je důležitá ve struktuře proteinů, kde disulfidické vazby mezi sousedními zbytky cysteinu a methioninem přispívají k terciární struktuře. Síra je také složkou vitamínů thiaminu a biotinu a koenzymu A, důležité složky při dýchání a metabolismu mastných kyselin. (Nielsen, 1997).

4.2 Minerální prvky - mikroživiny

Prvky, které jsou k růstu a vývoji rostliny potřebné ve stopovém množství, jsou označovány jako mikroprvky (mikrobiogenní prvky). Do této skupiny jsou řazeny chlór, železo, bór, mangan, zinek, měď, nikl a molybden. Mikroprvky většinou vystupují v roli důležitých kofaktorů enzymů při biochemických reakcích. Mikroelementy obsažené v kultivačních médiích a jejich metabolická role zahrnují následující. **Bór (B)** je nezbytný pro enzymatickou aktivitu při biosyntéze ligninu a metabolismu fenolových kyselin. Nedostatek boru inhibuje buněčné dělení a prodlužování v meristémeh kořenových špiček i špiček výhonků. **Kobalt (Co)** není rostlinnými fyziology považován za základní prvek. V rostlinných kultivačních médiích se však široce používá asi 0,1 μM kobaltu. Ve vyšších koncentracích může být toxický. **Měď (Cu)** funguje především jako kofaktor pro různé oxidační enzymy. Měď se používá ve formě síranu měďnatého o koncentraci 0,1 μM v kultivačních médiích. Vyšší koncentrace mohou být toxické. **Jód (I)** a jeho účinek se liší v

závislosti na rostlinných druzích. I není základním prvkem, ale přidává se do médií pro zlepšení růstu kořenů a v kultuře. **Mangan (Mn)** je vyžadován při některých enzymových reakcích, zejména při dýchání a procesech fotosyntézy. Obvykle se do média přidává 5-30 μM manganu ve formě síranu manganatého. **Molybden (Mo)** je kofaktor se dvěma přeměnami dusičnanů na amonium. Dodává se jako molybdenan sodný v koncentraci 1 μM v médiu. **Zinek (Zn)** je rostlinami absorbován jako dvojmocný kationt Zn^{2+} . Je aktivátorem velkého množství enzymů. Mezi typické příznaky nedostatku zinku patří zkrácená internodia a menší listy. Síran zinečnatý je nejběžnější formou přidávanou do kultivačního média při 5-30 μM (Krouma et al., 2003).

5 Metodika

Cílem experimentu bylo vyhodnotit vliv zálivky šedou vodou a porovnat tuto skupinu s kontrolní variantou kohoutkové vody na příjem živin u vybraných okrasných rostlin z biomasy (nadzemní a podzemní část). Nádobový experiment probíhal od září 2019 do března 2020 v kontrolovaných podmínkách experimentálního skleníku České zemědělské Univerzity v Praze. Na začátku experimentu bylo vybráno pět druhů rostlin, které plní dekorativní funkci a zároveň mají předpoklady pro přežití v podmínkách vertikálních zahrad (například nejsou tolik náchylné na choroby a škůdce, jsou vhodné pro pěstování v hydroponickém prostředí s kapkovou závlahou. Dále si dokážou poradit se znečištěným životním prostředím, jsou schopny přežít i v nádobách, kde mají menší prostor pro vývoj kořenového systému aj. Jednalo se o tyto druhy: břečťan popínavý (*Hedera helix*), dlužicha americká (*Heuchera americana*), metlice trsnatá (*Deschampsia cespitosa*), rozhodníkovec velký (*Hylotelephium maximum*) a kostřava ovčí (*Festuca ovina*). Rostliny byly následně vysazeny do květináčů plněných keramickým kamenivem (liapor), v tomto případě inertním substrátem liapor. Tento substrát byl vybrán z toho důvodu, že neobsahuje živiny ani organické látky, které by mohly růst rostlin ovlivňovat, a je vhodný pro pěstování rostlin v hydroponickém prostředí. Celkem bylo vysazeno 140 rostlin, rozdělených do 5 úplných znáhodněných bloků. Následně byl k rostlinám zaveden zavlažovací systém, který pravidelně v určitých intervalech pouštěl do květináčů vodu.

Jedna rostlina průměrně spotřebovala 2,1 litrů vody týdně. Po 4 měsících se u poloviny rostlin vyměnila závlaha pitnou vodou za vodu šedou. K veškeré práci byly použity jednorázové gumové rukavice a roušky, především k manipulaci se šedou vodou (Nosek, 2020). Všechny rostliny byly po ukončení experimentu usušeny (Obr. 11) v sušárně dle standardizované normy ČSN EN ISO 665, rozděleny na podzemní a nadzemní část, zváženy a dále byly rozmlety laboratorním mlýnkem (Obr. 12). Dále byly mineralizovány a podrobeny analýzám ICP-EOS.

5.1 Mineralizace rostlinné biomasy

Mineralizace rostlinné biomasy byla provedena směsí koncentrované kyseliny dusičné 65 % a kyseliny chloristé 68 % v poměru 7:1 v mikrovlnném reaktoru. Použité nádoby byly z teflonu. Do teflonových nádob byly vloženy homogenizované vzorky o hmotnosti $\pm 0,25$ g, které byly naváženy pomocí akreditovaných laboratorních vah (Obr. 10). Dále je možné provést mineralizaci jak v otevřeném systému, tak v systému uzavřeném, který je vhodnější, protože zabraňuje ztrátám kovů (obzvláště těžkých kovů) ve formě těkavých organometalických sloučenin. Použité mikrovlnné záření o frekvenci 2.45 GHz ($\lambda = 12$ cm) zahřívá vzorek, ale primárně nezahřívá stěny reakční nádoby. Teplota mineralizace tak nebývá vyšší než 240 °C a čas potřebný k úplné mineralizaci vzorku bývá 25 minut (Lajunen and Perämäki, 2004). Výsledné koncentrované roztoky byly naředěny v poměru 1:10 (2% kyselina dusičná a destilovaná voda) a podrobeny analýzám ICP-EOS. Byl odečten slepý vzorek od všech hodnot. Jelikož tento vzorek může obsahovat stopová množství prvků, cílem je dosáhnout co nejpřesnějších hodnot obsahů prvků. Tyto hodnoty následně byly přepočteny pro totální obsahy prvků v nadzemní a kořenové biomase (tab. 7).

5.2 Optická emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem

Indukčně vázané plazma (Inductively Coupled Plasma, ICP) vzniká v plazmové hlavici (plazmovém hořáku) přenosem vysokofrekvenčního proudu do proudu plynu a první ionizační impuls se plynu dodává z Teslova induktoru (Jenkins 2012). Vzniklý ionizovaný plyn začne v prostoru indukční cívky fungovat jako sekundární zkratová strana transformátoru. Vzniklý sekundární vysokofrekvenční proud zahřeje proudící plyn na teplotu, kdy přejde na dobře vodivé plazma, které se dále samo udržuje indukovaným vysokofrekvenčním proudem. Jako plazmový plyn se používá snadno ionizovatelný argon (Saitzová, 2014).

Analyzovaný vzorek je účinkem plazmatu ihned atomizován. Plazma excituje elektrony atomů (a iontů) vzorku do vyšších energetických hladin. Tento excitovaný stav je stavem metastabilním a atomy rychle přecházejí zpět do stavu základního, přičemž emitují záření konkrétní vlnové délky (Jenkins, 2012). Emitované záření je poté vedeno na velmi výkonný monochromátor, který jej rozdělí podle jednotlivých vlnových délek. Záření nakonec dopadá na citlivý detektor, který jeho intenzitu převede na elektrický signál. Vlnová délka záření charakterizuje daný prvek, zatímco intenzita signálu odpovídá jeho množství v analyzovaném roztoku. Tato technika umožňuje analyzovat téměř všechny prvky periodické tabulky prvků, které je možno převést do roztoku. Detekční limity se pohybují v rozmezí jednotek ppb až po stovky ppm (Charles and Fredeen, 1997).



Obr. 4 Fotografie pracoviště (použito z bakalářské práce Dalibora Noska 2020)

5.3 Popis testovaných rostlin

Metlice trsnatá (*Deschampsia cespitosa*):

Vytrvalá trsnatá tráva. Původní botanický druh je v řadě lokálních poddruhů rozšířen téměř v celé Evropě, v mírném a polárním podnebném pásmu Asie, Severní Americe vyjma Atlantské nížiny na jihovýchodě USA a v mírném podnebném pásmu Jižní Ameriky. U nás se vyskytuje na vlhkých loukách, březích toků i ve světlých lesích. Preferuje vlhké či periodicky zaplavované půdy a mírně kyselé půdy. Rozšířena je na celém území, poněkud hojněji však ve vyšších polohách. Kultivar 'Goldgehänge' se vyznačuje hustým kompaktním až 50 cm vysokým trsem. Zelené dlouhé ploché listy má široké do 5 mm. Kvetení tohoto kultivaru je výrazně rané, probíhá už začátkem června. Na květních stvolech vysokých až 100 cm vytváří velká světle zelená lata, barva květenství postupně přechází do zlatožluté (Rothera and Davy, 1986).



Obr. 5 Metlice trsnatá, Česko Krkonoše (zdroj www.botany.cz)

Dlužicha americká (*Heuchera americana*)

Heuchery, česky také dlužichy, je rod, který tvoří přibližně 55 druhů a patří do čeledi *Saxifragaceae* (Lomikamenovité), stejně jako například bergenie, mitrovnička, lomikámen nebo třeba mokrýš či čechrava. Jedná se o velice atraktivní, stálezelenou (neopadavou, poloopadavou) trvalku, původem ze Severní Ameriky, kde se v přírodě vyskytuje v rozmanitých podmínkách od lesních porostů, přes prairie až po skalnatá stanoviště v Apalačském pohoří. Rozmanitý je i rozsah vzrůstu této rostliny – od trpasličích až po rostliny, jejichž stvol s květem dosahuje výšky téměř 1 metru (Soltis, 1985).



6 Dlužicha americká s kořenovým valem

Břečťan popínavý (*Hedera helix*)

Vytrvalý, plazivý nebo popínavý, až 20 m dlouhý liánovitý keř s přísavnými kořínky. Kmen ve spodní části dřevnatý, větvený. Listy neopadavé, kožovité, lesklé, střídavé, řapíkaté, dlanitě laločnaté, na bázi srdčité, kolem žilek obvykle bělavé, v mládí chlupaté, později lysé, listy kvetoucích větví kosníkovité až kopinaté, na bázi klínovité, na vrcholu zašpičatělé, nelesklé. Květy vyrůstají v polokulovitých okolících, jsou drobné, žlutozelené, stopkaté, květní stopky chlupaté, korunní lístky masité, vně hnědé. Plodem je modročerná bobule. Kvete v IX. až X. měsíci v roce. Vykvétá až přibližně v 8. až 10. roce života a dožívá se až 500 let, podle některých autorů i 1000 let (velmi staří jedinci mohou mít kmen až o průměru 1 m). Latinské rodové jméno je odvozeno od řeckého slova hedra, které znamená sedátko (břečťan přisedá na podklad, Obr. 7) a druhové jméno je odvozeno z řeckého slova helissó, jež znamená vinout se (Metcalf, 2005).



Obr. 7 Břečťan popínavý parazitující na kmeni stromu (Jirkov, Olejnomlýnský park)

Rozchodníkovec velký (*Hylotelephium maximum*)

Vytrvalá bylina, 30–60 (–80) cm vysoká, lodyha přímá, řídce olistěná, listy většinou vstřícné, rovnovážně odstálé, lžícovitě prohnuté. Květenstvím je chocholičnatá lata nebo chocholík chocholičnatých lat, kališní lístky dužnaté, zelené, korunní lístky vejčité, žlutobílé (Grulich, 1984).



Obr. 8 Rozchodníkovec velký, Česko, Brno, žlutý kopec (zdroj: www.botany.cz)

Kostřava ovčí (*Festuca ovina*)

Rozšíření této traviny je na celém území Evropy, pouze v některých středomořských oblastech je výskyt minimální. Taktéž území, kde je rozšířený tento druh rostliny, je Asie krom tropických deštných pralesů. Bylo zavlečena do oblasti Severní a Jižní Ameriky. Dále byla zavlečena do některých oblastí Nového Zélandu. V České republice je její růst převážně od nížin do podhůří. Jedná se o typický druh, kterému se daří ve světlých lesech, v lesních lemech, na pastvinách a také na písčinatech. Květenství u tohoto druhu lze pozorovat od měsíce května do července. Jedná se o hustě trsnatou travinu. Nadzemní část dorůstá od 20 cm do 60 cm výšky. Listy jsou zelené do šedivého nádechu. Kostřava ovčí je velmi přizpůsobivý a odolný druh vytvářející různé typy, které se často liší barvou listů, délkou listů. Taxonomické hodnocení odchylek není uspokojivě známé (www.botany.cz).

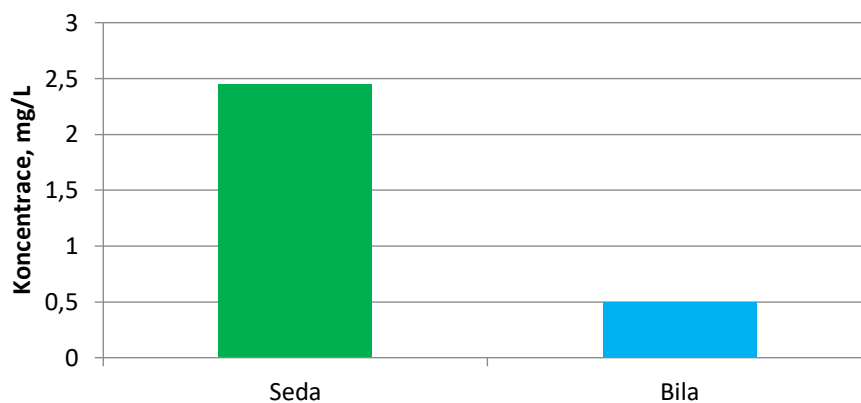


Obr. 9 kostřava ovčí Česko, Průhonice (zdroj www.botany.cz)

5.4 Analýza obsahů látek v šedé vodě použité v experimentu

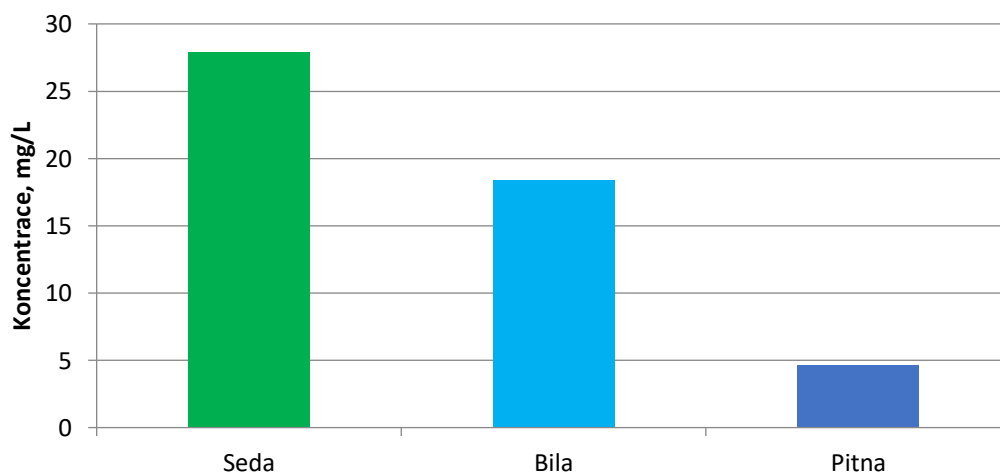
Veškeré analýzy byly provedeny v rámci projektu Swamp. Jedná se o analýzy šedé vody, která byla použita při zavlažování rostlin ve sklenících České zemědělské fakulty. Rostliny byly následně použity pro náš experiment vliv zálivky šedou vodou na příjem biogenních živin. V grafech 1 - 5 jsou uvedeny výsledky analýz šedé vody na vstupu experimentu.

Aniontové tenzidy

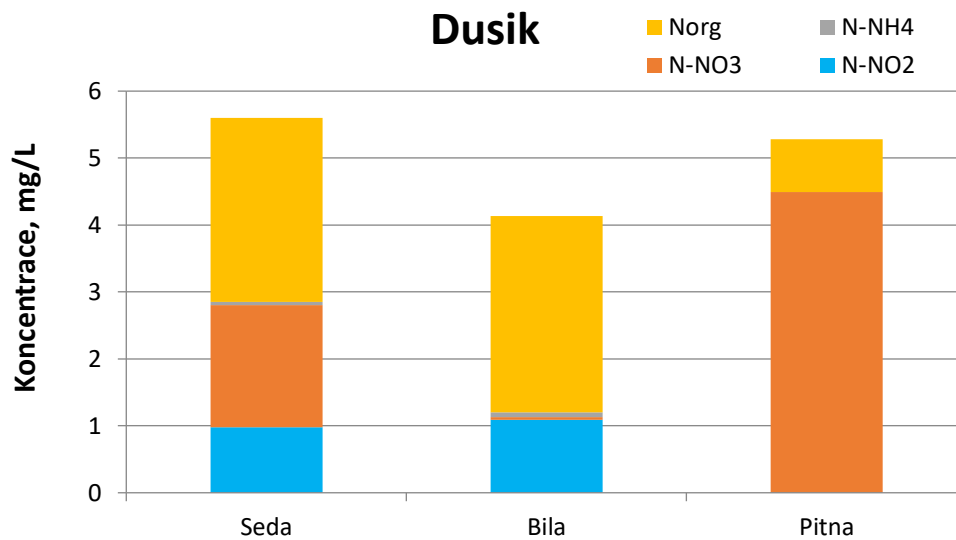


Graf 1. koncentrace aniontových tenzidů v šedé a bílé vodě použité v experimentu v mg/l^{-1}

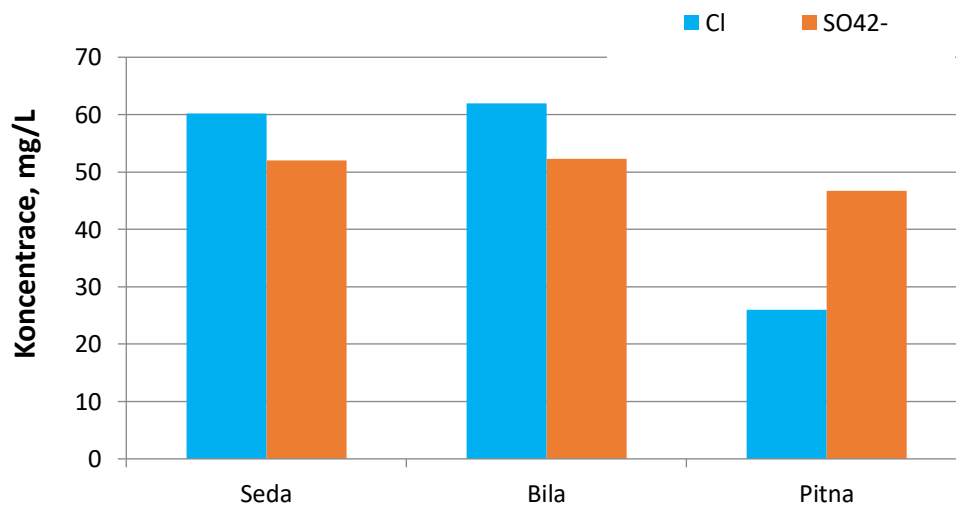
TOC



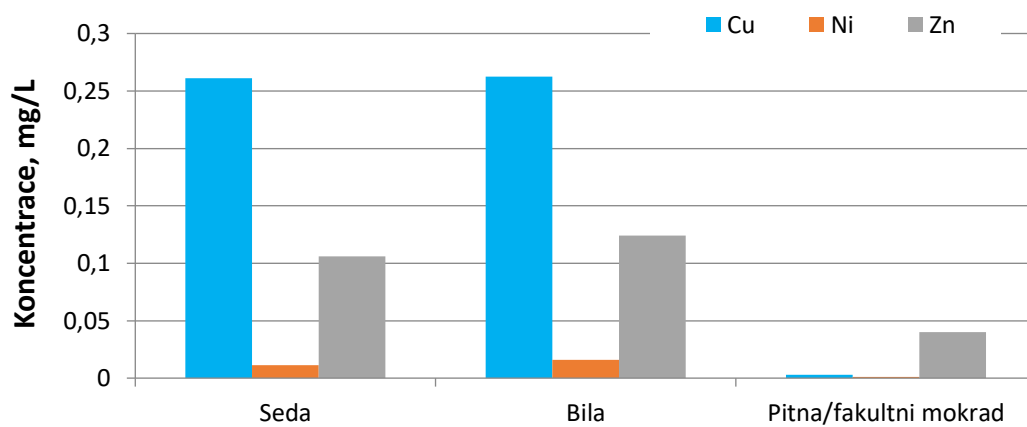
Graf 2. koncentrace (TOC) totálního organického uhlíku v šedé, bílé a pitné vodě použité v experimentu v mg/l^{-1}



Graf 3. koncentrace NO_x v šedé, bílé a pitné vodě použité v experimentu v mg/l^{-1}



Graf 4. koncentrace chloridů a síranů v šedé, bílé a pitné vodě použité v experimentu v mg/l^{-1}



Graf 5. koncentrace Cu, Ni a Zn v šedé, bílé a pitné vodě použité v experimentu v mg/l^{-1}

5.5 Složení hnojiva HOAGLAND použitého v experimentu

1. Makroelementy, objem roztoku konečného roztoku 1000 ml, (300X)

složení	Konečná koncentrace roztoku		Koncentrace zásobního roztoku		Celkové množství zásobního roztoku
	g/L	mmol/L	g/L	mmol/L	
Ca(NO ₃) ₂ ·4H ₂ O	0.945	4	283.5	1200	1L (Macro A)
KNO ₃	0.607	6	182.1	1800	
NH ₄ H ₂ PO ₄	0.115	1	34.5	300	1L (Macro B)
MgSO ₄ ·7H ₂ O	0.493	2	147.9	600	

2. Mikroelementy, (1000X)

složení	Konečná koncentrace roztoku		Koncentrace zásobního roztoku		Celkové množství zásobního roztoku
	mg/L	umol/L	mg/L	mmol/L	
H ₂ BO ₃	2.86	46.2	2860	46.2	1L
MnCl ₂ ·4H ₂ O	1.81	9.1	1810	9.1	
ZnSO ₄ ·7H ₂ O	0.22	0.8	220	0.8	
CuSO ₄ ·5H ₂ O	0.08	0.3	80	0.3	

3. FeNa EDTA, (1000X)

složení	Konečná koncentrace roztoku		Koncentrace zásobního roztoku		Celkové množství zásobního roztoku
	mg/L	μM	g	mM	
FeNa EDTA	36,71	100	18.35	100	500

4. (NH₄)₆Mo₇O₂₄·4H₂O

složení	Konečná koncentrace roztoku		Koncentrace zásobního roztoku		Celkové množství zásobního roztoku
	mg/L	μM	mg/L	mM	
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ ·4H ₂ O	0.18	1.0 μM for Mo	180	1.0	1L
		50nM	9	50 μM	1L

Tab. 4 Složení hnojiva HOAGLAND

Způsob hnojení, který byl použit v experimentu, ze které byla získána biomasa, byl stanoven jednou týdně, kdy byly rostliny vyživovány hnojivem HOAGLAND (150 ml – 200 ml na jednu rostlinu, zředěno 1:4 s vodou). Hoaglandův roztok je hydroponický živný roztok, který byl vyvinut Hoaglandem a Snyderem v roce 1933, upravený Hoaglandem a Arnonem v roce 1938, a revidován Arnonem v roce 1950. Je to jeden z nejpoužívanějších řešení kompozice pro pěstování rostlin. Roztok Hoagland poskytuje všechny základní živiny požadované zelenými rostlinami a je vhodný pro

podporu růstu velkého množství druhů rostlin. Hoaglandův roztok, který má napodobovat (na živiny) bohatý půdní roztok, má vysoké koncentrace N a K, takže je velmi vhodný pro vývoj velkých rostlin, jako jsou rajčata a paprika (Hoagland, Snyder, 1933; Hoagland and Arnon; 1938; Hoagland and Arnon, 1950).

6 Zpracování dat a statistická analýza

Data o hodnotách jednotlivých prvků rostlin byly analyzovány v prosinci 2021. Test normality dat byl proveden pro obsah každého prvku pomocí Shapiro-Wilkova testu. Pro každou závislou proměnnou byla spočítána dvoufaktorová ANOVA s faktory, kořenová a nadzemní část. Závěry ohledně testovaných hypotéz byly provedeny na hladině významnosti $\alpha = 0.05$. Testy byly provedeny v programu Statistica®13.5.017.

Byly testovány následující nulové hypotézy:

1. Liší se obsah živin v nadzemní a podzemní biomase testovaných rostlin dle typu závlahy (šedá voda, pitná voda)? H₀: Obsah živin se neliší v závislosti na zvolené zálivce.
2. Liší se obsah živin v nadzemní a podzemní biomase dle druhu testované rostliny? H₀: Obsah živin se liší v závislosti na zvolené zálivce.

7 Výsledky

Za pomoci optické emisní spektrometrie byly analyzovány makroprvky z biomasy (nadzemní a podzemní část) pěti druhů rostlin: metlice trsnatá, dlužicha americká, břechťan popínavý, rozchodníkovec velký a kostřava ovčí.

Výsledky měření byly převedeny na finální výstupy v hodnotách mg/kg u vybraných prvků (Ca, K, Mg, Na, P, S). Výsledky byly srovnány na vliv zálivky u rostlin zalévané šedou vodou a rostliny zalévané pouze kohoutkovou vodou. Pro analýzu obsahu prvků byly vybrány náhodně čtyři vzorky od každého druhu rostlin

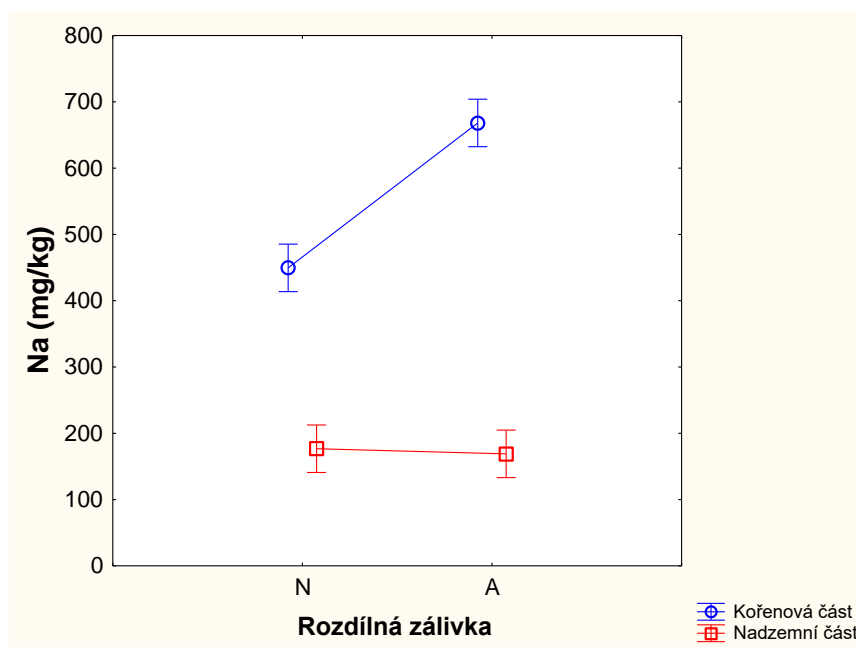
tak, aby reprezentovaly design pokusu. Výsledkem měření bylo osm hodnot od každého druhu rostlin. Bylo mineralizováno čtyřicet vzorků od jednoho biogenního prvku.

Z výsledků analýzy byly vytvořeny průměrné hodnoty makroprvků u daného druhu rostlin s rozlišením nadzemní a kořenové části (Tab. 7). Grafy vizuálně znázorňují rozdíly jednotlivých prvků, při použití závlahy šedou a kohoutkovou vodou (Graf 7-12). Statistickou analýzou získaných dat, které jsme získali výše uvedeným postupem, jsme dospěli k hodnotám v tabulkách.

			Ca	K	Mg	Na	P	S
šedá voda A/N	nadzem	DRUH	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
A	nadzem	Deschampsia šedá v.	7840,32	6968,41	3154,83	935,59	484,82	1730,04
N	nadzem	Deschampsia kohoutková v.	9891,28	8912,71	3566,67	852,19	758,58	2038,34
A	kořen	Deschampsia šedá v.	7896,09	2545,96	1220,15	774,61	314,13	819,73
N	kořen	Deschampsia kohoutková v.	5904,19	3122,11	1544,38	1324,14	374,01	1214,90
A	nadzem	Heuchera šedá v.	18781,16	13277,41	3534,54	1582,03	1165,98	2391,24
N	nadzem	Heuchera kohoutková v.	21339,76	10799,68	3190,97	1004,77	965,52	1535,78
A	kořen	Heuchera šedá v.	13643,89	5903,96	1931,06	1979,16	649,52	1074,79
N	kořen	Heuchera kohoutková v.	11805,05	6321,54	1672,68	1739,24	602,02	1113,56
A	nadzem	Hedera šedá v.	11215,09	5736,64	1988,16	359,95	837,63	819,89
N	nadzem	Hedera kohoutková v.	10614,03	4659,94	1774,52	226,69	620,80	621,88
A	kořen	Hedera šedá v.	13010,02	5467,24	1522,62	2672,27	558,64	1087,23
N	kořen	Hedera kohoutková v.	15007,47	5152,46	1840,88	3311,03	536,18	1034,29
A	nadzem	Sedum šedá v.	19727,81	7736,18	1945,80	168,98	911,65	2008,19
N	nadzem	Sedum kohoutková v.	20315,64	6978,42	2188,28	176,71	653,25	2081,29
A	kořen	Sedum šedá v.	8371,14	5869,10	1959,99	668,25	1055,59	1874,58
N	kořen	Sedum kohoutková v.	9456,55	5251,85	1718,86	449,55	755,16	1754,30
A	nadzem	Festuca šedá v.	8407,09	5625,52	2761,68	307,20	450,13	1031,90
N	nadzem	Festuca kohoutková v.	10469,08	5905,52	3215,57	192,44	352,53	908,84
A	kořen	Festuca šedá v.	9619,92	1681,61	1129,00	860,07	324,41	711,04
N	kořen	Festuca kohoutková v.	11511,15	2157,32	1397,56	886,79	375,14	856,22

Tab. 5 průměr prvků nadzemní i kořenové části rostlin se zavlažováním šedé a kohoutkové vody

Statistická analýza potvrdila průkazné interakce mezi rozdílnou zálivkou a biomasou pouze u druhu rozchodníkovec velký. U ostatních druhů se interakce neprokázaly (podrobné výsledky Tab. 6-17). Kořenová část rostliny zalévaných šedou vodou obsahuje statisticky vyšší množství Na oproti rostlinám zalévaným vodou kohoutkovou (Graf 6).



Graf. 6 rozchodníkovec velký: průměrný obsah Na v závislosti na rozdílné zálivce (N = kohoutková voda, A = šedá voda). Kolečka a čtverce značí průměrnou hodnotu, vousy \pm SE.

Vápník statistickou analýzou neprokázal žádné rozdíly ve výsledcích zálivky šedou vodou oproti kohoutkové vodě (Tab 6).

Ca			Analýza rozdílu mezi šedou a kohoutkovou vodou				Výsledky interakcí mezi rozdílnou zálivkou a biomasou			
	zálivka šedá voda (ø) mg/kg	zálivka kohoutková voda (ø) mg/kg	Testovací statistika (F)	Stupně volnosti (df)	Dosažená hladina významnosti (p)	Průkazný rozdíl (A/N)	Testovací statistika (F)	Stupně volnosti (df)	Dosažená hladina významnosti (p)	Průkazné interakce (A/N)
	± SE	± SE								
Deschampsia	7868,21	7897,73	0,001	1, 4	0,983	N	2,397	1, 4	0,0197	N
	27,89	1993,54								
Heuchera	15895,59	16572,40	0,016	1, 4	0,906	N	0,585	1, 4	0,487	N
	2568,64	4767,36								
Hedera	12112,55	12810,75	0,431	1, 4	0,547	N	0,687	1, 4	0,454	N
	897,47	2196,72								
Sedum	14049,47	14886,10	0,48	1, 4	0,528	N	0,04	1, 4	0,848	N
	5678,34	5429,54								
Festuca	9013,50	10990,12	0,482	1, 4	0,526	N	0,001	1, 4	0,978	N
	606,42	521,03								

Tab. 6 průměrné hodnoty Ca (šedá a kohoutková voda) a výsledky statistické analýzy ANOVA, kde závislá proměnná byla Ca, nezávislá pak rozdílná zálivka (šedá/kohoutková voda) a biomasa rostlin (nadzemní/kořenová část)

Vápník ve výsledcích byl zhodnocen také obsahem u nadzemní a kořenové části. Prokazatelný rozdíl byl zjištěn u rostliny břečťan popínavý a rozchodníkovec velký. Nadzemní část břečťanu obsahovala 10914,60 mg/kg a rozchodníkovec 20021,70 mg/kg obsahu vápníku. Kořenová část břečťanu obsahovala 14008,70 mg/kg a rozchodníkovec 8913,84 mg/kg vápníku (Tab. 7).

			Analýza rozdílu mezi nadzemní částí a kořenovou částí			
Ca	nadzemní část rostlin (ø) mg/kg	kořenová část rostlin (ø) mg/kg	Testovací statistika (F)	Stupně volnosti (df)	Dosažená hladina významnosti (p)	Průkazný rozdíl (A/N)
	± SE	± SE				
Deschampsia	8893,69	6872,25	2,534	1, 4	0,178	N
	1272,37	1880,94				
Heuchera	20060,46	12724,47	6,508	1, 4	0,063	N
	4233,96	1046,52				
Hedera	10914,56	14008,75	8,474	1, 4	0,044*	A
	414,97	1781,87				
Sedum	20021,72	8913,84	83,84	1, 4	0,001*	A
	1136,49	1425,68				
Festuca	9438,08	10565,53	0,157	1, 4	0,712	N
	3912,83	1692,37				

Tab. 7 průměrné hodnoty Ca (nadzemní a kořenová část) a výsledky statistické analýzy ANOVA, kde závislá proměnná byla Ca, nezávislá pak rozdílná zálivka (šedá/kohoutková voda) a biomasa rostlin (nadzemní/kořenová část)

Draslík statistickou analýzou prokazoval největší rozdíl dle typu závlahy šedé oproti kohoutkové vody u rostliny rozchodníkovec velký. U této byl závlivkou šedé vody zjištěn obsah 6802,64 mg/kg a u závlivky kohoutkové vody 6115,14 mg/kg obsahu vápníku. Ostatní rostliny nevykazovaly statisticky významný rozdíl (Tab. 8).

K			Analýza rozdílu mezi šedou a kohoutkovou vodou				Výsledky interakce mezi rozdílnou závlivkou a biomasou			
	závlivka šedá voda (ø) mg/kg	závlivka kohoutková voda (ø) mg/kg	Testovací statistika (F)	Stupně volnosti (df)	Dosažená hladina významnosti (p)	Průkazný rozdíl (A/N)	Testovací statistika (F)	Stupně volnosti (df)	Dosažená hladina významnosti (p)	Průkazné interakce (A/N)
	± SE	± SE								
Deschampsia	4757,18	6017,41	4,42	1, 4	0,103	N	1,3	1, 4	0,317	N
	2211,22	2895,30								
Heuchera	9590,68	8560,61	0,248	1, 4	0,644	N	0,49	1, 4	0,522	N
	3686,73	2239,07								
Hedera	5601,94	4906,20	2,293	1, 4	0,205	N	0,687	1, 4	0,454	N
	134,70	246,26								
Sedum	6802,64	6115,14	8,16	1, 4	0,046*	A	0,09	1, 4	0,785	N
	933,54	863,29								
Festuca	3653,57	4031,42	0,32	1, 4	0,602	N	0,02	1, 4	0,891	N
	1971,96	1874,10								

Tab. 8 průměrné hodnoty K (šedá a kohoutková voda) a výsledky statistické analýzy ANOVA, kde závislá proměnná byla K, nezávislá pak rozdílná závlivka (šedá/kohoutková voda) a biomasa rostlin (nadzemní/kořenová část)

Draslík ve výsledcích byl také zhodnocen obsahem u nadzemní oproti kořenové části. Prokazatelný statistický rozdíl byl zjištěn u rostlin metlice trsnatá, dlužicha americká, rozchodníkovec velký a kostřava ovčí. Nadzemní část metlice obsahovala 7940,56 mg/kg, dlužichy 12038,55 mg/kg, rozchodníkovec 7357,30 a kostřavy 5735,52 mg/kg draslíku. Kořenová část metlice obsahovala 2834,04 mg/kg, dlužichy 6112,75 mg/kg, rozchodníkovec 5560,48 a kostřavy 1919,46 mg/kg draslíku. V tomto případě se draslík statisticky nelišil ve výsledcích nadzemní a kořenové části pouze u rostliny břečťan popínavý. (Tab. 9).

K	Analýza rozdílu mezi nadzemní částí a kořenovou částí					
	nadzemní část rostlin (ø) mg/kg	kořenová část rostlin (ø) mg/kg	Testovací statistika (F)	Stupně volnosti (df)	Dosažená hladina významnosti (p)	Průkazný rozdíl (A/N)
	± SE	± SE				
Deschampsia	7940,56	2834,04	72,64	1, 4	0,001*	A
	1164,70	624,10				
Heuchera	12038,55	6112,75	8,218	1, 4	0,046*	A
	2956,96	1175,21				
Hedera	5198,29	5309,85	0,059	1, 4	0,82	N
	734,99	443,45				
Sedum	7357,30	5560,48	55,73	1, 4	0,002*	A
	419,17	423,04				
Festuca	5765,52	1919,46	33,11	1, 4	0,005*	A
	786,77	592,11				

Tab. 9 průměrné hodnoty K (nadzemní a kořenová část) a výsledky statistické analýzy ANOVA, kde závislá proměnná byla K, nezávislá pak rozdílná zálivka (šedá/kohoutková voda) a biomasa rostlin (nadzemní/kořenová část)

Hořčík statistickou analýzou neprokázal žádné rozdíly ve výsledcích zálivky šedou vodou oproti kohoutkové vodě u všech testovaných rostlin (Tab. 10).

Mg			Analýza rozdílu mezi šedou a kohoutkovou vodou				Výsledky interakcí mezi rozdílnou zálivkou a biomasou			
	zálivka šedá voda (ø) mg/kg	zálivka kohoutková voda (ø) mg/kg	Testovací statistika (F)	Stupně volnosti (df)	Dosažená hladina významnosti (p)	Průkazný rozíl (A/N)	Testovací statistika (F)	Stupně volnosti (df)	Dosažená hladina významnosti (p)	Průkazné interakce (A/N)
	± SE	± SE								
Deschampsia	2187,49	2555,52	0,35	1, 4	0,583	N	0,01	1, 4	0,947	N
	967,34	1011,14								
Heuchera	1755,39	2431,82	1,34	1, 4	0,311	N	0,03	1, 4	0,878	N
	801,74	759,15								
Hedera	1755,39	1807,70	0,081	1, 4	0,79	N	2,103	1, 4	0,221	N
	232,77	33,18								
Sedum	1952,89	1953,57	0,00	1, 4	0,966	N	3,083	1, 4	0,154	N
	7,10	234,71								
Festuca	1945,34	2306,56	0,197	1, 4	0,68	N	0,013	1, 4	0,915	N
	816,34	909,01								

Tab. 10 průměrné hodnoty Mg (šedá a kohoutková voda) a výsledky statistické analýzy ANOVA, kde závislá proměnná byla Mg, nezávislá pak rozdílná zálivka (šedá/kohoutková voda) a biomasa rostlin (nadzemní/kořenová část)

Hořčík v rostlinách byl z výsledků statistické analýzy vyzorován s největším rozdílem u nadzemní a kořenové části rostliny metlice trsnatá, dlužicha americká. Metlice prokázala u nadzemní části obsah 3360,75 mg/kg, dlužicha dosahovala obsahu 3362,76 mg/kg hořčíku. Kořenová část metlice obsahovala 1959,04 mg/kg, dlužicha 1801,87 mg/kg obsahu hořčíku. Ostatní rostliny nevykazovaly statisticky významný rozdíl (Tab. 11).

		Analýza rozdílu mezi nadzemní částí a kořenovou částí				
Mg	nadzemní část rostlin (ø) mg/kg	kořenová část rostlin (ø) mg/kg	Testovací statistika (F)	Stupně volnosti (df)	Dosažená hladina významnosti (p)	Průkazný rozdíl (A/N)
	± SE	± SE				
Deschampsia	3360,75	1959,04	10,26	1, 4	0,033*	A
	890,39	596,17				
Heuchera	3362,76	1801,87	36,14	1, 4	0,004*	A
	391,96	165,57				
Hedera	1881,34	1681,75	1,185	1, 4	0,338	N
	237,05	218,62				
Sedum	2067,04	1839,42	2,731	1, 4	0,174	N
	194,39	171,41				
Festuca	2988,62	1263,28	4,492	1, 4	0,101	N
	1149,90	269,26				

Tab. 11 průměrné hodnoty Mg (nadzemní a kořenová část) a výsledky statistické analýzy ANOVA, kde závislá proměnná byla Mg, nezávislá pak rozdílná zálivka (šedá/kohoutková voda) a biomasa rostlin (nadzemní/kořenová část)

Sodík se statisticky lišil při použití šedé oproti kohoutkové vodě u rostliny rozchodníkovec velký. S obsahem sodíku zálivkou šedé vody 418,62 mg/kg a obsahem sodíku zálivkou kohoutkové vody 313,13 mg/kg. Rostliny metlice trsnatá, dlužicha americká, brečťan popínavý a kostrava ovčí neprokázali žádné statistické rozdíly a hodnoty obsahu prvku se nelišili při použití rozdílné zálivky (Tab. 12).

Na			Analýza rozdílu mezi šedou a kohoutkovou vodou				Výsledky interakcí mezi rozdílnou zálivkou a biomasou			
	zálivka šedá voda (ø) mg/kg	zálivka kohoutková voda (ø) mg/kg	Testovací statistika (F)	Stupně volnosti (df)	Dosažená hladina významnosti (p)	Průkazný rozdíl (A/N)	Testovací statistika (F)	Stupně volnosti (df)	Dosažená hladina významnosti (p)	Průkazné interakce (A/N)
	± SE	± SE								
Deschampsia	855,10	1088,16	0,338	1, 4	0,592	N	0,623	1, 4	0,474	N
	80,49	235,97								
Heuchera	1780,60	1372,01	0,947	1, 4	0,386	N	0,167	1, 4	0,708	N
	198,56	367,24								
Hedera	1516,11	1768,86	0,66	1, 4	0,461	N	1,55	1, 4	0,281	N
	1156,16	1542,17								
Sedum	418,62	313,13	8,70	1, 4	0,042*	A	9,975	1, 4	0,034*	A
	249,63	136,42								
Festuca	583,63	539,61	0,45	1, 4	0,842	N	0,117	1, 4	0,75	N
	276,44	347,17								

Tab. 12 průměrné hodnoty Na (šedá a kohoutková voda) a výsledky statistické analýzy ANOVA, kde závislá proměnná byla Na, nezávislá pak rozdílná zálivka (šedá/kohoutková voda) a biomasa rostlin (nadzemní/kořenová část)

Sodík v nadzemní části oproti kořenové části se lišil u biomasy druhu břečťan popínavý a kostřava ovčí. Břečťan v nadzemní části prokazoval hodnotu 293,32 mg/kg a kostřava prokazovala hodnotu 249,82 mg/kg obsahu sodíku. Břečťan v kořenové části prokazovala hodnotu 2991,65 mg/kg a kostřava v kořenové části 873,43 mg/kg obsahu sodíku (Tab. 13).

			Analýza rozdílu mezi nadzemní částí a kořenovou částí			
Na	nadzemní část rostlin (ø) mg/kg	kořenová část rostlin (ø) mg/kg	Testovací statistika (F)	Stupně volnosti (df)	Dosažená hladina významnosti (p)	Průkazný rozdíl (A/N)
	± SE	± SE				
Deschampsia	893,89	1049,37	0,15	1, 4	0,718	N
	564,07	283,64				
Heuchera	1293,40	1859,20	1,816	1, 4	0,249	N
	458,94	489,54				
Hedera	293,32	2991,65	75,65	1, 4	0,001*	A
	91,26	539,07				
Sedum	172,85	558,90	116,00	1, 4	0,00	N
	21,87	118,59				
Festuca	249,82	873,43	9,082	1, 4	0,039*	A
	79,51	287,74				

Tab. 13 průměrné hodnoty Na (nadzemní a kořenová část) a výsledky statistické analýzy ANOVA, kde závislá proměnná byla Na, nezávislá pak rozdílná zálivka (šedá/kohoutková voda) a biomasa rostlin (nadzemní/kořenová část)

Fosfor byl z výsledků statistické analýzy vyzorován s největším rozdílem závlahy šedé oproti kohoutkové vody u rostliny rozchodníkovec velký. U této byl u závlahy šedé vody obsah 983,62 mg/kg a u závlahy kohoutkové vody 704,21 mg/kg obsahu fosforu. Ostatní rostliny nevykazovaly statisticky významný rozdíl (Tab. 14).

P			Analýza rozdílu mezi šedou a kohoutkovou vodou				Výsledky interakcí mezi rozdílnou závlahou a biomasou			
	závlaha šedá voda (ø) mg/kg	závlaha kohoutková voda (ø) mg/kg	Testovací statistika (F)	Stupně volnosti (df)	Dosažená hladina významnosti (p)	Průkazný rozdíl (A/N)	Testovací statistika (F)	Stupně volnosti (df)	Dosažená hladina významnosti (p)	Průkazné interakce (A/N)
	± SE	± SE								
Deschampsia	399,47	566,30	7,3	1, 4	0,54	N	0,3	1, 4	0,158	N
	85,34	192,28								
Heuchera	907,75	783,77	0,567	1, 4	0,493	N	0,216	1, 4	0,666	N
	258,23	181,75								
Hedera	698,14	578,49	3,785	1, 4	0,124	N	2,498	1, 4	0,189	N
	139,50	42,31								
Sedum	983,62	704,21	27,91	1, 4	0,006*	A	0,16	1, 4	0,711	N
	71,97	50,95								
Festuca	387,27	363,84	0,183	1, 4	0,691	N	1,828	1, 4	0,248	N
	62,86	11,30								

Tab. 14 průměrné hodnoty P (šedá a kohoutková voda) a výsledky statistické analýzy ANOVA, kde závislá proměnná byla P, nezávislá pak rozdílná závlaha (šedá/kohoutková voda) a biomasa rostlin (nadzemní/kořenová část)

Fosfor ve výsledcích byl zhodnocen obsahem u nadzemní oproti kořenové části. Prokazatelný statistický rozdíl byl zjištěn u rostlin metlice trsnatá a břečťan popínavý. Nadzemní část metlice obsahovala 621,70 mg/kg a břečťanu 729,22 mg/kg fosforu. Kořenová část metlice obsahovala 344,07 mg/kg břečťanu 547,41 mg/kg fosforu (Tab 15).

P			Analýza rozdílu mezi nadzemní částí a kořenovou částí			
	nadzemní část rostlin (ø) mg/kg	kořenová část rostlin (ø) mg/kg	Testovací statistika (F)	Stupně volnosti (df)	Dosažená hladina významnosti (p)	Průkazný rozdíl (A/N)
	± SE	± SE				
Deschampsia	621,70	344,07	20,23	1, 4	0,011*	A
	145,57	77,85				
Heuchera	1065,75	625,77	7,144	1, 4	0,056	N
	244,15	72,11				
Hedera	729,22	547,41	8,741	1, 4	0,042*	A
	135,15	34,30				
Sedum	782,45	905,37	5,4	1, 4	0,081	N
	135,35	162,88				
Festuca	401,33	349,77	0,884	1, 4	0,40	N
	50,23	80,73				

Tab. 15 průměrné hodnoty P (nadzemní a kořenová část) a výsledky statistické analýzy ANOVA, kde závislá proměnná byla P, nezávislá pak rozdílná zálivka (šedá/kohoutková voda) a biomasa rostlin (nadzemní/kořenová část)

Síra statistickou analýzou neprokázala žádné rozdíly ve výsledcích vlivu zálivky šedou vodou oproti kohoutkové vodě (Tab. 16).

S			Analýza rozdílu mezi šedou a kohoutkovou vodou				Výsledky interakcí mezi rozdílnou zálivkou a biomasou			
	zálivka šedá voda (σ) mg/kg	zálivka kohoutková voda (σ) mg/kg	Testovací statistika (F)	Stupně volnosti (df)	Dosažená hladina významnosti (p)	Průkazný rozdíl (A/N)	Testovací statistika (F)	Stupně volnosti (df)	Dosažená hladina významnosti (p)	Průkazné interakce (A/N)
	± SE	± SE								
Deschampsia	1274,88	1626,62	0,572	1, 4	0,492	N	0,009	1, 4	0,93	N
	455,16	411,72								
Heuchera	1733,02	1324,67	0,893	1, 4	0,398	N	1,071	1, 4	0,359	N
	658,23	211,11								
Hedera	953,56	828,09	1,51	1, 4	0,286	N	0,5	1, 4	0,517	N
	133,67	206,20								
Sedum	1941,39	1917,79	0,012	1, 4	0,917	N	0,205	1, 4	0,764	N
	66,81	163,50								
Festuca	871,47	882,53	0,003	1, 4	0,961	N	0,391	1, 4	0,566	N
	160,43	26,31								

Tab. 16 průměrné hodnoty S (šedá a kohoutková voda) a výsledky statistické analýzy ANOVA, kde závislá proměnná byla S, nezávislá pak rozdílná zálivka (šedá/kohoutková voda) a biomasa rostlin (nadzemní/kořenová část)

Síra u statické analýzy srovnáním nadzemní a kořenové části rostlin prokázala jeden významný statistický rozdíl, a to u rostliny Břečťan popínavý. Tento vykazoval hodnotu síry v nadzemní části 720,89 mg/kg a u kořenové části 1060,76 mg/kg obsahu síry (Tab. 17).

S	Analýza rozdílu mezi nadzemní částí a kořenovou částí		Testovací statistika (F)	Stupně volnosti (df)	Dosažená hladina významnosti (p)	Průkazný rozdíl (A/N)
	nadzemní část rostlin (ø) mg/kg	kořenová část rostlin (ø) mg/kg				
	± SE	± SE				
Deschampsia	1884,19	1017,31	3,472	1, 4	0,136	N
	656,76	253,62				
Heuchera	1963,51	1094,17	4,048	1, 4	0,414	N
	727,23	166,85				
Hedera	720,89	1060,76	11,08	1, 4	0,029*	A
	110,51	138,35				
Sedum	2044,74	1814,44	1,164	1, 4	0,341	N
	246,12	188,35				
Festuca	970,37	783,63	0,758	1, 4	0,433	N
	219,07	230,27				

Tab. 17 průměrné hodnoty S (nadzemní a kořenová část) a výsledky statistické analýzy ANOVA, kde závislá proměnná byla S, nezávislá pak rozdílná zálivka (šedá/kohoutková voda) a biomasa rostlin (nadzemní/kořenová část)

8 Diskuze

Závlaha upravenou šedou vodou neovlivnila růst rostlin a kvalitu květů. Výsledky korespondují s dalšími studiemi využívajícími šedou vodu k zálivce. Princip mísení kohoutkové a šedé vody aplikovaný při výrobě okrasných slunečnic, umožňuje získat kvalitní květiny při úspoře pitné vody a snížení usazování odpadních vod v životním prostředí (Mělo, 2020). Výsledky obsahu prvků u okrasných rostlin jsem vyhodnotil jako velmi efektivní pro zálivku šedou vodou. Při našem experimentu byla použita šedá voda nezředěná oproti výzkumu Melo (2020), přesto byly výsledky příznivé a obsah prvků se u nadzemní části výrazně nelišil.

Cílem studie Oliveira et. al. (2020) bylo zhodnotit růst a minerální složení sazenic papáji obecné (*Carica papaya*) a mučenky jedlé (*Passiflora edulis*) zavlažovaných odpadními vodami ze šedé vody. Provedl dva pokusy se sazenicemi papáje a mučenky. Pro nedestruktivní analýzy bylo uspořádání experimentu v časově rozdělených plochách, přičemž plochy se skládaly ze tří typů závlahové vody (šedé, kohoutkové a směsí šedé a kohoutkové vody v poměru 1:1). Pro destruktivní analýzy byl experimentálním uspořádáním jednoduchý randomizovaný blokový design se třemi ošetřeními, odpovídajícími zavlažovacím vodám, se třemi opakováními a pěti rostlinami na replikaci. Sazenice zavlažované odtokem šedé vody dosahovaly vyšší výšky rostlin, většímu průměru stonku, silnější kořenové části. Obsahy prvků N, K, Ca, Mg, Fe, Mn a Zn u semenáčků papáji obecné, nebyly změněny zavlažováním šedou vodou. Obsahy prvků N, Fe, Zn v semenáčcích mučenky jedlé, byly zvýšeny aplikací šedé vody, zatímco obsahy P, K, Ca, Mg a Mn nebyly ovlivněny. V našem experimentu rozdíl mezi závlahou kohoutkovou a šedou vodou byl prokazatelný statistický rozdíl v hodnotách pouze u jednoho z pěti zkoumaných, a to u rozchodníkovce velkého. Byly prokázány rozdíly v hodnotách prvků draslíku, sodíku a fosforu. Ostatní prvky vápník, hořčík a síra vykazovaly podobné hodnoty výše prvku. U zbylých čtyř druhů rostlin se hodnoty prvku výrazně nelišily. Tímto zkoumáním se shodují s Oviveria et. al. (2020), že obsahy prvku okrasných rostlin použité v experimentu, nebyly změněny zaléváním šedou vodou.

Kalaiselvan et. al. (2019) uvádí, že dle testování šedé a kohoutkové vody může usoudit, že ředkev setá (*Raphanus sativus*) nerostla tak dobře, když byla zaléváné dvěma druhy vody. Domnívá se, že faktory je nedostatek čpavku a dusíku, který přispěl k pomalejšímu růstu rostlin. Johnson (2007) uvádí, že dusík je esenciální živina pro růst rostlin, jehož nedostatek může zastavit růst rostlin. I přesto Kalaiselvan v závěru svého výzkumu uvedl, že doporučuje použití šedé vody pro pěstování plodin, jelikož ředkev setá vyznačovala větší vzrůst při zálivce šedou vodou. S tímto závěrem nesouhlasím, protože nejsou dány požadavky na kvalitu a limity opětovného použití, závislý na původu šedých vod a na možnosti kontaktu člověka s recyklovanou vodou. Proto se domnívám, že užití šedé vody na jedlé plodiny stále není prozkoumáno na takové úrovni. Například v šedé vodě mohou být obsaženy fekálie a moč. Spíše bych užití šedé vody směřoval k zalévání zahrad a okrasných rostlin. Stejně tak bych

doporučil takovou vodu používat v zemědělství na závlahy, opět ale zejména při pěstování plodin na technické účely, například k produkci biopaliv. Kožíšek F. (2012) uvádí, že je důležité posoudit všechna možná zdravotní rizika šedé vody. Lidé mohou být ohroženi na zdraví všemi možnými cestami expozice: náhodným (neúmyslným) požitím šedé vody nebo úmyslným požitím zeleniny zalévané takovou vodou, vdechnutím aerosolu generovaným z této vody při některých způsobech použití a konečně kontaktem takové vody s pokožkou. Riziko je známo především pro cestu inhalační – uvedu zde dva příklady této skryté, ale velmi efektivní expoziční cesty. V roce 2008 byla ve státě Victoria v Austrálii zaznamenána menší epidemie legionářské nemoci (těžký zápal plic způsobený bakterií *Legionella pneumophila*). Lidé ve věku 30 až 55 let se nakazili při mytí auta v myčce, která využívala recyklovanou vodu, a to vdechnutím drobného aerosolu, který se při mytí auta vytváří. Šedou vodu, lze doporučit k záливce, jeliko nebylo zjištěno, že by negativně ovlivňovala růst rostlin. Stále je zpotřebí dodržovat striktní hygienické opatření, při použití šedé vody.

9 Závěr

Pokud budeme vycházet z výsledků práce, lze usoudit, že vybrané okrasné rostliny by se daly využívat při pěstování záливkou šedou vodou.

U daných prvků se viditelně neprokázaly rozdílné hodnoty. Vyhodnocením dat se neprokázalo, že by se hodnoty prvků statisticky významně lišily při porovnání záливkou šedou a kohoutkovou vodou. Pouze u rostliny rozchodníkovec velký byly prokázány rozdíly v hodnotách prvků draslíku, sodíku a fosforu. Ve všech případech se jednalo o prokazatelně větší množství obsahu prvku v rostlinách zalévané šedou vodou. Draslík prokazoval rozdíl v obsahu ve výši 1375 mg/kg mezi záливkou šedou a kohoutkovou vodou. Sodík při záливce šedou a kohoutkovou vodou vykázal rozdílný obsah o 211 mg/kg. Poslední prvek, fosfor, se lišil o 559 mg/kg. U všech ostatních rostlin vyšel obsah prvků nezávislý na rozdílné záливce.

Dále bylo provedeno vyhodnocení dat a srovnání obsahu prvků biomasy v kořenové části a nadzemní části. Vyhodnocením dat bylo průkazné, že některé hodnoty prvků se statisticky významně liší. Nejčastější prvek s rozdílnou hodnotou je draslík. Tento vykazuje u nadzemní i u kořenové části nejvíce rozdílné hodnoty u všech sledovaných rostlin. Ve všech případech se jednalo o prokazatelně větší množství obsahu prvku v nadzemní části rostlin. Metlice trsnatá prokázala nejvíce rozdílné hodnoty u prvků K, Mg ve prospěch nadzemní části rostliny. Dlužicha americká prokázala rozdílné hodnoty u prvků K, Mg ve prospěch nadzemní části. Rozchodníkovec velký prokázal nejvíce rozdílné hodnoty u prvků Ca, K ve prospěch nadzemní části. Kostřava ovčí prokázala nejvíce rozdílné hodnoty u sledovaných prvků K, Na ve prospěch nadzemní části. Jako poslední zástupce z pěti druhů testovaných rostlin je Břečťan popínavý. Tento jako jediný prokázal rozdílné hodnoty ve prospěch kořenové části prvků Ca, Na, P, S. Experiment vliv zálivky šedou vodou v porovnání s kohoutkovou vodou na příjem biogenních živin vybraných druhů okrasných rostlin, neprokával zvlášť rozdílné hodnoty. Vyhodnotil bych experiment jako efektivní pro další nezbytné kroky v úspoře pitné vody.

10 Literatura

1. Al-Jayyousi, O.R., 2003. Greywater reuse: towards sustainable water management. *Desalination* 156, 181–192
2. Jeppesen, B., 1996. Domestic greywater re-use: Australia's challenge for the future. *Desalination* 106, 311–315.
3. Christova-Boal, D., Eden, R.E., McFarlane, S., 1996. An investigation into greywater reuse for urban residential properties. *Desalination* 106, 391–39
4. Howard, E., Misra, R.K., Loch, R., Le-Minh, N., 2005. Laundry grey water potential impact on Toowoomba soils – final report. National Centre for Engineering in Agriculture Publication 1001420/2
5. Ottoson, J., Stenström, T.A., 2003. Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. *Water Res.* 37, 645–655

6. Gross, A., Azulai, N., Oron, G., Ronen, Z., Arnold, M., Nejidat, A., 2005. Environmental impact and health risks associated with greywater irrigation: a case study. *Water Sci. Technol.* 52, 161–169
7. Eriksson, E., Auffarth, K., Eilersen, A.M., Henze, M., Ledin, A., 2003. Household chemicals and personal care products as sources for xenobiotic organic compounds in grey wastewater. *Water SA* 29, 135–146.
8. Smulders, E., 2002. *Laundry Detergents*. Wiley-VCH Verlag GmbH, Weinheim, FRG
9. Misra, R.K., Sivongxay, A., 2009. Reuse of laundry greywater as affected by its interaction with saturated soil. *J. Hydrol.* 366, 55–61
10. Brunner, P.H., Capri, S., Marcomini, A., Giger, W., 1988. Occurrence and behaviour of linear alkylbenzenesulphonates, nonylphenol, nonylphenol mono- and nonylphenol diethoxylates in sewage and sewage sludge treatment. *Water Res.* 22, 1465–1472
11. Field, J.A., Barber, L.B., Thurman, E.M., Moore, B.L., Lawrence, D.L., Peake, D.A., 1992. Fate of alkylbenzenesulfonates and dialkyltetrasulfonates in sewage-contaminated groundwater. *Environ. Sci. Technol.* 26, 1140–1148.
12. Abu-Zreig, M., Rudra, R.P., Dickinson, W.T., 2003. Effect of application of surfactants on hydraulic properties of soils. *Biosys. Eng.* 84, 363–372.
13. Shafran, A.W., Gross, A., Ronen, Z., Weisbrod, N., Adar, E., 2005. Effects of surfactants originating from reuse of greywater on capillary rise in the soil. *Water Sci. Technol.* 52, 157–166
Wiel-Shafran, A., Ronen, Z., Weisbrod, N., Adar, E., Gross, A., 2006. Potential changes in soil properties following irrigation with surfactant-rich greywater. *Ecol. Eng.* 26, 348–354
14. Kuhnt, G., 1993. Behaviour and fate of surfactants in soil. *Environ. Toxic. Chem.* 18:13–18
15. Parr, J.F., Norman, A.G., 1965. Considerations in the use of surfactants in plant systems: a review. *Bot. Gaz.* 126, 86–96.
16. Bubenheim, D., Wignarajah, K., Berry, W., Wydeven, T., 1997. Phytotoxic effects of gray water due to surfactants. *J. Am. Soc. Hort. Sci.* 122, 792–796
17. Garland, J.L., Levine, L.H., Yorio, N.C., Hummerick, M.E., 2004. Response of graywater recycling systems based on hydroponic plant growth to three classes of surfactants. *Water Res.* 38, 1952–1962.

18. Garland, J.L., Levine, L.H., Yorio, N.C., Adams, J.L., Cook, K.L., 2000. Graywater processing in recirculating hydroponic systems: phytotoxicity, surfactant degradation, and bacterial dynamics. *Water Res.* 34, 3075–3086.
19. Dohányos M., Koller J., Strnadová N. (1998). Čištění odpadních vod. Vydavatelství VŠCHT. ISBN.
20. Çetin, Ö., and Akalp, E. (2019). Efficient use of water and fertilizers in irrigated agriculture: drip irrigation and fertigation. *Acta Horticulturae et Regiotecturae*, 22(2), 97-102.
21. Khokhar, T. (2017). Chart: Globally, 70% of freshwater is used for agriculture. *World Bank Data Blog*.
22. Hagin, J., Lowengart, A., and Sneh, M. (2002). *Fertigation: Fertilization through irrigation*. International Potash Institute.
23. Wallace, J. S. (2000). Increasing agricultural water use efficiency to meet future food production. *Agriculture, ecosystems and environment*, 82(1-3), 105-119.
24. Arua, S. – Kumar, R. – Singh, S.P. 2018. Water saving techniques in agriculture.
25. Üzen, N., Çetin, Ö., and Karaer, M. (2013). The role of Micro Irrigation for Modern Agriculture. *Toprak ve Su Dergisi Special Issue for Agricasia*, 2(2), 2131-2138.
26. OECD. 2010. Sustainable Management of Water Resources in Agriculture. ISBN 978-92-64-08345-5 (print). DOI 10.1787/9789264083578
27. Yan, X. L., Dai, T. F., and Jia, L. M. (2018). Evaluation of the cumulative effect of drip irrigation and fertigation on productivity in a poplar plantation. *Annals of forest science*, 75(1), 1-12.
28. Chartzoulakis, K., and Bertaki, M. (2015). Sustainable water management in agriculture under climate change. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, 4, 88-98.
29. Schwankl, L., Hanson, B., and Prichard, T. (1998). *Micro-irrigation of trees and vines*. Water Management Series publication.
30. Bar-Yosef, B. (1999). Advances in fertigation. In *Advances in agronomy* (Vol. 65, pp. 1-77). Academic Press.

31. Kafkafi, U. – Tarchitsky, J. 2011. Fertigation. A tool for efficient fertilizer and water management. Intl. Fert. Ind. Assn., Paris, France and Intl. Horgen, Switzerland : Potash Inst. 2011.
32. Gibbs, J., Turner, D. W., Armstrong, W., Darwent, M. J., and Greenway, H. (1998). Response to oxygen deficiency in primary maize roots. I. Development of oxygen deficiency in the stele reduces radial solute transport to the xylem. *Functional Plant Biology*, 25(6), 745-758.
33. Zobel, R. W., Del Tredici, P., and Torrey, J. G. (1976). Method for growing plants aeroponically. *Plant Physiology*, 57(3), 344-346.
34. Chang, D. C., Park, C. S., Kim, S. Y., and Lee, Y. B. (2012). Growth and tuberization of hydroponically grown potatoes. *Potato research*, 55(1), 69-81.
35. Resh, H. M. (2012). *Hydroponic food production: a definitive guidebook for the advanced home gardener and the commercial hydroponic grower*. CRC press.
36. Sharma, H. K., Daiya, K. S., and Chawan, D. D. (1980). Effect of different soil types on plant growth, leaf pigments and sennoside content in Cassia species. *Pharmaceutisch weekblad*, 2(1), 573-575.
37. Strojny, Z., and Nowak, J. S. Effect of different growing media on the growth of some bedding plants. *Acta horticulturae*. 19, 157-162 (2004)
38. Ayers, R.S., Westcot, D.W., 1985. *Water quality for agriculture*. FAO Irrigation and Drainage Paper 29, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome
39. Jackson, S., Rodda, N., Salukazana, L., 2006. Microbiological assessment of food crops irrigated with domestic greywater. *Water SA* 32, 700-704.
40. Finley, S., Barrington, S., Lyew, D., 2009. Reuse of domestic greywater for irrigation of food crops. *Water Air Soil Pollut.* 199, 235-245.
41. Bubenhcim, D.L. 1991. Plants for water recycling, oxygen regeneration and food production. *Waste Mgt Res*- 9:435443.
42. Garland, J.L., Levine, L.H., Yorio, N.C., Adams, J.L., Cook, K.L., 2000. Graywater processing in recirculating hydroponic systems: phytotoxicity, surfactant degradation, and bacterial dynamics. *Water Res.* 34, 3075-3086.

43. Garland, J.L., Levine, L.H., Yorio, N.C., Hummerick, M.E., 2004. Response of graywater recycling systems based on hydroponic plant growth to three classes of surfactants. *Water Res.* 38, 1952-1962
44. Wiel-Shafran, A., Ronen, Z., Weisbrod, N., Adar, E., Gross, A., 2006. Potential changes in soil properties following irrigation with surfactant-rich greywater. *Ecol. Eng.* 26, 348-354.
45. Rao, P., He, M., 2006, Adsorption of anionic and nonionic surfactant mixtures from synthetic detergents on soils. *Chemosphere* 63, 1214-1221.
46. K uchler, T., Schnaak, W., 1997. Behaviour of Linear Alkylbenzene Sulphonates (LAS) in sandy soils with low amounts of organic matter. *Chemosphere* 35, 153-167
47. Scott, M.J., Jones, M.N., 2000. The biodegradation of surfactants in the environment. *Biochim. Biophysic. Acta* 1508, 235-251.
48. Abusam A. Reuse of greywater in Kuwait. *International Journal of Environmental Studies* 2008;65:103–8
49. Jenerette GD, Larsen L. A global perspective on changing sustainable urban water supplies. *Global and Planetary Change* 2006;50:202–11
50. Lundqvist J, Tortajada C, Varis O, Biswas A. Water management in megacities. *Ambio* 2005;3:267–8
51. Yiasoumi W, Grewal HS, Maheshwari BL, Simmons B. Evaluating water saving using smart irrigation and harvesting systems. In: *Irrigation Australia Conference*; 2008
52. Lake PS, Bond NR. Australian futures: freshwater ecosystems and human water usage. *Futures* 2007;39:288–305
53. Christova-Boal, D., Eden, R. E., and McFarlane, S. (1996). An investigation into greywater reuse for urban residential properties. *Desalination*, 106(1-3), 391-397.
54. Pinto, U., Maheshwari, B. L., and Grewal, H. S. (2010). Effects of greywater irrigation on plant growth, water use and soil properties. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(7), 429-435.
55. Fan, J., Lu, X., Gu, S., & Guo, X. (2020). Improving nutrient and water use efficiencies using water-drip irrigation and fertilization technology in Northeast China. *Agricultural Water Management*, 241, 106352.

56. Ottoson, J., Stenström, T.A., 2003. Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. *Water Res.* 37, 645-655
57. Ottoson J, Stenstrom AT. Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. *Water Research* 2003;37:645–55.
58. Palmquist H, Hanaeus J. Hazardous substances in separately collected grey and blackwater from ordinary Swedish households. *Science of the Total Environment* 2005;348:151–63
59. Jefferson B, Laine A, Parsons S, Stephenson T, Judd S. Technologies for domestic wastewater recycling. *Urban Water* 1999;1:285–92
60. Neal J. Waste water reuse studies and trial in Canberra. *Desalination* 1996;106:399–405
61. Okun DA. Distributing reclaimed water through dual systems. *American Water Works Association* 1997;89:52–64.
62. Ottoson J, Stenstrom AT. Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. *Water Research* 2003;37:645–55
63. Rose JB, Sun G-S, Gerba CP, Sinclair NA. Microbial quality and persistence of enteric pathogens in greywater from various household sources. *Water Research WATRAG* 1991;25:37–42
64. Dixon A, Butler D, Fewkes A. Water saving potential of domestic water reuse systems using greywater and rainwater in combination. *Water Science and Technology* 1999a;39:25–32.
65. Birks R, Hills S. Characterisation of indicator organisms and pathogens in domestic greywater for recycling. *Environmental Monitoring and Assessment* 2007;129:61–9
66. Allen, L., Christian-Smith, J., and Palaniappan, M. (2010). Overview of greywater reuse: the potential of greywater systems to aid sustainable water management. *Pacific Institute*, 654(1), 19-21.
67. Oteng-Peprah, M., Acheampong, M. A., and DeVries, N. K. (2018). Greywater characteristics, treatment systems, reuse strategies and user perception—a review. *Water, Air, and Soil Pollution*, 229(8), 1-16.
68. Shaikh, I. N., Ahammed, M. M., and Krishnan, M. S. (2019). Graywater treatment and reuse. In *Sustainable Water and Wastewater Processing* (pp. 19-54). Elsevier.

69. Sahab, S., Suhani, I., Srivastava, V., Chauhan, P. S., Singh, R. P., and Prasad, V. (2021). Potential risk assessment of soil salinity to agroecosystem sustainability: Current status and management strategies. *Science of The Total Environment*, 764, 144164.
70. Rajput, V.D., Chen, Y., Ayup, M., 2015. Effects of high salinity on physiological and anatomical indices in the early stages of *Populus euphratica* growth. *Russ. J. Plant Physiol.* 62, 229–236. doi:10.1134/S1021443715020168
71. Ondrasek, G., Rengel, Z., Veres, S., 2011. Soil salinisation and salt stress in crop production. *Abiotic Stress Plants-Mechanisms Adapt.*, 171–190 <https://doi.org/10.5772/22248>
72. Dagar, J.C., Minhas, P.S., 2016. Agroforestry for the management of waterlogged saline soils and poor-quality waters. Springer India. <https://doi.org/10.1007/978-81-322-2659-8>.
73. Suhani, I., Vaish, B., Singh, P., Singh, R.P., 2020. Restoration, Construction, and Conservation of Degrading Wetlands: A Step Toward Sustainable Management Practices. *Restoration of Wetland Ecosystem: A Trajectory Towards a Sustainable Environment*. Springer, pp. 1–16.
74. Wild, A., 2003. *Soils, Land and Food: Managing the Land during the Twenty-first Century*. Cambridge University Press
75. FAO (Food and Agriculture Organization), 2011. *The State of the world's Land and Water Resources for Food and Agriculture (SOLAW) – Managing Systems at Risk*. The Food and Agriculture Organization of the United Nations and Earthscan.
76. Kopittke, P.M., Menzies, N.W., Wang, P., McKenna, B.A., Lombi, E., 2019. Soil and the intensification of agriculture for global food security. *Environ. Int.* 132, 105078. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105078>.
77. Yadav, S.P., Bharadwaj, R., Nayak, H., Mahto, R., Singh, R.K., Prasad, S.K., 2019. Impact of salt stress on growth, productivity and physicochemical properties of plants: a review. *Int J Chem Stud* 7, 1793–1798
78. Qadir, M., Ghafoor, A., Murtaza, G., 2000. Amelioration strategies for saline soils: a review. *L. Degrad. Dev.* 11. [https://doi.org/10.1002/1099-145X\(200011/12\)11:63.0.CO;2-S](https://doi.org/10.1002/1099-145X(200011/12)11:63.0.CO;2-S).

79. Sharma, D.K., Singh, A., 2015. Salinity research in India-achievements, challenges and future prospects. *Water Energy Int.* 58, 35–45
80. Kronzucker, H.J., Coskun, D., Schulze, L.M., Wong, J.R., Britto, D.T., 2013. Sodium as nutrient and toxicant. *Plant Soil* 369, 1–23. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1801-2>.
81. <https://www.liapor.cz/assets/uploads/files/20190607092112Techicka-prirucka-zdiva-Liapor-4.-vydani.pdf>
82. Chawla, G., P.N. Viswanathan, and S. Devi. 1986. Effect of linear alkyl benzene sulfonate on *Scenedesmus quadricauda* in culture. *Environ. Expt. Bot.* 26:39-51.
83. Rinallo, C., A. Bennici, and E. Cenni. 1988. Effect of two surfactants on *Triticum durum* Desf. plantlets. *Environ. Expt. Bot.* 28:367—374.
84. Wisniewski, R. W. and D.L. Bubenheim. 1993. Aerobic biological degradation of surfactants in waste water. Amer. Inst. Aeronautics Astronautics Paper 93-4152
85. Federle, T. W. and R.M. Ventullo. 1990. Mineralization of surfactants by the microbiota of submerged plant detritus. *Appl. Environ. Microbiol.* 56:333-339.
86. Alexander M. 1981. Biodegradation of chemicals of environmental concern. *Science* 211:132
87. Cooke, W.B. and G.S. Matsuura. 1963. Removal of ABS from solutions by a common fungus of sewage. *Mycopathol. Mycol. Appl.* 19:287–295
88. Hrsak, D. and D. Grbic-Galic. 1995. Biodegradation of linear alkylbenzenesulphonates (LAS) by mixed methanotrophic—heterotrophic cultures. *J. Appl. Bacteriol.* 78:487-494.
89. Lee, D.H.K. 1970. The effect of anionic and nonionic detergents on soil micro fungi. *Can. J. Bot.* 48:583—589.
90. Ryckman, D. W. and D.N. Sawyer. 1957. Chemical structure and biological oxidizability of surfactants. *Purdue Univ. Conf.* 12:270—284.
91. Winter, W. 1962. Biodegradation of detergents in sewage treatment. *Wasserwirtsch. Wassertech.* 12:65—271.

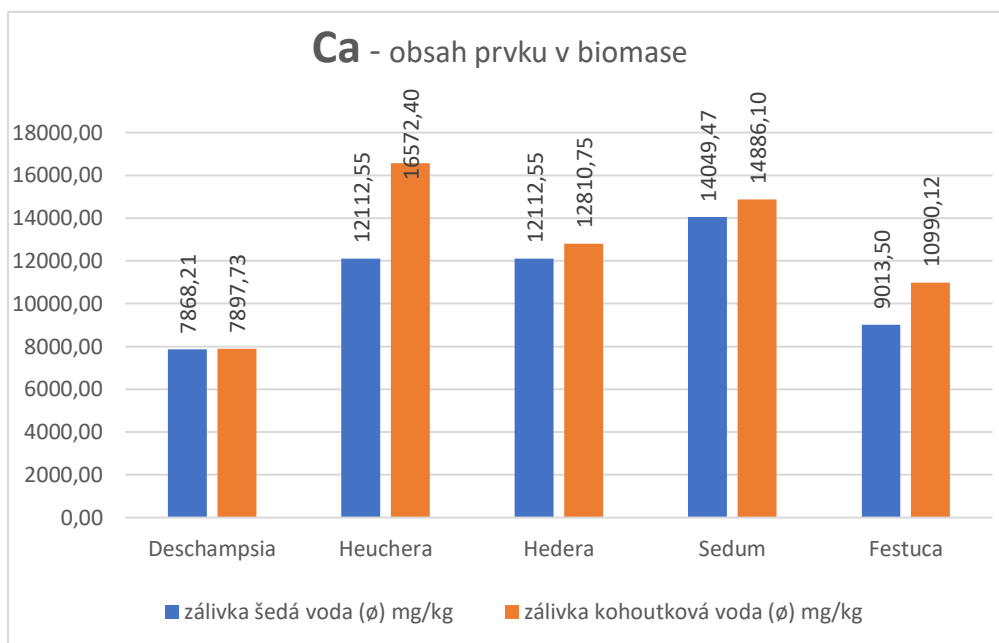
92. Cordon, T.c., E.W. Maurer, and A.J. Stirton. 1970. The course of biodegradation of anionic surfactants by analyses for carbon, MBAS and sulfate ion. *J. Amer. Oil Chem. Soc.* 47:2()3—206.
93. Sheers, E.H., D.C. Wehner, and G.F. Sauer. 1967. Biodegradation of a sulfonated amide. *J. Water Pollution Control Federation* 39: 1410—1416
- Winter, W. 1962. Biodegradation of detergents in sewage treatment. *Wasserwirtsch. Wassertech.* 12:65 271.
94. Jenkins, R. (2012). X-ray fluorescence spectrometry.
95. Saitzová, I. (2014). Stanovení těžkých kovů ve vybraných rostlinných materiálech.
96. Charles, B., and Fredeen, K. J. (1997). Concepts, instrumentation and techniques in inductively coupled plasma optical emission spectrometry. *Perkin Elmer Corporation*, 3, 2.
97. Lajunen, L. H., & Perämäki, P. (2004). Spectrochemical analysis by atomic absorption and emission. Royal Society of Chemistry.
98. Rothera, S. L., & Davy, A. J. (1986). Polyploidy and habitat differentiation in *Deschampsia cespitosa*. *New Phytologist*, 102(3), 449-467.
99. Soltis, D. E. (1985). Allozymic differentiation among *Heuchera americana*, *H. parviflora*, *H. pubescens*, and *H. villosa* (Saxifragaceae). *Systematic Botany*, 193-198.
100. Metcalfe, D. J. (2005). *Hedera helix* L. *Journal of Ecology*, 93(3), 632-648.
101. Grulich, V. (1984). Notes on the Czechoslovak species of the genus *Hylotelephium*. *Preslia*, 56, 47-53.
102. Hoagland, D. R., & Snyder, W. C. (1933). Effects of deficiencies of boron and certain other elements:(b) Susceptibility to injury from sodium salts. In *Proceedings of the American Society for Horticultural Science* (Vol. 30, pp. 288-294).
103. Hoagland, D. R., & Arnon, D. I. (1938). Growing plants without soil by the water-culture method. Growing plants without soil by the water-culture method.

104. Hoagland, D. R., & Arnon, D. I. (1950). The water-culture method for growing plants without soil. Circular. California agricultural experiment station, 347(2nd edit).
105. Uchida, R. (2000). Základní živiny pro růst rostlin: funkce živin a příznaky nedostatku. *Management živin rostlin na havajských půdách*, 4, 31-
106. Basyouni, R., Dunn, B., 2013. Use of reflectance sensors to monitor plant nitrogen status in horticultural plants
107. Nakos, G., 1980. Fertilization and nutrition experiments with conifer seedling in pots. *Plant Soil* 55, 269-281.
108. Tester, M., Langridge, P., 2010. Breeding technologies to increase crop production in a changing world. *Science* 327, 818-822
109. Tian, S., Lu, L., Labavitch, J. M., Webb, S. M., Yang, X., Brown, P. H., & He, Z. (2014). Spatial imaging of Zn and other elements in Huanglongbing-affected grapefruit by synchrotron-based micro X-ray fluorescence investigation. *Journal of experimental botany*, 65(4), 953-964.
110. Dhawale, C.A., Misra, S., Thakur, S., Jambhekar, N.D., Analysis of nutritional deficiency in citrus species tree leaf using image processing, pp. 2248–2252. In (ed)
111. Nielsen, F.H. Boron in human and animal nutrition. *Plant and Soil* 193, 199–208 (1997). doi.org/10.1023/A:1004276311956
112. Krouma, A., Gharsalli, M., Abdelly, C., 2003. Differences in response to iron deficiency between some plant species. *J. Plant Nutr.* 26
113. Crites, R. and G. Tchobanoglous. *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*, WCB and McGraw-Hill, New York, USA, 1998.
114. Bogáňová, I., Možnosti využití šedých vod. Brno. 2012. 106s., 6 s. příl. Diplomová práce. Vysokého učení technického v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství obcí. Vedoucí práce Ing. Renata Biela, Ph.D.
115. Melo, M.R.d., Dias, N.d., de Medeiros, I.J.N. *et al.* Strategies for applying gray water effluent on ornamental sunflower crops. *Environ Sci Pollut Res* 27, 38537–38544 (2020).
116. Oliveira, Herison Alves DE, Rafael Oliveira Batista, Francisco Vanies Da Silva Sá, Nildo Da Silva Dias a Ana Kaline Da Costa Ferreira. growth and

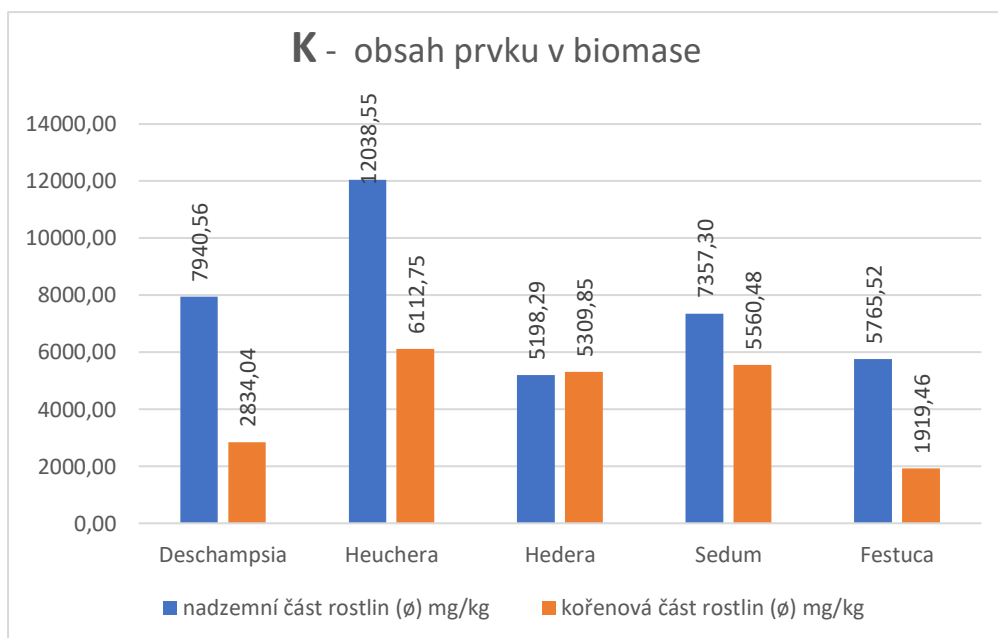
mineral composition of papaya and passion fruit seedlings irrigated with gray water. *Revista Caatinga* [online]. 2020, **33**(4), 1037-1048 [cit. 2022-03-14]. ISSN 1983-2125

117. Kalaiselvan, Karunakaran and Govindasamy, Chinnavenkataraman and Karuppanan, Periyasamy, Cultivation of Radish (*Raphanus Sativus*) in Gray Water and Normal Water and Nutritional Analysis – A Comparative Study (August 6, 2019)
118. Johnson W., A Review of Factors Affecting Plant Growth, volume 29, Posted: 2005-11
119. Kožíšek F. (2012). Šedé vody z pohledu hygienika a legislativy. SOVAK – Časopis oboru vodovodů a kanalizací.

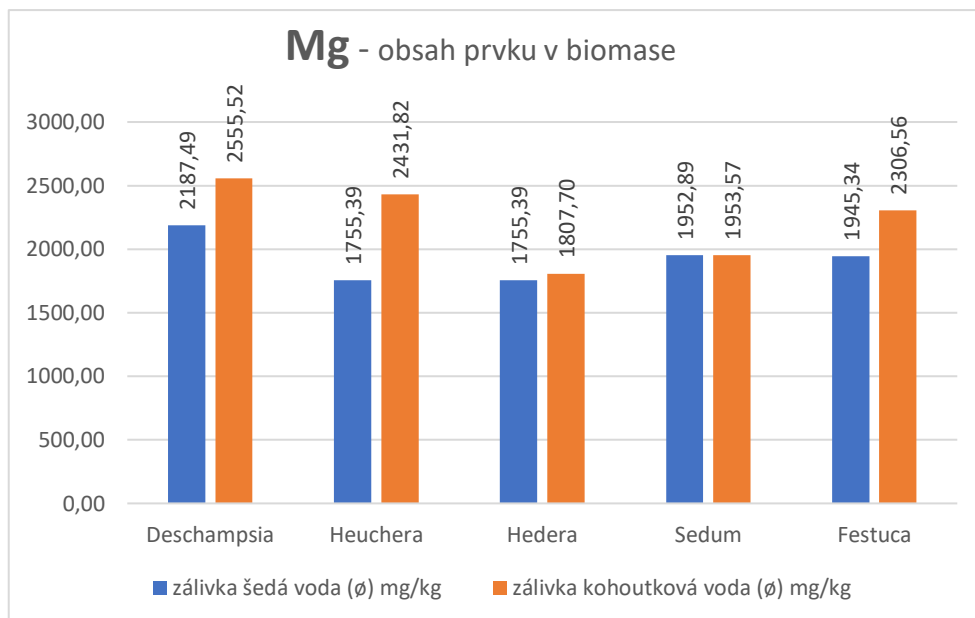
11 Přílohy



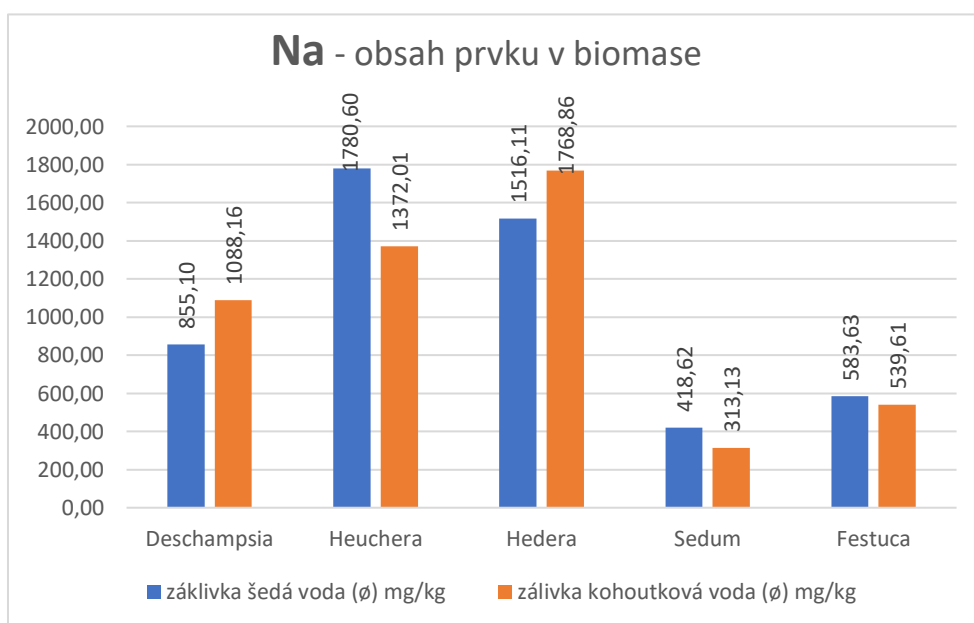
Graf 7 rozdíl obsahu vápníku mezi zálivkou šedou a kohoutkovou vodou



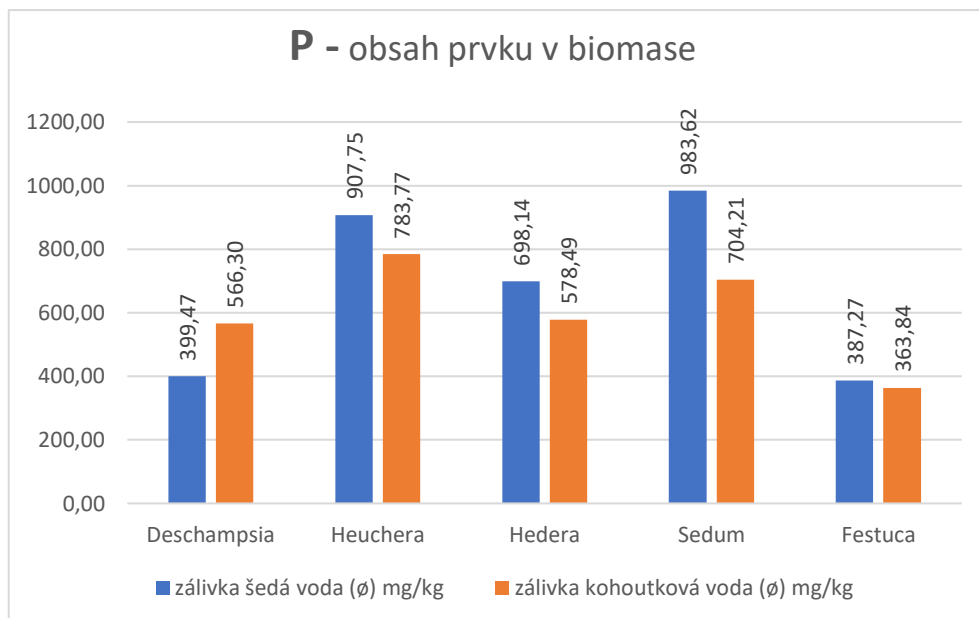
Graf 8 rozdíl obsahu draslíku mezi zálivkou šedou a kohoutkovou vodou



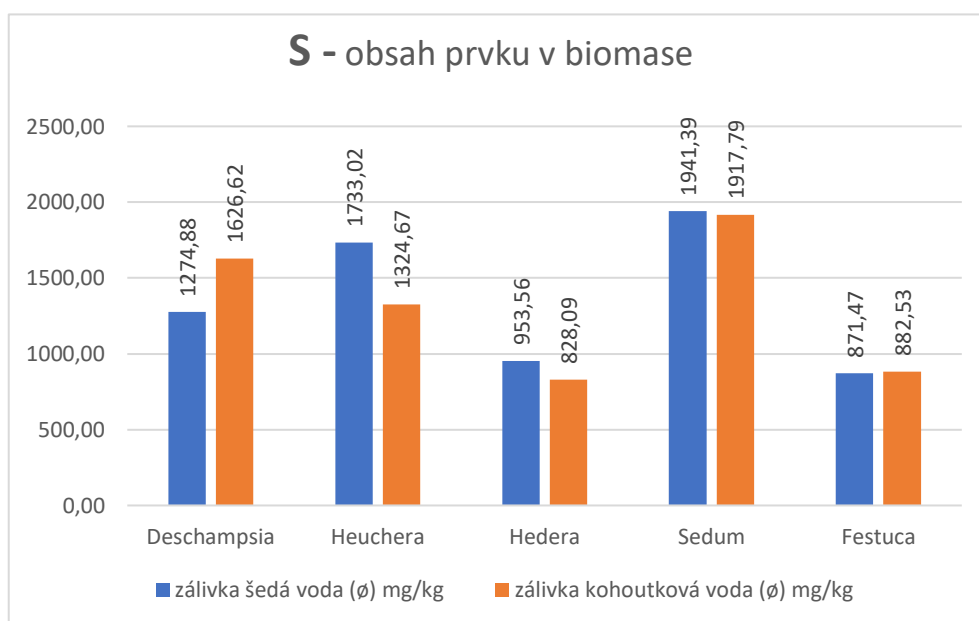
Graf 9 rozdíl obsahu hořčíku mezi zálivkou šedou a kohoutkovou vodou



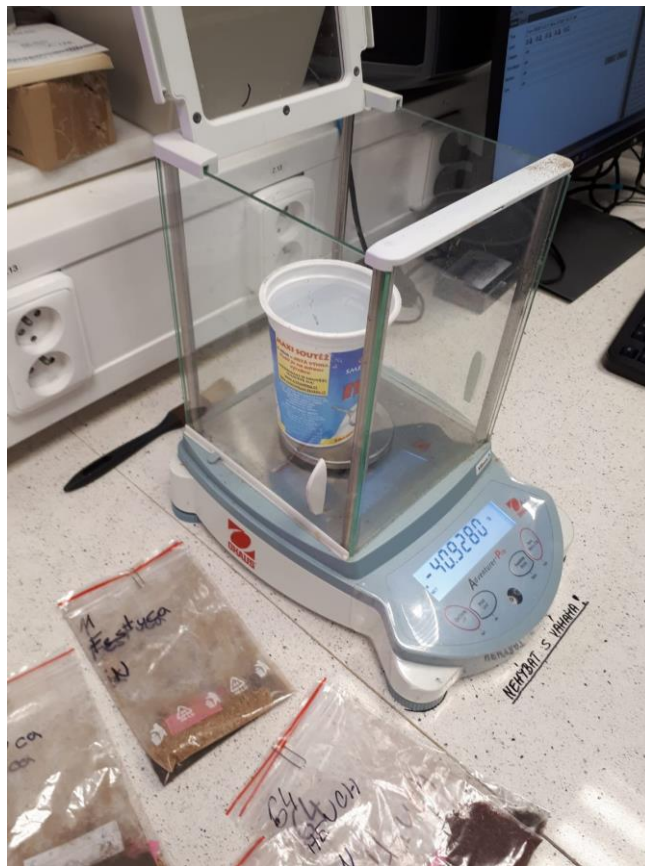
Graf 10 rozdíl obsahu sodíku mezi zálivkou šedou a kohoutkovou vodou



Graf 11 rozdíl obsahu fosforu mezi zálivkou šedou a kohoutkovou vodou



Graf 12 rozdíl obsahu síry mezi zálivkou šedou a kohoutkovou vodou



Obr. 10 akreditované váha v laboratoři



Obr. 11 usušená kořenová část biomasy



Obr. 12 laboratorní mlýnek fakulta životního prostředí ČZU



Obr. 13 rozemletá usušená biomasa