

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra botaniky a fyziologie rostlin



Vliv paracetamolu na rychlost výměny plynů lociky seté

Bakalářská práce

Autor práce: Adéla Kulhánková

Studijní obor: Zahradnictví

Vedoucí práce: doc. Ing. František Hnilička, Ph.D.

© 2020 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci „Vliv paracetamolu na rychlost výměny plynů lociky seté“ jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 16.7.2020

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala doc. Ing. Františkovi Hniličkovi, Ph.D. za poskytnuté rady, ochotu, pomoc a odborné vedení mé bakalářské práce.

Dále bych chtěla poděkovat Ing. Jiřímu Kudrnovi a všem pracovníkům Katedry botaniky a fyziologie rostlin, kteří mi během zpracovávání mé práce pomohli a rovněž velmi děkuji svému příteli Pavlovi, rodině a všem blízkým za podporu během celého studia.

Vliv paracetamolu na rychlost výměny plynů lociky seté

Souhrn

Cílem této bakalářské práce bylo sledovat vliv rozdílných koncentrací paracetamolu na rychlost výměny plynů lociky seté (*Lactuca sativa* L.).

Nádobový pokus byl založen v částečně řízených skleníkových podmínkách. Schéma pokusu zahrnovalo pět variant: kontrolní (0 $\mu\text{mol/l}$ paracetamolu), S1 (5 $\mu\text{mol/l}$ paracetamolu), S2 (50 $\mu\text{mol/l}$ paracetamolu), S3 (500 $\mu\text{mol/l}$ paracetamolu), S4 (5 mmol/l paracetamolu). Všechny rostliny byly zalévány stejným objemem vody: 150 ml, stresované byly zalévány s přidavkem rozdílných koncentrací paracetamolu dle varianty. Základní schéma pokusu bylo rozděleno do dvou celků. Kdy polovina rostlin byla zavlažena paracetamolem na počátku pokusu a druhá polovina pokusných rostlin byla pod nepřetržitou zálivkou léčiva.

Pokus byl zahájen ve fázi 6 pravých listů (16 BBCH) a uskutečnilo se celkem 6 měření: 0, 1, 3, 7, 10 a 14 dní po zahájení, při zachování 5 opakování. Rostliny salátu byly na počátku pokusu a 7. den odběru přihnojeny Hoaglandovým živným roztokem. Fotosyntéza, transpirace a stomatální vodivost byla sledována pomocí infračerveného analyzátoru plynů LCpro+.

Z naměřených výsledků je patrné, že k poklesu rychlosti fotosyntézy došlo u rostlin, které byly jednorázově ošetřeny koncentracemi 50 μM , 500 μM a 5 mM paracetamolu. Naopak u rostlin, kterým bylo v zálivkové vodě dodáno 5 μM paracetamolu bylo prokázáno postupné zvýšení rychlosti fotosyntézy podobně jako tomu bylo u kontrolní varianty. Největší rozdíl mezi kontrolní a stresovanou variantou (S4) v rychlosti fotosyntézy činil 2,11 $\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$. Dále bylo prokázáno že chronické působení paracetamolu vedlo ke snížení rychlosti fotosyntézy u všech testovaných variant. Rozdíl mezi kontrolní a stresovanou variantou (S4) v rychlosti fotosyntézy byl u chronicky ošetřovaných rostlin nižší než při jednorázové aplikaci léčiva a činil 1,98 $\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$.

Rychlost transpirace vykazovala střídavě klesající a rostoucí trend, přičemž nepřetržité působení paracetamolu způsobilo u pokusných rostlin výraznější výkyvy než jednorázová aplikace léčiva. Největší rozdíl v rychlosti transpirace mezi kontrolní a stresovanou variantou (S4) byl 1,79 $\text{mmol H}_2\text{O} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$. Naopak nejnižší rozdíl v rychlosti transpirace mezi kontrolní a jednorázově stresovanou variantou (S2) činil 0,27 $\text{mmol H}_2\text{O} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$.

Stomatální vodivost u jednorázově i chronicky ošetřovaných rostlin vykazovala obdobný trend jako rychlost transpirace. Největší naměřený rozdíl mezi kontrolní a stresovanou variantou (S4 při jednorázové aplikaci, S2 při chronickém působení) činil u tohoto parametru 0,19 $\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$.

Na základě výsledků tohoto pokusu je patrná závislost transpirace a stomatální vodivosti a lze konstatovat, že locika setá (*Lactuca sativa* L.) je citlivá k působení paracetamolu.

Klíčová slova: locika setá, paracetamol, fotosyntéza, transpirace

Paracetamol influence on the gas exchange of lettuce plants

Summary

The main goal of this bachelor thesis was to observe the effect of different concentrations of paracetamol on the rate of gas exchange of garden lettuce (*Lactuca sativa* L.).

The pot experiment was initiated in semi-controlled greenhouse conditions. Experiment scheme was divided into five variants: a control variant (0 $\mu\text{mol/l}$ of paracetamol), S1 (5 $\mu\text{mol/l}$ of paracetamol), S2 (50 $\mu\text{mol/l}$ of paracetamol), S3 (500 $\mu\text{mol/l}$ of paracetamol) and S4 (5 mmol/l of paracetamol). All plants were watered with the same amount of water: 150ml. Stressed plants were watered with water and addition of different concentration of paracetamol that depended on the variant. Default scheme of the experiment was divided into two groups where the first group was watered with the addition of paracetamol only at the beginning of the experiment and the second group was watered with the addition of paracetamol during whole experiment.

The experiment was initiated in the phase of six right leaves (16 BBCH). Six control measurements were done in total at day 0, 1, 3, 7, 10 and 14 from the beginning of the experiment with preserving five iterations of measurements. Lettuce was fertilized at the beginning and on the 7th day of the experiment with Hoagland solution. Photosynthesis, transpiration and stomatal conductance were observed with infra-red gas analyzers LCpro+. From measured values is evident that photosynthesis was slowed down at plants which were watered with concentrations of 50 μM , 500 μM a 5 mM of paracetamol. However, plants that were watered with 5 μM had the almost same rate of photosynthesis as a control variant. The biggest difference between the control variant and S4 in the rate of photosynthesis was 2,11 $\mu\text{mol CO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Chronic effect of paracetamol proved reduction of photosynthesis in all variants. Difference between the control variant and chronically stressed variant S4 was lower than the one-time application value of paracetamol and was 1,98 $\mu\text{mol CO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. The rate of transpiration reported fluctuated trend, where plants that were affected permanently had higher progress peaks than plants that were effected only one time by paracetamol. The biggest difference in the rate of transpiration between the control variant and S4 was 1,79 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. On the contrary, the lowest difference in the rate of transpiration between the control variant and S2 (one-time affected) was 0,27 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$.

Stomatal conductance had a similar trend as the rate of transpiration at both chronically stressed and one-time stressed plants. The biggest measured difference between the control variant and stressed variant (S4 one-time stressed and S2 chronically stressed) was 0,19 $\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$.

Based on the results we can state that there is a noticeable dependence between the rate of transpiration and stomatal conductance. We can also state that garden lettuce (*Lactuca sativa* L.) is sensitive to paracetamol.

Keywords: garden lettuce, paracetamol, photosynthesis, transpiration

Obsah

1. Úvod.....	- 8 -
2. Cíl a hypotézy práce	- 9 -
3. Literární rešerše	- 10 -
3.1 Botanická charakteristika lociky seté	- 10 -
3.2 Původ a pěstování	- 10 -
3.3 Léčivé látky a přípravky	- 15 -
3.3.1 Léčiva	- 15 -
3.3.2 Klasifikace léčiv	- 15 -
3.3.3 Spotřeba léčiv v České republice	- 16 -
3.4 Léčiva jako kontaminanty životního prostředí.....	- 16 -
3.4.1 Léčiva ve vodním prostředí.....	- 21 -
3.4.2 Léčiva v půdě.....	- 23 -
3.5 Definice stresu	- 24 -
3.6 Vliv léčiv na rostliny.....	- 27 -
4. Metodika	- 32 -
4.1 Charakteristika pokusného materiálu	- 32 -
4.2 Založení pokusu.....	- 32 -
4.3 Metody měření vybraných charakteristik.....	- 33 -
4.3.1 Stanovení rychlosti výměny plynů a stomatální vodivosti	- 33 -
5. Výsledky	- 33 -
5.1 Rychlost fotosyntézy	- 33 -
5.1.1 Rychlost fotosyntézy při jednorázové aplikaci paracetamolu	- 33 -
5.1.2 Rychlost fotosyntézy při chronické aplikaci paracetamolu	- 35 -
5.2 Rychlost transpirace	- 36 -
5.2.1 Rychlost transpirace při jednorázové aplikaci paracetamolu.....	- 36 -
5.2.2 Rychlost transpirace při chronické aplikaci paracetamolu.....	- 37 -
5.3 Stomatální vodivost.....	- 38 -
5.3.1 Stomatální vodivost při jednorázové aplikaci paracetamolu	- 38 -
5.3.2 Stomatální vodivost při chronické aplikaci paracetamolu.....	- 39 -
6. Diskuse	- 41 -
6.1 Rychlost výměny plynů.....	- 41 -
6.1.1 Rychlost fotosyntézy	- 41 -
6.1.2 Rychlost transpirace	- 42 -
6.2 Stomatální vodivost.....	- 42 -
7. Závěr	- 44 -

1. Úvod

Syntetická léčiva jsou zásadní pro léčbu i prevenci různých chorob a jejich spotřeba neustále stoupá. Vedlejší účinky na lidské zdraví jsou široce zdokumentovány, ale účinky na rostliny patří stále mezi méně prozkoumané i přes to, že jedny z prvních pokusů byly uskutečněny již v 70. letech 20. století.

Kontaminace vody a půdy rizikovými látkami, mezi které patří i léčiva, může představovat nebezpečí nejen pro životní prostředí a necílové organismy, ale rovněž pro zemědělství a tedy i pro kvalitu a bezpečnost potravin. Bylo prokázáno, že léčiva mají schopnost přetrvávat v půdě i několik měsíců a ve většině případů nedochází k odbourávání reziduí léčiv v čističkách odpadních vod (ČOV), a tak se mohou dostávat přímo do vodních zdrojů využívaných v zemědělství pro závlahu. Mezi nejčastěji detekovaná léčiva v prostředí patří například běžně užívané a dobře dostupné nesteroidní protizánětlivé léky: diklofenak a kyselina salicylová.

Salát patří mezi nejstarší a nejpěstovanější druhy zeleniny na celém světě díky tomu, že je zdrojem vitaminů, minerálních látek a vlákniny. Hlávkový salát se řadí mezi oblíbené druhy listové zeleniny i díky snadné stravitelnosti. Patří ovšem mezi citlivé plodiny, a tak může přítomnost různých xenobiotik v životním prostředí negativně ovlivňovat morfologii i fyziologii rostlin.

Působení léčiv může způsobit například změnu rychlosti výměny plynů, čímž se zabývá tato bakalářská práce. Jejím cílem je měření rychlosti výměny plynů v závislosti na působení paracetamolu.

2. Cíl a hypotézy práce

V současné době roste celosvětová spotřeba léčiv a s ní i zájem o studium těchto polutantů, jejich vztahu k rostlinám a také jejich vlivu na ně. Proto je cílem této bakalářské práce sledovat vliv rozdílných koncentrací paracetamolu na rychlost výměny plynů lociky seté (*Lactuca sativa* L.). Locika setá byla vybrána jako modelová rostlina z důvodu rychlého růstu a také kvůli tomu, že lze předpokládat citlivou reakci na aplikaci léčiva.

Z navrhovaného cíle práce vyplývají následující hypotézy:

1. Existuje negativní vliv paracetamolu na primární metabolismus rostlin.
2. Ovlivňuje koncentrace paracetamolu rychlost fotosyntézy a transpirace.
3. Ovlivňuje chronická zálivka paracetamolu primární metabolismus rostlin v porovnání s jednorázovou aplikací testované látky.

3. Literární rešerše

3.1 Botanická charakteristika lociky seté

Lactuca sativa L. (locika setá) patří do oddělení krytosemenné (*Magnoliophyta*), třídy dvouděložné (*Rosopsida*), řádu hvězdicotvaré (*Asterales*) a čeledi hvězdnicovité (*Asteraceae*) (Kaplan a kol. 2019).

Podle Petříkové (2006) se jedná o mělce kořenící rostlinu s krátkým kulovým kořenem. První pravé listy, které rostlina vytváří, mají vejčitý tvar a jsou krátce řapíkaté. Další listy vyrůstají ze zkráceného stonku a jejich tvar lze charakterizovat jako široce vejčitý až okrouhlý. Listy bývají až 50 cm dlouhé, bezřapíkaté a mají výrazné střední žebro. Bývají hladké nebo bublinaté, mohou být zelené, žlutozelené, načervenalé anebo také hnědočervené. Červená barva listů je geneticky podmíněna a výrazněji se projevuje například po chladném až mrazivém období, jak uvádí Kučera a kol. (1988). Lodyha salátu je přímá, bělavá, dužnatá, ve spodní části dřevnatá a dosahuje výšky 0,3-0,8 m (Slavík a Štěpánková 2004).

Květy jsou sestaveny v drobné úbory, které obsahují 16 oboupohlavných kvítků žluté barvy. Ke kvetení rostlin dochází ve stejném roce jako k tvorbě konzumní části, tedy listů. Předčasná tvorba květů bývá podle Petříkové a kol. (2012) považována za negativní jev a v současné době je snaha zvýšit odolnost vůči tomuto jevu pomocí šlechtitelských postupů. Malý a kol. (1998) charakterizují plod jako plochou žebernatou nažku, která bývá tmavě hnědá nebo stříbrošedá. A také uvádí, že HTS bývá obvykle 0,8-1,2 g a semena si udrží klíčivost po dobu 3-4 let.

Jednotlivé odrůdy lze rozdělit podle Pekárkové (2002) na ty, které jsou vhodné k rychlení ve vytápěných či nevytápěných sklenících, dále na odrůdy pěstované ve fóliovnících a také samozřejmě na polní odrůdy. Polní odrůdy dělíme dle reakce na délku dne. A to na ty, které mají velmi citlivou reakci na délku dne, do této skupiny patří odrůdy k rychlení, zimní a také jarní odrůdy. Tyto odrůdy tvoří konzumní část pouze při krátkém dni na podzim, v zimě nebo na jaře.

Při pěstování v podmínkách dlouhého dne v letních měsících dochází k tzv. vybíhání do květu a to bez vytvoření hlávky. Také je můžeme označit za odrůdy dlouhodobní. Odrůdy letní, nazýváme neutrální, protože výrazně nereagují na délku dne. Rozdíl mezi těmito typy salátu je geneticky podmíněný. Předčasná tvorba květenství může být často také nepřímo ovlivněna suchem. Úzkou a specifickou skupinou salátu jsou odrůdy ozimé, které v průměrných střeoevropských zimách přezimují ve volné půdě a poskytují nejranější jarní sklizeň. Je zde ovšem velké riziko poškození výsadby holomrazy nebo například zvěří a ptáky (Pekárková 2002).

3.2 Původ a pěstování

Pekárková (2012) uvádí, že kulturní salát vznikl z plevelné lociky kompasové (*Lactuca serriola*) v oblasti Blízkého východu. Kulturní salát se od lociky kompasové liší například tím, že je jednoletý a nemá tuhé listy. V Evropě, konkrétně ve Francii, byl salát pěstován od

17. století a také byl první zeleninou, která byla rychlena pod sklem. Dnešní odrůdy se od těch historických liší tvarem, velikostí, barvou, zkadeřením listů nebo raností.

Salát dle Petříčkové a kol. (2004) patří mezi oblíbené druhy zeleniny a v nabídce obchodů je prakticky celoročně. Hlávkový salát je zdrojem vitamínů, minerálních látek a také vlákniny. Pozornost spotřebitelů je bohužel převážně směřována na případný vyšší obsah dusičnanů na úkor nutričně cenných látek, jak dokládá tabulka 1.

energie kJ.kg⁻¹	bílkoviny g. kg⁻¹	vláknina g. kg⁻¹
750	15	14
sušina %	Sacharidy %	kys. listová g. kg⁻¹
5,3	2,7	0,55
provitamin A mg. kg⁻¹	vitamín C mg. kg⁻¹	vitamín E mg. kg⁻¹
5,53	81	5,7
vitamín B₃ mg. kg⁻¹	vitamín B₅ mg. kg⁻¹	vitamín B₁₂ mg. kg⁻¹
3,7	1,8	2
draslík mg. kg⁻¹	hořčík mg. kg⁻¹	železo mg. kg⁻¹
2180	158	11
vápník mg. kg⁻¹	sodík mg. kg⁻¹	fosfor mg. kg⁻¹
570	135	205

Tabulka 1: Přehled obsažených látek v 1 kg čerstvé hmoty hlávkového salátu

Zdroj: Kopec (1998)

V tabulce 2 je uveden vývoj pěstebních ploch hlávkového salátu, ve vybraných 9 letech v České republice. I přes to, že celková výměra ploch aktuálně lehce klesá, tak zájem spotřebitelů o tuzemskou zeleninu roste na úkor zeleniny dovážené ze zahraničí (eAGRI 2020). Průměrná roční spotřeba salátu jednoho obyvatele ČR vykazuje mírně rostoucí tendenci na rozdíl od špenátu setého (*Spinacia oleracea* L.), jak dokládá tabulka 3 (ČSÚ 2020).

Podmínky pro pěstování salátu nebyly během posledních dvou let ideální. Jarní počasí bylo sice pro zakládání porostů příznivé, ovšem během dubna došlo k rychlému nástupu vysokých teplot. Neobvykle vysoké teploty v kombinaci s nedostatkem srážek vedly k horšímu vzcházení mladých rostlin. V průběhu roku panovaly extrémní teploty a srážkový deficit se prohluboval, a tak nebylo ani dodatečné zavlažování dosti účinné. V některých lokalitách ČR byly zdroje závlahové vody zcela vyčerpány, a tak docházelo k nařizování zákazu odběru povrchových vod. Nedostatek vody vedl ke snížení výnosu, což dokládá tabulka 4, kde je uveden průměrný hektarový výnos salátu v České republice v 6 vybraných letech (eAGRI 2020).

2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
182 ha	139 ha	173 ha	176 ha	142 ha	152 ha	589 ha	506 ha	452 ha

Tabulka 2: Vývoj pěstebních ploch s hlávkovým salátem v ČR

Zdroj: eAGRI (2020)

salát	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
hlávkový	2,1 kg	1,7 kg	1,4 kg	1,6 kg	1,8 kg	2,3 kg	2 kg	2,4 kg	2,5 kg
špenát	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
setý	0,7 kg	0,9 kg	1 kg	1 kg	1,3 kg	1,2 kg	1,2 kg	1,2 kg	1,2 kg

Tabulka 3: Průměrná roční spotřeba salátu a špenátu jednoho obyvatele ČR

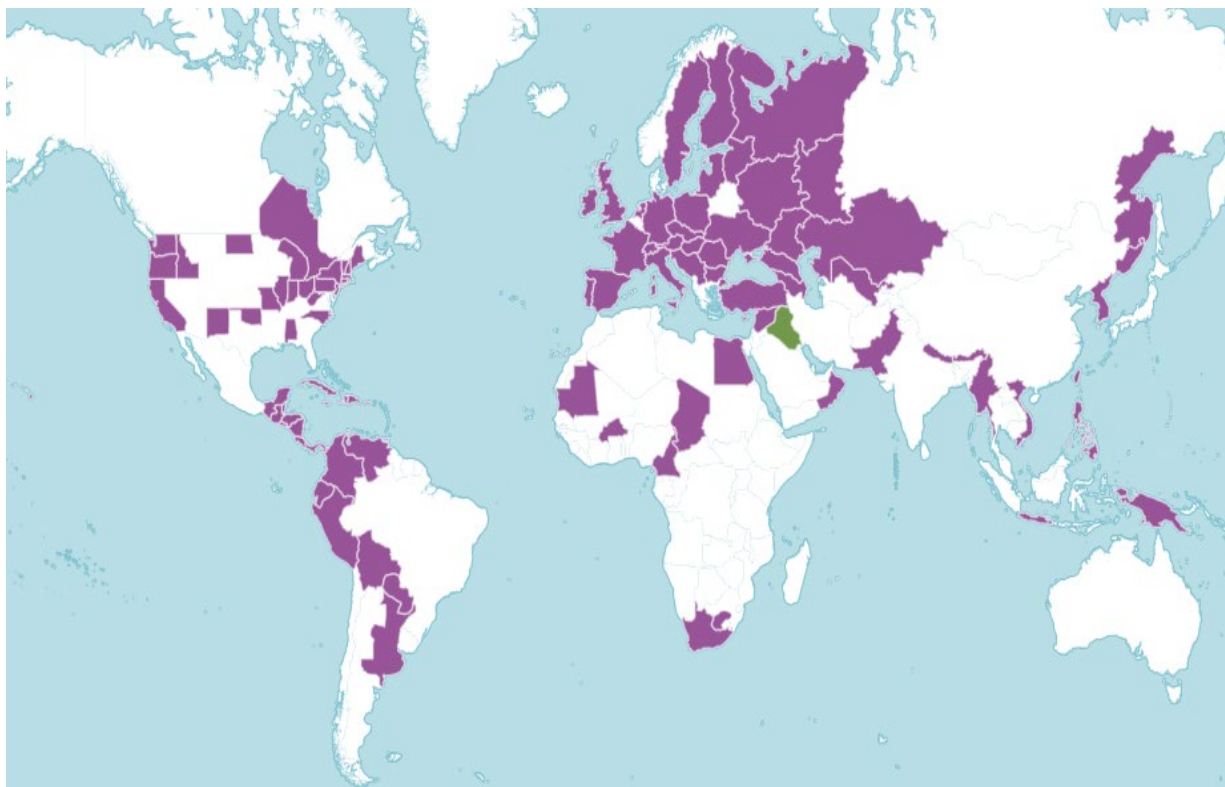
Zdroj: ČSÚ (2020)

2013	2014	2015	2016	2017	2018
10,01 t	11,53 t	32,16 t	14,16 t	35,64 t	17,78 t

Tabulka 4: Průměrný roční hektarový výnos salátu v tunách

Zdroj: eAGRI (2020)

Z obrázku 1 vyplývá, že salát patří mezi nejrozšířenější druhy zeleniny na celém světě. A to díky své chladuodolnosti, která umožňuje pěstování v celé oblasti mírného pásu a také díky svému nízkému vzrůstu, který umožňuje pěstování a kultivaci v různých prostředích (Pekárková 2002). Mezi nejvýraznější pěstitele a vývozce patří Španělsko, Spojené státy, Itálie, Nizozemsko a Belgie (FAO 2020).



Obrázek 1: Oblasti pěstování hlávkového salátu. Zdroj: CoLPlantA (2019)

Malý a kol. (1998) konstatují, že pro pěstování jsou nejlepší lehké až středně těžké hlinitopísčité půdy. Půda na pozemku by měla být kyprá, záhřevná a přiměřeně vlhká, určitě není vhodné pěstovat salát na zamokřené, těžké anebo kyselé půdě. Dle Petříkové a kol. (2004) je vhodné mít půdu dostatečně zásobenou humusem a s hodnotou pH v rozmezí 6,2-7,5.

Salát patří mezi chladuodolné druhy, což znamená, že snese bez poškození slabé mrazíky, a tak je možné ho vysévat již brzy na jaře. Ovšem mrazové kotliny jsou pro pěstování nevhodné. I při přikrytí netkanou textilií by mohlo docházet k namrzání či vymrzání rostlin (Petříková a kol. 2012).

Podle Malého a kol. (1998) je vhodné 2-3 týdny před výsadbou, nebo výsevem provést smykování, vláčení a posléze zpracovat půdu kombinátorem i s možným zapravením minerálních hnojiv. Salát je citlivý k většině herbicidů, a tak se před výsadbou obvykle používá selektivní herbicid Stomp 400 SC s dávkováním 2 l/ha. Účinnou látkou v tomto přípravku je pendimethalin. Herbicid je dodáván ve formě suspenzního koncentrátu a použití je možné pouze profesionálním uživatelem dle § 2 odst. 2 písm. h) zákona č. 326/2004 Sb., o rostlinolékařské péči a o změně některých souvisejících zákonů, v platném znění. V porostech salátu se využívá především k hubení dvouděložných jednoletých plevelů. Pokud by nedošlo k regulaci, tak by plevele v porostu mohly snižovat výnos a kvalitu, oddalovat termín sklizně či podporovat rozvoj některých chorob a škůdců (Jursík a kol. 2015; eAGRI 2020).

Bartoš a kol. (2000) uvádí, že salát by se měl na jednom pozemku pěstovat s časovým odstupem 3-4 roky. V rámci osevního sledu je salát řazen stejně jako jiné listové zeleniny do II. nebo III. trati, tedy až po hnojených plodinách (Konvalina a kol. 2007). Při zjištění nedostatku živin v půdě přistupujeme k jednorázové aplikaci dusíku před výsadbou v množství 30-60 kg/ha (Petříková a kol. 2012). Nedostatek vápníku v půdě, který způsobuje nekrózy, můžeme odstranit úpravou pH vápněním. Dále by měl být také v půdě zajištěn dostatek draslíku (Vaněk a kol. 2012).

Baroš a kol. (2012) uvádí, že nejčastěji se salát pěstuje z předpěstované sadby. Tento způsob je méně pracný a ekonomicky výhodnější než pěstování z přímého výsevu. Další nevýhodou porostu, který je z přímého výsevu, je nevyrovnanost a horší vzházení. Délka předpěstování se pohybuje v rozmezí 3-10 týdnů a záleží na použité odrůdě a ročním období. V případě, že pěstujeme salát pro ranou sklizeň, tak se nejčastěji používá předpěstování sadby v balíčcích o větších rozměrech tzn. 40 nebo 50 mm (Petříková a kol. 2012).

V nejteplejších oblastech republiky je možné uskutečnit výsadbu v druhé polovině března. Pokud pěstujeme salát v chladnějších oblastech, tak musíme počítat s pozdější výsadbou, abychom snížili riziko poškození rostlin jarními mrazíky. Výsadbu uskutečňujeme do dobře připravené půdy ve sponu 30x20 cm nebo 30x35 cm. Spon volíme v závislosti na odrůdě a termínu výsadby (Baroš a kol. 2000).

Podle Pekárkové (2002) koření hlávkový salát velmi mělce, a tak není vhodné sázet rostliny příliš hluboko. Kvůli kontaktu kořenového krčku a spodních listů se zemí by mohlo dojít ke zvýšení rizika vzniku houbových chorob. Při rychlení či brzké jarní výsadbě se porost přikrývá netkanou textilií. Petříková a kol. (2012) dále uvádějí, že přikrývání textilií má pozitivní vliv i na snížení napadení škůdci jako jsou mšice. Nutné je ovšem včasné odstranění krytu, aby nedošlo k popálení listů slunečním zářením.

Závlaha by se měla podle Baroše a kol. (2000) provádět po výsevu či výsadbě a dále v době, kdy rostlina vytváří hlávky. Doporučuje se provádět závlahu v časně ranních hodinách. Malý a kol. (1998) konstatují, že vzhledem k mělkému kořenovému systému je zde vyšší riziko nedostatku vláhy. Vláhový deficit má vliv například na kvalitu listů. Mohlo by dojít ke zvýšení obsahu hořkých látek a listy by mohly být tuhé.

Aby byla během vegetace dodržena bezplevelnost porostu, tak se doporučuje provést jednu mechanizovanou kultivaci a okopávku (Petříková a kol. 2004).

Sklizeň se uskutečňuje v tzv. konzumní zralosti. Tedy tehdy, když jsou hlávky dostatečně vyvinuté, ale rostlina nemá vytvořenou květní lodyhu. Období konzumní zralosti se odvíjí od klimatických a půdních podmínek a také může být ovlivněno pěstovanou odrůdou. U zimních odrůd je konzumní zralost poměrně krátká: 4-7 dnů, u jarních odrůd je konzumní zralost: 4-12 dnů. Letní odrůdy mají toto období poměrně široké: 7-28 dnů (Kučera a kol. 1988).

Dle Baroše a kol. (2000) se sklizeň provádí výhradně ruční probírkou. Na větších plochách je možné použít sklízecí plošiny. Používání sklizňových dopravníků se ale příliš neosvědčilo. Dochází totiž ke znečištění dopravních cest latexem z košťálů, zvyšuje se riziko vzniku mechanického poškození hlávky a také na salát negativně působí vyšší teploty, které při používání vznikají. Petříková a kol. (2012) uvádějí, že v současnosti je velmi často vyžadováno jednotlivé balení salátů do mikrotenových rukávů a překrytí přepravky PE folií. Takto zabalený produkt je možné skladovat po dobu dvou týdnů, při teplotě 1 °C a vzdušné vlhkosti 95-98 %.

Dle normy FFV-22 týkající se uvádění na trh a kontroly obchodní jakosti, musí prodávané hlávkové saláty splňovat minimální požadavky ve všech jakostních třídách, s přihlédnutím ke zvláštním ustanovením uvedeným pro jednotlivé jakostní třídy a k dovozeným odchylkám. Produkt by měl být celý, zdravý, čistý a ořezaný, nezavadlý, bez nadměrné povrchové vlhkosti, bez cizorodého zápachu či chuti, bez škůdců či poškození od škůdců, nevyhánějící do květu.

Norma povoluje případné načervenalé zbarvení, které u salátu způsobuje nízká teplota při růstu, ale nesmí tím být výrazně narušen vzhled. Prodávané saláty se rozdělují do dvou jakostních tříd. II. třída povoluje prodej produktů, které jsou přiměřeně dobře tvarované, mohou mít mírnou vadu zbarvení a mohou být mírně poškozené škůdci. Norma také uvádí minimální hmotnost, kterou by měl prodávaný hlávkový salát splňovat, pro rostliny z I. i II. jakostní třídy to je 150 g (eAGRI 2019). V tabulce 5 jsou uvedeny průměrné velkoobchodní ceny salátu I. jakostní třídy z domácí produkce a ceny salátu, který byl dovážen ze zahraničí. Z tabulky vyplývá, že ceny salátu vypěstovaného v České republice byly nižší než ceny salátu z dovozu.

salát hlávkový	MJ ks	z domácí produkce			z dovozu		
		min.	max.	průměr	min.	max.	průměr
		11, 90 Kč	16, 90 Kč	14, 30 Kč	12, 90 Kč	25, 90 Kč	17, 90 Kč

Tabulka 5: Velkoobchodní ceny salátu

Zdroj: AKČR (2019)

3.3 Léčivé látky a přípravky

3.3.1 Léčiva

Dle zákona č. 378/2007 Sb. jsou za léčiva považovány léčivé látky a přípravky. Léčivým přípravkem se dle tohoto zákona rozumí:

- a) látka nebo kombinace látek prezentovaná s tím, že má léčebné nebo preventivní vlastnosti v případě onemocnění lidí nebo zvířat, nebo
- b) látka nebo kombinace látek, kterou lze použít u lidí nebo podat lidem, nebo použít u zvířat či podat zvířatům, a to buď za účelem obnovy, úpravy či ovlivnění fyziologických funkcí prostřednictvím farmakologického, imunologického nebo metabolického účinku, nebo za účelem stanovení lékařské diagnózy.

Léčivá látka je tímto zákonem definována jako jakákoliv látka nebo směs látek určená k použití při výrobě nebo přípravě léčivého přípravku, která se po použití při této výrobě nebo přípravě stane účinnou složkou léčivého přípravku určenou k vyvinutí farmakologického, imunologického nebo metabolického účinku za účelem obnovy, úpravy nebo ovlivnění fyziologických funkcí anebo ke stanovení lékařské diagnózy.

Kümmerer (2009) konstatuje, že léčiva jsou farmaceuticky účinné látky, které mají různé fyzikálně-chemické a biologické vlastnosti. Tyto látky se označují jako tzv. malé molekuly, protože se jejich molekulové hmotnosti pohybují obvykle od 200 do 1000 Da. Jsou vyvinuty a používány kvůli své specifické biologické aktivitě. V některých případech se do prostředí nedostávají jen samotné léčivé látky, ale i látky pomocné, to mohou být například barviva či pigmenty. Kvůli neustále stárnoucí populaci a zvyšujícím se nárokům na zkvalitnění životního standardu se dá očekávat nárůst spotřeby léčiv a tím pádem i jejich obsahu v prostředí (Verlicch a kol. 2012).

3.3.2 Klasifikace léčiv

Anatomicko-terapeuticko-chemický klasifikační systém, zkráceně ATC, dělí léčiva do kategorií na základě jejich terapeutických, farmakologických a chemických vlastností. Léčiva jsou klasifikována v pěti úrovních. V první úrovni se dělí na základě anatomické úrovně na 14 hlavních skupin. Například léčiva působící na nervovou soustavu jsou označena v ATC kódu písmenem N. Na druhé úrovni jsou léčiva rozdělena podle jejich užití. Třetí úroveň souvisí s farmakologickým hlediskem, čtvrtá specifikuje chemickou strukturu podskupiny léčiv. A poslední, tedy pátá úroveň, vyjadřuje vlastní léčivou látku. V tabulce 6 je uvedeno zařazení paracetamolu do ATC klasifikačního systému (WHOCC 2020).

Anatomická skupina	N	Nervový systém
Terapeutická skupina	N02	Analgetika
Terapeutická podskupina	N02B	Jiná analgetika a antipyretika
Chemická podskupina	N02BE	Anilidy
Léčivá látka	N02BE01	Paracetamol

Tabulka 6: Zařazení paracetamolu v ATC klasifikačním systému léčiv

Zdroj: WHOCC (2020)

3.3.3 Spotřeba léčiv v České republice

Z hodnocení dodávek léčiv pro první čtvrtletí roku 2019 vyplývá, že z celkového počtu 65 037 registrovaných variant¹ léčivých přípravků a 753 homeopatik bylo do sítě zdravotnických zařízení v tomto období dodáno 8 278 variant přípravků, což tvořilo 12,73 % z celkového počtu registrovaných variant a také bylo dodáno 343 homeopatik. Z toho 5 645 variant dodávaných přípravků mělo stanovenou úhradu ze zdravotního pojištění, což odpovídalo 68,19 % z počtu obchodovaných variant léčivých přípravků (SÚKL 2020).

Celkem bylo dodáno 68,01 milionů balení v celkovém počtu 1 727,20 milionů definovaných denních dávek (SÚKL 2020).

Nejvíce dodávaným léčivem, do sítě zdravotnických zařízení v ČR, byl Paralen 500 s celkovým počtem 1 290 522 balení. Tento léčivý přípravek také zaznamenal největší nárůst v počtu dodaných balení oproti minulému čtvrtletí, a to konkrétně o 152 640 kusů (SÚKL 2020).

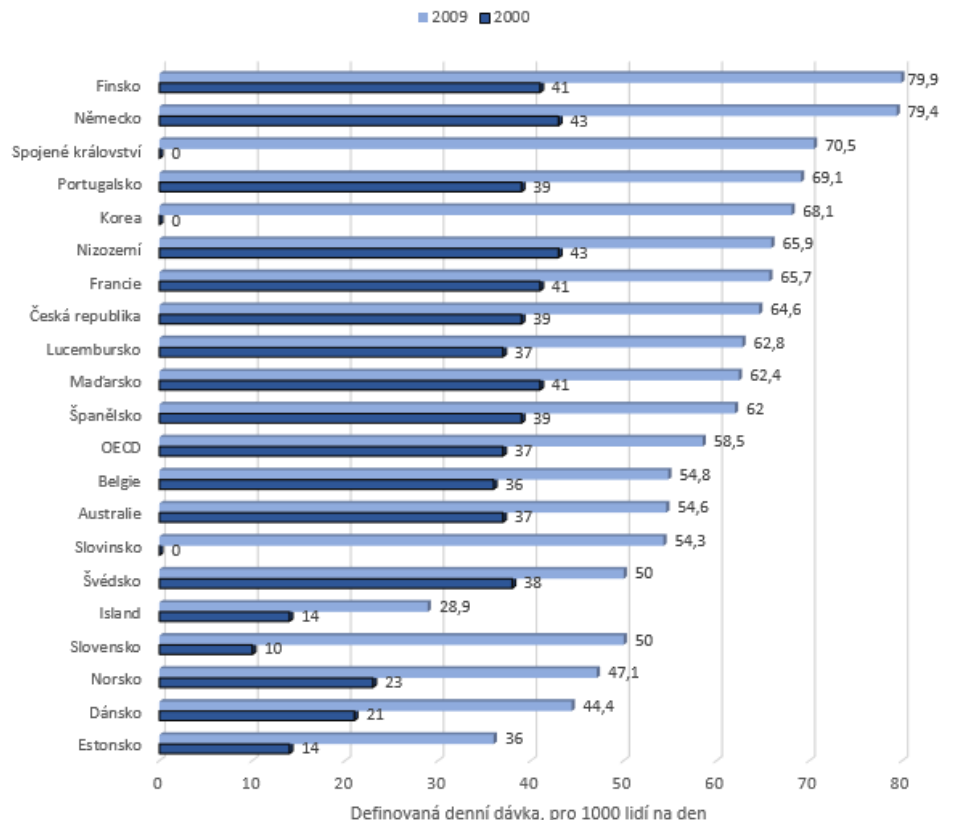
Dle hodnocení vývoje dodávek léčivých přípravků podle ATC skupin byla nejvíce dodávána léčiva se zaměřením na trávicí trakt a metabolismus, následně přípravky působící na krev a krvevorné orgány a třetí nejvíce dodávanou skupinou léčiv tvořili v prvním čtvrtletí roku 2019 přípravky působící na kardiovaskulární systém (SÚKL 2020).

Informace obsažené ve zprávě o hodnocení dodávek Státním ústavem pro kontrolu léčiv (SÚKL) obsahují výhradně údaje z hlášení distributorů. Nejedná se tedy o reálnou spotřebu léků pacienty, tedy o data, která by popisovala konkrétní výdeje pacientům. Úplná data o výdejích léčivých přípravků pacientům nejsou k dispozici, protože tato hlášení podává Státnímu ústavu pro kontrolu léčiv jen část lékáren (SÚKL 2020).

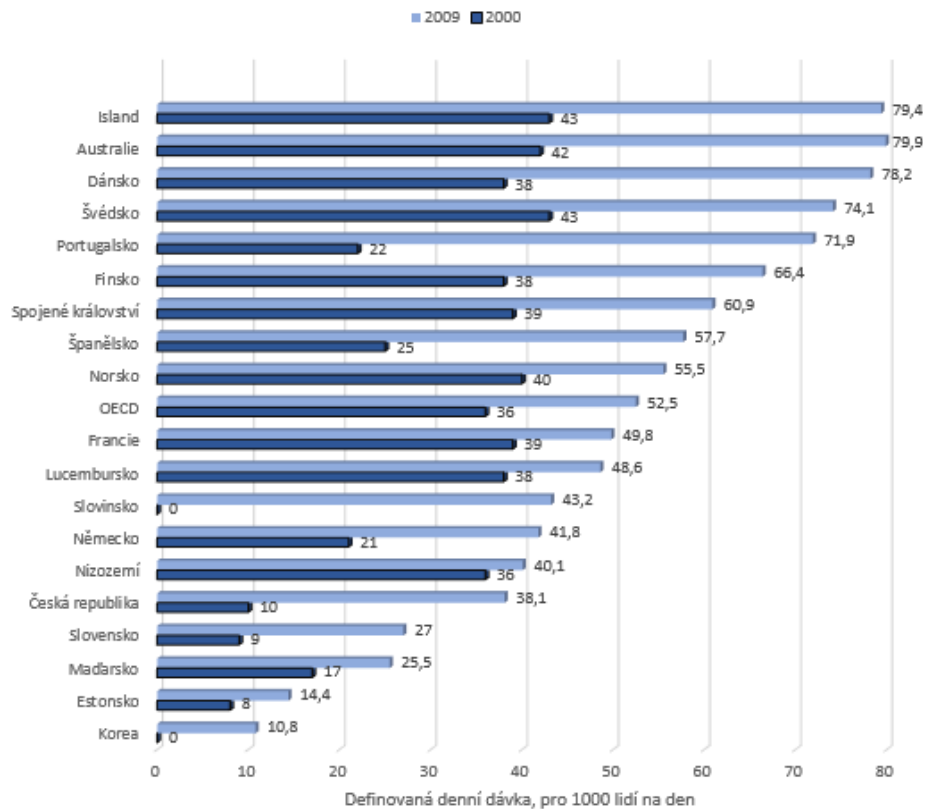
3.4 Léčiva jako kontaminanty životního prostředí

Celosvětová spotřeba léčiv během uplynulých desetiletí v mnoha zemích světa výrazně stoupá. Jako zdroj informací o spotřebě léčiv slouží systémy jednotlivých zemí světa, protože celosvětová statistika není nijak vedena. V grafu 1 je znázorněn nárůst spotřeby léčiv na diabetes a v grafu 2 jsou zaznamenány údaje o nárůstu spotřeby antidepresiv v různých zemích světa včetně České republiky. Často také může docházet ke zbytečnému nadužívání léčivých přípravků některými pacienty. Rozsáhlé užívání širokého spektra léčivých látek vede ke zvyšování pozornosti o osudu léčiv v životním prostředí a ke zkoumání účinků na necílové organismy. Stále častěji může docházet k uvolňování farmaceutických výrobků či jejich metabolitů do životního prostředí a tím ke zvyšování environmentálního a ekotoxikologického rizika pro řadu organismů. Distribuce farmak v prostředí se odlišuje od jiných polutantů. Léčiva jsou zařazována mezi pseudo-perzistentní látky se značnou biologickou aktivitou, což znamená, že přísun těchto látek může být kontinuální a vyšší než jejich degradace a i kvůli tomu jsou léčivé látky vysoce rizikové pro prostředí (Mackay a kol. 2014; OECD 2020).

¹ Variantou léčivého přípravku se rozumí léčivý přípravek identifikovaný kódem Státním ústavem pro kontrolu léčiv (SÚKL), který je přidělen každému přípravku zvlášť s ohledem na sílu, velikost balení a lékovou formu.



Graf 1: Spotřeba antidiabetik. Zdroj: OECD (2020)



Graf 2: Spotřeba antidepresiv. Zdroj: OECD (2020)

Výskyt léčiv v prostředí lze považovat za globální problém s převážně neznámými důsledky. Mezi nejčastěji vyskytující se látky patří diklofenak a kyselina salicylová. Tyto dva léky jsou celosvětově nejvíce užívány, a tak představují největší riziko úniku a vytvoření hrozby pro necílové organismy (Alkimin a kol. 2019).

Kümmerer (2004) konstatuje, že první vědecké výzkumy, které se týkaly výskytu léčiv v životním prostředí se uskutečnily již v 70. letech 20. století. Jednalo se o hormonální látky, které nejsou v prostředí snadno odbouratelné.

Santos a kol. (2010) uvádějí, které třídy léčiv lze považovat za potenciální kontaminanty. Jsou jimi: nesteroidní protizánětlivé léky, antibiotika, pohlavní hormony, antiepileptika, antidepressiva, hypolipidemika, beta-blokátory, antineoplastika a kontrastní látky. Rizikové třídy léčiv i s konkrétními léčivými přípravky jsou uvedeny v tabulce 7. Tyto třídy léčivých přípravků a prostředků se běžně užívají v humánní medicíně v Evropské unii. Například v roce 2000 dosáhla v Německu roční spotřeba paracetamolu, který patří mezi nesteroidní protizánětlivé léky, hodnoty 641,86 tun. A v případě, že nedojde ke kompletní eliminaci v čistírnách odpadních vod, mohou rezidua léčiv a jejich metabolity uniknout do životního prostředí. Na odtocích čističek odpadních vod lze následně detekovat hodnoty farmak v koncentracích několika ng/l až µg/l (Christen a kol. 2010).

TŘÍDA	ZÁSTUPCE	NEGATIVNÍ ÚČINKY	VÝSKYT
Nesteroidní protizánětlivé léky	Kyselina acetylsalicylová Kyselina salicylová Diklofenak Ibuprofen Ketoprofen Indometacin Naproxen Paracetamol	Zejména chronicky toxické pro zvířata: - riziko krvácení - paracetamol představuje možnou hepatotoxicitu	Povrchové vody Pitná voda Odtokový kal ČOV Přítokový kal ČOV
Hypolipidemika	Fenofibrát Atorvastatin Simvastatin Lovastatin	Změny rozmnožovací soustavy: - omezení pohyblivosti spermií - změny ve vývoji vodních organismů	Odtokový kal ČOV Přítokový kal ČOV Povrchové vody Pitná voda Mořská voda
Antibiotika	Ciprofloxacin Norfloxacin Ofloxacin Amoxicilin Benzylpenicilin Clarithromycin Erythromycin	- fytotoxicita zelených řas - změny v rozmnožování vodních živočichů - riziko rozvoje rezistence vůči antibiotikům - účinek na půdní mikroorganismy	Vodní průmysl: - povrchové vody - pitná voda - podzemní voda Odpad nemocnic Odpad z dobytka Přítokový kal ČOV Komunální odpad
Pohlavní hormony	17 β -estradiol Estrinol Estron 17 α -etynilestradiol	Účinek na vodní organismy (zejména ryby) i ostatní organismy (bezobratlí, ptáci, hmyz, savci): - účinek na biosyntézu proteinů - změny v diferenciaci pohlavních buněk - změny ve vývoji sekundárních pohlavních znaků	Povrchové vody Pitná voda Komunální odpad Půdy
Antiepileptika	Karbamazepin	- účinek na funkci ledvin - změny v reprodukčním cyklu	Povrchové vody Podzemní voda Sedimenty
Beta-blokátory	Atenolol Metoprolol Propranolol Sotalol	- změny beta-receptorů v srdci, játrech a reprodukčním systému obratlovců zahrnujícím ryby - chronická toxicita u bezobratlých	Různé vodní prostředí: - povrchové vody - podzemní vody - pitná voda - mořská voda - sedimenty
Antidepresiva	Amitriptylin Citalopram Fluoxetin Paroxetin Sertralin	- změna v reprodukčním cyklu - změna nervového systému - změny v chování - úprava energetického metabolismu	Odpad nemocnic Povrchové vody
Antineoplastika	Cyklofosfamid Metotrexát Tamoxifen	- zejména teratogenita	Odpad nemocnic Povrchové vody
Kontrastní látky	Iohexol Iopromid	- neznámé toxické účinky, možné chronické účinky	Povrchové vody Pitná voda

Tabulka 7: Nejvýznamnější léčiva jako kontaminanty. Zdroj: Santos a kol. (2010)

Existuje několik cest, jak se mohou léčiva dostat do životního prostředí. Nalézt původ znečištění a vypočítat možnou míru ohrožení organismů může být mnohdy nesnadné i kvůli tomu, že původců znečištění může být hned několik. Možný koloběh léčiv v prostředí je znázorněn na obrázku 2 (Zuccato 2008).

Z uvedeného schématu vyplývá, že velké riziko znečištění představují skládky odpadu. Zde může být obsažen nejen organický a anorganický materiál, ale i těžké kovy či anorganické soli. Působením deště na tyto materiály dochází ke tvorbě výluhu, který může dále pronikat zeminou a ohrožovat podzemní vodu. Riziko znečištění povrchové vody či zeminy představuje smyv povrchu půdy na skládkách odpadu (Li a kol. 2009).

Dalším původcem kontaminace mohou být odpadní vody. Ty vznikají nejen v domácnostech, ale také v průmyslu, zemědělství a v nemocnicích. Nemocnice mohou představovat poměrně velké riziko úniku farmak (McCullagh 2010; Kummerer 2010; Li 2014).

Kontaminaci může také způsobit nevhodná likvidace nespoteřovaných či prošlých léčiv. Dle Zákona č. 378/2007 Sb., o léčivech a o změnách některých souvisejících zákonů, jsou léčiva považována za nebezpečný odpad a musí být odstraněna včetně jejich obalů, tak aby nedošlo k ohrožení života a zdraví lidí nebo zvířat anebo životního prostředí. Nepoužitelná léčiva by měli pacienti odevzdávat do lékáren, které zajistí likvidaci pomocí smluvně sjednaných specializovaných firem. Náklady na likvidaci lékového odpadu pro rok 2013 činili v ČR 7,8 mil. Kč.

Z výsledků průzkumu Státního ústavu pro kontrolu léčiv vyplývá, že možnost bezplatně vrátit nevyužitelná léčiva není v domácnostech dostatečně využívána, tento průzkum se uskutečnil v roce 2013. Pouze 52 % respondentů uvedlo, že vracejí léky zpět do lékáren. Hodnota takto vrácených a nevyužitých léčiv byla 1,2 mld. Kč. Nepoužité léky často končí v popelnicích společně s běžným odpadem. Tento způsob likvidace uvedla čtvrtina respondentů. Je ale pravděpodobné, že reálná situace byla ještě horší, protože lidé mají obecně tendenci zamlčovat chování, které není zcela správné. Zbytek dotázaných nepoužitelné léky odevzdává v ordinaci lékaře, případně si je ponechává doma (SÚKL 2020).

Potencionální riziko znečištění také představuje využívání čistírenských kalů v zemědělství či únik léčiv využívaných v rybích chovech (Tong a kol. 2009; Clarke a Smith 2011).

K uvolnění do prostředí dochází kvůli tomu, že organické látky, které jsou v léčivech obsaženy, nejsou v organismech spotřebovány anebo jsou spotřebovány jen do určité míry. Po uvolnění do prostředí tedy dochází k biologické, chemické a fyzikální degradaci. Tato degradace probíhá v čističkách odpadních vod (ČOV). Kvůli tomu, že většina ČOV nemá vybavení k odbourávání léčiv dochází k opětovnému navrácení částečně odbouraných metabolitů či sloučenin v nezměněné podobě zpět do prostředí. Příkladem léčiva, které nepodléhá degradaci v čističkách je diklofenak. Tento lék se obvykle vyskytuje v koncentraci přibližně 100 ng/l a je silně toxický pro ptáky (Zhang a kol. 2008). V ČOV je hlavním cílem odstraňovat biologicky rozložené sloučeniny dusíku, uhlíku, fosforu a mikroorganismy (Le Minh a kol. 2010; Ziylan a Ince 2011). Léčiva tedy nejsou zcela transformována a dochází k uložení do čistírenského kalu či k vypuštění do povrchových vod (Ratola a kol. 2012).

Absorpce léčiv do půdních částic nebo částic rozpuštěných ve vodě hraje důležitou roli v jejich schopnosti vstupovat do potravního řetězce, tato schopnost vede ke vzniku rizika pro všechny živé organismy včetně člověka (Ratola a kol. 2012; Bui a Choi 2010; Vernouillet a

kol. 2010). Rozkladu podléhá pouze limitované množství léčivých látek. Příkladem je kyselina acetylsalicylová, která je mineralizována na oxid uhličitý a vodu (Sidlova a kol. 2010).

Dalším negativem je, že při úniku léčiv může dojít ke vzniku bakteriální rezistence k některým druhům antibiotik (Rodríguez a kol. 2014).

Koncentraci farmak v prostředí může ovlivňovat aktuální roční období. Například Papageorgiou a kol. (2016) prokázali vyšší koncentrace paracetamolu či kyseliny salicylové během léta a podzimu. Jednalo se o hodnotu 1996 ng/l pro paracetamol a 8115 ng/l pro kyselinu salicylovou. Během zimy došlo k poklesu hodnot na 4723 ng/l u kyseliny salicylové a koncentrace paracetamolu klesla na 1978 ng/l. K výkyvům naměřených hodnot během ročních období může docházet nejen u nesteroidních protizánětlivých léků, ale také u antibiotik. Pena a kol. (2010) naměřili vyšší hodnoty tetracyklinu na jaře než na podzim. Výsledné koncentrace farmak jsou tedy ovlivněny nejen množstvím srážek- čím více, tím vyšší zředění, ale i množstvím slunečního záření, to se totiž podílí na fotodegradaci xenobiotik. Výsledné koncentrace farmak v prostředí jsou dále ovlivněny celkovou spotřebou v daném období.



Obrázek 2: Koloběh léčiv v přírodě
Zdroj: Zuccato (2008)

3.4.1 Léčiva ve vodním prostředí

Do dnešního dne bylo vypracováno mnoho studií, zabývajících se znečištěním životního prostředí léčiv. Například byla kontaminace léčiv zaznamenána v různých částech vodního prostředí i v různých částech světa. Dle výzkumů vyplývá, že nejvíce bývají postiženy střední

a dolní toky řek, na kterých se mohou vyskytovat aglomerace a také ČOV. Znečištění lze rovněž detekovat na přítocích a odtocích ČOV, v pitné vodě, v mořské vodě nebo v podzemní a povrchové vodě. První hlášený výskyt léčiva, konkrétně kyseliny klofibrové, pochází z roku 1976 ze Spojených států. Kyselina klofibrová se řadí mezi nesteroidní protizánětlivé léky a společně s kyselinou salicylovou, diklofenakem, ibuprofenem a karbamazepinem patří mezi látky, které nejčastěji kontaminují vodní útvary (Váňa a kol. 2010).

Při výrobě se do prostředí dostávají léčivé látky pouze v zanedbatelném množství, a to díky tomu, že výroba podléhá přísným výrobním předpisům. Předpokládá se, že v Evropě či v Severní Americe jsou tyto úniky velmi nízké ve srovnání například se státy v Asii. Teprve nedávno se zjistilo, že koncentrace jednotlivých sloučenin mohou v asijských ČOV dosahovat až několik mg/l. Tento jev může způsobovat například vysoká přelidněnost této části světa (Larsson a kol. 2007; Li a kol. 2008).

Zdrojem průniku léčiv do životního prostředí z domácností může být několik a jedná se o významný způsob distribuce léčiv do prostředí. Velmi často dochází k tomu, že jsou nepoužívaná či prošlá léčiva vyhazována do smíšeného odpadu nebo splachována do odpadu. Uvádí se, že třetina z celkově prodaných léčiv v Německu je likvidována touto cestou. V Rakousku se jedná asi o jednu čtvrtinu z celkového objemu prodaných léčiv. Tento způsob distribuce má větší význam než vylučování léčiv stolicí nebo močí (Greiner a Rönnefahrt 2003).

Léčiva jsou samozřejmě také obsažena v odpadních vodách nemocnic a koncentrace je zde vyšší než u domácností. Ovšem pokud vezmeme v potaz menší objem odpadních vod z nemocnic v poměru k domácnostem, tak je celkový obsah léčiv nižší (Brown a kol. 2006).

Dalším významným zdrojem jsou odpadní látky v zemědělství, které jsou vypouštěny přímo do prostředí.

Dle studie realizované v USA v roce 1999 bylo ze 139 odebraných vzorků 56 kontaminovaných. V těchto vzorcích povrchových vod se nejčastěji vyskytovaly hormony, steroidní léčiva, repelenty proti hmyzu, parfémy a dále různé druhy léčiv vydávaných bez lékařského předpisu. Velkou hrozbu pro zdraví představují pohlavní hormony. Již při koncentraci nižší než 1 ng/l byl prokázán škodlivý účinek na různé druhy vodních organismů v rozdílné výši dle citlivosti (Baronti a kol. 2002).

V analýze 30 vzorků povrchových vod z Německa se maximální naměřené koncentrace léčiv a produktů osobní péče pohybovaly na úrovni 1000 ng/l (Herberer a kol. 1998).

Neexistuje mnoho studií, které by se zabývaly výskytem léčiv v podzemních vodách. Podzemní vody jsou relativně dobře izolovány od povrchových vod, což může být důvodem nižšího znečištění. Ovšem i podzemní vody mohou být zasaženy kontaminanty například v blízkosti skládek odpadu, kanalizací či ČOV a to z důvodu průsaku. Větší pozornost je věnována povrchovým vodám, protože bývají zpravidla nejvíce znečištěny léčivy. Nebo se také provádí výzkumy v souvislosti se znečištěním skládek. Herber a Stan (1997) se zabývali výskytem diklofenaku a kyseliny klofibrové v oblasti skládek. Kyselina klofibrová byla naměřena v koncentraci 70-7300 ng/l a diklofenak v koncentraci až 380 ng/l a to v hloubce až 70 m. Tyto hodnoty ukazují na pomalé degradační procesy v podzemní vodě anebo na rychlý průsak do spodních vod. Diklofenak dle Santose a kol. (2010) patří do třídy nesteroidních protizánětlivých léků. Tento lék se také běžně užívá ke snížení bolesti ve formě tablet či mastí. Stülten a kol. (2008) zjistili jeho přítomnost v odpadních vodách v Německu a také prokázali, že až 6 % z podané dávky diklofenaku je následně vyloučeno močí.

Mapování léčiv v pitné vodě v České republice provedl v rámci projektu Státní zdravotní ústav v letech 2009-2011. Jednalo se o první plošné mapování léčivých přípravků. Konkrétně se jednalo o naproxen, ibuprofen, diklofenak (protizánětlivé a antirevmatické přípravky), carbamazepin (antiepileptikum) a hormonálně aktivní látku 17 α -ethinylestradiol (kontracetivum). Studie se zaměřila právě na tyto látky kvůli největším obavám z jejich přítomnosti z řad veřejnosti a také na základě nálezů ze zahraničí a struktury spotřeby léčiv v ČR. Projekt byl uskutečněn ve třech etapách a ke stanovení obsahu byla použita metoda plynové chromatografie s hmotnostní detekcí s mezí stanovitelnosti na úrovni 0,5 ng/l, pro 17 α -ethinylestradiol ve druhé a třetí etapě pak 2 ng/l. První etapa vzorkování měla za cíl reprezentativní screening zahrnující všechny kraje České republiky. Bylo odebráno 92 vzorků z náhodně vybraných vodovodů ve veřejných budovách. Konkrétně se jednalo o 65 vzorků pitných vod z povrchových nebo smíšených zdrojů, 27 vzorků pitné vody z podzemních zdrojů. Všechny nálezy v této etapě byly nižší než mezí stanovitelnosti 0,5 ng/l. V druhé etapě se odběr vzorků soustředil na kritické lokality. Těmi byly například úpravny vody, které využívají jako surovou vodu povrchovou vodu z dolních toků řek. Nejvíce byl detekován ibuprofen (12x z 23 vzorků v koncentračním rozmezí 0,7-20,7 ng/l a s mediánem na úrovni 2,0 ng/l). Následně carbamazepinem (8 záchytů v rozmezí 2,2-18,5 ng/l, s mediánem na úrovni 5,5 ng/l), naproxen (5 záchytů v rozmezí 0,5-3,0 ng/l) a diklofenak (2 záchyty na úrovni 0,6 a 3,9 ng/l).

Třetí etapa odběrů a měření byla zaměřena na ověření vyšších koncentrací, které byly naměřeny v předchozí etapě. Ovšem v naprosté většině byly nálezy nižší než ve druhé etapě (SZÚ 2020).

Caban a kol. (2015) uskutečnili měření reziduí humánních léčiv v pitné vodě v Gdaňsku v Polsku. Detekovatelné limity byly nastaveny od 0,9 do 5,7 ng/l a alespoň jednou bylo detekováno 6 léčivých přípravků ze 17 předpokládaných.

3.4.2 Léčiva v půdě

Hlavním zdrojem kontaminace je aplikace stabilizovaných čistírenských kalů v rámci hnojení a také zavlažování vodou z ČOV. Při aplikaci stabilizovaných čistírenských kalů může docházet k sorpci reziduí léčiv na půdní částice či k uložení do spodních vrstev půdy. Ke znečištění může také dojít skrze depozita škodlivých látek ve vzduchu. Vyšší ohrožení kontaminace nastává v suchých oblastech, kde je využívána odpadní voda k zavlažování. Dlouhodobé zavlažování kontaminovanou vodou může dle Xu a kol. (2009) ohrozit spodní vody. Při úniku reziduí léčiv či jejich metabolitů do prostředí, může následně dojít k negativnímu ovlivnění růstu a vývoje rostlin nebo průniku do potravinového řetězce. Působení těchto toxických látek na půdní mikroorganismy může způsobovat narušení symbiózy nebo může vést ke snížení rozkladných procesů. Pokud dojde k omezení bakteriálního rozkladu, tak dochází ke vzniku nedostatku živin pro půdní organismy a tím k narušení přirozených procesů v půdě. Přítomnost léčiv v půdě vede ke zpomalení rozkladu organické hmoty a ke zpomalení denitrifikace (Grassi a kol. 2013).

Li (2014) uvádí, že v půdě se nejčastěji vyskytují chemoterapeutikum trimetoprim a sulfadiazin, nesteroidní protizánětlivé léky ibuprofen a diklofenak, a antiepileptikum karbamazepin. Koncentrace těchto látek byly ovšem nízké ve srovnání s koncentracemi ve vodním prostředí. Nejčastěji detekovanou látkou bývá karbamazepin. Jedná se tricyklické

antiepileptikum ze skupiny iminostilbenů a 70 % jeho metabolitů je vylučováno močí (FNKV 2020).

Koncentrace škodlivých látek kolísají v průběhu roku a jsou rozdílné v různých hloubkách půdy. Obsah je také ovlivněn vypařováním, množstvím vegetace, chemickou a biologickou degradací, sorpcí a samozřejmě i množstvím, které přijmou rostliny (Xu a kol. 2009). Carvalho a kol. (2014) uvádí, že biologická dostupnost léčiv pro rostliny je ovlivněna půdními charakteristikami jako je obsah organického uhlíku či sorpční kapacita. Matamoros a kol. (2009) předpokládají, že v půdním prostředí je sorpce důležitý proces, který ovlivňuje mobilitu organických sloučenin včetně léčiv a produktů osobní péče. K odstraňování těchto látek napomáhá vypařování a degradace. Například přirozeným způsobem odstranění škodlivých látek z povrchu půdy je fotodegradace.

Monteiro a Boxall (2009) detekovali léčiva v půdních vzorcích z hloubky 60-75 cm. Lze tedy konstatovat, že se jedná o látky dostatečně perzistentní a mobilní. A zároveň nebyla prokázána jakákoliv souvislost mezi koncentrací a hloubkou půdy. Degradaci pravděpodobně ovlivňuje teplota, pH, vlhkost, obsah organického uhlíku, přítomnost či nepřítomnost kyslíku a přítomnost mikroorganismů.

Ying a Kookana (2005) zjistili, že v nesterilní aerobní půdě je poločas rozpadu léčiv 3-4,5 dne, a naopak ve sterilní půdě se poločas rozpadu zvýšil na více než 70 dní. Lze tedy konstatovat, že degradace je ovlivněna přítomností mikroorganismů a také přítomností kyslíku v půdě (Karnjanapiboonwong a kol. 2011).

Mrozik a Stefaňska (2014) se zabývali sorpcí a biodegradací čtyř druhů antidiabetik v půdě. Prokázali, že léčiva se velmi silně sorbují na půdy bohaté na organickou hmotu s vyšším obsahem jílu. V jejich studii dosáhl nejvyšší míry biodegradace metformin, u kterého byla také prokázána vysoká mobilita. Naopak nejsilněji sorbovanou léčivou látkou byly deriváty sulfonylmočoviny.

3.5 Definice stresu

Stres jako pojem zavedl do terminologie Hans Selye, maďarský endokrinolog, roku 1946. Dle Larchera (2001) lze chápat stres jako situaci, při které je rostlina vystavena podmínkám odlišným od těch, které jsou pro její životní cyklus optimální. V zemědělském kontextu je stres definován jako fenomén, který omezuje výnos plodiny nebo ničí biomasu (Thompson a Grime 1979). Dreher a Callis (2007) uvádějí, že stres u rostlin je mnohem komplikovanější než ve fyziologii zvířat z důvodu přisedlého způsobu života. Kvůli fixaci rostliny na stanoviště je nemožné stresoru uniknout.

Stresory lze rozdělit na abiotické a biotické. Mezi původce biotického stresu řadíme choroby, škůdce, zvířata, která mohou škodit spásáním, antropogenní působení anebo také vznik konkurence mezi jednotlivými rostlinami. Rostliny se mohou navzájem negativně ovlivňovat například pomocí parazitismu či alelopatie. V tabulce 8 jsou znázorněny nejvýznamnější abiotické stresové faktory, které se dělí na chemické a fyzikální. Mezi chemické faktory patří– nadbytek či nedostatek vody, nedostatek kyslíku anebo živin v půdě, nadbytek vodíku v půdě, nadbytek či nedostatek solí v půdě a také toxické látky ve vzduchu či v půdě. Fyzikální stresové faktory jsou– působení tlaku či větru na rostlinu, nadměrné záření (světelné, UV, ionizující) anebo teplota vzduchu. Příliš vysoké či naopak nízké teploty mohou

být pro rostlinu stresující již během několika minut (Cerkal 2011; Kůdela a kol. 2013). Působení abiotických stresových faktorů vede dle Wanga a kol. (2001) k morfologickým, fyziologickým, biochemickým a molekulárním změnám v rostlinném těle. Organismy nemohou dosáhnout plného genetického potenciálu a je omezena produktivita plodin. Reddy a kol. (2006) uvádějí, že abiotické stresové faktory jsou hlavní příčinou snížení průměrného výnosu u hlavních zemědělských plodin o více než 50 %. Tato skutečnost každoročně způsobuje ztráty ve výši stovek milionů dolarů. Mimo snížení produkce může působení abiotických stresových faktorů způsobovat předčasné stárnutí nebo snížení růstu rostliny, inhibici klíčení, snižovat fotosyntézu a příjem vody, rozpad makromolekul anebo měnit expresi genů.

abiotické faktory	fyzikální	mechanické účinky větru
		nadměrné záření
		extrémní teploty
	chemické	nedostatek vody
		nedostatek kyslíku
		nedostatek živin v půdě
		nadbytek iontů solí a vodíku v půdě
		toxické kovy a organické látky v půdě
		toxické plyny ve vzduchu

Tabulka 8: Rozdělení abiotických stresových faktorů
Zdroj: Cerkal (2011); Kůdela a kol. (2013)

Hnilička a Hniličková (2016) uvádějí, že působení stresu může způsobit poškození rostlinných orgánů, zpomalení životních funkcí, snížení jakosti a výnosu anebo až úhyn celé rostliny či populace. Běžně dochází k tomu, že na rostlinu působí více stresových faktorů společně, například to může být kombinace sucha a nadměrného slunečního záření. Je ovšem nutné zmínit, že působení stresoru nemusí mít vždy negativní následky, důkazem tohoto faktu je evoluce rostlinných druhů. Také Lichtenthaler (1998) konstatuje existenci tzv. eustresu, který může mít pozitivní vliv na vývoj či přežití rostlin. Eustres může na rostlinu působit stimulačně a nezpůsobit žádné poškození. Kebza (2005) rozlišuje stres na základě intenzity na hypostres a hyperstres. Hypostres je charakterizován jako slabší druh stresu, u kterého může dojít k adaptaci či aklimatizaci. Naopak při působení hyperstresu dochází k překročení hranice adaptability, a protože se organismus nedokáže vyrovnat se stresorem, dochází k selhávání, poškozování a následně může dojít až ke smrti jedince.

Odolnost vůči stresu není jednoznačně podmíněna geneticky a může být odlišná i mezi rostlinami jednoho druhu. Vliv na průběh stresové reakce má míra podnětu, jeho délka a frekvence (Míchal 1994). Mohou vznikat situace, při kterých je rostlina vystavena stresu v různé intenzitě a délce trvání po celý svůj život kvůli přisedlému způsobu života. Čím je délka života rostliny delší, tím se její možná náchylnost k působení různých stresorů zvyšuje. Odolnost vůči stresorům může být odlišná i během různých vývojových fází rostliny.

V posledním desetiletí dochází převážně ke zvyšování významu abiotických stresorů, které způsobuje činnost člověka (Kůdela a kol. 2013).

Také je nutné charakterizovat pojmy aklimace a adaptace. Gaspar a kol. (2002) definují projev adaptace na úrovni populace a aklimaci na úrovni jedince. Aklimace je dle Flegra (2007)

přizpůsobení se jedince změnám, které se vyskytly během jeho vývoje. Aklimace může být trvalá i dočasná. Dočasná se projevuje především indukcí exprese řádově stovek specifických genů, změnami v metabolismu a přestavbami buněk. Tyto změny souvisí se snížením poškozených buněk a ochranou těch stávajících (Hnilička a Hniličková 2016). Nilsen a Orcutt (1996) uvádějí, že aklimace je fenotypové přizpůsobení se různým podmínkám prostředí. Indexem rozsahu aklimace je fenotypová plasticita. Adaptace představuje schopnost rostlin přizpůsobit se stresovým faktorům daného stanoviště na základě změn modulu pružnosti (Hnilička a Hniličková 2016). Adaptace rostlin na negativní podmínky vnějšího prostředí souvisí dle Nilsen a Orcutt (1996) se změnami metabolických, morfologických a anatomických charakteristik. Rovněž uvádějí, že je adaptace ovlivňována fytohormonálně a to především působením kyseliny abscisové, kyseliny jasmonové, etylénu, polyfenolických látek atd. Například při vodním deficitu může dojít až ke čtyřiceti násobnému zvýšení koncentrace kyseliny abscisové v rostlinném těle.

Gaspar a kol. (2002) charakterizují adaptaci jako vznik výhodných kombinací genů, které postupně ve stresovém prostředí převládají. Dochází tedy ke vzniku genetických změn na úrovni populací uskutečňujících se po mnoho generací. Genotypy s výhodnou kombinací genů lépe přežívají ve stresových podmínkách a stávají se v populaci dominantními (Lichtenthaler 1998). Adaptace je závislá na aktivaci řady reakcí na molekulární úrovni zapojených do determinace stresového faktoru, přenosu signálu a exprese specifických genů a metabolitů. Tím se dosáhne zvýšení tolerance k danému stresoru (Shao a kol. 2007). Levitt (1980) a také Schulz a kol. (2005) uvádějí, že adaptace může být dosaženo vyhnutím se stresu, což nazýváme stres avoidance anebo pomocí vytvoření vnitřní rezistence, která umožňuje zmírnění stresu pomocí specifických reparačních mechanismů.

Vyhýbání se stresu je například uzavírání průduchů u rostlin s metabolismem CAM během vysokých teplot ve dne. Tyto rostliny mají schopnost přijímat CO₂ v noci za nižších teplot. Příkladem rezistence je schopnost zadržovat vodu a tím zvyšovat vodní potenciál rostliny anebo také vývoj mrazové rezistence u vytrvalých rostlin (Schulze a kol. 2005).

Rostlina může reagovat na stres vyhýbáním se stresovému faktoru pomocí fyziologických bariér. Patří sem například vyhnutí se účinkům stresu pomocí silné kutikuly na listech, impregnací buněčné stěny anebo prodloužením kořenů. Tento způsob ochrany proti stresu má dlouhodobý účinek a pasivní charakter (Levit 1980). Dle Osmona a kol. (1987) dochází během vyhýbání se stresu k redukci metabolické aktivity, která vede k navození dormantního stavu z důvodu působení extrémního stresu. Další způsob, jak rostlina reaguje na stres je tzv. aktivní obrana. Ta omezuje dopad stresových faktorů na rostlinu po jejich proniknutí k plazmatické membráně buněk a do symplastu (Piterková a kol. 2005).

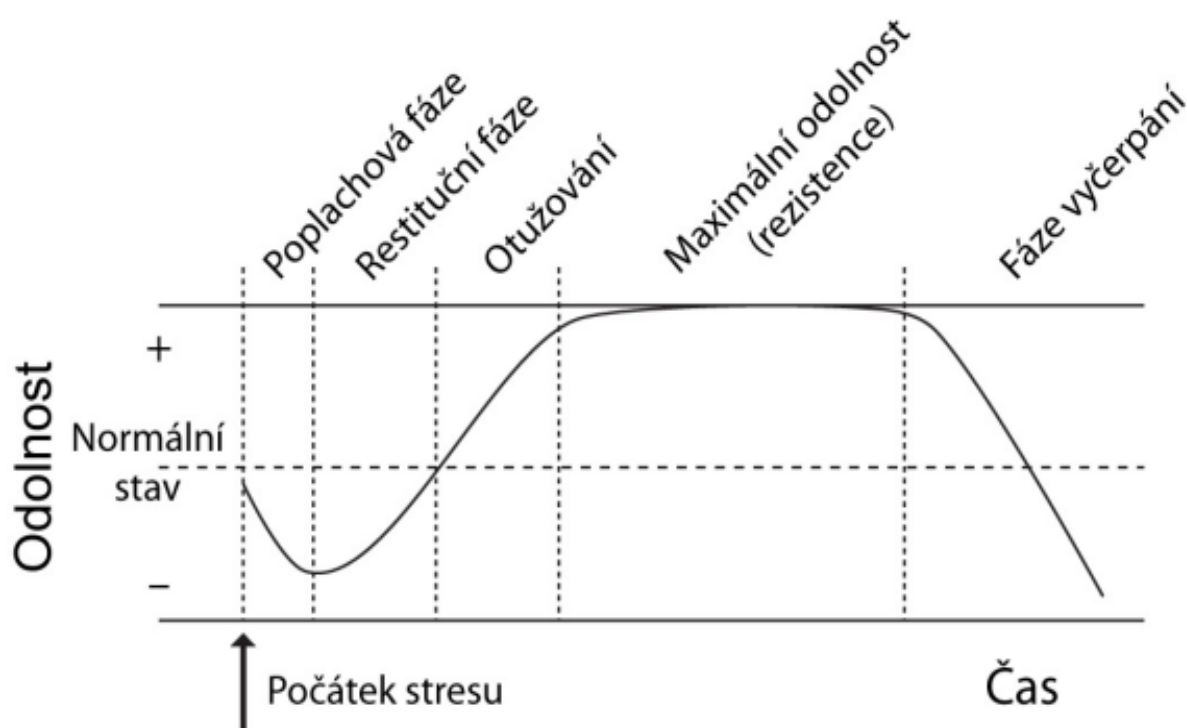
Hnilička a Hniličková (2016) uvádějí, že pokud na rostlinu působí akutní stres, tak bývají reakce obvykle nápadnější, silnější a poškození vznikají rychleji. Naopak při chronickém stresu jsou reakce rostlin pozvolnější, méně specifické a k poškození vitálních rostlin dochází se zpožděním.

Brestič a Olšovská (2001) dělí stresové reakce rostlin do čtyř skupin:

- druhové – fylogenetické rozdíly na stejný druh podráždění,
- individuální – vzniká v procesu ontogeneze,
- populační – vzniká v procesu, kdy nastávají rychlé změny podmínek prostředí v populacích,

- fytoecnologické – reakce různých skupin rostlin v různých interakcích, které vycházejí z fylogenetických stresových jevů získaných v průběhu života rostlin.

Larcher (1987, 1995) a Atwell a kol. (1999) rozdělují reakci rostlin na stres do několika fází, jak je uvedeno na obrázku 3. Z něj vyplývá, že první fáze se nazývá poplachová a během ní dochází k narušení buněčných struktur a také funkcí. Pokud intenzita působení stresoru nepřekročí letální úroveň, dochází velice brzy k mobilizaci kompenzačních mechanismů. V tomto případě se jedná o restituční fázi, ta vede ke zvýšení odolnosti vůči působícímu stresu a vzniku fáze rezistence. Během restituční fáze dochází ke zvýšení viskozity, poklesu permeability pro vodu a také ke zvýšení fotosyntézy a obsahu cukrů. Fáze vyčerpání nastává, pokud dochází k dlouhodobějšímu působení stresu a tato fáze vede k odumření rostliny.



Obrázek 3: Idealizovaný průběh stresové reakce dle Larchera (1995)

3.6 Vliv léčiv na rostliny

Testy fytotoxicity bývají obvykle zaměřeny na vliv určité chemické látky na konkrétní rostlinný druh a jsou významným ukazatelem stupně znečištění životního prostředí. Různé testy toxicity byly prováděny již od 20. století. Americká agentura pro ochranu životního prostředí (USEPA) vyvinula a standardizovala testovací metody pro hodnocení fytotoxicity. Současné zkušební metody jsou navrženy za předpokladu, že účinky lze sledovat třemi přístupy: 1. v kontrolovaném laboratorním experimentu s omezeným počtem proměnných, 2. v experimentálním modelu ekosystému (vnitřní nebo venkovní simulátor), 3. v přírodním ekosystému (*in situ*) (Petsas a Vagi 2017).

Míru toxicity ovlivňuje citlivost rostliny k dané látce, koncentrace používané látky a doba působení látkou. Velmi často se k testování případných fytotoxických účinků využívají

zelené řasy a pro testování vodního prostředí jsou využívány vodní cévnaté rostliny jako je například okřehek menší (*Lemna minor* L.). Okřehek abaxiální (rubovou) stranou přiléhá přímo na vodní hladinu, a tak má vyšší schopnost akumulovat farmaka přímo z vodního média. Bylo již prokázáno, že tento druh je velmi citlivý k několika druhům kovů či pesticidům (Zezulka a kol. 2013).

Příjem léčiv rostlinou může probíhat pasivně pomocí kořenů z půdního prostředí. Schopnost příjmu látek a následné vstřebávání je ovlivněno evapotranspirací. Malchi a kol. (2014) konstatují, že příjem farmak může být usnadněn průchodem přes symplastickou cestu, kterou tvoří kanály a transportéry. Po vstupu léčiva z půdního roztoku do těla rostliny může docházet k akumulaci a translokaci přijatých látek. Kong a kol. (2007) prokázali potencionální toxicitu farmak v rostlině. Předpokládá se, že rozdíly ve schopnostech metabolizovat farmaka jsou dány odlišnými detoxikačními, metabolickými a enzymatickými reakcemi různých rostlinných čeledí. Také se může vyskytnout selektivita některých druhů rostlin vůči některým konkrétním xenobiotikům či inhibice nebo aktivace příjmu jednotlivých xenobiotik (Malchi a kol. 2014). Dle Trapp (2000) rostlina snáze a ochotněji přijímá molekuly, které jsou v nedisociované formě. Tento autor se ve své studii zabýval rozdílem v příjmu neutrálních a ionizovaných chemikálií. Za jednu z nejdůležitějších vlastností ovlivňujících příjem chemikálií, včetně léčiv, považoval hydrofobnost. Briggs a kol. (1982) prokázali, že hydrofobní látky nemají takovou schopnost se v rostlině zachycovat. Shenker a kol. (2011) prokázali, že nízcce hydrofobní karbamazepin byl přijímán a transportován z kořenů až do listů. Na základě dalších poznatků lze rovněž konstatovat, že čím více je látka lipofobní, tím méně je vstřebávána.

Calderón-Preciado a kol. (2012) prokázali vyšší absorpční rychlost sloučenin s karboxylovou skupinou ve své struktuře, když v in vitro podmínkách zkoumali vliv ibuprofenu (IBF), naproxenu (NPX), kyseliny klofibronové (CFA), kyseliny hydrocinamové (HCA), tonalidu (TON) a triclosanu (TCS) na hlávkový salát (*Lactuca sativa* L.) a *Spathiphyllum* sp. Po 30 dnech odhalila analýza pletiva salátu všechny látky s výjimkou HCA. Následný pokles koncentrací jednotlivých farmak v pletivech byl pravděpodobně způsoben detoxikačním systémem rostliny a vyčerpáním analytů z kultivačního média.

Zezulka a kol. (2019) konstatují, že působení léčiv může mít vliv na všechna vývojová stádia rostlin. Za kritické stupně vývoje považují především klíčení, tvorbu kořenů a růst mladých rostlin. Kontaminace farmaceutickými přípravky, především v raných stádiích ontogeneze, může negativně ovlivnit růst, vývoj a také produktivitu plodin. Prokázali, že farmaceutické přípravky ovlivňují klíčení semen a délku kořenů u cibule kuchyňské (*Allium cepa* L.), hlávkového salátu (*Lactuca sativa* L.), hrachu setého (*Pisum sativum* L.) a také u rajčete jedlého (*Solanum lycopersicum* L.). Působení diklofenaku způsobilo snížení listové plochy kukuřice seté (*Zea mays* L.) a hrachu setého (*Pisum sativum* L.). U kukuřice vedlo ošetření diklofenakem rovněž i ke snížení antioxidační aktivity.

Alkimin a kol. (2019) prokázali negativní účinky kyseliny salicylové a diklofenaku na makrofyty. A také prokázali zvýšenou citlivost biochemických parametrů na působení léčivy.

Christou a kol. (2016) uvádějí, které stresové markery vznikají nejčastěji v případě, že je rostlina ovlivněna léčivy. Patří mezi ně například tvorba vody, tvorba oxidu dusnatého, lipidová peroxidace či antioxidační aktivita. Během pokusů zaměřených na účinky léčiv na vojtěšku setou (*Medicago sativa* L.), byl naměřen zvýšený obsah H₂O₂ v kořenech i v listech stresovaných rostlin.

Při vstupu xenobiotik do rostlinného těla může dojít ke spojování s cukry, kyselinou malonovou, glutationem nebo s aminokyselinami. Konjugace xenobiotik a těchto přírodních látek obvykle vede ke zvýšení rozpustnosti ve vodě a zároveň ke snížení aktivity a toxicity. I přes to může docházet k ukládání vzniklých látek do vakuol či buněčných stěn kvůli absenci vylučovacího systému u rostlin. Laurent a kol. (2007) studovali osud látky 2,4-dichlorfenol v buněčných suspenzních kulturách tabáku virginského (*Nicotiana tabacum* L.). Všechny výsledné identifikované metabolity byly komplexními glykosidovými konjugáty, které mohou dále podléhat hydrolytickým reakcím způsobeným mikroorganismy v životním prostředí nebo v zažívacím traktu zvířat a lidí.

Gorovits a kol. (2020) se zabývali vlivem vody s obsahem léčiv na rostliny rajčat (*Solanum lycopersicum* L.). Pro studium účinků na rostliny použili karbamazepin, kyselinu valporovou, fenytoin, diazepam a lamotrigin. Na sazenice působili látkami v různých koncentracích a během různých časových období. Po aplikaci znečištěné vody došlo ke hromadění stresových biomarkerů v listech a v kořenech rostlin. Rovněž byla zaznamenána snaha rostlin obnovit homeostázu a vyhnout se metabolickým úpravám.

Sánchez a Stumpf (1984) studovali vliv hypolipidemických léků na metabolismus rostlinných lipidů. Přidávali léčiva WY14643 a DH990 do starších bramborových hlíz (*Solanum tuberosum* L.), do listů špenátu (*Spinacia oleracea* L.) a také do řasy *Chlorella vulgaris*. Po aplikaci došlo k inhibici inkorporace mastných kyselin do fosfatidylcholinu a fosfatidylethanolaminu. Dále došlo k inhibici tvorby polynenasycených mastných kyselin. Oba léky inhibovaly tvorbu kyseliny stearové a také byla prokázána citlivost acetyl-CoA karboxylázy a acetyl-CoA syntetázy.

Huber a kol. (2012) ve svém experimentu prokázali přítomnost diklofenaku a jeho metabolitů ve všech pletivech sledovaných rostlin již po 6 hodinách. Pro experiment používali rostliny křenu selského (*Armoracia rusticana* L.), na které působili léčivem o koncentraci 10 μM a 100 μM v médiu. Počáteční reakce, která v rostlině probíhala, byla hydroxylace. Ta může probíhat na jednom či na obou fenylových jádrech. Davies a Anderson (1997) konstatují, které dva nejběžnější metabolity diklofenaku mohou v rostlině vznikat. Jedná se o 3'-OH-diklofenak a 4'-OH-diklofenak. Po počáteční aktivační reakci dochází ke kojugaci reakci například s glukózou či aminokyselinami. Vzniklá konjugovaná molekula je více hydrofilní a mobilní, což může vést ke třetí fázi. V té dochází k ukládání molekul do vakuol. Hájková a kol. (2019) se ve svém experimentu také zabývali vlivem diklofenaku na rostliny. Prokázali, že působení tohoto léčiva na okřehek menší (*Lemna minor* L.) vede ke zvýšení množství reaktivního kyslíku a dusíku v chloroplastech. Dále konstatují, že přímé účinky diklofenaku na fotosystém I jsou zanedbatelné a že fotosystém II a aktivitu enzymu RuBisCO ovlivňují pouze vysoké koncentrace léčiva.

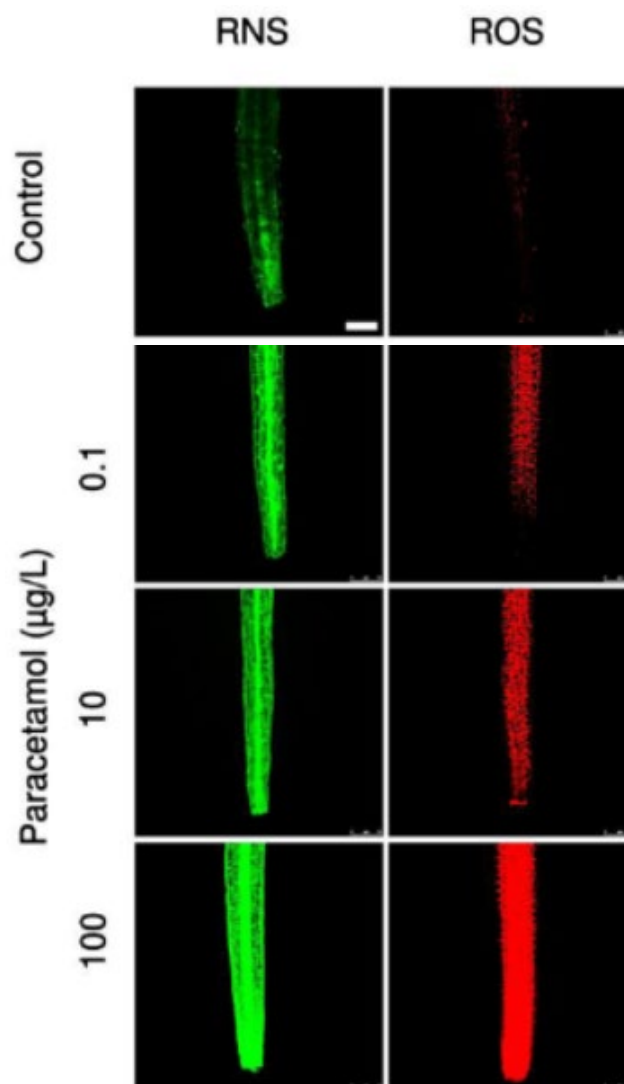
Zezulka a kol. (2013) se zabývali vlivem fluoranthenu na okřehek menší (*Lemna minor* L.). Fluoranthen patří mezi polycyklické aromatické uhlovodíky (PAHs) a je velmi častým kontaminantem vodního prostředí. Po 4 dnech expozice došlo ke snížení počtu rostlin, velikosti listové plochy a tím i ke snížení produkce biomasy. Po čtyřdenním působení fluoranthenem došlo rovněž ke snížení obsahu fotosyntetických barviv: chlorofylu a, chlorofylu b, karotenoidů a také byla negativně ovlivněna fluorescence. Ke zvýšení výskytu reaktivních forem kyslíku (ROS) a malondialdehydu došlo až po 10 dnech expozice. Přítomnost ROS potvrdilo i mikroskopické pozorování kořenů rostlin okřehekku.

Absorpci a transformaci ibuprofenu (IBP) u mokřadních rostlin se zabývali He a kol. (2017). Jako modelovou rostlinu využili rákos obecný (*Phragmites australis* Cav. Steud.) pěstovaný v perlitu ve skleníkových podmínkách s ošetřením IBP v koncentraci 60 µg/l. Během 21 dnů expozice byly odebrány kořeny a oddenky, stonky a listy a kapalně vzorky. Odebrané vzorky prokázaly schopnost *Phragmites australis* IBP přijímat, translokovat a degradovat. IBP byl zcela odstraněn z kapalného média po 21 dnech s poločasem rozpadu 2,1 dne. Nejprve se IBP hromadil v kořenech a oddencích a následně se částečně přemísťoval do stonků a listů. V rostlinných pletivech byly detekovány čtyři meziprodukty: hydroxy-IBP, 1,2-dihydroxy-IBP, karboxy-IBP a glukopyranosyloxy-hydroxy-IBP. Na tvorbě dvou meziproduktů se podílel enzym cytochrom (CYP) P450, který zastává jednu z klíčových rolí v metabolismu xenobiotik. Předpokládá se, že transformace IBP byla nejprve katalyzována pomocí CYP P450, poté glykosyltransferázou a poté následovalo další skladování ve vakuolách nebo v buněčných stěnách. Při pokusu nebyla prokázána žádná významná fytotoxicita na základě růstu rostlin a dle aktivity stresových enzymů. Autoři prokázali, že rákos obecný (*Phragmites australis* Cav. Steud.) lze považovat za vhodný druh pro využití v mokřadech k čištění odpadní vody s obsahem IBP a případně s jinými dalšími mikropolutanty.

Pino a kol. (2016) se zabývali účinky a toxicitou 15 běžných léčiv na hlávkový salát (*Lactuca sativa* L.) a řasu *Chlamydomonas reinhardtii*. Léčiva využitá pro výzkum patřila do třídy nesteroidních protizánětlivých léků (NSAID) a antibiotik, dále byly využity β-blokátory a látky snižující hladinu lipidů v krvi. 12 z 15 testovaných léčiv způsobilo inhibici prodlužování kořenů a hypokotylu u salátu. Získané hodnoty EC₅₀² byly naměřeny odlišně pro kořinky (170-5656 mg/l) a hypokotyl (188-4558 mg/l). Propranolol byl prokázán jako nejtoxičtější z testovaných léčiv, následovaly NSAID, gemfibrozil a tetracyklin. Mimo inhibici růstu bylo prokázáno, že působení léčivy vede ke vzniku nekróz a způsobuje kadeření. Avšak ani nejvyšší testované koncentrace (3000 mg/l) neovlivnily klíčení semen. Snížení fotosyntetického výtěžku u *Chlamydomonas reinhardtii* způsobilo působení nesteroidními protizánětlivými léky. Například kyseliny salicylová vykazovala hodnoty EC₅₀ v koncentraci více než 1000 mg/l.

Kummerová a kol. (2016) ve své práci prokázali, že působení paracetamolu a diklofenaku iniciovalo snížení obsahu fotosyntetických pigmentů v rostlinách okřehku menšího (*Lemna minor* L.). Dále také ošetření léčivem vedlo k vyšší produkci RNS (reaktivního dusíku) a ROS (reaktivních forem kyslíku). Přítomnosti těchto dvou látek v kořenové špičce okřehku je znázorněna na obrázku 4. Podnětem ke tvorbě ROS a RNS v okřehku menším byl paracetamol v médiu v koncentracích 0,1 µg/l, 10 µg/l a 100 µg/l. Paracetamol i diklofenak patří mezi běžná léčiva ze třídy nesteroidních protizánětlivých léků a představují ekologické riziko pro životní prostředí.

² Hodnota EC₅₀ charakterizuje u krátkodobých studií účinnou koncentraci, která způsobí toxicitu u 50 % testovaných organismů, či která způsobí 50 % maximálního účinku, anebo 50 % odpověď v testovací populaci (mg/l, ml/l).



Obrázek 4: Vizualizace RNS a ROS v kořenové špičce *Lemna minor*
Zdroj: Kummerová a kol. (2016)

Cummings a kol. (2018) sledovali jaký vliv na metabolismus rostlin má běžně předepisované antidiabetikum metformin (N, N-dimethyl biguanide). Pro experiment využili izoláty sladkovodní řasy *Chlorella vulgaris* z řeky Columbia o průměru 1,8-5,1 μm . 24 hodin po působení léčiva v koncentraci 767,8 mg/l bylo pozorováno u připravených vzorků zastavení růstu, zvýšení nefotochemického zhášení a snížení rychlosti transportu elektronů. Za 48 hodin došlo ke snížení fotosyntetické účinnosti fotosystému II. Při nižší koncentraci léčiva (76,8 mg/l) se negativní účinky na fotosyntézu projeví se zpožděním (zvýšení nefotochemického zhášení a snížení rychlosti transportu elektronů) a to až za 72-96 hodin. Při expoziční koncentraci 1,5 mg/l nebyly pozorovány žádné negativní účinky. Dále lze konstatovat, že metformin pravděpodobně také zhoršuje fotosyntézu prostřednictvím aktivace enzymu SnRK1, který v rostlině funguje jako regulátor buněčné energie.

Lze tedy konstatovat, že přítomnost paracetamolu a jiných léčiv v prostředí může představovat velké riziko pro růst a vývoj všech rostlin. Tășchină a kol. (2017) ve své práci prokázali, že paracetamol ovlivňuje fotosyntetické parametry fazolu obecného (*Phaseolus vulgaris* L.).

4. Metodika

Ve skleníkovém pokusu byl sledován vliv různých koncentrací paracetamolu v závlivkové vodě na lociku setou odrůda Král Máje. V juvenilních fázích vývoje rostlin byla měřena rychlost fotosyntézy, transpirace a stomatální vodivost.



Obrázek 5: Pokusné rostliny ve skleníku KBFR FAPPZ
Zdroj: Autor

4.1 Charakteristika pokusného materiálu

Locika setá odrůda Král Máje patří mezi tradiční odrůdy jarního, polního salátu a poprvé byla registrována 10.6.1967. Tato odrůda se vyznačuje středně velkou, dobře uzavřenou hlávkou se světle zelenými listy a je středně odolná vůči vybíhání. Typickým znakem je červenání okrajů vrcholových listů při nižších teplotách viz. obr. 5 (eAGRI 2020; SEMO 2020).

4.2 Založení pokusu

Pokus byl založen v částečně řízených podmínkách skleníku KBFR FAPPZ, při teplotě 25 °C ve dne a 19 °C v noci a při přirozeném světelném režimu (14 hodiny světlo, 10 hodin tma). Pokusné rostliny byly pěstovány v plastových nádobách o velikosti 11x11 cm v zahradním substrátu. Jedná se o substrát složený převážně z jemných částic (částice nad 20 mm max. 5 %). Jsou jimi rašelina, kokosové vlákno a perlit. Navíc jsou v substrátu naočkovány mykorrhizní houby a také obsahuje minerální vícesložkové hnojivo se stopovými prvky a bentonit. Rizikové prvky jsou v substrátu obsaženy v rámci zákonem stanovených limitech: kadmium 1 mg/kg, olovo 100 mg/kg, rtuť 1 mg/kg, arsen 20 mg/kg, chrom 100 mg/kg, měď 100 mg/kg, molybden 5 mg/kg, nikl 50 mg/kg, zinek 300 mg/kg. Hodnota půdní reakce pH je v zahradním substrátu v rozmezí 5,0-7,0 (eAGRI 2020).

Pokus zahrnoval 5 variant: kontrolní a 4 stresované. Kontrolní varianta byla v průběhu celého pokusu zavlažována 150 ml vody, u stresovaných rostlin byl objem vody stejný a lišil se pouze v koncentracích dodaného paracetamolu: S1 (5 $\mu\text{mol/l}$), S2 (50 $\mu\text{mol/l}$), S3 (500 $\mu\text{mol/l}$), S4 (5 mmol/l). Základní rozdělení pokusu bylo do dvou celků. Kdy polovina rostlin byla zavlažena paracetamolem na počátku pokusu a ruhá polovina pokusných rostlin byla pod nepřetržitou zálivkou léčiva.

Pokus byl zahájen ve fázi 6 pravých listů (16 BBCH) a uskutečnilo se celkem 6 měření: 0, 1, 3, 7, 10 a 14 dní po zahájení, při zachování 5 opakování

Rostliny salátu byly na počátku pokusu a 7. den odběru přihnojeny Hoaglandovým živným roztokem.

4.3 Metody měření vybraných charakteristik

4.3.1 Stanovení rychlosti výměny plynů a stomatální vodivosti

Fotosyntéza, transpirace a stomatální vodivost byla měřena nedestruktivní metodou pomocí infračerveného analyzátoru plynů LCpro+ (ADC Bioscientific Ltd.) Přístroj LCpro+ se skládá z listové komory a hlavní konzoly s LCD displejem. K měření bilance CO_2 je využíváno nerozptýlené infračervené záření fungující na principu schopnosti CO_2 a H_2O absorbovat toto záření. Rozsah měření CO_2 je 0 až 3000ppm. K měření H_2O slouží 2 senzory vlhkosti. Dále systém měří teplotu listu, teplotu vzduchu, atmosférický tlak a intenzitu osvětlení. (ADC.co.uk 2020, Ekotechnika 2020). Rychlost výměny plynů byla sledována na základě metodiky Holé a kol. (2010).

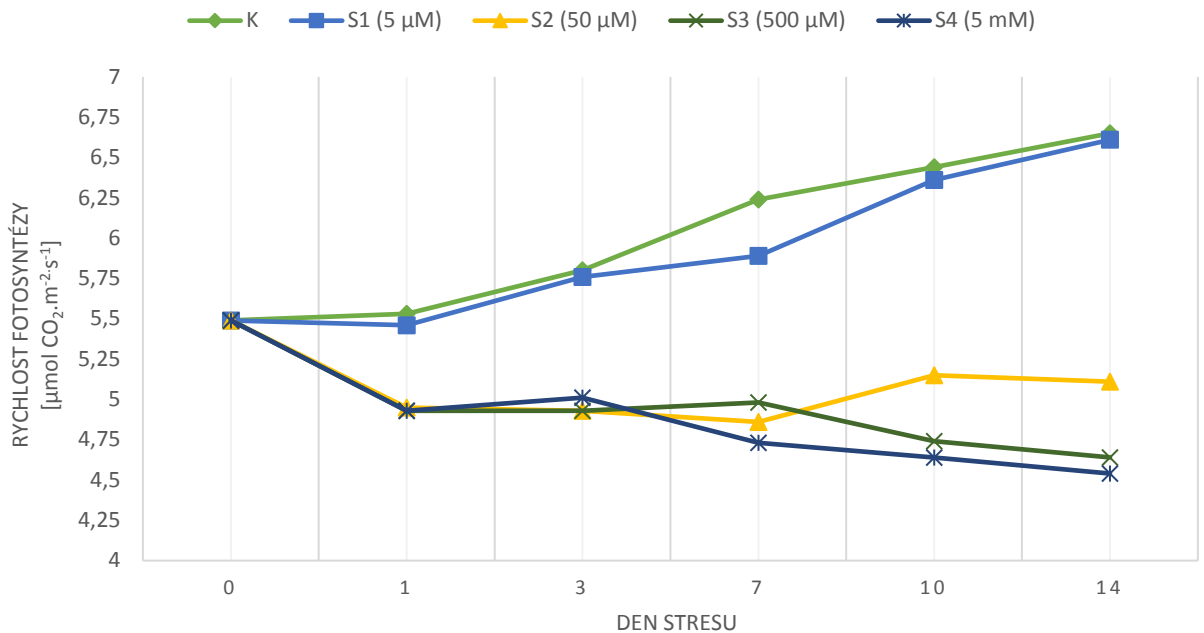
5. Výsledky

5.1 Rychlost fotosyntézy

5.1.1 Rychlost fotosyntézy při jednorázové aplikaci paracetamolu

V grafu 3 je uvedena rychlost fotosyntézy juvenilních rostlin salátu hlávkového v závislosti na působení stresu paracetamolem. Z uvedeného grafu vyplývá, že nejvyšší rychlost fotosyntézy byla naměřena u kontrolních rostlin ve 14. dnu pokusu ($6,65 \mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$). Naopak nejnižší rychlost fotosyntézy byla zaznamenána u varianty S4, která byla ošetřována nejvyšší koncentrací paracetamolu (5 mM), kdy rychlost fotosyntézy byla $4,54 \mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ (14. den).

Rozdíl mezi nejvyšší a nejnižší naměřenou hodnotou rychlosti fotosyntézy salátu hlávkového činil $2,11 \mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$.



Graf 3: Rychlost fotosyntézy [$\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$] salátu hlávkového při jednorázovém působení paracetamolem

Kontrolní rostliny vykazovaly v průběhu měření téměř lineární zvýšení rychlosti fotosyntézy a to z důvodu jejich ontogenetického vývoje. Rozdíl mezi nejvyšší a nejnižší naměřenou hodnotou byl $1,16 \mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$.

Rostliny pěstované ve variantě S1 (5 μM paracetamolu) měly velmi podobný průběh fotosyntézy jako kontrolní rostliny. Nejvyšší hodnota rychlosti fotosyntézy byla $6,61 \mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ (14. den pokusu) a naopak nejnižší zaznamenaná hodnota činila $5,46 \mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ (1. den pokusu). Rozdíl mezi nejvyšší rychlostí fotosyntézy kontrolní varianty a varianty S1 byl pouze $0,04 \mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$.

Rychlost fotosyntézy se u varianty S2 snižovala během první poloviny měření až na hodnotu $4,84 \mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ z hodnoty $5,49 \mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ naměřené na počátku pokusu. Nejvyšší rychlosti fotosyntézy dosáhla tato varianta 10. den měření ($5,15 \mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$). V porovnání s předchozím termínem se fotosyntéza zvýšila o $0,29 \mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$. Na konci pokusu byl zaznamenán pokles fotosyntézy o $0,04 \mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ na $5,11 \mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$.

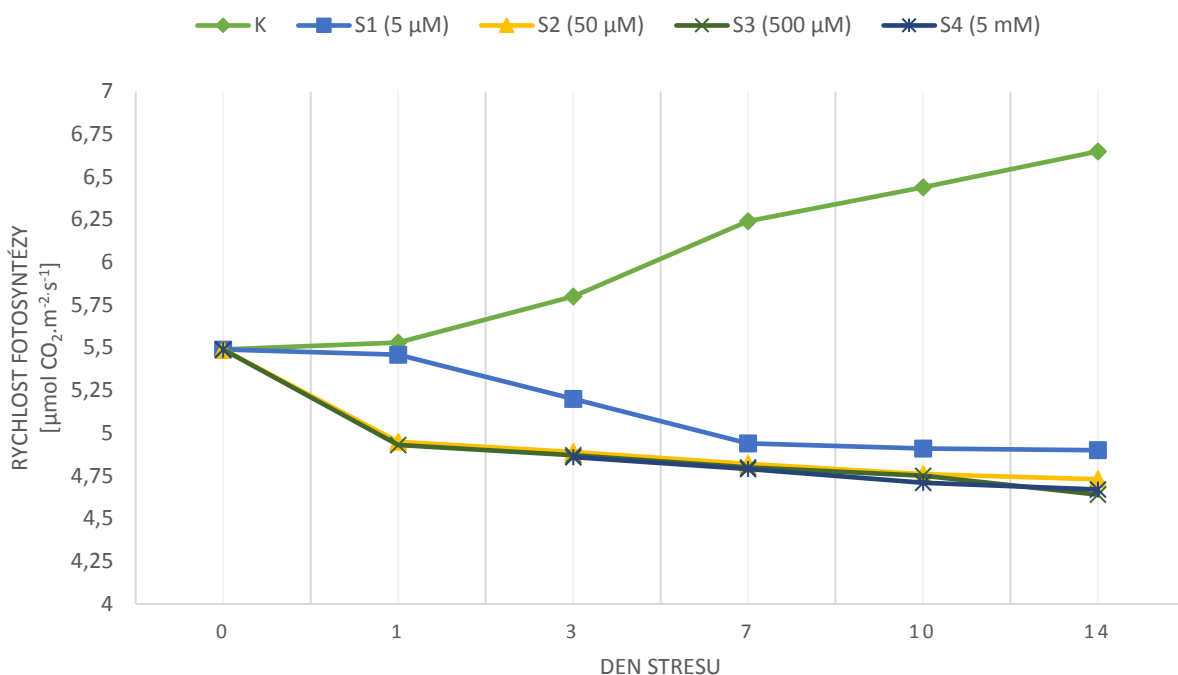
Z grafu 3 je patrná nejvyšší naměřená rychlost fotosyntézy varianty S3, která dosáhla hodnoty $4,98 \mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 7. den pokusu, přičemž na počátku pokusu byla rychlost fotosyntézy $5,49 \mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$. Od tohoto termínu měření již docházelo vlivem působení paracetamolu k postupnému snižování fotosyntézy až na konečnou hodnotu $4,64 \mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$, která byla naměřena na konci pokusu.

Z grafu 3 je dále patrné, že rychlost fotosyntézy u rostlin rostoucích v nejvyšší koncentraci paracetamolu (varianta S4) se pohybovala v intervalu hodnot od $4,54 \mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ (14. den) do $5,49 \mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ (0. den). Z uvedeného grafu dále vyplývá, že do 3. dne se fotosyntéza zvyšovala až na hodnotu $5,01 \mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$. V následném termínu měření se fotosyntéza snížila a její rychlost byla $4,73 \mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$.

Postupné snižování fotosyntézy lze pozorovat až do konce pokusu, kdy rychlost fotosyntézy byla $4,54 \mu\text{mol CO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$.

5.1.2 Rychlost fotosyntézy při chronické aplikaci paracetamolu

Z grafu 4 vyplývá, že chronické působení paracetamolu vedlo ke snížení rychlosti fotosyntézy u všech testovaných variant. Nejnižší hodnota $4,67 \mu\text{mol CO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ byla naměřena u varianty S4 14 den. Naopak nejvyšší hodnota byla naměřena u kontrolní varianty, rovněž 14. den, kdy rychlost fotosyntézy byla $6,65 \mu\text{mol CO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Rozdíl mezi nejvyšší a nejnižší rychlostí fotosyntézy juvenilních rostlin salátu hlávkového činil $1,98 \mu\text{mol CO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$.



Graf 4: Rychlost fotosyntézy [$\mu\text{mol CO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$] salátu hlávkového při chronickém působení paracetamolem

Nejvyšší rychlost fotosyntézy u varianty S1 byla naměřena 0. den měření ($5,49 \mu\text{mol CO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$). Od tohoto termínu došlo vlivem působení paracetamolu k postupnému snižování fotosyntézy až na konečnou hodnotu $4,90 \mu\text{mol CO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, která byla naměřena na konci pokusu.

Dle grafu 4 vedlo navození stresu u varianty S2 ($50 \mu\text{M}$ paracetamolu) ke snížení rychlosti fotosyntézy z původních $5,49 \mu\text{mol CO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ na $4,95 \mu\text{mol CO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (1. den). Od tohoto termínu již docházelo vlivem působení paracetamolu ke snižování rychlosti fotosyntézy až na nejnižší hodnotu $4,73 \mu\text{mol CO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (14. den).

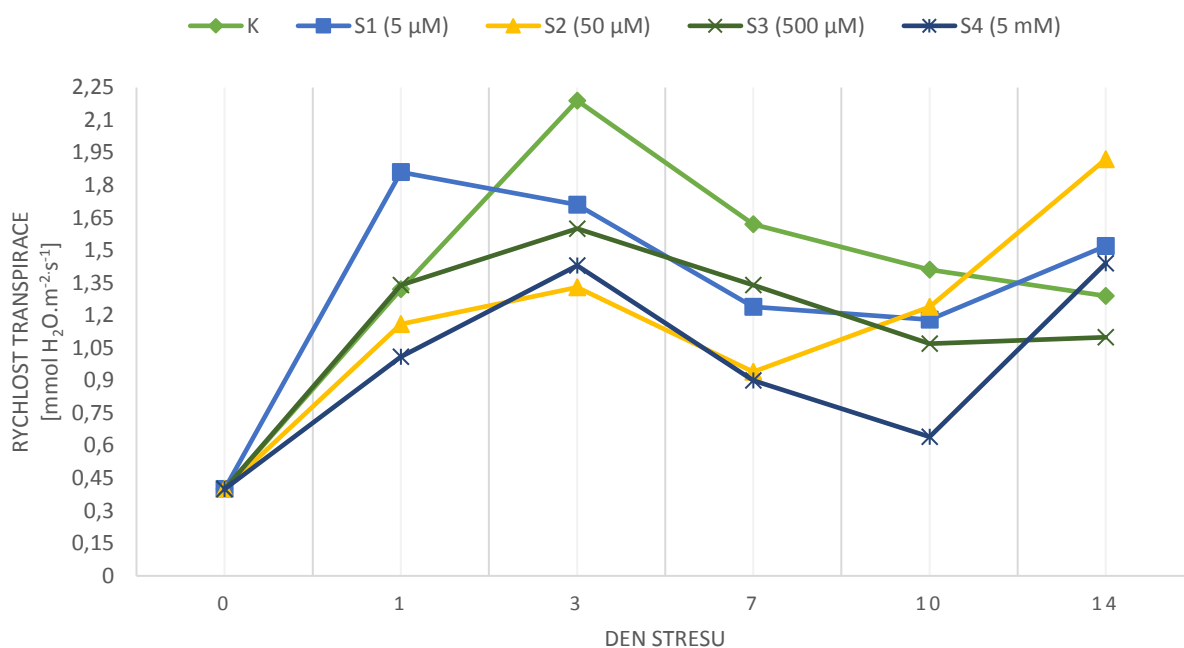
U varianty S3 byl prokázán nejvýraznější pokles v rychlosti fotosyntézy bezprostředně po aplikaci paracetamolu, kdy se rychlost fotosyntézy v porovnání s předcházejícím termínem měření snížila o $0,56 \mu\text{mol CO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ na hodnotu $4,93 \mu\text{mol CO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Postupné snižování fotosyntetické aktivity bylo možné pozorovat až do konce pokusu, kdy rychlost fotosyntézy činila $4,67 \mu\text{mol CO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$.

Z grafu 4 je dále patrné, že rychlost fotosyntézy, rostlin rostoucích v nejvyšší koncentraci paracetamolu: 5 mM (varianta S4), vykazovala postupně klesající trend během celého pokusu. Hodnoty fotosyntetické aktivity se pohybovaly v intervalu od 5,49 $\mu\text{mol CO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (0. den) do 4,67 $\mu\text{mol CO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (14. den). Na konci pokusu byl zaznamenán celkový pokles fotosyntézy o 0,82 $\mu\text{mol CO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$.

5.2 Rychlost transpirace

5.2.1 Rychlost transpirace při jednorázové aplikaci paracetamolu

V grafu 5 je uvedena rychlost transpirace juvenilních rostlin salátu hlávkového v závislosti na působení rozdílných koncentrací paracetamolu a z tohoto grafu vyplývá, že nejvyšší rychlost transpirace byla naměřena 3. den od počátku měření u kontrolní varianty (2,19 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$). Naopak nejnižší hodnoty transpirace bylo dosaženo v 0. dnu měření, kdy transpirace dosáhla hodnoty 0,40 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Rozdíl mezi nejvyšší a nejnižší hodnotou činil 1,79 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$.



Graf 5: Rychlost transpirace [$\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$] salátu hlávkového při jednorázovém působení paracetamolem

Z grafu 5 je dále patrné, že po aplikaci paracetamolu se u rostlin z varianty S1 nejprve zvýšila rychlost transpirace až na hodnotu 1,86 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (1. den) z předchozí hodnoty 0,40 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (0. den). Ovšem výrazný nárůst rychlosti transpirace byl již během 3. dne měření vystřídán poklesem na hodnotu 1,24 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ a vlivem působení paracetamolu i nadále docházelo k postupnému snižování transpirace až na hodnotu 1,18 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (10. den). Mírný nárůst byl zaznamenán opět až na konci pokusu, kdy varianta S1 vykazovala rychlost transpirace ve výši 1,52 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$.

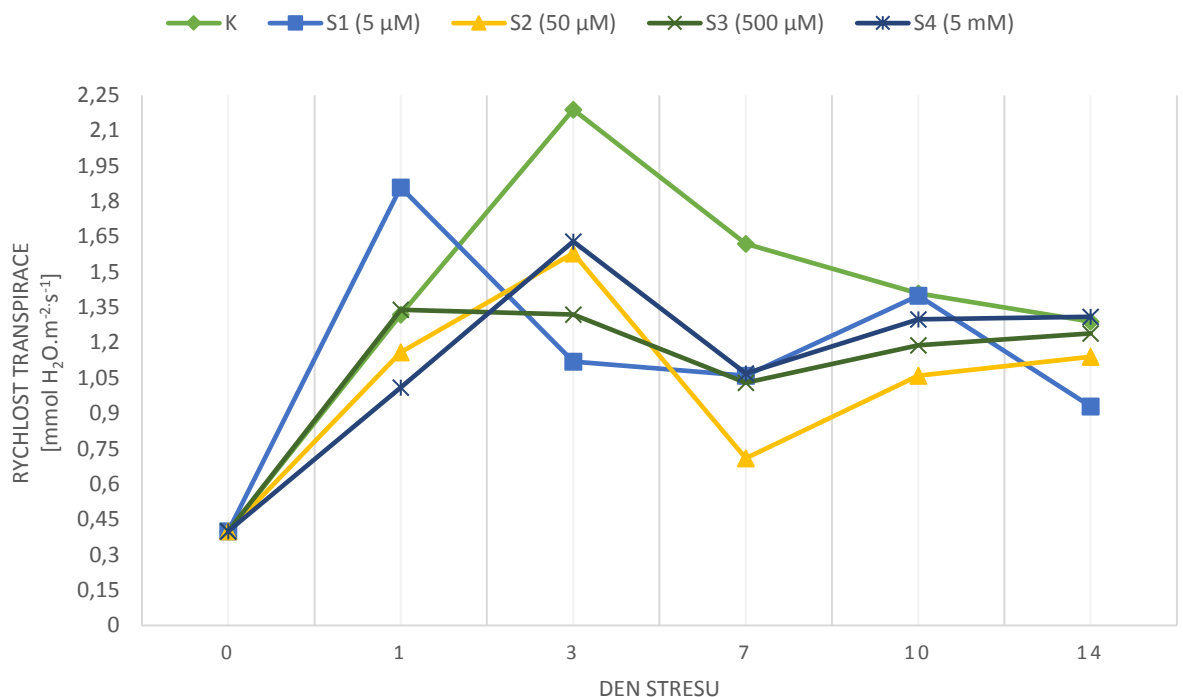
Nejvyšší naměřená rychlost transpirace u pokusné varianty S2 byla $1,92 \text{ mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (14. den), přičemž na začátku pokusu byla rychlost transpirace $0,40 \text{ mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Z uvedeného grafu dále vyplývá, že do 3. dne se transpirace zvyšovala až na hodnotu $1,33 \text{ mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Tento nárůst byl v následném termínu měření vystřídán poklesem na $0,94 \text{ mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (7. den). Transpirace rostlin z varianty S2 vykazovala během 10. dne v porovnání s předchozím termínem zvýšení o $0,30 \text{ mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ a rostoucí trend bylo možné pozorovat až do konce pokusu na hodnotu $1,92 \text{ mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$.

Z grafu je též patrné, že pokles rychlosti transpirace varianty S3 nastal 7. den po aplikaci paracetamolu, kdy se rychlost transpirace v porovnání s předcházejícím termínem měření snížila o $0,26 \text{ mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ na hodnotu $1,34 \text{ mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Pokles rychlosti transpirace byl vystřídán jejím mírným zvýšením na konci pokusu, kdy rychlost transpirace činila $1,1 \text{ mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$.

Rychlost transpirace varianty s nejvyšší dávkou paracetamolu (S4) vykazovala nejprve rostoucí trend až na hodnotu $1,43 \text{ mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (3. den). Ale v následujícím termínu měření se transpirace snížila a její rychlost byla $0,9 \text{ mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Opakovaný nárůst transpirační aktivity bylo možné pozorovat na konci pokusu, kdy rychlost transpirace dosáhla $1,44 \text{ mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$.

5.2.2 Rychlost transpirace při chronické aplikaci paracetamolu

Z grafu 6 vyplývá, že u všech testovaných variant se projevil střídavě klesající a rostoucí trend. Nejvyšší rychlost transpirace byla naměřena u kontrolní varianty 3. den: $2,19 \text{ mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Naopak nejnižší rychlost transpirace byla zaznamenána na počátku pokusu ($0,40 \text{ mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$).



Graf 6: Rychlost transpirace [$\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$] salátu hlávkového při chronickém působení paracetamolem

Z grafu 6 je patrné, že k poklesu rychlosti transpirace došlo u varianty S1 3. den po opakované aplikaci paracetamolu s koncentrací 5 μM . Rychlost transpirace se v porovnání s předešlým termínem měření snížila o 0,74 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ na hodnotu 1,12 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Nárůst transpirace bylo možné opět zaznamenat během 10. dne, kdy nastalo její zvýšení v porovnání s předchozím termínem o 0,34 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ na hodnotu 1,4 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Na konci pokusu byl opět zaznamenán pokles rychlosti transpirace na hodnotu 0,93 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$.

Z grafu je dále patrná maximální naměřená rychlost transpirace u rostlin z varianty S2, která dosáhla hodnoty 1,58 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ 3. den pokusu. Po tomto termínu měření bylo zaznamenáno nejprve snížení transpirace (0,71 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, 7.den) a poté postupné zvyšování až na konečnou hodnotu 1,14 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, která byla naměřena na konci pokusu.

Rychlost transpirace rostlin rostoucích ve variantě S3 (500 μM paracetamolu) se pohybovala v intervalu hodnot od 0,40 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (0. den) do 1,34 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (1. den). Z uvedeného grafu vyplývá, že od poloviny měření byl u této pokusné varianty zaznamenán téměř konstantní průběh hodnot transpirace až na konečnou hodnotu 1,24 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (14. den).

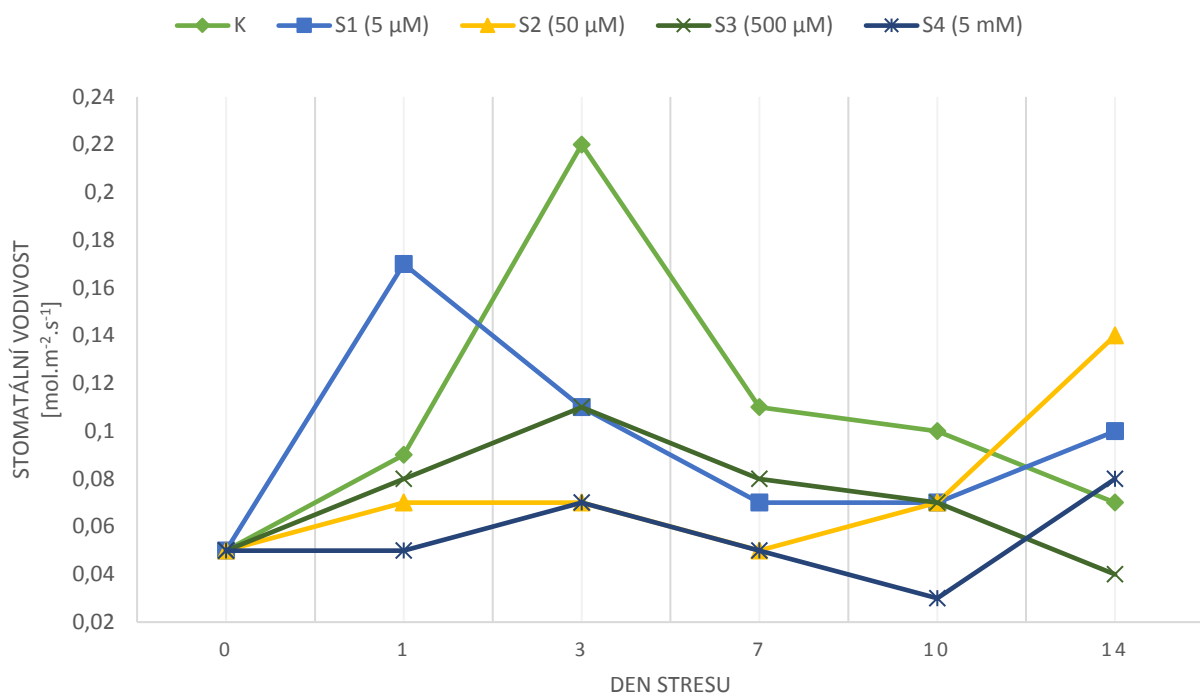
Rychlost transpirace se u varianty S4 (5 mM paracetamolu) zvyšovala do 3. dne až na maximální hodnotu 1,63 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. V následném termínu měření došlo ke snížení transpirace o 0,56 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ na 1,07 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Z uvedeného grafu je dále patrné, že postupné zvýšení transpirace bylo možné pozorovat opět od 10. dne měření až do konce pokusu, kdy rychlost transpirace dosáhla hodnoty 1,31 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$.

5.3 Stomatální vodivost

5.3.1 Stomatální vodivost při jednorázové aplikaci paracetamolu

V grafu 7 je uvedena stomatální vodivost juvenilních rostlin salátu hlávkového v závislosti na působení rozdílných koncentrací paracetamolu. Z uvedeného grafu vyplývá, že maximální stomatální vodivost byla dosažena u kontrolní varianty 3. den pokusu (0,22 $\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$). Naopak minimální stomatální vodivost byla zaznamenána u varianty S4 během 10. dnu pokusu, kdy dosáhla hodnoty 0,03 $\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Rozdíl mezi nejvyšší a nejnižší hodnotou v tomto pokusu činil 0,19 $\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$.

Z grafu 7 vyplývá, že u kontrolní varianty bylo do 3. dne zaznamenáno zvýšení hodnot stomatální vodivosti až na maximální hodnotu 0,22 $\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Toto zvyšování bylo v následném termínu vystřídáno postupným snižováním stomatální vodivosti až na konečnou hodnotu 0,07 $\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, která byla naměřena poslední den pokusu.



Graf 7: Stomatální vodivost [$\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$] při jednorázovém působení paracetamolem

Stomatální vodivost rostlin z varianty S1 se pohybovala v intervalu hodnot od $0,05 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (0. den) do $0,17 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (1. den). Dle grafu 7 lze konstatovat, že ke snížení stomatální vodivosti došlo u rostlin rostoucích v nejnižší koncentraci paracetamolu ($5 \mu\text{M}$) 1. den po aplikaci paracetamolu, kdy se stomatální vodivost v porovnání s předchozím termínem měření snížila o $0,06 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ na hodnotu $0,11 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$.

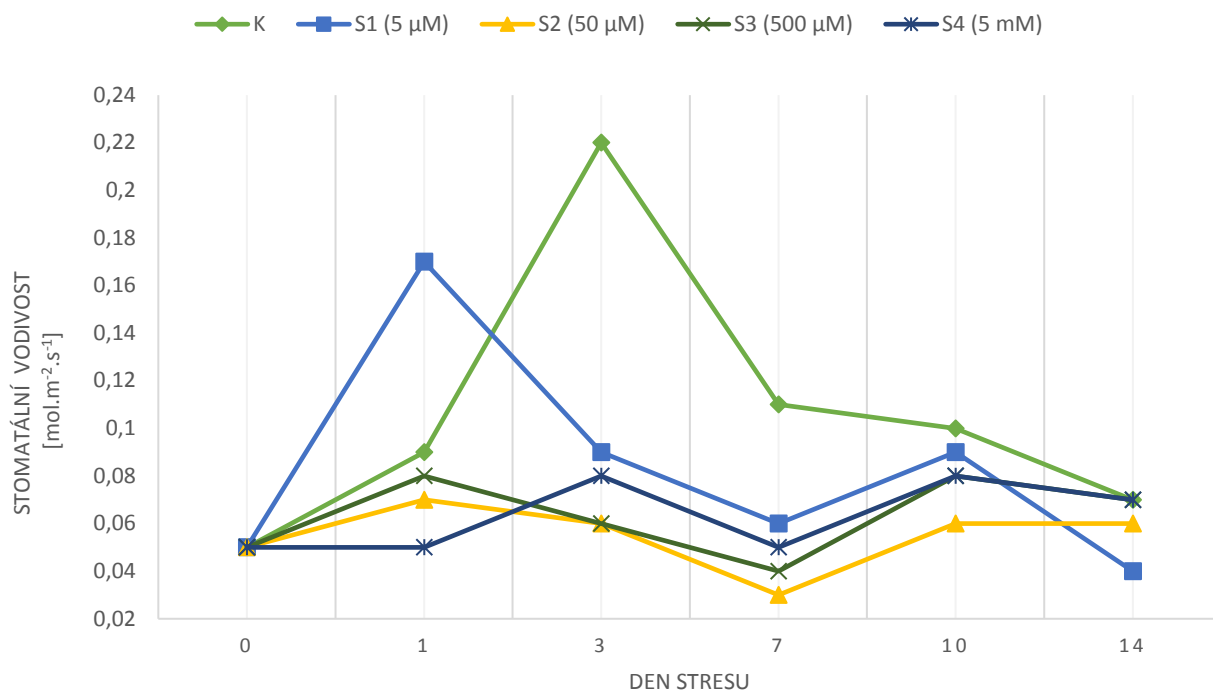
Z uvedeného grafu dále vyplývá, že u rostlin ošetřených $50 \mu\text{M}$ paracetamolu (varianta S2) se hodnoty stomatální vodivosti v rámci délky působení xenobiotika příliš neměnily. Výjimka byla zjištěna ve 14. den, kdy došlo oproti předchozímu měření ke zvýšení stomatální vodivosti o $0,07 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ na konečnou hodnotu $0,14 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$.

Nejvyšší naměřená stomatální vodivost u pokusné varianty S3 byla $0,22 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (3. den), přičemž na začátku pokusu byla stomatální vodivost $0,05 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Z uvedeného grafu je patrné, že po dosažení maximální hodnoty se stomatální vodivost postupně snižovala až na hodnotu $0,04 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ naměřenou na konci pokusu.

U rostlin rostoucích v nejvyšší koncentraci paracetamolu (S4) byly hodnoty stomatální vodivosti v rámci délky expozice léčiva relativně vyrovnané. Stomatální vodivost se pohybovala v intervalu hodnot od $0,03 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (10. den) do $0,08 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (14. den).

5.3.2 Stomatální vodivost při chronické aplikaci paracetamolu

V grafu 8 je uvedena stomatální vodivost juvenilních rostlin salátu hlávkového v závislosti na chronickém působení paracetamolu. Z něho vyplývá, že nejvyšší stomatální vodivost byla naměřena u kontrolních rostlin 3. den ($0,22 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$). Naopak minimální stomatální vodivost byla zaznamenána u pokusné varianty S2, která byla ošetřována $50 \mu\text{M}$ paracetamolu, kdy stomatální vodivost dosáhla hodnoty $0,03 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (7.den). Rozdíl mezi maximální a minimální stomatální vodivostí činil $0,19 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$.



Graf 8: Stomatální vodivost [$\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$] při chronickém působení paracetamolem

U kontrolních rostlin byl zaznamenán až do 3. dne měření nárůst stomatální vodivosti na hodnotu $0,22 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ z hodnoty $0,05 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, jak dokumentuje graf 8. Tento nárůst byl v následujícím termínu měření vystřídán poklesem na hodnotu $0,11 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, přičemž snižování hodnoty stomatální vodivosti bylo možné zaznamenat až do konce pokusu. Na konci pokusu byla naměřena hodnota stomatální vodivosti $0,07 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$.

V případě rostlin rostoucích ve variantě S1 ($5 \mu\text{M}$ paracetamolu) byla naměřena maximální hodnota stomatální vodivosti 1. den po aplikaci paracetamolu, kdy naměřená hodnota činila $0,17 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, přičemž na počátku pokusu byla stomatální vodivost $0,05 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, viz graf 8. Následující termíny měření se stomatální vodivost snižovala až na hodnotu $0,06 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Zvýšení bylo zaznamenáno 10. den pokusu, ale na konci pokusu se opět stomatální vodivost snížila na konečnou hodnotu $0,04 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$.

Z grafu 8 je dále patrné, že po aplikaci paracetamolu došlo u rostlin z varianty S2 ($50 \mu\text{M}$) nejprve k nárůstu stomatální vodivosti na hodnotu $0,07 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (1. den) z původních $0,05 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (0. den). Ovšem tento nárůst byl již během 3. dne měření vystřídán poklesem na hodnotu $0,07 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Tento pokles bylo možné dále zaznamenat i v 7. dnu, kdy se hodnota stomatální vodivosti snížila na hodnotu $0,03 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Nárůst stomatální vodivosti byl zaznamenán opět až během 10. a 14. dne měření ($0,06 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$).

Stomatální vodivost rostlin z varianty S3 se pohybovala v intervalu hodnot od $0,04 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (7. den) do $0,08 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (1. a 10. den). K poklesu stomatální vodivosti došlo 3. den po aplikaci paracetamolu. V porovnání s přechozím termínem měření se stomatální vodivost snížila o $0,02 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ na hodnotu $0,06 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Nárůst stomatální vodivosti byl opět zaznamenán 10. den: $0,08 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Na konci pokusu se opět stomatální vodivost snížila na hodnotu $0,07 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, jak dokládá graf 8.

Stomatální vodivost rostlin z varianty s nejvyšší dávkou paracetamolu (S4) vykazovala nejprve rostoucí trend až na hodnotu $0,08 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (3. den). V následujícím termínu měření

došlo ke snížení stomatální vodivosti ($0,05 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$). Opakovaný nárůst hodnot bylo možné pozorovat 10. den, kdy došlo ke zvýšení stomatální vodivosti na $0,08 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Na konci pokusu byl zaznamenán pokles stomatální vodivosti o $0,01 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ve srovnání s přechozím termínem měření.

6. Diskuse

U juvenilních rostlin lociky seté (*Lactuca sativa* L.) byl během jejich ontogenetického vývoje sledován vliv paracetamolu na rychlost výměny plynů a stomatální vodivost.

6.1 Rychlost výměny plynů

6.1.1 Rychlost fotosyntézy

Z výsledných hodnot fotosyntézy je patrné, že v kontrolní variantě byl pozorován postupný průkazný nárůst hodnot způsobený ontogenetickým vývojem. Uvedené výsledky odpovídají práci Kosma a kol. (2013). Tento kolektiv autorů se zabýval růstem, výnosem a nutriční hodnotou lociky seté (*Lactuca sativa* L.) pěstované ve skleníkových podmínkách s upraveným stíněním a s ohledem na pěstební dobu. Naměřené hodnoty kontrolní varianty jsou rovněž v souladu s prací Oprüš a kol. (2019), kteří sledovali rychlost fotosyntézy u lebedy rozkladité (*Atriplex patula* L.), špenátu setého (*Spinacia oleracea* L.) a lociky seté (*Lactuca sativa* L.)

Dále z uvedených výsledků vyplývá, že při jednorázové aplikaci paracetamolu došlo k poklesu rychlosti fotosyntézy u rostlin, které byly ošetřeny koncentracemi $50 \mu\text{M}$, $500 \mu\text{M}$ a 5 mM . Naopak u rostlin, kterým bylo v zálivkové vodě dodáno $5 \mu\text{M}$ paracetamolu bylo v průběhu pokusu zaznamenáno postupné zvyšování rychlosti fotosyntézy podobně jako tomu bylo u kontrolní varianty. Tuto skutečnost potvrzuje Al-Muwayhi (2018), který uvedl, že aplikace paracetamolu na mungo (*Vigna radiata* L. Wilczek) může mít dvojitý účinek (zrychlení nebo zpomalení fotosyntézy) a to v závislosti na koncentraci xenobiotika. Tento autor prokázal, že aplikace paracetamolu v koncentraci $0,1 \text{ mg/l}$ způsobuje zvýšení rychlosti fotosyntézy a naopak použití koncentrace vyšší než 1 mg/l vede u munga ke zpomalení fotosyntézy. Zhang a kol. (2020) rovněž dokázali, že aplikace nízkých koncentrací florfenikolu ($0,001 \text{ mg/l}$, $0,01 \text{ mg/l}$, $0,1 \text{ mg/l}$) vede ke zvýšení rychlosti fotosyntézy a stimulaci růstu *Isochrysis galbana*. Nárůst rychlosti fotosyntézy po použití farmak dále konstatují například Hájková a Kummerová (2014) u okřehku menšího (*Lemna minor* L.), Shaheen a kol. (2019) u rajčete jedlého (*Solanum lycopersicum* L.), Fariduddin a kol. (2003) u brukve sítinovitě (*Brassica juncea* L. Czern.) či Hamada a Al-Hakimi (2001) u pšenice seté (*Triticum aestivum* L.).

Dle Skálové a kol. (2017) patří snížení fotosyntézy mezi jeden z projevů v případě, že jsou rostliny vystaveny xenobiotikům. Liu a kol. (2012) prokázali významné snížení fotosyntetické aktivity *Skeletonema costatum* při relativně nízké koncentraci léčiva (méně než 4 mg/l florfenikolu) po 6 hodinách expozice a rovněž prokázali inhibici indexu účinnosti fotosystému PSII při působení léčiva s vyšší koncentrací ($\geq 4,0 \text{ mg/l}$) po dobu 4 dnů. Pokles rychlosti fotosyntézy v závislosti na působení ibuprofenu ve své práci potvrdili u vrby bílé (*Salix alba* L.) Iori a kol. (2013).

Na základě výsledků této práce lze konstatovat, že chronické působení paracetamolu způsobilo výraznější pokles rychlosti fotosyntézy u všech zkoumaných variant, než tomu bylo u jednorázově ošetřených rostlin. Tato skutečnost je v souladu s prací Kummerové a kol. (2016), kde bylo prokázáno, že aplikace diklofenaku, s koncentrací 100 µg/l po dobu 10 dnů, způsobuje pokles fotosyntetické aktivity a tím i snížení některých růstových charakteristik rostlin okřehku menšího (*Lemna minor* L.). Pokles rychlosti fotosyntézy v závislosti na chronickém stresu kyselinou salicylovou ve své práci potvrdili Kholoptseva a kol. (2019) na rostlinách pšenice seté (*Triticum aestivum* L.).

6.1.2 Rychlost transpirace

Sperry (2000) uvádí, že v důsledku nepříznivých podmínek pro růst rostlin dochází k poklesu rychlosti transpirace a rovněž konstatuje, že jedním z limitujících faktorů rychlosti transpirace bývá velmi často stomatální vodivost. Larque-Saavedra (1978) rovněž konstatuje, že působení kyseliny acetylsalicylové způsobuje u fazolu obecného (*Phaseolus vulgaris* L.) pokles rychlosti transpirace z důvodu uzavírání stomat.

Rychlost transpirace jednorázově ovlivněných rostlin se pohybovala v rozpětí hodnot od 0,40 mmol H₂O.m⁻².s⁻¹ do 2,19 mmol H₂O.m⁻².s⁻¹ a jedná se o velmi podobné hodnoty jako uvedli Iori a kol. (2013) po aplikaci ibuprofenu na klony vrby bílé (*Salix alba* L.).

Snížení rychlosti transpirace z důvodu přítomnosti léčiv v půdě prokázali například Redshaw a kol. (2008). Shaheen a kol. (2019) potvrzují pokles rychlosti transpirace po aplikaci kyseliny salicylové na listy rajčete jedlého (*Solanum lycopersicum* L.) a také Kholoptseva a kol. (2019) zaznamenali pokles transpirace při pokusech s pšenicí setou (*Triticum aestivum* L.).

Pancheva a kol. (1996) prokázali, že krátkodobé ošetření (2 h) ječmene setého (*Hordeum vulgare* L. var. *alfa*) kyselinou salicylovou v koncentraci 100 µmol/l nemá žádný vliv na rychlost transpirace.

Na základě uvedených výsledků lze konstatovat, že nepřetržité působení paracetamolem způsobilo u pokusných variant výraznější pokles rychlosti transpirace než jednorázová aplikace. Průměrná rychlost transpirace chronicky ošetřovaných rostlin dosáhla hodnoty 1,09 mmol H₂O.m⁻².s⁻¹ a naměřené výsledky jsou v souladu například s prací Pancheva a kol. (1996), kteří prokázali pokles rychlosti transpirace i fotosyntézy ječmene setého (*Hordeum vulgare* L. var. *alfa*) po aplikaci kyseliny salicylové. Tento kolektiv autorů konstatuje, že k poklesu rychlosti výměny plynů došlo buď z důvodu uzavírání stomat, anebo to bylo způsobeno sníženou schopností rostlin fixovat CO₂.

6.2 Stomatální vodivost

Lze konstatovat, že chronická aplikace paracetamolu měla výraznější vliv na stomatální vodivost lociky seté (*Lactuca sativa* L.) i přes to, že mezi pokusnými celky nebyly prokázány příliš výrazné rozdíly.

Pokles stomatální vodivosti po aplikaci paracetamolu v koncentraci vyšší než 2 g/l u fazolu obecného (*Phaseolus vulgaris* L.) konstatují Tășchină a kol. (2017). A zároveň tento kolektiv autorů uvádí, že snížení stomatální vodivosti indikuje rovněž snížení rychlosti fotosyntézy. Li a kol. (2011) konstatují, že jednorázové ošetření pšenice seté (*Triticum aestivum* L.) oxytetracyklinem v koncentraci 10 µmol/l způsobuje snížení stomatální vodivosti a zároveň

vede i ke snížení rychlosti fotosyntézy a transpirace. Dle Shaheen a kol. (2019) vede pokles stomatální vodivosti rovněž ke snížení rychlosti transpirace. Tento závěr potvrzuje i Larque-Saavedra (1979), který prokázal, že již 13 minut po aplikaci kyseliny acetylsalicylové dochází k uzavírání stomat fazolu obecného (*Phaseolus vulgaris* L.)

Naopak zvýšení stomatální vodivosti po aplikaci kyseliny salicylové prokázali Fariduddin a kol. (2003) u brukve sítinovité (*Brassica juncea* L. Czern.) či Opriş a kol. (2020) po aplikaci diklofenaku na lebedu rozkladitou (*Atriplex patula* L.). Khan a kol. (2013) rovněž konstatují nárůst stomatální vodivosti po aplikaci kyseliny salicylové na listy kukuřice seté (*Zea mays* L.) či sóji luštinaté (*Glycine soja* L.).

Dvojitý účinek léčiv na stomatální vodivost prokázal Al-Muwayhi (2018) po aplikaci paracetamolu na listy munga (*Vigna radiata* L. Wilczek). Tento autor konstatuje, že aplikace paracetamolu s koncentrací 0,1 mg/l způsobuje zvýšení stomatální vodivosti a naopak použití koncentrace vyšší než 1 mg/l vede u munga k poklesu stomatální vodivosti.

Naměřené výsledky chronicky ošetřovaných rostlin jsou v souladu s prací Opriş a kol. (2013), kteří zkoumali vliv devíti antibiotik na fyziologické funkce rostlin. Opriş a kol. (2020) ve svém výzkumu rovněž prokázali snížení stomatální vodivosti lociky seté (*Lactuca sativa* L.) po opakované aplikaci diklofenaku v koncentraci 0,1 mg/l.

7. Závěr

V této bakalářské práci byl hodnocen vliv paracetamolu na rychlost výměny plynů a stomatální vodivost lociky seté (*Lactuca sativa* L.). Schéma pokusu bylo rozděleno do dvou celků. Polovina rostlin byla zavlažena paracetamolem na počátku pokusu a druhá polovina pokusných rostlin byla pod nepřetržitou zálivkou léčiva v různých koncentracích (5 $\mu\text{mol/l}$, 50 $\mu\text{mol/l}$, 500 $\mu\text{mol/l}$, 5 mmol/l paracetamolu).

- Bylo potvrzeno, že existuje negativní vliv paracetamolu na primární metabolismus rostlin.
- Aplikace paracetamolu ovlivnila všechny sledované charakteristiky s výjimkou fotosyntézy po jednorázové aplikaci 5 $\mu\text{mol/l}$ paracetamolu (varianta S1). U varianty S1 byl prokázán obdobný trend jako u kontrolní varianty a na konci pokusu byla rychlost fotosyntézy 6,61 $\mu\text{mol CO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$.
- Nebyl prokázán výrazný vliv aplikace paracetamolu na rychlost transpirace a stomatální vodivost.
- Byla potvrzena hypotéza, že koncentrace paracetamolu ovlivňuje rychlost fotosyntézy. Nejnižší naměřená hodnota fotosyntézy (4,54 $\mu\text{mol CO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) byla zaznamenána u varianty S4 (5 mmol/l paracetamolu) a rozdíl oproti rychlosti fotosyntézy kontrolní varianty činil 2,11 $\mu\text{mol CO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$.
- Naopak u rychlosti transpirace nebyla tato hypotéza potvrzena. Nejnižší hodnota byla naměřena na počátku pokusu (0,40 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) a rozdíl oproti nejvyšší rychlosti transpirace kontrolní varianty činil 1,79 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$.
- Prokázala se hypotéza, zda chronická zálivka paracetamolu ovlivňuje primární metabolismus rostlin v porovnání s jednorázovou aplikací testované látky.
- Rychlost fotosyntézy klesla po jednorázové aplikaci paracetamolu u všech variant s výjimkou varianty S1 a nejnižší rychlost fotosyntézy byla zaznamenána u varianty S4 (5 mmol/l): 4,54 $\mu\text{mol CO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$.
- Ve srovnání s chronickou aplikací paracetamolu byly na konci pokusu naměřeny nižší hodnoty rychlosti fotosyntézy po jednorázovém ošetření u varianty S3 a S4. Ale při chronické aplikaci paracetamolu došlo ke snížení rychlosti fotosyntézy u všech testovaných variant.
- Rychlost transpirace lociky seté byla výrazněji ovlivněna při chronické aplikaci testované látky, kdy průměrná rychlost transpirace ošetřených variant byla 1,09 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Rozdíl mezi nejvyšší a nejnižší hodnotou transpirace byl u obou celků stejný a činil 1,79 $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$.
- Při chronické aplikaci paracetamolu byly i u stomatální vodivosti naměřeny nižší hodnoty. Průměrná stomatální vodivost variant S1, S2, S3 a S4 činila 0,70 $\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, což je ve srovnání s hodnotami po jednorázové aplikaci o 0,04 $\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ méně.

8. Literatura

- Alkimin GD, Daniel D, Dionísio R, Soares AMVM, Barata C, Nunes B. 2019. Effects of diclofenac and salicylic acid exposure on *Lemna minor*: Is time a factor? *Environmental research*. ISSN: 1096-0953, Vol: 177.
- Al-Muwayhi MAR. 2018. Paracetamol mediated changes modifies the photosynthetic efficiency of *Vigna radiata* Legume Research-An International Journal. 41. 10.18805/LR-391.
- Atwell B, Kriedeman P, Turnbull C. 1999. *Plants in action*. The Australian Society of Plant Physiologists and The New Zealand Society for Horticultural Science.
- Baronti C, Curini R, D'Ascenzo G, DiCorcia A, Gentili A, Samperi R. 2002. Monitoring natural and synthetic estrogens at activated sludge sewage treatment plants and in a receiving river water. *Environ Sci Technol*. 34: 5059-5066.
- Bartoš J, Kopec K, Mydlil V, Peza Z, Rod J. 2000. *Pěstování a odbyt zeleniny*. Agrospoj, Praha, 323 s. ISBN 80-239-4242-5.
- Brestič M, Olšovská K. 2001. *Vodný stres rostlín: příčiny, dôsledky, perspektívy*. Nitra: SPU. 15-70 s. ISBN 80-7137-902-6.
- Briggs G, Bromilow R, Evans A. 1982. Relationships between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionized chemicals by barley. *Pesticide Science*. 13 (5), pp. 495-504.
- Brown KD, Kulis J, Thomson B, Chapman TH, Mawhinney DB. 2006. Occurrence of antibiotics in hospital, residential, and dairy effluent, municipal wastewater, and the Rio Grande in New Mexico. *Sci Total Environ*. 366: 772-783.
- Osmond CB, Austin MP, Berry JA, Billings WD, Boyer JS, Dacey JWH, Nobel P, Smith S, Winner W. 1987. *Stress Physiology and the Distribution of Plants*. *Bioscience*. 37 (1): 38-48.
- Redshaw CH, Cooke MP, Talbot HM, McGrath S, Rowland SJ. 2008. Low biodegradability of fluoxetine HCl, diazepam and their human metabolites in sewage sludge-amended soil. *J. Soils Sediments*, 8, pp. 217-230.
- Caban M, Lis E, Kumirska J, Stepnowski P. 2015. Determination of pharmaceutical residues in drinking water in Poland using a new SPE-GC-MS(SIM) method based on Speedisk extraction dosks and DIMETRIS derivatization. *Science of The Total Environment*. 538. 402-411.

Calderón-Preciado D, Renault Q, Matamoros V, Cañameras N, Bayona JM. 2012. Uptake of Organic Emergent Contaminants in Spath and Lettuce: An In Vitro Experiment. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 2012 60 (8), 2000-2007. DOI: 10.1021/jf2046224.

Calderón-Preciado D, Jimenez-Cartagena C, Matamoros V, Bayona JM. 2011. Screening of 47 organic microcontaminants in agricultural irrigation waters and their soil loading. *Water Res* 45: 221-231.

Carvalho P N, Basto MCP, Almeida CMR, Brix H. 2014. A review of plantpharmaceutical interactions: from uptake and effects in crop plants to phytoremediation in constructed wetlands. *Environ Sci Pollut R*. 21: 11729-11763.

Carvalho PN, Basto MCP, Almeida CMR, Brix H. 2014. A review of plantpharmaceutical interactions: from uptake and effects in crop plants to phytoremediation in constructed wetlands. *Environ Sci Pollut R*. 21: 11729-11763.

Clarke BO, Smith SR. 2011. Review of 'emerging' organic conatminants in biosolids and assessment of international research priorities for the agricultural use of biosolids. *Environ Int*, 37 (1), 226–247. ISSN: 0160-4120.

Cummings B, Needoba JA, Peterson TD. 2018. Effect of metformin exposure on growth and photosynthetic performance in the unicellular freshwater chlorophyte, *Chlorella vulgaris*. *PLOS ONE*. 13. e0207041. 10.1371/journal.pone.0207041.

Davies NM, Anderson KE. 1997. Clinical pharmacokinetics of diclofenac. *Clin Pharmacokinet* 33: 184–213.

Dreher C, Callis J. 2007. Ubiquitin, hormones and biotic stress in plants. *Annals of Botany*. 99 (5). 787-822.

Fariduddin Q, Hayat S, Ahmad A. 2003. Salicylic Acid Influences Net Photosynthetic Rate, Carboxylation Efficiency, Nitrate Reductase Activity, and Seed Yield in *Brassica juncea*. *Photosynthetica*, 41(2), 281-284. doi: 10.1023/B:PHOT.0000011962.05991.6c.

Garcia-Rodríguez A, Matamoros V, Fontàs C, Salvadó V. 2014. The ability of biologically based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants-A review. *Environ Sci Pollut R*. 21:11708–11728.

Gaspar T, Franck T, Bisbis B, Kevers C, Jouve L, Hausman JF, Dommes J. 2002. Concepts in plant stress physiology. Application to plant tissue cultures. *Plant Growth Regulation*. 37(3): 263–285.

Gorovits R, Sobol I, Akama K, Chefetz B, Czosnek H. 2020. Pharmaceuticals in treated wastewater induce a stress response in tomato plants *Scientific Reports*. 10. DOI:10.1038/s41598-020-58776-z.

Grassi M, Rizzo L, Farina A. 2013. Endocrine disruptors compounds, pharmaceuticals and personal care products in urban wastewater: implications for agricultural reuse and their removal by adsorption process. *Environ Sci Pollut R*. 20(6): 3616–3628.

Greiner P, Rönnefahrt I. 2003. Management of Environmental Risks in the Life Cycle of Pharmaceuticals. European Conference on Human and Veterinary Pharmaceuticals in the Environment. Lyon Pharm. 14–16.

Hájková M, Kummerová M, Zezulka Š, Babula P, Váczi P. 2019. Diclofenac as an environmental threat: Impact on the photosynthetic processes of *Lemna minor* chloroplasts. *Chemosphere*, ISSN: 1879-1298, Vol: 224, Page: 892-899.

Hájková M, Kummerová M. 2014. Growth response of *Lemna minor* L. to paracetamol. Mendelnet.

Hamada AM, Al-Hakimi AN. 2001. Salicylic acid versus salinity-drought-induced stress on wheat seedlings. *Rostlinna Vyroba*. 47. 444-450.

Hashim NH, Shafie S, Khan SJ. 2010. Enantiomeric fiction as an indicator of pharmaceutical biotransformation during wastewater treatment and in the environment – a review. *Environ Technol* 31: 1349-1370.

Yujie H, Langenhoff AAM, Sutton NB, Rijnaarts H, Blokland MH, Chen F, Huber C, Schröder P. 2017. Metabolism of Ibuprofen by *Phragmites australis* : Uptake and Phytodegradation. *Environmental science & technology*. 51.10.1021/acs.est.7b00458.

Herberer T, Stan HJ. 1997. Determination of clofibric acid and N-(phenylsulfonyl) sarcosine in sewage, river and drinking water. *Int J Environ An Ch*. 67: 113-124.

Herberer T, Schmidt-Baumler K, Stan HJ. 1998. Occurrence and distribution of organic contaminants in the aquatic system in Berlin. *Acta Hydroch Hydrob*. 26: 272-278.

Hnilička F, Hniličková H. 2016. Obecná koncepce stresu. s. 2–27. *Rostliny v podmínkách stresu – abiotické stresory*. Česká zemědělská univerzita v Praze. ISBN: 978-80-213-2680-4.

Holá D, Benešová M, Honnerová J, Hnilička F, Rothová O, Kočová M, Hniličková H. 2010. The evaluation of photosynthetic parameters in maize inbred lines subjected to water deficiency: Can these parameters be used for the prediction of performance of hybrid progeny? *Photosynthetica*, 48(4), 545-558. doi: 10.1007/s11099-010-0072-x.

Huber C, Bartha B, Schröder P. 2012. Metabolism of diclofenac in plants – Hydroxylation is followed by glucose conjugation. *J Hazard Mater* 243: 250–256.

Christen V, Hickmann S, Rechenberg B, Fent K. 2010. Highly active human pharmaceuticals in aquatic systems: A concept for their identification based on their mode of action. *Aquat. Toxicol.*, 96(3), 167-181.

Christou A, Antoniou C, Christodoulou C, Hapeshi E, Stavrou I, Michael C, FattaKassinou D, Fotopoulos V. 2016. Stress-related phenomena and detoxification mechanisms induced by common pharmaceuticals in alfalfa (*Medicago sativa* L.) plants. *Sci Total Environ* 557: 652–664.

Iori V, Zacchini M, Pietrini F. 2013. Growth, physiological response and phytoremoval capability of two willow clones exposed to ibuprofen under hydroponic culture. *Journal of Hazardous Materials*. 262. 796-804.

Jursík M, Crha J, Šuk J. 2015. Regulace plevelů v porostech salátů – 1. díl. *Zahradnictví*, 14. (8).

Kaplan Z, Danihelka J, Chrtek J. jun, Kirschner J, Kubát K, Štech M, Štěpánek J (eds). 2019. Klíč ke květeně České republiky. Ed. 2. – 1168 p., Academia, Praha.1.

Karnjanapiboonwong A, Suski JG, Shah AA, Cai Q, Morse AN, Anderson TA. 2011. Occurrence of PPCPs at a Wastewater Treatment Plant and in Soil and Groundwater at a Land Application Site. *Water Air Soil Poll.* 216: 257-273.

Kebza V. 2005. Psychosociální determinanty zdraví. Academia. Praha.

Khan W, Prithviraj B, Smith LD. 2003. Photosynthetic responses of corn and soybean to foliar application of salicylates. *J. Plant Physiol.* 160, 485–492.

Kholoptseva ES, Ignatenko AA, Repkina NS, Talanova VV. 2019. Characteristics of wheat plant responses to short-term and prolonged exposure to salicylic acid under optimal and low temperature. *Proceedings of the Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences*. 19. 10.17076/eb1054.

Kong W, Liang Y, Zhang J, Smith F, Yang A. 2007. Uptake of oxytetracycline and its phytotoxicity to alfalfa (*Medicago sativa* L.). *Environ. Pollut.* 147, 187–193.

Konvalina P, Moudrý J, Moudrý J, Kalinová J. 2007. *Zahradnictví : pěstování polní zeleniny v ekologickém zemědělství*. Jihočeská univerzita. Zemědělská fakulta. České Budějovice. 58 s. ISBN 978-80-7394-032-4.

Kopec K. 1998. *Tabulky nutričních hodnot ovoce a zeleniny*. ÚZPI. Praha.

- Kosma C, Triantafyllidis V, Pappasavvas A, Salachas G, Patakas A. 2013. Yield and nutritional quality of greenhouse lettuce as affected by shading and cultivation season. *Emirates Journal of Food and Agriculture*. Volume 25. 947-979.
- Kučera J, Baumachová D, Horký J, Indrák P, Janýška A, Jarošová J, Kopřiva I, Pokorná M, Polách J, Rod J. 1988. Výrobní systémy zeleniny – hlávkový salát. VHI Sempra. Olomouc. 155 s.
- Kůdela V. 2013. Abiotikózy rostlin: poruchy, poškození a poranění. Academia, Praha. ISBN: 978-80-200-2262-2.
- Kümmerer K. 2009. The presence of pharmaceuticals in environment due to human use - present knowledge and future challenges. *J Environ Manage*. 90:2354-2366.
- Kümmerer K. 2010. Pharmaceuticals in the Environment Annual Review of Environment and Resources, Vol 35 (Annual Review of Environment and Resources). Annual Reviews, Palo Alto, pp. 57-75.
- Kümmerer K. 2004. Pharmaceuticals in the Environment, Sources, Fate, Effects and Risks. Springer, Berlin.
- Kummerová M, Zezulka Š, Babula P, Tříška J. 2016. Possible ecological risk of two pharmaceuticals diclofenac and paracetamol demonstrated on a model plant *Lemna minor*. *Journal of hazardous materials*, ISSN: 1873-3336, Vol: 302, Page: 351-361.
- Larcher W. 1995. Physiological Plant Ecology. Ecophysiology and Stress Physiology of Functional Groups. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- Larcher W. 1987, Stress bei Pflanzen. *Naturwissenschaften* 74, 158–167.
- Larque-Saavedra A. 1978. The anti-transpirant effect of acetylsalicylic acid on *Phaseolus vulgaris* L. *Physiol. Plant*. 43, 126–128.
- Larque-Saavedra A. 1979. Stomatal closure in response to acetylsalicylic acid treatment. *Z. Pflanzenphysiol*. 93 (4), 371–375.
- Larsson JDG, de Pedro C, Paxeus N. 2007. Effluent from drug manufactures contains extremely high levels of pharmaceuticals. *J Hazard Mater*. 148: 751-755.
- Laurent F, Canlet C, Debrauwer L, Pascal-Lorber S. 2007. Metabolic fate of [C-14]-2,4-dichlorophenol in tobacco cell suspension cultures. *Environmental Toxicology And Chemistry*, 26(11), 2299-2307.

Li D, Yang M, Hu J, Ren L, Zhang Y, Chang H, Li K. 2008. Determination and fate of oxytetracycline and related compounds in oxytetracycline production wastewater and the receiving river. *Environ Toxicol Chem.* 27: 80-86.

Li D, Yang M, Hu J, Zhang Y, Chang H, Jin F. 2008. Determination of penicillin G and its degradation products in a penicillin production wastewater treatment plant and the receiving river. *Water Res.* 42: 307-317.

Li HS, Zhou SQ, Sun YB, Feng P, Li JD. 2009. Advanced treatment of landfill leachate by new combination proces in a full-scale plant. *J. Hazard. Matter.*, 172 (1), 408–415. ISSN: 0304-3894.

Li WC. 2014. Occurrence, source, and fate of pharmaceuticals in aquatic environment and soil. *Environ. Pollut.*, 187, 193–201. ISSN: 0263-7491.

Zhaojun L, Xiao-yu X, Shu-qing Z, Yongchao L. 2011. Negative Effects of Oxytetracycline on Wheat (*Triticum aestivum* L.) Growth, Root Activity, Photosynthesis, and Chlorophyll Contents. *Journal of Integrative Agriculture*, 10(10): 1545-1553.

Lichtenthaler HK. 1998. The Stress Concept in Plants: An Introduction, *Annals of the New York Academy of Sciences.* 851: 187–198.

Mackay D, Hughes DM, Romano ML, Bonnell M. 2014. The role of persistence in chemical evaluations. *Integr Environ Assess Manag*, 10: 588-594.

Malchi T, Maor Y, Tadmor G, Shenker M, Chefetz B. 2014. Irrigation of root vegetables with treated wastewater: Evaluating uptake of pharmaceuticals and the associated human health risks. *Environ Sci Technol* 48: 9325–9333.

Malý I. 1998. *Polní zelinářství*. Praha: Agrospoj, 196 s. ISBN 80-239-4232-8.

Matamoros V, Duhec A, Albaigés J, Bayona JM. 2009. Photodegradation of carbamazepine, ibuprofen, ketoprofen, and 17 α -ethinylestradiol (EE2) in fresh and seawater. *Water Air Soil Poll.* 196(1–4): 161–168.

Míchal I. 1994. *Ekologická stabilita*. Veronica. Brno. 276 s. ISBN: 8085368226.

Mrozik W, Stefańska J. 2014. Adsorption and biodegradation of antidiabetic pharmaceuticals in soils. *Chemosphere*, ISSN: 1879-1298, Vol: 95, Page: 281-8.

Nilsen ET, Orcutt DM. 1996. *Physiology of plants under stress. Abiotic factors*. John Wiley and Sons. New York.

Opriş O, Ciorîță A, Soran ML, Lung I, Copolovici L., Copolovici MD. 2019. Evaluation of the photosynthetic parameters, emission of volatile organic compounds and ultrastructure of common green leafy vegetables after exposure to non-steroidal anti-inflammatory drugs (NSAIDs). *Ecotoxicology*. 28. 10.1007/s10646-019-02059-5.

Opriş O, Copaciu F, Soran ML, Dumitru, Niinemets Ü, Copolovici L. 2012. Influence of nine antibiotics on key secondary metabolites and physiological characteristics in *Triticum aestivum*: Leaf volatiles as a promising new tool to assess toxicity. *Ecotoxicology and environmental safety*. 87. 10.1016/j.ecoenv.2012.09.019.

Opriş O, Lung I, Soran ML, Copolovici L, Copolovici MD, Costa MC. 2020. Impact Assessment of Acetaminophen (paracetamol) on *Phaseolus vulgaris* L. and *Triticum aestivum* L. *Plants. Revista de Chimie -Bucharest- Original Edition-*. 71. 549-557. 10.37358/RC.20.3.8030.

Oulton RL, Kohn T, Cwiertny DM. 2010. Pharmaceuticals and personal care products in effluent matrices: A survey of transformation and removal during wastewater treatment and implications for wastewater management. *J Environ Monit* 12: 15-26.

Pancheva TV, Popova LP, Uzunova AN. 1996. Effects of salicylic acid on growth and photosynthesis in barley plants. *Journal of plant physiology*, 149(1-2), 57-63.

Papageorgiou M, Kosma C, Lambropoulou D. 2016. Seasonal occurrence, removal, mass loading and environmental risk assessment of 55 pharmaceuticals and personal care products in a municipal wastewater treatment plant in Central Greece. *Sci. Total. Environ.*, 543 (Part A), 547–569. ISSN: 0048-9697.

Pekárková E. 2002. *Pěstujeme salát, špenát a další listové zeleniny*. Grada Publishing. Praha. 96 s. ISBN 80-247-0283-5.

Pena A, Paulo M, Silva LJG, Seifrtová M, Lino CM, Solich P. 2010. Tetracycline antibiotics in hospital and municipal wastewater: a pilot study in Portugal. *Anal Bioanal Chem*, 396 (8), 2929–2936. ISSN: 1618-2650.

Petříková K, Hlušek J, Jánský J, Koudela M, Lošák T, Malý I, Pokluda R, Poláčková J, Rod J, Ryant P, Škarpa P. 2012. *Zelenina pěstování, výživa, ochrana a ekonomika*. Profi Press. Praha. 191 s. ISBN: 978-80- 86726-50-2.

Petříková K, Malý I, Pokluda R, Pacík V. 2004. *Integrované pěstování listové zeleniny. Ústav zemědělských a potravinářských informací*. Praha. 42 s. ISBN 80-7271-154-7.

Petříková K. 2006. *Zelenina : pěstování, ekonomika, prodej*, 1. vyd. Praha: Profi Press. 240 s. ISBN 80-86726-20-7.

Petsas AS, Vagi MC. 2017. Effects on the Photosynthetic Activity of Algae after Exposure to Various Organic and Inorganic Pollutants: Review. 10.5772/67991.

Pino MR, Muñiz S, Val J, Navarro E. 2016. Phytotoxicity of 15 common pharmaceuticals on the germination of *Lactuca sativa* and photosynthesis of *Chlamydomonas reinhardtii*. *Environ Sci Pollut Res Int.*;23(22):22530–22541. doi:10.1007/s11356-016-7446-y.

Piterková J, Tománková K, Luhová L, Petřivalský M, Peč P. 2005. Oxidativní stres: Lokalizace aktivních forem kyslíku a jejich degradace v rostlinném organismu. *Chemické listy*. 99(7): 455-466.

Procházka S. 1998. *Fyziologie rostlin*, Academia Praha, Vyd. 1., 484 s.

Ratola N, Cincinelli A, Alvesc A, Katsoyiannisa A. 2012. Occurrence of organic microcontaminants in the wastewater treatment process. A mini review. *J Hazard Mater*. 239-240, 1-18.

Reddy KJ, Rao KVM, Raghavendra AS. 2006. *Physiology and molecular biology of stress tolerance in plants*. Springer, ISBN: 1-4020-4224-8.

Sacher F, Lange FT, Brauch HJ, Blankenhorn I. 2001. Pharmaceuticals in groundwater—analytical methods and results of a monitoring program in Baden-Württemberg, Germany. *J. Chromatogr. A* 938: 199-210.

Sanchez J, Stumpf PK. 1984. The effect of hypolipidemic drugs on plant lipid metabolism. *Archives of biochemistry and biophysics*, ISSN: 0003-9861, Vol: 234, Issue: 1, Page: 45-54.

Santos L, Araujo AN, Fachini A, Pena A, Delerue-Matos C, Montenegro M. 2010. Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in the aquatic environment. *J. Hazard Mater* 175: 45-95.

Shaheen, Ayyub, Hussain, Manan, Mustafa, Sarwar, Ahsan, Sarwar, Imran. (2019). Salicylic acid improved the heat tolerance by enhancing growth, gas exchange attributes and chlorophyll contents of tomato. *Acta Horticulturae*. 10.17660/ActaHortic.2019.1257.23.

Shao HB, Guo QJ, Chu LY, Zhao XN, Su ZL, Hu YC, Cheng JF. 2007. Understanding molecular mechanism of higher plant plasticity under abiotic stress. *Colloids and surfaces biointerfaces*. 54 (1): 37-45.

Shenker M, Harush D, Ben-Ari J, Chefetz B. 2011. Uptake of carbamazepine by cucumber plants - A case study related to irrigation with reclaimed wastewater. *Chemosphere*, 82, 905–910.

Schulze E, Beck E, Müller–Hohenstein K. 2005. *Plant Ecology*. Springer. Berlin, Heidelberg.

Sidlova P, Podlipna R, Vanek T. 2010. Cytotoxic Pharmaceuticals in the Environment. *Chem Listy* 105: 8-14.

Skálová L, Boušová, I. 2011. *Metabolismus léčiv a jiných xenobiotik*, Praha: Karolinum. ISBN 978-80-246-1917-0.

Slavík B, Štěpánková J. (eds.) 2004. *Květena České republiky. 7*. Academia, Praha.

Stülten D, Lamshöft M, Zühlke S, Spiteller M. 2008. Isolation and characterization of a new human urinary metabolite of diclofenac applying LC-NMR-MS and high-resolution mass analyses. *J Pharm Biomed Anal*; 47: 371–376.

Stülten D, Zuhlke S, Lamshoft M, Spiteller M. 2008. Occurrence of diclofenac and selected metabolites in sewage effluents. *Sci Total Environ*, 405: 310–316.

Thompson K, Grime JP. 1979. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *The Journal of Ecology*, Vol. 67, No. 3, pp. 893-921.

Tong L, Li P, Wang Y, Zhu K. 2009. Analysis of veterinary antiotic residues in swine wastewater and environmental water samples using SPE-LC/MS/MS. *Chemosphere*, 74 (8), 1090–1097. ISSN: 0045-6535.

Trapp S. 2000. Modelling uptake into roots and subsequent translocation of neutral and ionisable organic compounds. *Pest. Manag. Sci*, 56, 767–778.

Váňa M, Wanner F, Fuksa JK, Matoušová L. 2010. Možnosti odstraňování vybraných specifických polutantů v ČOV. *VTEI, příloha Vodní hospodářství*, roč. 52, č. 2.

Vaněk V, Balík J, Černý J, Pavlík M, Pavlíková D, Tlustoš P, Valtera J. 2012. *Výživa zahradních rostlin. 1. vydání*. Praha, Academia 2012. 568 s. ISBN 978-80-200-2147-2.

Verlicchi P, Al Aukidy M, Zambello E. 2012. Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: Removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment - A review. *Sci. Total Environ*. 429: 123–155.

Wang WX, Vincocur B, Shoseyov O, Altman A. 2001. Biotechnology of plant osmotic stress tolerance: physiological and molecular considerations. *Acta Horticulturae* 560:285-292.

Liu W, Ming Y, Huang Z, Li P. 2012. Impacts of florfenicol on marine diatom *Skeletonema costatum* through photosynthesis inhibition and oxidative damages, *Plant Physiology and Biochemistry*, Volume 60, Pages 165-170, ISSN 0981-9428.

Xu J, Chen W, Wu L, Green R, Chang AC. 2009. Leachability of some emerging contaminants in reclaimed municipal wastewater-irrigated turf grass fields. *Environ Toxicol Chem.* 28(9): 1842-1850.

Ying GG, Kookana RS. 2005. Sorption and degradation of estrogen-like-endocrine disrupting chemicals in soil. *Environ Toxicol Chem.* 24(10): 2640–2645.

Zhang Y, Zhang X, Guo R, Zhang Q, Cao X, Suranjana M, Liu M. 2020. Effects of florfenicol on growth, photosynthesis and antioxidant system of the non-target organism *Isochrysis galbana*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, Volume 233, 108764, ISSN 1532-0456.

Zežulka Š, Kummerová M, Babula P, Hájková M, Oravec M. 2019. Sensitivity of physiological and biochemical endpoints in early ontogenetic stages of crops under diclofenac and paracetamol treatments. *Environ Sci Pollut Res* 26: 3965–3979.

Zhang Y, Geissen SU, Gal C. 2008. Carbamazepine and diclofenac: removal in wastewater treatment plants and occurrence in water bodls. *Chemosphere*, 73: 1151–1161.

Ziylan A, Ince NH. 2011. The occurrence and fate of anti-inflammatory and analgesic pharmaceuticals in sewage and fresh water: treatability by conventional and non conventional processes. *J Hazard Mater.* 187:24-37.

Zuccato E, Castiglioni S, Bagnati R, Chiabrando C, Grassi P, Fanelli R. 2008. Illicit drugs, a novel group of environmental contaminants. *Water Res.* 42. 961.

Agrární komora České republiky. 2019. Zpráva o trhu zeleniny. Státní zemědělský intervenční fond, Praha. Available from http://www.akcr.cz/data_ak/19/k/OZ/Zelenina1922.pdf (accessed November 2019).

Český statistický úřad. 2018. Statistická ročenka České republiky – 2018. ČSÚ, Praha. Available from <https://www.czso.cz/csu/czso/13-zemedelstvi-rp3zwoogx> (accessed January 2020)-

Český statistický úřad. 2019. Spotřeba potravin – 2018. ČSÚ, Praha. Available from <https://www.czso.cz/csu/czso/spotreba-potravin-2018> (accessed March 2020).

EkoTechnika. 2018. Bilance CO₂. EkoTechnika, Karlík u Prahy. Available from <https://ekotechnika.cz/kategorie/vyrobky/bilance-co2> (accessed March 2020).

Fakultní nemocnice Královské Vinohrady. 2015. Karbamazepin. FNKV, Praha. Available from https://www.fnkv.cz/lab/lp_uld/HVEZDADAJL.htm (accessed January 2020).

FAO. 2015. FAOSTAT: Lettuce and chicory. FAO, Rome. Available from <http://www.fao.org/faostat/en/#search/lettuce> (accessed March 2020).

Hayley Boriss, Henrich Brunke. 2005. Commodity Profile: Lettuce. Agricultural Issues Center, University of California. Available from <https://aic.ucdavis.edu/profiles/lettuce-2005.pdf> (accessed January 2020).

Ministerstvo zemědělství. 2017. Situační a výhledová zpráva. Ministerstvo zemědělství, Praha. Available from http://eagri.cz/public/web/file/573083/SVZ_Zelenina_12_2017.pdf (accessed March 2020).

Ministerstvo zemědělství. 2019. Situační a výhledová zpráva. Ministerstvo zemědělství, Praha. Available from http://eagri.cz/public/web/file/644345/SVZ_Zelenina_12_2019.pdf (accessed March 2020).

OECD. 2011. Health at a Glance. OECD, Paříž. Available from https://www.oecd-ilibrary.org/social-issues-migration-health/health-at-a-glance-2011_health_glance-2011-en (accessed January 2020).

SEMO 2015. Salát hlávkový Král Máje 1. SEMO, Smržice. Available from <https://www.semo.cz/eshop/salat-hlavkovy-kral-maje-1-3805/> (accessed March 2020).

Státní ústav pro kontrolu léčiv. 2012. Převzetí nepoužitelných léčiv k likvidaci. SÚKL, Praha. Available from <http://www.sukl.cz/lekarny/prevzeti-nepouzitelnych-leciv-k-likvidaci> (accessed January 2020).

Státní ústav pro kontrolu léčiv. 2014. Výsledky průzkumu SÚKL: Bez využití zůstaly léky za více než 1,2 miliardy korun. SÚKL, Praha. Available from <http://www.sukl.cz/sukl/vysledky-pruzkumu-sukl-bez-vyuziti-zustaly-leky-za-vice-nez> (accessed January 2020).

Státní ústav pro kontrolu léčiv. 2019. Informace o dodávkách léčiv lékárnám, jiným zdravotnickým zařízením a prodejcům vyhrazených léčiv. SÚKL, Praha. Available from <http://www.sukl.cz/informace-o-dodavkach-leciv-lekarnam-jinym-zdravotnickym-3> (accessed January 2020).

Státní zdravotní ústav. 2012. Výskyt a zdravotní rizika zbytků humánních léčiv v pitných vodách. SZÚ, Praha. Available from <http://www.szu.cz/centrum-hygieny-zivotniho-prostredi/vyskyt-a-zdravotni-rizika-zbytku-humannich-leciv-v-pitnych> (accessed January 2020).

Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský. 2008. Norma FFV-22. ÚKZUZ, Brno. Available from http://eagri.cz/public/web/file/36892/Salat_Endivie.pdf (accessed March 2020).

Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský. 2009-2020. eAGRI: Registr přípravků na ochranu rostlin. ÚKZUZ, Brno.

Available from <http://eagri.cz/public/app/eagriapp/POR/Vyhledavani.aspx> (accessed February 2020).

Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský. 2018. Etiketa přípravku. ÚKZUZ, Brno.

Available from http://eagri.cz/public/app/rhpub/etikety/etiketa_18846.pdf?id=18846 (accessed March 2020).

Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský. 2018. Seznam odrůd. ÚKZUZ, Brno.

Available from http://eagri.cz/public/web/file/625876/_32018_02.pdf (accessed March 2020).

WHO Collaborating Centre for Drug Statistics Methodology. 2019. ATC/DDD Index.

WHOCC, Oslo. Available from https://www.whocc.no/atc_ddd_index/?code=N02BE01 (accessed January 2020).