

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**

**Katedra agronvIRONMENTÁLNÍ chemie a výživy rostlin**



**Fakulta agrobiologie,  
potravinových a přírodních zdrojů**

**Přestup residuí přípravků osobní potřeby do rostlin**

**Bakalářská práce**

**Nikola Holá**

**Kvalita potravin a zpracování zemědělských produktů**

**Vedoucí práce: Ing. Filip Mercl, Ph.D.**

**© 2023 ČZU v Praze**

## **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Přestup residuí přípravků osobní potřeby do rostlin" 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 neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 21.4.2023

---

## **Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Filipu Merclovi, Ph.D. za odbornou pomoc při zpracování této bakalářské práce a cenné rady, které mi pomohly tuto práci zkompletovat.

# Přestup residuí přípravků osobní potřeby do rostlin

## Souhrn

Tato bakalářská práce se zabývá nebezpečnými látkami, které se mohou vyskytovat v produktech osobní péče, jež běžně používáme. Především se jedná o sloučeniny jako jsou parabeny, UV filtry, triclosan, triclocarban, climbazol, syntetické parfémy a formaldehyd. V úvodní části jsou popsány vlastnosti těchto látek a jejich výskyt v životním prostředí. Produkty osobní péče obsahující tyto látky byly zkoumány a hodnoceny jako zdroje nově se objevujících kontaminantů životního prostředí. V teoretické části této práce bylo popsáno, jakým způsobem se tato residua produktů osobní péče dostávají do životního prostředí při nedokonalém čištění odpadních vod (ČOV) a kalů. Koncentrace znečišťujících látek a zdravotní rizika s nimi spojená závisí na úrovni technologie čištění. Důležité je zamezit toxickým látkám vstup do odpadních vod. Produkci kalů nelze zabránit, pouze výběrem vhodné technologie zmenšit jejich produkované množství. Požadavky na zpracování kalů rostou a budou komplexnější v důsledku rostoucích standardů pro životní prostředí, a proto zde byly popsány možnosti eliminace kontaminantů. Dále bylo popsáno, jakým způsobem tato residua mohou působit na životní prostředí a na lidské zdraví. Za pomoci odborné literatury zde byla nastíněna problematika těchto residuí a akumulace v rostlinách.

V praktické části byl zkoumán vliv kompostování na odstranění vybraných polutantů z čistírenského kalu a také vliv aplikace kompostovaného kalu na výnos biomasy kukuřice a celkové množství jednotlivých polutantů nalezených v biomase kukuřice. Pokus byl založen jako nádobový experiment, kam byl aplikován čistírenský kal, který byl před aplikací kompostován a následně aplikován do nádob. Byly použity dva typy půdy: kyselá půda a neutrální půda. Během posuzování pokusu byl zhodnocen přesunu polutantů z kontaminované půdy do rostlin a jaký celkový obsah bude zjištěn v biomase kukuřice. Zjištěné výsledky byly poté porovnávány s odbornou literaturou, která se podobnými problémy zabývá. Možná rizika přesunu polutantů z půdy do rostlin byla uvedena ve výsledcích a zhodnocena v závěru.

Látky, přidávané do produktů osobní péče, jsou často lipofilní a perzistentní. Tyto látky byly nalezeny v různých složkách životního prostředí, včetně vody, půdy, sedimentů, rostlin a dokonce i lidských tkání. Vědecké studie potvrzují, že tyto látky mohou mít negativní vliv na lidské zdraví, zejména na hormonální systém. Z provedeného pokusu vyplývá, že pH půdy a chemické vlastnosti látek hrají klíčovou roli v dostupnosti polutantů v půdě a jejich akumulaci v rostlinách. Je třeba zdůraznit, že vyšší výnos rostlin může vést k většímu celkovému obsahu polutantů v biomase. Konkrétně, naměřené koncentrace polutantů byly vyšší v neutrální půdě, ale celkový obsah polutantů v biomase byl vyšší u kukuřice pěstované v kyselé půdě. Na základě pokusu bylo zjištěno, že výsledné hodnoty odpovídají hodnotám zjištěných v předešlých pokusech publikované v odborné literatuře.

**Klíčová slova:** residua, rostliny, životní prostředí, půda, kosmetika, kukuřice

# Transfer of residues from personal care products to plants

## Summary

This bachelor's thesis dealt with dangerous substances that may be found in the personal care products we use regularly. First and foremost, it concerns compounds such as parabens, UV filters, triclosan, triclocarban, climbazole, synthetic perfumes and formaldehyde. The introductory part of the thesis described the features of these substances and the occurrence in the environment. Personal care products containing these substances have been studied and evaluated as newfound emerging environmental contaminants. In the theoretical part of this thesis, it was described how these residues from personal care products enter the environment during incomplete wastewater treatment (WWTP) and sludge disposal. It described how residues of personal care products enter the environment through imperfect waste water treatment (WWTP) and sludge treatment. The concentration of pollutants and the health risks associated with them depend on the level of cleaning technology. It is important to avoid toxic substances entering wastewater. Sludge production cannot be prevented, only by selecting the appropriate technology to reduce the quantity produced. Sludge treatment requirements are increasing and will be more complex as a result of increasing environmental standards, which is why the possibilities of eliminating contaminants have been described here. It went on to describe how they can affect the environment and human health. Using expert literature, the issue of these residues and accumulation in plants was outlined here.

The practical part investigated the effect of composting on the removal of selected pollutants from wastewater treatment sludge and the impact of the application of composted sludge on maize biomass yield and the total amount of individual pollutants found in maize biomass. The study is conceived as a vessel experiment with three factors: concentration of pollutants, soil type and plant species. The experiment was set up as a container experiment where sewage sludge was applied and composted prior to application and then applied into containers. Two types of soil were used: acidic soil and neutral soil. During the assessment of the experiment, the transfer of the pollutant from the contaminated instinct to the plants was assessed and what the total content would be found in the biomass of maize. The results found were then compared with the peer-reviewed literature, which deals with similar problems. The potential risks of moving pollutants from soil to plants were identified in the results and assessed at the end.

Substances added to personal care products are often lipophilic and persistent. These substances have been found in various environmental compartments, including water, soil, sediment, plants and even human tissue. Scientific studies confirm that these substances can have negative effects on human health, particularly on the hormonal system. Experimental evidence suggests that soil pH and chemical properties play a key role in the availability of pollutants in soil and their accumulation in plants. It should be stressed that higher plant yields can lead to higher total pollutant content in biomass. Specifically, measured pollutant concentrations were higher in neutral soil, but total pollutant content in biomass was higher in maize grown in acidic soil. Based on the experiment, the resulting values were found to be consistent with those found in previous experiments published in the literature.

**Keywords:** residues, plants, environment, soil, cosmetics, corn

# Obsah

<b>1</b>	<b>ÚVOD</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>CÍL PRÁCE A HYPOTÉZY</b>	<b>2</b>
2.1	CÍL	2
2.2	HYPOTÉZA	2
<b>3</b>	<b>LITERÁRNÍ REŠERŠE</b>	<b>3</b>
3.1	KONZERVAČNÍ LÁTKY	3
3.1.1	<i>Parabeny</i>	3
3.1.1.1	Kontaminace životního prostředí parabeny	4
3.1.1.2	Vliv parabenů na zdraví člověka	5
3.1.2	<i>Formaldehyd</i>	8
3.2	ANTIMIKROBIÁLNÍ LÁTKY	9
3.2.1	<i>Triclosan</i>	9
3.2.1.1	Kontaminace životního prostředí triclosanem	9
3.2.1.2	Vliv triclosanu na zdraví člověka	12
3.2.2	<i>Triclocarban</i>	12
3.2.2.1	Kontaminace životního prostředí triclocarbanem	13
3.2.2.2	Vliv triclocarbanu na zdraví člověka	13
3.2.3	<i>Climbazol</i>	14
3.2.3.1	Kontaminace životního prostředí climbazolem	15
3.2.3.2	Příjem a akumulace climbazolu v rostlinách	15
3.2.3.3	Toxicita climbazolu	15
3.3	UV FILTRY	16
3.3.1	<i>Oxybenzon</i>	17
3.3.2	<i>Octocrylen</i>	17
3.4	SYNTETICKÉ PARFEMOVANÉ LÁTKY	18
3.4.1	<i>Galaxolid</i>	19
3.5	VSTUP A CHOVÁNÍ PCP V PŮDNÍM PROSTŘEDÍ	19
3.5.1	<i>Zdroje kontaminace půdy</i>	19
3.5.2	<i>Chemismus PCP v půdním prostředí</i>	20
3.6	SCHOPNOST ROSTLIN AKUMULOVAT PCP	21
3.6.1	<i>Faktory ovlivňující dostupnost PCP rostlinám</i>	21
3.6.2	<i>Mechanismy příjmu PCP a akumulace v rostlinách</i>	22
3.7	MOŽNOSTI ELIMINACE RESIDUÍ PRODUKTŮ OSOBNÍ PÉČE	24
3.7.1	<i>Fyzikální ošetření</i>	24
3.7.1.1	Membránová technologie	24
3.7.1.2	Adsorpční procesy	24
3.7.2	<i>Biologická ošetření</i>	24
3.7.2.1	Procesy konvenčního zpracování	25
3.7.2.2	Procesy nekonvenčního zpracování	25
3.7.3	<i>Chemické ošetření</i>	26
3.7.3.1	Konvenční oxidační procesy	26
3.7.3.2	Procesy pokročilé oxidace (AOP)	26
<b>4</b>	<b>METODIKA</b>	<b>27</b>
4.1	KOMPOSTOVÁNÍ ČISTÍRENSKÉHO KALU	27
4.2	NÁDOBOVÝ POKUS	27
4.3	STANOVENÍ POLUTANTŮ V KALU, KOMPOSTU A BIOMASE KUKUŘICE	28
4.3.1	<i>Extrakce PCP z kalu a kompostu</i>	28
4.3.2	<i>Extrakce PCP z biomasy kukuřice</i>	28
4.3.3	<i>LC-MS/MS analýza</i>	28
<b>5</b>	<b>VÝSLEDKY</b>	<b>30</b>
5.1	KOMPOSTOVÁNÍ ČISTÍRENSKÉHO KALU	30

5.2	VÝNOS BIOMASY KUKUŘICE .....	31
5.3	KONCENTRACE ZMĚŘITELNÝCH POLUTANTŮ.....	32
5.4	CELKOVÉ MNOŽSTVÍ JEDNOTLIVÝCH POLUTANTŮ NALEZENÝCH V BIOMASE.....	33
<b>6</b>	<b>DISKUZE .....</b>	<b>34</b>
6.1	Vliv kompostování čistírenského kalu na polutanty v půdě a rostlinách .....	34
6.2	Vliv pH půdy na dostupnost polutantů v půdě a akumulaci v rostlinách .....	35
<b>7</b>	<b>ZÁVĚR.....</b>	<b>37</b>
<b>8</b>	<b>LITERATURA .....</b>	<b>39</b>
<b>9</b>	<b>SAMOSTATNÉ PŘÍLOHY.....</b>	<b>I</b>

# 1 Úvod

Do kosmetických přípravků se přidává stále větší množství chemických aditiv jako jsou vonné, konzervační a stabilizační látky, barviva, nebo látky zvyšující trvanlivost. Tyto látky se běžně přidávají do tekutých mýdel, šamponů, pleťových vod, krémů, deodorantů, parfémů a kosmetiky. Vonné látky jsou často přidávány do kosmetických přípravků za účelem vytváření příjemného aroma. Konzervační látky jsou používány k ochraně kosmetických výrobků před mikrobiálním růstem a zároveň prodlužují jejich trvanlivost. Stabilizační látky slouží k udržení konzistence a textury produktů. Zbytky kosmetických přípravků a ostatních produktů osobní péče se vlivem lidské činnosti dostávají takřka do všech složek životního prostředí. Především se jedná o látky jako jsou parabeny, UV filtry, triclosan, triclocarban, climbazol, syntetické parfémy a formaldehyd. Tyto látky jsou specifickou skupinou emergentních kontaminantů životního prostředí, kterých se vyskytuje stále více s rostoucím používáním těchto produktů po celém světě. Koncentrace těchto polutantů bývají obecně nízké, přesto byly zjištěny v různých složkách životního prostředí.

Většina těchto látek, které se vyskytují ve formě sloučenin, jsou ekologicky perzistentní, bioaktivní a mají potenciál pro bioakumulaci. Tyto polutanty z produktů osobní péče byly zjištěny v čistírenských kalech a odpadních vodách. Zbytky těchto látek, které nelze účinně odstranit během procesu čištění odpadních vod kvůli svým fyzikálně-chemickým vlastnostem, jsou běžně nalézány v povrchových vodách. Z povrchových vod se mohou dostat do zdrojů pitných vod, půdy a následně do rostlin. Tyto látky jsou nebezpečné pro životní prostředí, protože odolávají přirozeným degradačním procesům v přírodě a jsou obtížně biologicky odbouratelné. Některé z těchto látek, které jsou přidávány do produktů osobní péče z důvodu vylepšení jejich vlastností, jsou biologicky rozložitelné. Vznikají z nich jednodušší látky, které mohou však být více nebezpečné než původní sloučeniny. Pak mohou představovat ještě vyšší riziko pro vodní organismy, nebo pro zdraví člověka.

V dnešní době spotřeba těchto látek stále roste kvůli jejich každodennímu užívání. Produkty osobní péče se vyrábí a používají za účelem zlepšení kvality každodenního života. Náročnost detekce a odstraňování těchto látek v životním prostředí vytváří obavy z jejich přítomnosti, neboť dlouhodobé negativní dopady těchto polutantů na ekosystémy a lidské zdraví nejsou zcela známy. Některé z těchto látek byly spojovány s různými zdravotními problémy, jako jsou hormonální poruchy, alergie, potenciální karcinogenní účinky a další. Proto je tedy nezbytné pokračovat v dalším výzkumu a monitorování přítomnosti těchto látek v životním prostředí a jejich potenciálního dopadu na ekosystémy a lidské zdraví. Je důležité, aby byly tyto látky řádně regulovány a monitorovány a aby byly vyvíjeny snahy minimalizovat jejich negativní dopad na životní prostředí. To zahrnuje správné nakládání s odpadními vodami a čistírenskými kaly, šetrné výrobní postupy kosmetických produktů a větší informovanost spotřebitelů o potenciálních dopadech kosmetických přípravků na životní prostředí.



## **2 Cíl práce a hypotézy**

### **2.1 Cíl**

Cílem této bakalářské práce je představit problematiku přestupu residuí přípravků osobní potřeby do rostlin, způsoby jejich přestupu a rizika s tím související. Dále pak popsat praktické možnosti omezení přestupu těchto polutantů do rostlin. V praktické části pak bylo cílem vyhodnotit výsledky dříve realizovaného nádobového pokusu s kompostovaným čistírenským kalem a kukuřicí z hlediska degradace vybraných residuí přípravků osobní potřeby a jejich příjmu rostlinami.

### **2.2 Hypotéza**

Předpokládá se, že kompostováním lze odstranit většinu residuí přípravků osobní potřeby z čistírenského kalu a že aplikace takového kompostu nepovede k přestupu těchto residuí do nadzemní biomasy rostlin.

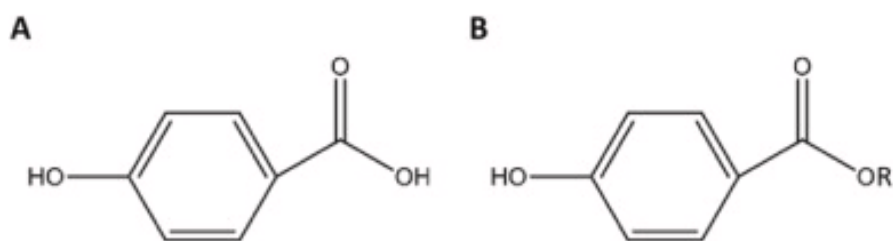
## 3 Literární rešerše

### 3.1 Konzervační látky

Konzervační látky jsou přidávány do kosmetiky a produktů osobní péče za účelem snížení mikrobiálního znečištění. Slouží hlavně k prodloužení trvanlivosti produktu. Přítomnost vody, velké množství živin a způsob, jakým spotřebitel používá kosmetiku, podporují množení mikroorganismů ve vybraných produktech (Nowak-Lange et al. 2022). Tyto nečistoty mohou ohrozit zdraví uživatelů a také nepříznivě ovlivnit organoleptické vlastnosti (Nowak-Lange et al. 2022). Kvůli své biologické aktivitě mají konzervační látky nežádoucí účinky, jako je toxicita, podráždění nebo senzibilizace. Senzibilizace je proces při vzniku alergie, kdy se v těle proti alergenům vytváří imunoglobuliny E, které se v těle navážou na buňky imunitního systému navozující zánět. Konzervační látky nejdou zcela vyloučit z kosmetických výrobků, které jsou vyráběny ve velkém měřítku, protože stabilita těchto kosmetických výrobků bez konzervačních látek je nízká. Sloučeniny sloužící jako konzervační látky by měly být bezbarvé a bez chuti a neměly by podléhat hydrolyze (Nowak-Lange et al. 2022).

#### 3.1.1 Parabeny

Parabeny jsou estery kyseliny parahydroxybenzoové (Obr.1) s aryllovými nebo alkylovými substituenty. Parabeny tvoří malé bezbarvé krystaly, které jsou bez zápachu a chuti. Mezi nejběžněji používané parabeny se řadí: methylparaben (MeP), ethylparaben (EtP), propylparaben (PrP) a butylparaben (BuP).



Obr. 1. Strukturní vzorec kyseliny p-hydroxybenzoové (A) a parabenu s obecným substituentem (B) (Vale et al. 2022)

Antimikrobiální účinky parabenů se zvyšují s nárůstem délky alkylového řetězce v substituentu (MeP < EtP < PrP < BuP) (Nowak et al. 2021). Parabeny jsou považovány za ideální konzervační látky, protože mají široké spektrum antimikrobiální aktivity, jsou vysoce stabilní s ohledem na kolísání pH, jsou relativně bezpečné pro použití a mají nízké výrobní náklady (Haman et al. 2015). Tyto látky jsou obsaženy vesměs ve všech produktech osobní péče například: mýdlech, šampónech, sprchových gelech, zubních pastách, opalovacích krémech, líčidlech atd. Parabeny jsou přítomny přibližně v 80 % výrobků osobní péče (Błądzka et al. 2014). Podle nařízení evropského parlamentu a rady (ES) č. 1223/2009

je povolena nejvyšší koncentrace v kosmetických přípravcích 0,4 % pro jednotlivý ester a 0,8 % pro směsi všech esterů. Také jako konzervační látky jsou přidávány do léků a potravin. Popularitu získaly především díky tomu, že jsou velice chemicky stabilní, nemění barvu, nevytváří zápach a nezpůsobují tvrdnutí produktu. Jejich označení na výrobcích se značí velkým písmenem E například: E218, E214. Základní vlastnosti a označení parabenů jsou uvedeny v Tabulce 1.

Tab.1. Obecné vlastnosti a E označení parabenů (Nowak et al. 2018)

<b>Paraben</b>	<b>MeP</b>	<b>EtP</b>	<b>PrP</b>	<b>BuP</b>
Chemický vzorec	C <sub>8</sub> H <sub>8</sub> O <sub>3</sub>	C <sub>9</sub> H <sub>10</sub> O <sub>3</sub>	C <sub>10</sub> H <sub>12</sub> O	C <sub>11</sub> H <sub>14</sub> O <sub>3</sub>
Molekulová hmotnost (g/mol)	152,16	166,18	180,21	194,23
pK <sub>A</sub>	8,17	8,22	8,35	8,37
Rozdělovací koeficienty oktanol–voda (log K <sub>ow</sub> )	1,66	2,19	2,71	3,24
E Symbol	E218	E214	E216	Nemá E kód

### 3.1.1.1 Kontaminace životního prostředí parabeny

Z části parabeny vstupují do životního prostředí přirozeně, ale hlavní zdroj kontaminace parabeny představuje lidská činnost. Některé parabeny jsou produkovány rostlinami a bakteriemi. Bakterie z čeledi *Microbulbifer* produkují kyselinu p-hydroxybenzoovou (PHBA) (PHBA z anglického p-hydroxybenzoic acid) i jejich estery (Nowak et al. 2018). Přirozené parabeny, produkované právě rostlinami nebo bakteriemi, mohou sloužit jako ochrana proti růstu hub a grampozitivních bakterií. Největší riziko představují syntetické parabeny. Jedná se o chemické látky, které se užívají jako konzervační činidla v kosmetickém a farmaceutickém průmyslu. Celosvětová výroba a používání parabenů má za následek jejich kumulaci v životním prostředí. Parabeny byly identifikovány v povrchových a odpadních vodách, zejména propylparaben a methylparaben (Tab. 2). Změřené koncentrace parabenů ve vodním prostředí se lišily podle typu vody a místa odběru, kde tyto parabeny byly měřeny. Největší koncentrace byly zaznamenány u methylparabenů. Výskyt parabenů byl také hlášen u mořských savců a tkání ryb a ostatních mořských živočichů (Bilal et al. 2020).

Tab. 2. Rozsah koncentrací nejběžnějších parabenů v různých vodních zdrojích po celém světě (Vale et al. 2022)

Země	Ukázka	MeP (ng/L)	EtP (ng/L)	PrP (ng/L)	BuP (ng/L)
Austrálie	Městská voda	541–1378	1386–3056	297–829	436–847
Čína	Povrchová voda	0,81–920	< 294	< 565	<41,5
	Bazénová voda	0,16–872	<110	< 266	<49,2
	WW přítok	<21-1310	<32,9–362	28,7–762	7–35,5
	WW odpadní voda	2,58–18	0,09–1,8	0,04–8,11	0,01–0,16
Francie	WW přítok	10,300 - 20,100	2670–4670	2440–3980	450–1280
Německo	Vodovodu	<17	ND	<13,74	<9.35
	WW přítok	<5810	<1130	<502	<3,55
	WW odpadní voda	<6,17	<2,14	<13,74	<3,55
Spojené království	Povrchová voda	<0,3–400	<0,5–15	<0,2–24	<0,3–16
	WW přítok	661-30,688	192–3312	<2-8286	<2-1595
	WW odpadní voda	<3-155	<0,6–69	<1-95	<1-2
Spojené státy americké	Povrchová voda	2,2–17,3	<12	<0,2	ND
	WW přítok	36,8–79,600	2,74–4,00	12,9–20,9	5,8–7,25
	WW odpadní voda	0,14–3830	0,14–0,3	0,51–1,16	0,14–0,61

### 3.1.1.2 Vliv parabenů na zdraví člověka

U člověka byly parabeny nalezeny v moči, mléce, lidském séru, plodové vodě a tukových tkáních. Parabeny se mohou dostat do lidského těla dermální aplikací, příjmem potravy nebo inhalací, většinou z produktů osobní péče (PCP z anglického personal care product), léčiv a potravinářských výrobků (Vale et al. 2022). Typické způsoby příjmu parabenů do těla jsou uvedeny v tabulce 3. Parabeny mohou způsobovat alergické reakce, podráždění pokožky a hormonální nerovnováhu v lidském těle. Studie autorů Vale et al. (2022) prokázala širokou škálu negativních účinků na normální funkci endokrinního systému organismů vystavených parabenům.

Endokrinní systém neboli soustava žláz s vnitřní sekrecí je systém produkující hormony, které udržují hormonální rovnováhu v lidském těle. U lidí může expozice parabenů interferovat s hladinami hormonů štítné žlázy, senzibilizací aeroalergenů, biomarkery oxidačního stresu a přispívat ke smrti kožních keratinocytů (Vale et al. 2022). Parabeny také ovlivňují reprodukční hormony, jako je testosteron, estrogen, estradiol a progesteron. Aktivace estrogenových receptorů parabenů může vést k vyšší expresi genů zodpovědných za syntézu růstového faktoru, čímž stimuluje růst rakovinných buněk (Vale et al. 2022).

Parabeny ovlivňují štítnou žlázu, která je zodpovědná za syntézu a skladování tyroxinu (T4) a trijodthyroninu (T3). Podle údajů National Health and Nutrition Examination Survey z USA z let 2007 až 2008 bylo zjištěno, že hladiny EtP a PrP v moči jsou spojeny s poklesem celkových hladin T4 ve vzorcích ženského a mužského séra, stejně jako FT4 v ženském séru (Nowak et al. 2018). Navíc bylo zjištěno, že sérová hladina volného trijodthyroninu (FT3) je negativně spojena s hladinami EtP, PrP a BuP u dospělých žen, ale ne u mužů. Parabeny mají také vliv na aktivitu tukové tkáně. Tato složitá struktura je postavena převážně z adipocytů, kdy právě parabeny ovlivňují jejich diferenciaci. Tyto buňky jsou schopny produkovat hormony jako leptin a adiponektin, a proto jsou kategorizovány jako endokrinní orgány. Procesy v tukových tkáních, jako je proliferace, diferenciaci a produkce hormonů adipocytů, jsou regulovány na molekulární úrovni, například aktivací PPAR (receptory aktivované peroxisomovým proliferátorem z anglického peroxisome proliferator-activated receptors). Účinek parabenů na adipocyty je demonstrován především narušením procesů adipogeneze, aktivace PPARs a změnami periferní koncentrace hormonů odvozených z tukové tkáně. V poslední době mnoho výzkumných skupin potvrdilo, že expozice parabenům souvisí s poruchami koncentrací ženských steroidních pohlavních hormonů (Nowak et al. 2018). Jako jsou například estrogény (estradiol) a progesteron. Studie Giulivo et al. (2016), která měřila u těhotných žen hladiny estradiolu, progesteronu a globulinu vázajícího pohlavní hormony a koncentraci parabenů v moči (MeP, PrP a BuP), přinesla výsledky, které ukázaly korelace mezi zvýšenými hladinami BuP a nízkými hladinami estradiolu, stejně jako ukázaly snížený poměr estradiolu a progesteronu. Jedním z faktorů, které iniciují progresi rakoviny v tkáních, například: tkáni prsu, vaječníku a děložního čípku, jsou estrogenové poruchy. Bylo prokázáno, že parabeny mohou stimulovat růst lidských buněk rakoviny prsu prostřednictvím svých estrogenických vlastností (Giulivo et al. 2016). Lidské netransformované epiteliální buňky prsu MCF-10 a buněčná linie rakoviny prsu MCF-7 (inkubované v přítomnosti MeP, PrP a BuP) vykazovaly rozsáhlý růst a rozmnožování (Nowak et al. 2018). Endokrinní disruptivní účinky parabenů jsou znázorněny v Tabulce 4.

Tab. 3. Zdroje, cesty expozice člověka a environmentální úrovně parabenů (Giulivo et al. 2016)

Zdroje	Expozice	Úroveň
Výrobky pro osobní péči	Dermální absorpce	až 8000 µg/g
Potraviny	Polknutí	0,086-39,3 ng/g
Voda z vodovodu	Polknutí	9-28 ng/l <sup>-1</sup> BuP
Kal	Životní prostředí	5,6-44,1 ng/g <sup>-1</sup> PrP
Zemina	Životní prostředí	1,21 – 8,04 ng/g MeP
Ryba	Prostředí/požítí	0,05 – 3600 ng/g MeP

Tab. 4. Endokrinní disruptivní účinky parabenů u lidí (Nowak et al. 2018)  
(Legenda: ↑ - zvýšení, ↓ - snížení, ↔ – žádný účinek)

Paraben	Účinky vyvolávající narušení činnosti endokrinního systému	Předměty studia
BuP	↓ koncentrace estradiolu; ↓ poměr estradiol/progesteron	Těhotná žena
MeP	↑ koncentrace globulinu vázajícího pohlavní hormony	Těhotná žena
BuP	↑ koncentrace volného tyroxinu	Těhotná žena
EtP, PrP	↓ koncentrace volného tyroxinu	Žena
EtP, PrP, BuP	↓ koncentrace volného trijodthyroninu	Žena
EtP, PrP, BuP	↓ koncentrace volného trijodthyroninu	Muž
BuP	↑ poškození DNA spermií	Člověk
MeP, EtP, PrP, BuP	↓ aktivita estrogensulfotransferáz	Lidské epidermální keratinocyty
MeP, PrP, BuP	↓ testosteronem indukovaná transkripční aktivita	Lidské embryonální ledvinové buňky HEK 293
BuP	na dávce závislá slabá antiandrogenní aktivita	Lidské buňky rakoviny prsu MDA- kb2

### 3.1.2 Formaldehyd

Formaldehyd (FA) je bezbarvý hořlavý plyn dobře rozpustný ve vodě. V kapalném formě, jako komerční produkt je nejčastěji dostupný jako 30 – 50% vodný roztok, běžně je označován jako formalin. Formaldehyd je endogenní chemická látka, která je přítomna ve většině živých organismů. Přírodně vzniká v troposféře během oxidace uhlovodíků, které reagují s hydroxylovými radikály a ozonem za vzniku formaldehydu a dalších aldehydů jako meziproductů v řadě reakcí, které nakonec vedou k tvorbě oxidu uhelnatého a oxidu uhličitého, vodíku a vody (Lyon 2006). Vzniká i při rozkladu rostlinných zbytků v půdě a přírodně se vyskytuje v ovoci a v jiných potravinách. Mezi další přírodní zdroje formaldehydu patří spalování a rozklad biomasy, sopečné erupce a požáry. Koncentrace FA v životním prostředí závisí na atmosférických podmínkách, jako je teplota, vlhkost a vítr (Jinadasa et al. 2022). Kromě přírodních zdrojů formaldehydu se na jeho obsahu v prostředí podílí i antropogenní činnost, kdy celosvětová výroba a používání formaldehydu má za následek jeho akumulaci v životním prostředí.

FA je užitečná a důležitá chemikálie pro globální ekonomiku a používá se v mnoha průmyslových odvětvích, např. ve stavebnictví a spotřebním průmyslu domácích výrobků (antiseptika, léky, kosmetika, prostředky na mytí nádobí, lepidla, lak) (Jinadasa et al. 2022). V kosmetickém průmyslu se sloučeniny formaldehydu používají jako konzervační látky. Nalezneme je v produktech na vlasy (šampóny, kondicionéry), pokožku (sprchové gely, pleťové vody, deodoranty), oči (make-up, řasenky) a nehty (laky). Podle nařízení evropského parlamentu a rady (ES) č. 1223/2009 je povolena nejvyšší koncentrace v produktech osobní péče 5 %.

Formaldehyd se může dostat do lidského těla dermální aplikací, příjmem potravy nebo inhalací. V lidském těle vzniká FA jako meziproduct během metabolismu aminokyselin. Vysoká dávka expozice však zvyšuje akutní toxicitu (Tab. 5) a delší expozice vede k chronické toxicitě a rakovině (Jinadasa et al. 2022). Mezi nežádoucí účinky FA patří akutní podráždění sliznice, nevolnost, zvracení, bolest břicha, gastrointestinální krvácení a alergické reakce. Dlouhodobá expozice může způsobit závažné a chronické účinky na zdraví, tj. neurotoxicitu, buněčné změny, poškození plicních funkcí, hematotoxicitu, reprodukční toxicitu, genotoxicitu a karcinogenezi (Jinadasa et al. 2022).

Tab. 5. Akutní účinky expozice formaldehydu ve vzduchu (PubChem 2023)

Akutní účinky	Expozice formaldehydu ve vzduchu
Detekce zápachu	0,05-1,0 ppm
Podráždění očí	0,01-2 ppm
Podráždění horních cest dýchacích	0,10-11 ppm
Podráždění dolních dýchacích cest	5-30 ppm
Zánět, zápal plic	50-100 ppm
Smrt	>100 ppm

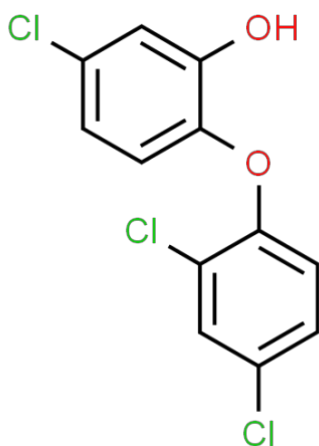
## 3.2 Antimikrobiální látky

Antimikrobiální látky jsou přidávány do kosmetických produktů a výrobků osobní péče za účelem snížení mikrobiální kontaminace. Tyto látky mají antibiotické a antimykotické vlastnosti, které udržují životnost produktu.

### 3.2.1 Triclosan

Triclosan (TCS) (Obr. 2) je chemická, syntetická, v tučích rozpustná látka, která má antibiotické a antimykotické vlastnosti. TCS (2,4,4'-trichlor-2'-hydroxydifenylether nebo 5-chlor-2-(2,4-dichlorfenoxy)fenol) je slabě aromatický, bez chuti, bezbarvý až téměř bílý krystalický prášek, který je velice stabilní za normálních podmínek.

Triclosan se jako antimikrobiální látka používá ve farmaceutickém průmyslu a v produktech osobní péče. Triclosan má širokospektrální antimikrobiální aktivitu proti většině gramnegativních a grampozitivních bakterií (Fang et al. 2010). Nalezneme jej ve sprchových gelech, tekutých mýdlech, krémech na ruce, deodorantech, zubních pastách a ústních vodách. Podle nařízení evropského parlamentu a rady (ES) č. 1223/2009 je povolena nejvyšší koncentrace v kosmetických přípravcích 0,3 %. Použití TCS ve volně prodejných antiseptických mycích produktech bylo zakázáno Úřadem pro kontrolu potravin a léčiv (FDA z anglického Food and Drug Administration) Spojených států od roku 2016 (Milanović et al. 2023).



Obr. 2. Strukturní vzorec triclosanu (ChemSpider 2023)

#### 3.2.1.1 Kontaminace životního prostředí triclosanem

Triclosan, jako znečišťující látka, se vyskytuje ve všech složkách životního prostředí, zahrnujících vodní prostředí (pitná voda, povrchové a odpadní vody, řeky a jezera), půdu, sedimenty a čistírenské kaly a živé organismy. Vzhledem ke svému širokému využití

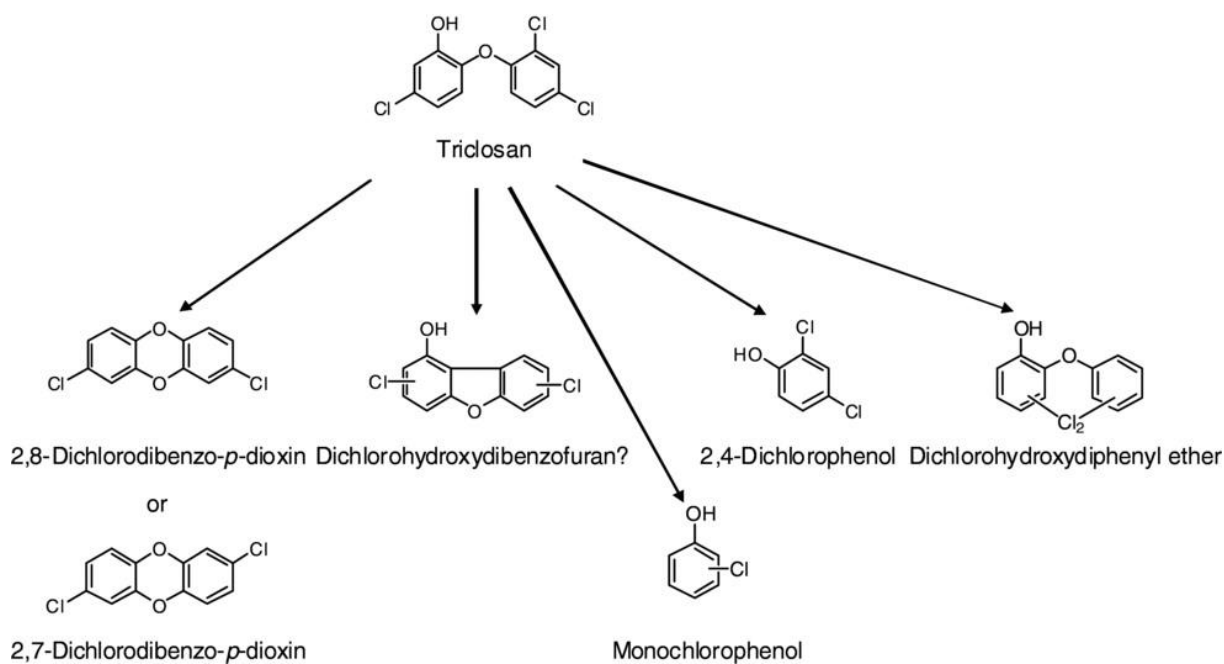


ve výrobcích osobní péče a spotřebním zbožím, se triclosan dostává do životního prostředí buď vyčištěnou odpadní vodou (odtok) nebo přítokem přímo vypouštěným (přetečením odpadních vod) nebo adsorbovaným na čistírenský kal. TCS byl zjištěn v 75-100 % vod, řek a jezer v Severní Americe, Evropě, Oceánii a Asii (Bedoux et al. 2012). Koncentraci TCS ve vodních systémech ovlivňuje množství faktorů, včetně zatížení TCS v odpadních vodách, fyzikálních a chemických vlastností TCS, charakteristik vodního ekosystému (pH, hustota sedimentu a obsah organické hmoty, průtok a rychlost vody, hloubka vody) a dokonce i sezóna a intenzita slunečního záření. Jak ve vodním, tak i v suchozemském prostředí dochází k biodegradaci TCS za aerobních podmínek. Vzhledem k lipofilní povaze TCS se antimikrobiální látky rozdělují na sediment a půdu, ale jejich transportní potenciál z čistírenských kalů do povrchového odtoku byl charakterizován jako nízký. Většina (96 %) spotřebitelských produktů obsahujících TCS se nakonec spláchne do kanalizace a vypustí se odpadní vodou. Ačkoli je TCS primárně považován za znečišťující látku přenášenou vodou, antimikrobiální látka se může dostat a vstupovat do suchozemského prostředí během nedokonalého čištění čistírenských kalů aplikovaných na zemědělskou a průmyslovou půdu (Dann & Hontela 2011). Neúplné odstranění TCS z ČOV vede k distribuci TCS ve vodním a suchozemském prostředí. Tabulka 6 ukazuje koncentraci TCS v různých složkách životního prostředí po celém světě. Koncentrace TCS v prostředí se liší podle typu povrchové vody (jezero/řeka/toky se známým přítokem surové odpadní vody) v rozmezí 1,4–40 000 ng·L<sup>-1</sup> (Dhillon et al. 2015).

Během odstraňování antimikrobiálních látek ve vodním prostředí vznikají degradační produkty triclosanu, které vykazují větší toxicitu a perzistenci v životním prostředí než mateřská sloučenina. Methyltriclosan, vzniká při biologické přeměně methylací triclosanu během čištění odpadních vod. Nadále dioxiny, které vznikají při fotodegradaci, chlorfenoly vznikající při fotochemické transformaci TCS. Bylo zjištěno, že methyltriclosan může vykazovat antimikrobiální účinky na mikroorganismy a může mít negativní dopad na ekosystémy ve vodním prostředí. Methyltriclosan byl také identifikován jako endokrinní disruptor, což znamená, že může narušovat hormonální regulaci u živých organismů. Fotodegradace se zdá být jednou z hlavních cest eliminace triclosanu ve vodním prostředí. Produkty fotorozkladu triclosanu jsou znázorněny na obrázku 3. V poslední době se objevilo několik vysoce toxických fotoproduktů, včetně 2,8-dichlordibenzo-p-dioxinu, 2,4-dichlorfenol a dichlorhydroxydibenzofuranu, které byly identifikovány ve vzorcích vody. K fotodegradaci triclosanu a tvorbě 2,8-dichlordibenzo-p-dioxinu dochází v širokém rozmezí hodnot pH (3,0–9,0), přičemž rychlost tvorby je rychlejší při zásaditém pH (Fang et al. 2010). Dioxiny jsou známé pro svou vysokou toxicitu. Jsou považovány za jedny z nejtoxičtějších látek, které se vyskytují v přírodě. Dioxiny se hromadí v tukové tkáni živých organismů a mohou mít širokou škálu toxických účinků, včetně karcinogenity, mutagenity, imunotoxických účinků a dalších. Dioxiny jsou také považovány za dlouhodobě perzistentní látky, což znamená, že se mohou hromadit v životním prostředí až po dlouhé období.

Tab.6. Zdroje TCS v některých významných složkách životního prostředí po celém světě (Dhillon et al. 2015)

Zdroj		Země	Koncentrace TCS
<b>Povrchová voda</b>	Přírodní toky, řeky	USA	až 2,3 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
		Švýcarsko	0,074 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
		Německo	0,01 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
		Austrálie	0,075 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
		Japonsko, Čína	0,0006–0.0059 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 0,011–0.478 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
		Toky se vstupy surové odpadní vody	Švýcarsko
		USA	1,6 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
	Voda v ústí řek	USA	0,0075 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
<b>Sediment</b>	Sladkovodní voda	Švýcarsko	53 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$
		Španělsko	35,7 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$
	Ústí řek	USA	800 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$
	Brakická voda	Španělsko, Čína	0,27–130,7 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 50–1330 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$



Obr. 3. Degradanční produkty vzniklé fotorozkladem triclosanu (Fang et al. 2010)

### 3.2.1.2 Vliv triclosanu na zdraví člověka

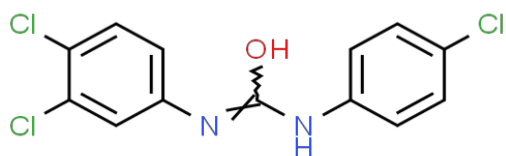
Člověk může absorbovat triclosan perorální, dermální a inhalační cestou. Mezi nežádoucí účinky triclosanu patří podráždění kůže a kontaktní dermatida, ekzémy a vyrážky. Perorální užívání přípravků pro péči je pravděpodobně nejvýznamnější cestou expozice TCS u dospělých (Bedoux et al. 2012). Triclosan má schopnost ovlivňovat endokrinní systém. TCS byl zjištěn v lidské plazmě, mateřském mléce a moči (Tab. 7). TCS narušuje také homeostázu hormonů štítné žlázy a změny hladin pohlavních hormonů. TCS v těle může iniciovat tvorbu karcinogenních buněk a jejich proliferaci, například u buněk rakoviny prostaty, buněk rakoviny vaječníků, buněk rakoviny prsu a buňky hepatokarcinomu (Nandikes et al. 2022).

Tab. 7. Koncentrace TCS v biologických tekutinách (Marques et al. 2022)

	Koncentrace (nM)	Země
Serum	4,1–41,4	Španělsko
Plazma	0,0035–1200	Austrálie, Švédsko
Moč	0,51–13090	USA
	0,56 ± 1,8 (bez obezity)	Indie
	0,16 ± 0,27 (obézní)	
	1,1–7,3	Španělsko
Mateřské mléko	0,86–7,3	Španělsko
	0,062–252	USA, Austrálie, Švédsko

### 3.2.2 Triclocarban

Triclocarban (TCC) (Obr. 4) je chemická sloučenina, která má antimikrobiální vlastnosti. TCC se používá v detergentech, kosmetice, tkaninách, plastech a dalších výrobcích pro osobní péči od roku 1957 (Yun et al. 2020). Koncentrace TCC ve výrobcích se pohybuje od 0,5 % do 5 %. Triclocarban, jako antimikrobiální látka, se používá ve farmaceutickém průmyslu a v produktech osobní péče. Tato látka se běžně vyskytuje v tekutých mýdlech, dezinfekčních prostředcích, zubních pastách, ústních vodách, deodorantech, tělových mlékách, pěněch na holení aj.



Obr. 4. Strukturální vzorec triclocarbanu (ChemSpider 2023)

### 3.2.2.1 Kontaminace životního prostředí triclocarbanem

Triclocarban jako znečišťující látka se vyskytuje ve všech složkách životního prostředí. Hlavními zdroji TCC ve vodním prostředí a půdě jsou neúplné odstranění TCC v čistírnách odpadních vod nebo přímé vypouštění odpadních vod bez čištění (Vimalkumar et al. 2019). Účinnost odstraňování TCC v ČOV se pohybovala v rozmezí 11,4-97 %. Přibližně 3 % TCC byla vypouštěna s odpadní vodou, zatímco přibližně 21 % bylo rozloženo a 76-79 % bylo uvolněno s čistírenským kalem. Vzhledem ke špatné rozpustnosti triclocarbanu ve vodě bylo v USA v přítocích z ČOV zjištěno 84 ng/l až 11,4 µg/l TCC. Tyto údaje byly řádově vyšší než údaje naměřené v přítocích z Kanady (14-270 ng/l) a Číny (4,7-170,0 ng/l). V čistírnách odpadních vod se během procesu triclocarban transformuje bioticky i abioticky. Kromě toho se TCC rozkládá aerobním biologickým rozkladem a fotolýzou na toxické chlorované aniliny (Iacopetta et al. 2021). TCC je vysoce hydrofobní povahy, proto má silnou tendenci distribuovat se ve fázi sedimentů a je snadno absorbován říčními a mořskými sedimenty (Vimalkumar et al. 2019). Sekundárními zdroji znečištění jsou sedimenty, které ovlivňují povrchové vody. Koncentrace TCC byla zjištěna v mnoha povrchových vodách a pitné vodě od 0,05 do 6750 ng/l (Čína a USA). Celkově se mediány zjištěných hodnot TCC v povrchových vodách po celém světě pohybovaly kolem 10-100 ng/l (Yun et al. 2022). Kromě environmentálních matric byly TCC nalezeny také ve vzorcích rostlin, zvířat a lidí, což ukazuje na jejich potenciální environmentální nebezpečnost a možná zdravotní rizika.

### 3.2.2.2 Vliv triclocarbanu na zdraví člověka

Člověk může absorbovat triclocarban perorální, inhalační a dermální cestou. Expozice člověka TCC může být způsobena každodenními používáním produktů osobní péče, pitnou vodou a prachem, ve kterých je triclocarban přítomen (Iacopetta et al. 2021). Triclocarban byl detekován v lidské tkáni, v nehtech, v krvi a moči. U lidí z různých zemí byly analyzovány vzorky moči za účelem zjištění koncentrace TCC (Tab. 8). Celková průměrná koncentrace TCC byla 0,21 ng/ml. Největší koncentrace TCC byla naměřena ve vzorcích moči ve Vietnamu a v Indii (Vimalkumar et al. 2019). Při aplikaci TCC na kůži se dostává do lidského těla, kde je

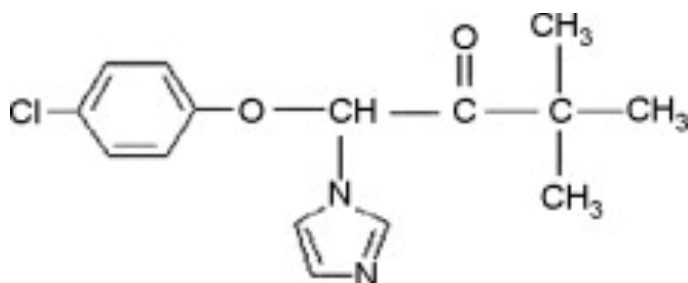
metabolizován a absorbován, čímž dochází k ohrožení lidského zdraví. K expozici TCC může dojít také při konzumaci vody nebo potravy (Iacopetta et al. 2021). TCC má toxický účinek na člověka: ovlivňuje krvetvorbu, způsobuje dysfunkci imunitního systému a je spojován s methemoglobinémií.

Tab. 8. Naměřené koncentrace TCC v moči v různých zemích (Vimalkumar et al. 2019)

Země	Koncentrace TCC (ng/ml)
Vietnam	1,08 ± 3,02
Indie	0,65 ± 2,10
USA	0,36 ± 1,54
Saúdská Arábie	0,34 ± 1,55
Kuvajt	0,10 ± 0,36
Čína	0,04 ± 0,05
Korea	0,03 ± 0,03
Japonsko	0,02 ± 0,01

### 3.2.3 Climbazol

Climbazol (CBZ) (Obr. 5) je imidazolová sloučenina, která má antimykotické a konzervační účinky. CBZ, jako antimykotická látka, se přidává do výrobků osobní péče, jako jsou sprchové gely, zubní pasty, kondicionéry a šampony proti lupům. Podle nařízení evropského parlamentu a rady (ES) č. 1223/2009 je povolena nejvyšší koncentrace v produktech osobní péče 0,5 %. Roční spotřeba činí v Evropské unii průměrně 100-1000 tun. Climbazol patří do skupiny imidazolových fungicidů, inhibuje biosyntézu ergosterolu, hlavní složky houbových plazmatických membrán, nekompetitivně blokuje aktivní místo enzymu lanosterolu 14 alfa-demethylázy, známého také jako houbový CYP52 (Richter et al. 2013). Azolová antimykotika se používají k léčbě lidských mykóz od roku 1960 a od roku 1970 jako zemědělské fungicidy (Richter et al. 2013).



Obr. 5. Strukturní vzorec climbazolu (Pérez-Rivera et al. 2009)

### 3.2.3.1 Kontaminace životního prostředí climbazolem

Climbazol byl detekován jak ve vodním prostředí, tak v půdě. V posledních deseti letech se azolové fungicidy staly novou třídou znečišťujících látek a představují potenciální riziko pro organismy v životním prostředí. Hlavním zdrojem znečištění jsou odpadní vody, kdy nedochází k úplnému odstranění climbazolu v čistírnách odpadních vod. Climbazol je sloučenina, která byla hlášena jak v povrchové vodě (0,84-530 ng/l), tak v sedimentu (0,31-159 ng/g), což naznačuje jeho střední polaritu ( $\log K_{ow}$  3,76) (Pan et al. 2018). V odpadních vodách konvenční německé ČOV byl detekován climbazol v koncentracích přibližně 0,5  $\mu\text{g/l}$ , v surové odpadní vodě a aktivovaném kalu bylo zjištěno až 1,4  $\mu\text{g/l}$ . Protože se climbazol nachází v odpadních vodách ČOV a čistírenských kalech, může se dostat do vodních i suchozemských ekosystémů. Výzkum provedený Zhang et al. v roce 2015 naznačil, že v Číně bylo odhadováno použití climbazolu v množství 345 t, a po vyčištění odpadních vod bylo do životního prostředí uvolněno celkem 245 t této látky. Modelování osudu climbazolu mezi různými prostředími ukázalo, že přibližně 93 % bylo vypouštěno do vodního prostředí a 7 % do půdního prostředí. Předpokládané rozmezí koncentrací climbazolu v životním prostředí bylo: 0,20–367 ng/L ve vodě a 0,009–25,2 ng/g sušiny v sedimentu. Nejvyšší koncentrace byly především nalezeny v povodí řeky Haihe (Zhang et al. 2015).

### 3.2.3.2 Příjem a akumulace climbazolu v rostlinách

Rozsah studií zabývajících se akumulací climbazolu v rostlinách je omezený, neboť climbazol je primárně určen pro kosmetické a farmaceutické použití a není běžně používán v zemědělství. Nicméně, existují důkazy naznačující, že climbazol může být přijímán rostlinami z půdy nebo prostřednictvím listů a může se akumulovat v různých částech rostliny. V roce 2021 studie Sochacki et al. se zabývala sledováním akumulace a translokace climbazolu a jeho transformačního produktu CBZ-alkoholu v rostlinách. Bylo zjištěno, že climbazol byl akumulován v kořenech rostliny, zatímco CBZ-alkohol byl přenášený i do nadzemních částí rostliny (Sochacki et al. 2021).

### 3.2.3.3 Toxicita climbazolu

Climbazol je zejména vysoce toxický pro vodní organismy. Celkově byly řasy shledány nejcitlivějšími druhy (Pan et al. 2018). Ve studiích účinnosti bylo prokázáno, že toxicita pro člověka je nízká při oplachovacích aplikacích, a že genotoxické, teratogenní nebo mutagenní účinky jsou nepravděpodobné (Richter et al. 2013).

### 3.3 UV filtry

UV filtry (UVF) jsou chemické sloučeniny, které chrání pokožku před škodlivými účinky UV záření. Používají se v opalovacích krémech a kosmetice. UV filtry se vyskytují ve formě organické a anorganické. Anorganické (minerální) UV filtry absorbují, odrážejí a rozptylují UV záření, zatímco organické (chemické) UV filtry absorbují UV-A (320-400 nm) nebo UV-B (290-320 nm) (Duis et al. 2022). Většinou se kombinuje více UV filtrů, aby se dosáhlo širokospektrální ochrany a vyššího ochranného slunečního faktoru. Množství a typ UV filtrů zabudovaných do kosmetických přípravků závisí na požadovaném stupni ochranného faktoru (SPE) a rozsahu vlnových délek ochrany (UVA, UVB) (Ramos et al. 2016). Maximální koncentrace by neměla přesahovat 10 % kombinovaných UV filtrů jak organických, tak i anorganických.

UV filtry, jako kontaminanty, se kumulují v životním prostředí. Výskyt UV filtrů byl hlášen v několika matricích, jako je říční voda, jezera, moře, podzemní vody, sedimenty a dokonce biota (Ramos et al. 2016). Hlavním zdrojem znečištění jsou odpadní vody a kaly z čistíren odpadních vod. UV filtry, když se uvolní do ekosystému, jsou náchylné k degradaci slunečním zářením. K degradaci UV filtru může dojít také v chlorovaných bazénech, což má za následek chlorované vedlejší produkty, které jsou často toxičtější než původní UV filtry. UV filtry byly detekovány v říční vodě. Nejvyšší koncentrace v říční vodě byla zjištěna ve Velké Británii s koncentrací až 0,3 mg/l (benzofenon-4). Kasprzyk-Hordern et al. (2009) zkoumali přítomnost čtyř UV-filtrů (benzofenon-1, benzofenon-2, benzofenon-3, benzofenon-4) ve vodě ze dvou řek, proti a po proudu ČOV. Ze studovaných benzofenonů byl ve vyšších koncentracích zjištěn benzofenon-4 (32-323 µg/l). Benzofenon-4 nebyl jediným zjištěným UV filtrem ve vodním prostředí. Bylo také zjištěno přítomnost dalšího UV filtru, a to benzimidazolových derivátů známých jako PBSA, které byly detekovány v různých koncentracích. V České republice byla zaznamenána koncentrace PBSA v rozmezí 5,1 až 500 ng/L, zatímco v Německu byly naměřeny hodnoty 48-3240 ng/L (Ramos et al., 2015). Tato zjištění ukazují, že v životním prostředí mohou být přítomny i další typy UV filtrů vedle benzofenonu-4.

UV filtry mohou mít nepříznivý dopad na mořský ekosystém, včetně korálů, jelikož mohou být jedním z faktorů, které přispívají k bělení korálů. Bělení korálů se týká ztráty základních symbiotických jednobuněčných řas nazývaných *zooxanthellae* (*Symbiodinium spp*), které žijí v nově se vyvíjejících špičkách živých korálů nazývaných korálové polypy (Fivenson et al. 2021).

Člověk přijímá UV filtry dermální cestou, ale i potravou, a to především konzumací mořských plodů a ryb. Mnoho organických UVF je lipofilních a bylo zjištěno, že se hromadí v tuku mnoha sladkovodních a mořských druhů, což je teoreticky činí schopnými bioakumulace v potravinovém řetězci. Podle provedeného výzkumu byly ve vzorcích jater tresky z norských vod zjištěny organické UV filtry, především oktokrylen (v 80 % vzorků) a benzofenon-3 (v 50 % vzorků). Podobné UV filtry byly také nalezeny ve Španělsku v různých druzích ryb, včetně bílé ryby, pstruha duhového, ostroretky, okouna, pstruha obecného a mihule (Fivenson et al. 2021). Studie naznačují, že při vyšších koncentracích mohou sloučeniny UV filtru blokovat syntézu vitamínu D, ovlivňovat aktivitu estrogenů, progesteronů a aktivitu štítné

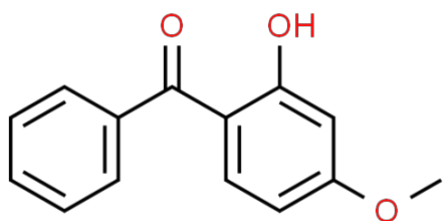
žlázy, jater a ledvin. Vzhledem k tomu, že bylo prokázáno, že mnoho UV filtrů prochází hematoencefalickou bariérou, dochází také k riziku neurotoxicity (Ruszkiewicz et al. 2017).

### 3.3.1 Oxybenzon

Oxybenzon (benzofenon-3) (Obr. 6) patří mezi organické UV filtry obsažené v opalovacích krémech a dalších výrobcích osobní péče (rtěnky, pleťové vody, laky na nehty). Maximální povolená koncentrace oxybenzonu v produktu je 6 %. Používá se jako širokospektrální UV filtr kvůli absorpci jak UVB, tak krátkých UVA paprsků (Ruszkiewicz et al. 2017).

Oxybenzon byl detekován v environmentálních vodách po celém světě v koncentracích od 11 ng/l do 3,316 mg/l, v sedimentech v koncentracích až 5,28 µg/l a na písčitých plážích v koncentracích až 35 µg/g. V současné době FDA považuje oxybenzon za obecně uznávaný jako bezpečný a účinný a povoluje až 6 % oxybenzonu v opalovacích krémech. Od roku 2022 je jediným státem USA se zákazem oxybenzonu Havaj (Scheele et al. 2022). Jak se ukázalo, ze všech zkoumaných UV filtrů se nejčastěji vyskytuje oxybenzon, a to ve všech typech bioty (kromě krabů, kde nebyly zjištěny žádné sloučeniny) v koncentracích od 68,9 (ježci) do 1037 ng/g (ryby) (Ramos et al. 2015).

Oxybenzon ovlivňuje reprodukci ryb a bělení korálů. U lidí je chemická látka spojena s Hirschsprungovou chorobou. Hirschsprungova choroba je vrozené onemocnění tlustého, kdy nefunguje správně peristaltika a vstřebávání stolice, protože v tlustém střevě chybí nervové gangliové buňky. Také oxybenzon je potvrzeným kontaktním alergenem a fotokontaktním alergenem s určitým potenciálem vyvolat kontaktní kopřivku a v menší míře anafylaxi zprostředkovanou kontaktem (DiNardo et al. 2018).



Obr. 6. Strukturní vzorec oxybenzonu (ChemSpider 2023)

### 3.3.2 Octocrylen

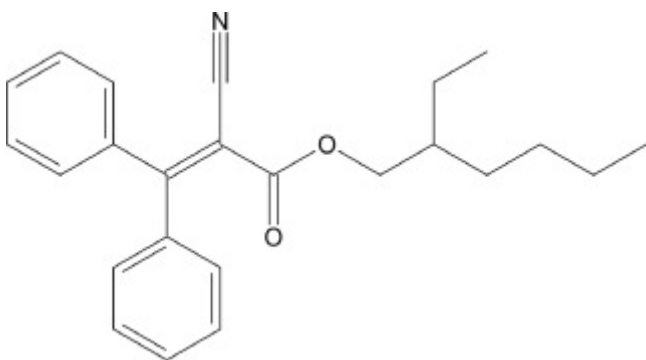
Octocrylen (OC) (Obr. 7) patří mezi organické UV filtry obsažené v opalovacích krémech v maximální koncentraci do 10 %, které absorbují UVB a UVA záření. Díky své dobré



schopnosti absorbovat UV záření se OC často objevuje na seznamu nejčastěji prodávaných složek opalovacích krémů (Meng et al. 2021).

OC je vysoce lipofilní s log Kow 6,9, tedy s tendencí k adsorpci na organickou hmotu sedimentu. Má také velmi nízkou rozpustnost ve vodě (0,0038 mg/l při 25 °C), což znemožňuje vyluhování a je vysoce stabilní a odolný vůči degradaci slunečním zářením. OC byl nalezen v sedimentech s koncentracemi v rozmezí 79 a 2400 ng/g. Tyto vysoké koncentrace v sedimentech mohou být spojeny s jeho rozsáhlým používáním v produktech osobní péče, zejména opalovacích krémů (Gilbert et al. 2013). Tento UV filtr byl také detekován ve vyšších koncentracích v krevetách (23,1 ng/g) a rybách (11875 ng/g) (Ramos et al. 2015)

Octocrylen uvolňuje kyslíkové radikály, které zachycují elektrony z jiných látek a vytváří tím stabilnější látku. Nadměrná produkce kyslíkových radikálů v organismech však může způsobit zlomy nebo mutace v DNA, což ovlivňuje transkripci genetické informace, může také poškodit proteiny, což vede ke stárnutí a smrti buněk (Meng et al. 2021). U lidí octocrylen může způsobovat kontaktní a fotokontaktní alergie.



Obr. 7. Strukturální vzorec octocrylenu (Meng et al. 2021)

### 3.4 Syntetické parfemované látky

Syntetické sloučeniny, jako jsou pižma, která se používají ve výrobcích osobní péče a pro domácnost, dodávají příjemné a vonné vlastnosti. Vzhledem k jejich nízké těkavosti se používají jako fixační prostředky, které zpomalují uvolňování vonných látek z produktů a pomáhají udržovat požadovanou vůni výrobků (Correia et al. 2013). Podle fyzikálně-chemických vlastností lze pižma rozdělit do čtyř hlavních skupin, jako jsou nitro pižma (NM), polycyklická pižma (PM), makrocyklická pižma (MM) a alicyklická pižma (AM). V současné době klesá používání nitro pižma a dostalo se do popředí polycyklické pižmo, které je momentálně nejdůležitějším komerčním syntetickým pižmem a dominuje globálnímu trhu. Nejběžnější vyskytující se sloučeniny této třídy jsou galaxolid (HHCB), tonalid (AHTN), celestolid (ADBI), fantolid (AHMI), traseolid (ATTI) a kašmeran (DPMI). Naproti tomu makrocyklická pižma (např. ethylenbrassylát, exaltolid) představují pouze malý zlomek trhu (3–4 %) a vzhledem k jejich relativně vysokým výrobním nákladům se používají téměř výhradně v parfémch (Homen et al. 2015). Makrocyklická pižma mají podobnou chemickou strukturu jako pižma přírodního původu a jsou snadněji odbouratelná v životním prostředí. Tyto chemické látky byly detekovány v odpadních vodách, sladkých vodách,

jezerech a mořích. Vzhledem k tomu, že většina těchto sloučenin je velmi lipofilní, mají tendenci se hromadit v sedimentech, kalech a biotě, jako jsou ryby (Bester 2009).

Akumulace syntetických pižem v životním prostředí představuje vysoké riziko pro lidské zdraví. Tyto syntetické látky se dostávají do lidského těla především dermální cestou. Zdravotní rizika spojená s expozicí syntetickým pižmům zahrnují především narušení endokrinního systému (Pinkas et al. 2017).

### **3.4.1 Galaxolid**

Galaxolid (HHCB) patří mezi syntetické polycyklické pižmové sloučeniny. Galaxolid je obsažen v široké škále výrobků osobní hygieny, jako jsou deodoranty, parfémy, pleťové vody, kosmetika a další. Ačkoli bylo provedeno mnoho studií o přítomnosti HHCB na různých environmentálních a biologických prostředí, existuje jen málo zpráv, které odkazují na detekci tohoto pižma v PCP (Correia et al. 2013). Byly určité rozdíly mezi výsledky získanými v Asii, Americe nebo Evropě. V Číně byla nejvyšší průměrná koncentrace HHCB zjištěna v parfémeh a v produktech určených k péči o vlasy. V USA studie vykazovaly nejvyšší průměrné koncentrace v parfémeh, tělových mlécích a antiperspirantech. V Evropě zjistila belgická studie vyšší koncentrace HHCB u parfémů a deodorantů (Correia et al. 2013).

Galaxolid je nejpoužívanější polycyklické pižmo od 90. let a byl detekován v několika environmentálních a biologických matricích, zejména v lidských tkáních a tekutinách (Correia et al. 2013). Velká část HHCB vstupuje do životního prostředí zbytkovou vodou, u které se předpokládá, že většina je vypouštěna do kanalizace. HHCB je vysoce hydrofobní, což má za následek bioakumulaci ve vodních organismech. Hlavním zdrojem expozice člověka HHCB je dermální aplikace, při používání kosmetických produktů.

## **3.5 Vstup a chování PCP v půdním prostředí**

### **3.5.1 Zdroje kontaminace půdy**

Mezi hlavní zdroje kontaminace půdy PCP patří antropogenní činnosti, které lze rozdělit na komerční a domácí. Komerční zdroje zahrnují odpadní vody z komunálních čistíren odpadních vod, nemocničních odpadních vod a výrobních společností PCP (Keerthanan et al. 2021). Průsaková a odtékající voda ze skládek přispívají také jako zdroj PCP v půdním systému. Mezi zdroje PCP kontaminace zemědělské půdy patří aplikace kompostu z čistírenských kalů, který se používá jako organické hnojivo. Kromě toho je přímým vypouštěním odtoků z domácností (koupáním, čištěním, holením a dalšími hygienickými procesy) dalším zdrojem PCP v půdě, kde neexistují centralizované systémy sběru odpadních vod (Keerthanan et al. 2021).

PCP se také dostávají do zemědělské půdy pomocí zavlažování recyklovanou odpadní vodou a aplikací čistírenského kalu do zemědělských půd. Hromadící se důkazy ukazují, že plodiny rostoucí v zemědělských půdách s nízkým obsahem organické hmoty nebo v písčitéch půdách, nebo v půdách, které mají nízký podíl jílu ve srovnání s prachem a pískem, mohou mít vyšší potenciál k absorpci PCP ve srovnání s jílovitými půdami

nebo půdami bohatými na organickou hmotu, pokud je uplatňován vhodný zavlažovací režim (Christou et al. 2019).

### 3.5.2 Chemismus PCP v půdním prostředí

Polární a ionizovatelné PCP se zapojují do interakcí s organickou hmotou (SOM), minerálními povrchy a rozpuštěnou organickou hmotou (DOM) (Christou et al. 2019). Kritickými faktory jsou fyzikálně-chemické vlastnosti PCP, chemické vlastnosti a struktura půdy, obsah organické hmoty, které kontrolují PCP v půdě a biologickou dostupnost a potenciál pro příjem potravin.

Půdní minerály a organická hmota převážně ovlivňují sorpční chování produktů osobní péče v půdách. Jíl je nejaktivnější minerální složkou v půdě (Xu et al. 2021). Podle stohování a různých poměrů stohování křemíkových a hliníkových desek lze rozdělit vrstvené silikátové minerály na typy 1:1, 2:1, 2:1:1. Montmorillonit má vrstvenou silikátovou strukturu 2:1 se záporným nábojem. Kaolinit má vrstvenou aluminosilikátovou strukturu 1:1. Jeho minerální povrch nese trvalý záporný náboj, ale jeho boční povrch má typickou proměnnou nábojovou plochu v důsledku zlomených vazeb, což způsobuje, že je kladně nabitý v kyselém prostředí a záporně nabitý za alkalických podmínek (Xu et al. 2021). Mezi nejdůležitější nevrstvené silikátové jílové minerály v půdě patří alchymit a oxidy hliníku a železa. Koloidy oxidů železa a hliníku jsou amfoterní, tzn. jejich nabíjení se mění se změnou pH prostředí.

Humus je hlavním zdrojem proměnlivého náboje ve většině půd, zejména pokud je obsah organické hmoty vysoký (Xu et al. 2021). Organické látky v půdě obsahují aktivní skupiny. Aktivní skupiny jsou hlavním zdrojem proměnného náboje generovaného na povrchu humusu. Záporný náboj na povrchu pochází hlavně z disociace karboxylových nebo hydroxylových funkčních skupin, zatímco kladný náboj pochází z protonace aminoskupin (Xu et al. 2021).

Nejdůležitějšími procesy, které se vyskytují v půdní matrici, jsou sorpce, biodegradace a fotodegradace. Sorpce je reverzibilní sorpční výměna sloučenin mezi vodní fází a sorbentem pevné fáze, kterým může být půda nebo sediment (Al-Fasir et al. 2017). Místa pro sorpci a povrchové vlastnosti dokáží měnit humusové materiály, které mohou inhibovat, nebo podporovat sorpci organických sloučenin do půdy. Fotodegradace je významný proces eliminace PCP, pokud je sloučenina citlivá na světlo (Al-Fasir et al. 2017).

Sorpce PCP na půdu je ovlivněna mnoha faktory, včetně fyzikálně-chemických vlastností půdy a PCP a různých podmínek prostředí (tj. pH, iontová síla, organická hmota, teplota) (Xu et al. 2021). Vlastnosti půdních složek mají vliv na sorpční chování PCP. Chování PCP na různých půdních složkách nebo stejných půdních složkách s různými strukturami je odlišné. Inhibiční účinky iontové síly na sorpci PCP se dělí na tři kategorie:

1. konkurence mezi ionty a PCP o sorpční místa,
2. účinky na elektrostatickou vrstvu,
3. změna v konformaci huminových kyselin (HA z anglického humic acid).

Účinky přítomnosti organické hmoty na sorpci PCP do půdy mohou působit ve dvou směrech. Za prvé, přírodní organická hmota může zvýšit záporný náboj na povrchu oxidů železa, což zvyšuje elektrostatickou přitažlivost a tím i sorpci PCP s kladnými náboji

(Xu et al., 2021). Za druhé, tato organická hmota může také zlepšit stabilitu koloidů oxidů železa, což dále podporuje tvorbu sloučenin, jež zvyšují sorpci PCP.

Teplota má také vliv na sorpci PCP a lze ji rozdělit na dva typy: endotermická a exotermická. Zvýšení teploty u endotermických sorpčních procesů urychluje sorpci PCP. Kromě toho zvýšení teploty sníží viskozitu roztoku a zvýší rychlost difúze molekul, což pomůže PCP snadněji vstoupit do vnitřních pórů přes mezní vrstvu sorbentu (Xu et al. 2021). Naopak pro exotermické sorpční procesy je vhodnější nízká teplota pro sorpci PCP.

Při interakci PCP s půdou může být zapojena řada sorpčních mechanismů (Xu et al. 2021). Tyto sorpční mechanismy závisí na sorbátu (PCP) a na sorbentu (půda). Mezi sorpční mechanismy patří kationtová výměna, elektrostatická přitažlivost a odpudivost, tzv. cation bridging, komplexace povrchu, vodíkové můstky, hydrofobní interakce a Van der Waalovy interakce. Elektrostatická interakce probíhá mezi povrchem nabitého sorbentu a nabitým sorbentem (Xu et al. 2021). Na záporně nabitých sorbentech přispívá k omezení sorpce PCP elektrostatické odpuzování. Cation bridging vzniká vytvořením komplexu koule mezi výměnným kationtem na povrchu sorbentu a aniontovou funkční skupinou na sorbátu (Xu et al. 2021). Je to velmi důležitý mechanismus pro absorpci aniontů přírodními sorbenty. U pevných složek, jako jsou jílové minerální povrchy nebo organická hmota, dominuje záporný náboj, a tedy sorpce kationtových molekul. Molekuly aniontů jsou nakonec vázány na kladně nabitý povrch půdní složky (okraje vrstveného jílu, složka volných radikálů humusu) (Xu et al. 2021). Van der Waalovy interakce významně přispívají k interakcím mezi půdními sorbenty a PCP. V současné době se předpokládá, že sorpce organických polutantů v půdě probíhá dvěma nesourodými kroky, tj. rychlou počáteční sorpcí na povrch a následnou pomalou difúzí na jílové minerály a mikroporézní interakce (Xu et al. 2021).

## **3.6 Schopnost rostlin akumulovat PCP**

### **3.6.1 Faktory ovlivňující dostupnost PCP rostlinám**

Osud, chování a akumulace PCP v rostlinách jsou ovlivněny chemickými, fyzikálními a biologickými procesy. Je třeba poznamenat, že akumulace těchto PCP v rostlinách je větší při využívání hydroponické kultivace než při pěstování v půdě, a to z důvodu absence chemických procesů a sorpce na půdní organickou hmotu a minerály (Al-Fasir et al. 2017). Vliv na příjem a translokaci PCP v rostlinách mají také fyzikálně-chemické vlastnosti konkrétních PCP, například: ionizace, rozpustnost ve vodě, hydrofobnost, rozdělovací koeficient oktanol-voda. V životním prostředí existují různé procesy, které vedou k eliminaci organických sloučenin. Různé faktory nebo procesy omezují příjem PCP rostlinou, PCP mohou být v půdě adsorbovány nebo rozkládány mikrobiálně v kořenové zóně v závislosti na půdě a chemických vlastnostech (Al-Fasir et al. 2017). Eliminace organických sloučenin je ovlivněna absorpcí PCP rostlinami kořenem.

Obecně platí, že většina residuí PCP v půdě jsou polární organické sloučeniny s nízkou těkavostí a vysokou perzistencí. Příjem těchto residuí PCP je ovlivněn biotickými a abiotickými faktory. Také fyzikálně-chemickými vlastnostmi půdy a druhem rostlin. V systémech půda-rostlina jsou rozhodující hlavní dva faktory: afinita PCP k sorpci na půdní částice a abiotické či biotické degradace PCP. Tyto dva faktory primárně ovlivňují dostupnost PCP

ve půdním roztoku pro příjem kořeny rostlin (Zheng & Guo 2021). Sorpční afinita PCP k půdám souvisí s organickou hmotou půdy (SOM) a minerálním povrchem. Rostliny pěstované v půdách s vysokým obsahem organické hmoty a jílu mají obvykle menší příjem PCP ve srovnání s rostlinami v písčitéch půdách, protože organická hmota a půdy bohaté na jíl mají vyšší sorpční afinitu k PCP a tím snižují podíl kontaminantů přítomný v půdní vodě (Zheng & Guo 2021). Tato residua v půdě podléhají biotickým a abiotickým transformacím a degradacím, které vedou ke snížení jejich koncentrace v půdě.

Ve většině případů degradace PCP v půdě přemění mateřské sloučeniny na sloučeniny s nižší molekulovou hmotností a více hydrofilních metabolitů (Zheng & Guo 2021). Tyto produkty vzniklé degradací mateřské sloučeniny, mohou být snadněji přijímány kořeny rostlin. Biotická degradace půdními mikroorganismy je důležitějším procesem ve srovnání s abiotickou degradací (hydrolýza, fotolýza a redoxní transformace). Zejména exsudáty kořenů rostlin mohou zlepšit biotickou degradaci PCP zvýšením mikrobiální aktivity, což může změnit jejich potenciál pro příjem kořenů v rhizosféře (Zheng & Guo 2021).

Obecně platí, že půda minimalizuje kontaminanty přenášené odpadní vodou, které mohou vstoupit a hromadit se v rostlinných tkáních, protože působí jako aktivní filtr nebo bioreaktor (Al-Fasir et al. 2017). Přesto studie prokázaly, že PCP byly detekovány v rostlinách v různých částech a v různých koncentracích. Značná většina PCP se akumuluje v kořenech rostlin a mohou se transportovat i do jiných částí, jako jsou listy a stonky.

Příjem PCP konzumními plodinami je ovlivněn samotnou rostlinou. V roce 2019 provedli Christou et al. studii, ve které odhadli, že potenciál plodin pro příjem PCP klesá v tomto pořadí: listová zelenina (např. hlávkový salát a zelí) > kořenová zelenina (např. mrkev a ředkvička) > obiloviny a píce (např. kukuřice a pšenice) > ovoce a zelenina (např. rajčata a okurky) (Zheng & Guo 2021).

### 3.6.2 Mechanismy příjmu PCP a akumulace v rostlinách

Translokace PCP v rostlinách se liší podle jejich fyzikálně-chemických vlastností. Chemické sloučeniny s nízkou molekulovou hmotností mohou být přenášeny vodou a tím vstupovat do rostlinných tkání. Chemické sloučeniny s velkou molekulovou hmotností jsou obvykle blokovány v pasivním křížení membrány kořenových buněk. Obecně platí, že iontové druhy PCP jsou méně příznivé pro příjem kořeny než neiontové sloučeniny (Zheng & Guo 2021). Kationtové PCP jsou zachycovány v záporně nabitěm povrchu kořene elektrickou přitažlivostí, v důsledku se proto hromadí na slupkách kořenů s nízkou rychlostí příjmu a přenosů. Naproti tomu aniontové PCP jsou odpuzovány záporně nabitými buněčnými stěnami kvůli jejich elektrickému odpuzování, což vede k menší přístupnosti kořenových buněk (Zheng & Guo 2021).

Kořeny rostlin zahrnují různé vrstvy jako je epidermis, kůra, endodermis, Casparyův proužek (složený z buněčné stěny, buněčné membrány, vakuoly a jádra), floém a xylém (Al-Fasir et al. 2017). Živiny a všechny sloučeniny v půdním roztoku jsou rostlinami absorbovány přes kořeny a transportovány do cévních tkání. Do buněk jsou sloučeniny transportovány apoplasticky, symplasticky a transmembránně. Apoplasticky se sloučeniny pohybují mezi buňkami podél buněčných stěn. Symplasticky se sloučeniny pohybují buňkami přes plasmodesmata a transmembránně jsou sloučeniny transportovány buňkami přes buněčné

membrány. Schopnost rozpuštěné látky procházet membránami do buněk určuje transportní dráhu (Al-Fasir et al. 2017).

Epidermis rostoucích kořenových špiček a kořenových vlásků může propouštět rozpuštěné látky, zatímco zralé oblasti kořene mohou relativně snížit průchod rozpuštěných látek kvůli další vrstvě epidermis (Al-Fasir et al. 2017). PCP mohou být přijímány rostlinami přes epidermis na povrchu kořenů a nadále procházejí kůrou a do cévní tkáně. Poté jsou transportovány do nadzemních tkání přes xylém nebo floém.

Koncentrace PCP je ovlivněna několika faktory, jako jsou:

1. doba expozice
2. druhem rostliny
3. vlastností půdy
4. vlhkostí
5. teplotou
6. chemickými koncentracemi.

Akumulace v kořenech se často vyjadřuje pomocí kořenového koncentračního faktoru (RCF z anglického root concentration factor), který udává poměr koncentrace v kořenech ke koncentraci v expozičním médiu (Al-Fasir et al. 2017). V rostlinných tkáních je akumulace PCP odhadnuta pomocí biokoncentračního faktoru (BCF), který je většinou používán pro hydroponickou kulturu a je vypočítán jako poměr chemické koncentrace v rostlinné tkáni k nominální koncentraci v růstovém médiu. Translokace PCP v rostlinných tkáních je navíc prezentována translokačním faktorem (TF), což je poměr koncentrace v listech a koncentrace v kořenech (Al-Fasir et al. 2017). Některé PCP v přírodních vodách podléhají přímé fotolýze a nepřímé fotodegradaci, což může vést k fotodegradaci PCP v listech rostlin, například triclosanu, parabenů a UV filtrů. Bioakumulace mateřských sloučenin je snížena prostřednictvím fotolýzy, ale pokud jsou produkty rozkladu toxické, nemusí to snížit riziko konzumace exponovaných plodin (Al-Fasir et al. 2017). Jsou značné rozdíly mezi druhy rostlin a různými částmi rostlin při příjmu PCP. Například Guasch et al. (2012) uvádí, že koncentrace triclosanu v kořenech salátu a špenátu byla vyšší než v kořenech okurky nebo pepře (Al-Fasir et al. 2017).

Akumulační úrovně PCP v každé části rostliny se řídí kombinovanými procesy jejich kořenového příjmu, translokace a metabolismu (Zheng & Guo 2021). U PCP, které se hromadí ve vzdušných tkáních, se používá bioakumulační faktor (BAF). Hodnoty BAF jsou definovány jako poměr koncentrace látky v organismu a koncentrace látky v prostředí. Tyto hodnoty závisí na fyzikálně-chemických vlastnostech, na koncentraci kontaminující látky v půdě, vlastnostech půdy, době expozice a druhu rostliny. Hodnoty BAF se značně liší v různých částech rostlin. Některé PCP, jako je triclocarban a triclosan, mají vysoké BAF v kořenech rostlin, což značí vysoký potenciál akumulace v kořenech.

## **3.7 Možnosti eliminace residuí produktů osobní péče**

### **3.7.1 Fyzikální ošetření**

#### **3.7.1.1 Membránová technologie**

Membránová technologie filtruje roztoky udržováním znečišťujících látek na membráně. K eradikaci znečišťujících látek byly plně využity vysokotlaké membránové techniky, jako je reverzní osmóza a nanofiltrace (Priya et al. 2022). Některé současné nanofiltrace a reverzní osmózy se používají k extrakci znečištěné povrchové vody pro pitnou vodu. Dopředná osmóza, destilace a elektrodialýza jsou další důležité membránové technologie, které mají potenciál snížit nové znečišťující látky, ale nejsou využívány v širokém měřítku. Výzkum této metodiky v tandemu s technologií membránové reverzní osmózy zjistil, že její aplikace vede k výrazně lepší míře odstraňování kontaminantů, které stále rostou, přičemž více než 99 % kontaminantů je odstraněno (Priya et al. 2022).

#### **3.7.1.2 Adsorpční procesy**

Mezi fyzikální ošetření patří adsorpční procesy. Adsorpce je nejrozšířenější fyzikální proces, který se často používá k odstranění stopových organických znečišťujících látek ve vodě a jeden z hlavních procesů pro odstranění PCP v životním prostředí (Wang & Wang 2016). Adsorpce je proces extrakce sloučenin z kapalně fáze do pevné fáze. Interakce mezi pevnou látkou a kontaminantem, jako jsou farmaceutické sloučeniny, se děje při úpravě vody nebo odpadních vod (Priya et al. 2022). Adsorpční technologie je účinná a důvěryhodná technologie při čištění odpadních vod díky snadné obsluze, všestrannosti a malé citlivosti na nebezpečné látky.

Mezi adsorpční materiály patří aktivní uhlí, grafen a uhlíkové nanotrubičky. Aktivní uhlí se používá pro úpravu vody a pro adsorpci PCP z odpadních vod. Používá se práškové aktivní uhlí a granulované uhlí. Aktivní uhlí odstraňuje endokrinní disruptorní sloučeniny. Adsorpční účinnost aktivního uhlí pro PCP závisí především na hydrofobnosti a náboji PCP (Wang & Wang 2016). Antibiotika a další organické chemikálie jsou běžně odstraňovány aktivním uhlím prostřednictvím Van der Waalovy síly, která je příkladem nespecifického rozptylového spojení mezi molekulami (Priya et al. 2022).

### **3.7.2 Biologická ošetření**

Mezi nejpoužívanější metody eliminace emergentních kontaminantů patří biodegradace. Během biodegradace mikroorganismy, jako jsou bakterie, mikrořasy a houby, rozkládají sloučeniny s velkou molekulovou hmotností na jednodušší sloučeniny nebo je biomineralizují na anorganické molekuly, jako je oxid uhličitý a voda (Priya et al. 2022). Biologická ošetření se rozděluje většinou do dvou typů: konvenční a nekonvenční. Nekonvenční a konvenční biologické procesy byly shledány účinnými a jsou schopny odstranit emergentní kontaminanty. Pro zlepšení účinnosti odstraňování emergentních kontaminantů mohou být tyto postupy kombinovány s dalšími fyzikálně-chemickými procesy,

například membránovými technikami (ultra, nano a reverzní osmóza), pokročilými oxidačními procesy a ozonizací (Priya et al. 2022).

### 3.7.2.1 Procesy konvenčního zpracování

Čištění odpadních vod se opírá o biologickou aktivitu a mineralizaci jako primární metody odstraňování. V minulosti byly používány aktivovaný kal, reaktory s biofilmem, stříkající filtry, mikrořasy, nitrifikace a biologicky aktivní uhlí. Přibližně 75 % všech kalů z čistíren odpadních vod se čistí pomocí aerobních, anaerobních a fakultativních mikrobiologických metod (Priya et al. 2022).

Proces s aktivovaným kalem byl široce používán jako biologické zpracování v konvenčních ČOV (Wang & Wang 2016). Při biologickém čištění dochází ke kombinovaným účinkům těkání, adsorpce a biodegradace. Proces aktivovaného kalu má vysokou účinnost v odstraňování proti endokrinním disruptorů (EDC z anglického endocrine disruptor chemical) (> 75 %), PCP (> 78 %) a u povrchových aktivních látek (> 95 %). Metoda ASP (aktivační kalové zařízení, anglicky Activated Sludge Process) může být kombinovaná s dalšími biochemickými a pokročilými oxidačními metodami za účelem zvýšení účinku. Procesy nitrifikace a denitrifikace se ukázaly jako slibné při eliminaci, oxybenzonu, benzofenonu, galaxolidu, tonalidu, triclosanu (Priya et al. 2022). Účinnost odstraňování během nitrifikace byla v pořadí: EDC > PCP > léčiva. V případě procesu denitrifikace se odstraňování emergentních kontaminantů řídilo pořadím EDC > PCP > pesticidy > léčiva (Ahmed et al. 2017).

K odstranění PCP se využívají čisté kultury izolované z aktivovaného kalu, odpadních vod nebo sedimentů. Indukce enzymů mikroorganismů je klíčovým bodem pro biologickou degradaci PCP (Wang & Wang 2016). Například triclosan může indukovat *Nitrosomonas europaea* k produkci amoniaku monooxygenázy, která může rozkládat triclosan (Wang & Wang 2016). Biotechnologické využití enzymů, rostlin a mikroorganismů, jako jsou bakterie, houby, sinice a mikrořasy, bylo účinně využito při biotransformaci nově vznikajících látek (Beacamontes-Ruelas et al. 2022).

### 3.7.2.2 Procesy nekonvenčního zpracování

Mezi nekonvenční procesy v odstraňování emergentních kontaminantů se řadí biosorpce, membránové bioreaktory (MBR) a umělé mokřady. Biosorpci provádí biologický materiál nebo mikroorganismy. Umělé mokřady jsou duplikovány integrovanými mechanismy, jako je biologický rozklad, sorpce a oxidace v regulovaném prostředí pro zpracování odpadních vod (Priya et al. 2022).

MBR patří mezi běžně používané technologie biologického ošetření. Eliminuje emergentní kontaminanty v MBR, kdy membrána omezuje pohyb sloučenin s vysokou molekulovou hmotností na povrchu membrány, což vede k mikrobiologické biodegradaci a fyzikální retenci (Priya et al. 2022). MBR může odstranit 92 % propylparabenu, 99 % kyseliny salicylové, 97 % atendolu, 70-80 % beta-blokátorů, 99 % triclosanu a 75-95 % jiných látek (Priya et al. 2022).



### 3.7.3 Chemické ošetření

Chemické úpravy se pokoušejí přeměnit znečišťující látky na méně nebezpečné nebo biologicky odbouratelné chemikálie mineralizací nebo přeměnou na anorganické sloučeniny, jako je voda, dusík a CO<sub>2</sub> (Priya et al. 2022). Konvenční oxidační procesy a pokročilé oxidační procesy jsou dva typy chemických ošetření.

#### 3.7.3.1 Konvenční oxidační procesy

Chlorace, fotolýza, Fentonova reakce a ozonizace jsou příklady tradičních oxidačních procesů (Priya et al. 2022). Účinnost odstraňování PCP lze zvýšit prodloužením doby kontaktu a dávkou chlóru. Obecně se tento postup nepoužívá, protože mohou vzniknout jiné dílčí produkty. Při Fentonově reakci vznikají hydroxylové radikály reakcemi peroxidu vodíku v přítomnosti železa. Fentonova reakce může být vhodným zpracováním odpadních vod, díky dostupnosti a netoxicitě železa. Ve srovnání s jinými oxidačními metodami je tento proces méně účinný. Během procesu fotolýzy jsou polutanty poškozeny zářením nebo světlem (obecně UV) (Priya et al. 2022). Nejběžnější úpravou používanou v čistírnách odpadních vod je ozonizace. Ozon použitý jako oxidant je selektivní, ten působí na skupiny bohaté na elektrony. Také lze ozon použít k tvorbě hydroxylových radikálů a nepřímo provádět oxidaci organických sloučenin (Košnár et al. 2019).

#### 3.7.3.2 Procesy pokročilé oxidace (AOP)

Pokročilé oxidační procesy (AOP) jsou uznávané metody, protože nabízejí velkou rozmanitost procesů, které generují hydroxylové radikály (HO<sup>0</sup>) (Beacamontes-Ruelas et al. 2022). Tyto procesy se často používají místo konvenčního čištění odpadních vod, kdy konvenční čištění nedokáže odstranit nebo zpracovat znečišťující látky. AOP mají velkou účinnost při odstraňování znečišťujících látek na rozdíl od jiných technologických úprav vody. AOP může rozdělit do dvou skupin: procesy chemické a fotochemické.

AOP běžně pracují s oxidačním činidlem, např. ozonem (O<sub>3</sub>) a peroxidem vodíku (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>). Čištění odpadních vod pomocí pokročilého oxidačního procesu s ozonem účinně odstraňuje převládající léčiva a nově vznikající kontaminanty (Priya et al. 2022). Zahrnují také externí zdroje energie, jako je ultrafialové záření. AOP mohou být použity před nebo po biologickém ošetření. Pokročilé oxidační procesy se ukázaly jako velmi úspěšné například v odstraňování triclosanu.

Fentonova reakce je chemická reakce, při které vznikají hydroxylové radikály (HO<sup>0</sup>) při tlaku a pokojové teplotě při kyselé úrovni pH ve vodném roztoku, když se dostane do kontaktu s peroxidem vodíku a železnatými ionty (Beacamontes-Ruelas et al. 2022). Foto-Fentonova reakce využívá přirozené a UV světlo. Výhodou této metody je, že dokáže působit i v nevhodných podmínkách pH, čímž podporuje ničení kontaminantů. S výjimkou triclosanu vykazovala foto-Fentonova reakce lepší účinnost odstraňování kontaminantů (Priya et al. 2022). Fotoelektro-Fentonova reakce s kombinací elektro-Fentonovou reakcí a doprovodným UV zářením pomáhá urychlit rozklad znečišťujících látek a zvýšit Fe<sup>2+</sup> tím, že produkuje více kyslíkových radikálů (Priya et al. 2022).

## 4 Metodika

V rámci experimentální části této práce byly analyzovány vzorky čistírenského kalu, kompostu a rostlin pocházející z experimentu realizovaného v předchozích letech na Katedře agroenvironmentální chemie a výživy rostlin. Experiment spočíval v kompostování čistírenského kalu a následném použití vyrobeného kompostu jako hnojiva pro rostliny kukuřice. Během pokusu byly sledovány obsahy vybraných kontaminantů v kalu, kompostu a vypěstované kukuřici. Metodika jednotlivých částí pokusu je stručně popsána v následujících kapitolách. Cílem této práce bylo především vyhodnotit získané výsledky.

### 4.1 Kompostování čistírenského kalu

Kompostování bylo provedeno ve 120 l plastových laboratorních fermentorech (celkem 8) s teploměrem a plastovou izolací pro zamezení tepelných ztrát. K nucenému provzdušňování při kompostování bylo použito provzdušňovací zařízení (Atmos, Plzeň, ČR). Kompostovaný organický odpad byl provzdušňován po dobu 5 minut z každých 60 minut ode dna každého fermentoru. Hadice z výstupů na horní straně všech fermentorů vedly do kondenzační nádoby, aby se zabránilo kondenzaci přebytečné vody uvnitř každého fermentoru. Bližší popis laboratorních fermentorů je dostupný ve studii Košnář et al. (2018). Pro tuto práci byl kompostován čistírenský kal odebraný z městské čistírny odpadních vod v ČR. Kal byl kompostován samostatně, bez přídavku jiného materiálu a kompostování probíhalo po dobu 3 měsíců.

### 4.2 Nádobový pokus

Ve venkovní vegetační hale byl proveden nádobový experiment. Rostliny kukuřice byly pěstovány v plastových nádobách o objemu 6 l, které byly naplněny směsí zeminy a kompostu. Byla použita neutrální půda (Suchdol) a kyselá půda (Žamberk). Experimentální půdy byly vybrány především na základě jejich odlišného pH. Experiment degradace PCP byl proveden v sérii identických plastových nádob o objemu 6 l (20,5 cm délka, 21 cm šířka a 18 cm výška). V každé nádobě bylo jednotlivě umístěny 4 kg půdy. Do této půdy byl následně přidán 1 kg čerstvého kompostovaného čistírenského kalu. To přibližně odpovídalo aplikaci 200 g suchého kompostu.

Nádoby byly následně osety kukuřicí (5 zrn na nádobu), přičemž po vyklíčení zrn byly rostliny vyjednoceny na konečný počet tří rostlin na nádobu. Vlhkost půdy v nádobách byla po dobu pokusu udržována na 60 % polní kapacity pravidelným vážením a zaléváním demineralizovanou vodou dle potřeby. Každá varianta byla založena ve čtyřech opakováních a umístění, resp. pozice nádob byly náhodně měněny (randomizovány) jednou týdně. Experiment probíhal v zastřešené venkovní vegetační hale s přirozenou teplotou a světlem. Nadzemní biomasa kukuřice byla sklizena v plné zralosti (po 180 dnech růstu), zvážena, lyofilizována, skladována při -28 °C a následně analyzována na obsah PCP.

## 4.3 Stanovení polutantů v kalu, kompostu a biomase kukuřice

### 4.3.1 Extrakce PCP z kalu a kompostu

Pro extrakci polutantů ze všech matric byla použita modifikovaná metoda extrakce za pomoci ultrazvuku. 0,1 g suchého vzorku ve zkumavce Falcon bylo extrahováno 6 ml roztoku MeOH-voda (50/50, obj./obj.). Vodný roztok (pH 2,5) se skládal z 0,5 % HCOOH a 0,1 % Na<sub>2</sub>EDTA. Extrakce byla provedena sonikací uzavřených zkumavek po dobu 15 minut při 50 °C. Supernatant byl shromážděn po centrifugaci při 13 000 g po dobu 10 minut. Tento postup byl opakován ještě jednou, což vedlo k celkem 12 ml supernatantu. Po vysrážení proteinu byly z extraktu odebrány 2 ml. Nakonec byl bezproteinový supernatant přefiltrován přes injekční filtr (regenerovaná celulóza, RC, velikost pórů 0,22 μm) do vialky pro následnou analýzu kapalinovou chromatografií-tandemovou hmotnostní spektrometrií (LC-MS/MS) (Merel et al. 2021).

### 4.3.2 Extrakce PCP z biomasy kukuřice

Pro extrakci PCPs byla použita metodika QUECHERS (Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged, and Safe), což je metoda, která je charakterizována jako rychlá, jednoduchá, levná, efektivní, robustní a bezpečná. Alikvot 1 g suchého vzorku kukuřice byl navážen do 50 ml centrifugační zkumavky, kam bylo přidáno 9 ml vody a 10 ml acetonitrilu. Směs byla třepána po dobu 5 minut a přidala se QUECHERS sůl. Dále se směs třepala 5 minut a poté 5 minut odstředovala při 3500 otáčkách za minutu. Poté byla oddělena vrstva acetonitrilu. Supernatant byl opatrně přenesen do nové 1,5 ml Eppendorfovy zkumavky pomocí Pasteurovy pipety. Odtud bylo 700 μl pomocí mikropipety přeneseno do SPE solí. SPE soli se skládaly ze 150 mg MgSO<sub>4</sub>, 50 mg PSA a 20 mg GCB. Poté byly vzorky znovu promíchány a centrifugovány při 14 000 otáčkách za minutu při teplotě nastavené na 4 °C po dobu dalších deseti minut. Nakonec byl supernatant opatrně přenesen do LC-MS/MS vialky o objemu 400 μl pomocí Pasteurovy pipety, aniž by došlo k narušení přítomných solí. Všechny vzorky byly doplněny 40 μl roztoku vnitřního standardu. Kontrolní vzorky byly obohaceny následujícím způsobem: bez obohacení, obohacené 40 μl roztoku vnitřního standardu a obohacené 40 μl roztoku vnitřního standardu spolu s 16 μl STD (125 pb). Bylo použito celkem šest slepých vzorků, z toho dva slepé vzorky se 40 μl roztoku vnitřního standardu a čtyři úplně slepé vzorky. Po procesu extrakce byly koncentrace farmaceutických látek a jejich derivátů vyhodnoceny pomocí kapalinové chromatografie-tandemové hmotnostní spektrometrie (LC-MS/MS). Identifikace každého analytu byla potvrzena na základě retenčního času a přítomnosti kvantifikačního i konfirmačního režimu vícenásobného monitorování reakcí (MRM).

### 4.3.3 LC-MS/MS analýza

Chromatografická separace měřených sloučenin byla provedena systémem UHPLC (Agilent 1290 Infinity II, Agilent Technologies, USA) s použitím 0,5 mM NH<sub>4</sub>F v H<sub>2</sub>O (mobilní fáze A) a MeOH (mobilní fáze B). Gradientová eluce začala při 5 % B a během 13 minut se zvýšila na 100 % B a udržovala se po dobu 8 minut. Poté byl systém vrácen do výchozích podmínek a udržován po dobu 2 minut pro opětovnou ekvilibraci. Separace byla provedena

na koloně C18 (Poroshell 120, EC-C18, 3,0 x 100 mm, velikost částic 2,7  $\mu\text{m}$ , Agilent) opatřené předkolonou (Poroshell 120, EC-C18, 3 mm, Agilent) a in-line předfiltrem (0,3  $\mu\text{m}$ , Agilent). Kolona byla udržována při 40 °C a průtok mobilní fáze byl 0,56 ml/min. Nastříkovaný objem byl 2  $\mu\text{l}$ . Systém UHPLC byl spojen s trojitým kvadrupólovým hmotnostním spektrometrem (6495B, Agilent) vybaveným zdrojem elektrosprejové ionizace (ESI). (Mercl et al. 2021). V rámci provedeného experimentu probíhalo sledování triclosanu, climbazolu, methylparabenu, ethylparabenu, butylparabenu a propylparabenu.

## 5 Výsledky

### 5.1 Kompostování čistírenského kalu

Výsledky naměřených koncentrací polutantů v čistírenském kalu a následně vyrobeném kompostu jsou uvedeny v Tabulce 1. Je patrné, že po procesu kompostování čistírenského kalu došlo ke snížení obsahu polutantů v kompostu.

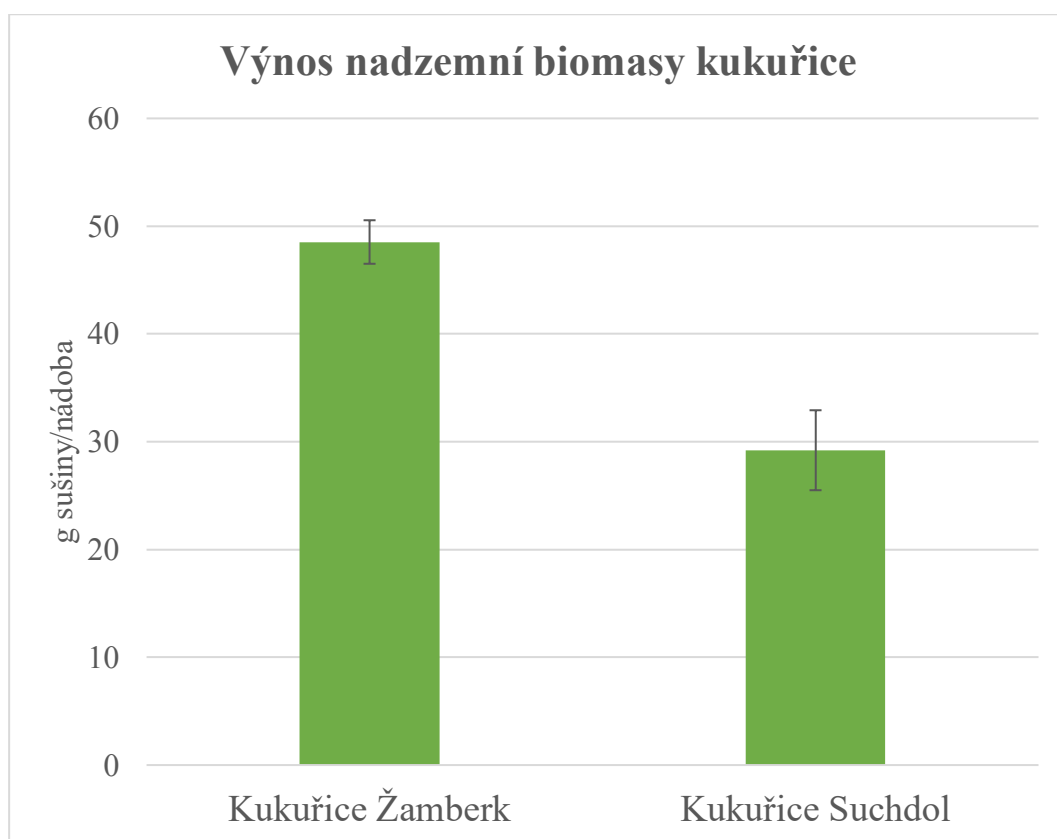
Tab. 1. Koncentrace polutantů v čistírenském kalu a v kompostu

	<b>MeP</b> ng/g	<b>EtP</b> ng/g	<b>PrP</b> ng/g	<b>BuP</b> ng/g	<b>TCS</b> ng/g	<b>CBZ</b> ng/g
Kal	38,40 ± 4,62	<MLOD	<MLOD	<MLOD	302,57 ± 6,75	32,06 ± 2,85
Kompost	20,92 ± 3,69	<MLOD	<MLOD	<MLOD	128,52 ± 0,46	28,38 ± 2,56

(<MLOD: method limit of detection – pod mezí detekce, MeP- methylparaben, EtP- ethylparaben, PrP-propylparaben, BuP-butylparaben, TCS-triclosan, CBZ- climbazol)

## 5.2 Výnos biomasy kukuřice

Při vyhodnocení experimentu jsme sledovali výnos biomasy kukuřice. Z grafu 1, který zobrazuje výnos biomasy kukuřice pěstované na půdách z dvou lokalit – Žamberku a Suchdole, lze konstatovat, že kukuřice pěstovaná v půdě ze Žamberku dosahovala vyššího výnosu. Podmínky pěstování kukuřice byly shodné, lišily se pouze druhem půdy. Kukuřice pěstovaná v kyselé půdě (Žamberk) dosáhla výnosu biomasy 48,53 g sušiny/nádoba, zatímco kukuřice pěstovaná v neutrální půdě (Suchdol) dosáhla výnosu 29,21 g sušiny/nádoba. Bylo zjištěno, že pH půdy mělo významný vliv na výnos biomasy kukuřice. Výnos biomasy kukuřice (Žamberk) byl v průměru o 19,32 g sušiny/nádoba vyšší než u kukuřice pěstované na půdě ze Suchdola.



Graf 1. Výnos biomasy u kukuřice

### 5.3 Koncentrace změřitelných polutantů

V Tabulce 2 jsou zaznamenány koncentrace různých polutantů v biomase kukuřice. Byly zjištěny rozdíly v koncentracích těchto látek, přičemž vyšší koncentrace byly naměřeny v biomase kukuřice pěstované v půdě ze Suchdola. Koncentrace polutantů v biomase kukuřice jsou ovlivněny pH půdy, kdy byly zaznamenány vyšší koncentrace v neutrální půdě. Propylparaben a butylparaben nebyly detekovány vůbec. Triclosan a climbazol byly sice detekovány v čistírenském kalu a kompostu jak je uvedeno v Tabulce 1, ale nebyly nalezeny v biomase kukuřice.

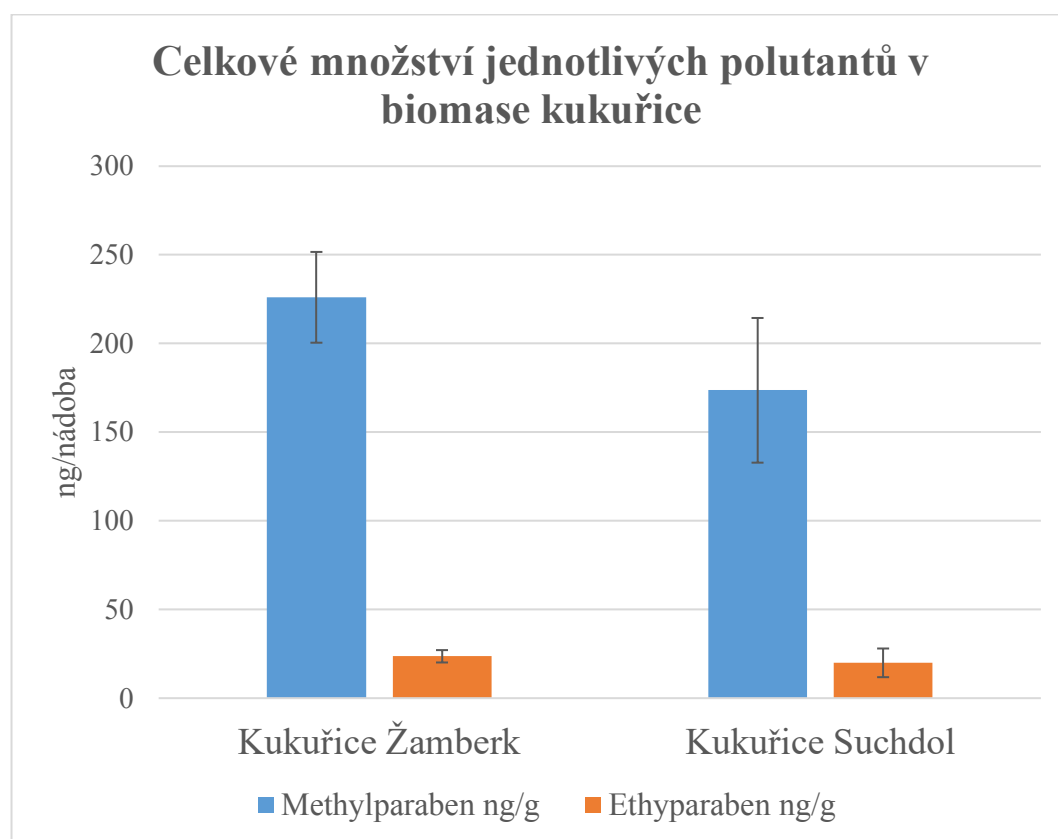
Tab. 2. Koncentrace detekovaných polutantů v biomase kukuřice

<b>Koncentrace (ng/g)</b>						
	<b>MeP</b>	<b>EtP</b>	<b>PrP</b>	<b>BuP</b>	<b>TCS</b>	<b>CBZ</b>
<b>Kukuřice Žamberk</b>	4,67 ± 0,63	0,49 ± 0,08	<MLOD	<MLOD	<MLOD	<MLOD
<b>Kukuřice Suchdol</b>	5,92 ± 1,07	0,70 ± 0,33	<MLOD	<MLOD	<MLOD	<MLOD

(<MLOD: method limit of detection – pod mezí detekce, MeP- methylparaben, EtP- ethylparaben, PrP-propylparaben, BuP-butylparaben, TCS-triclosan, CBZ- climbazol)

## 5.4 Celkové množství jednotlivých polutantů nalezených v biomase

Celkové množství polutantů nalezených v biomase kukuřice je srovnáno v Grafu 3. Bylo zjištěno, že větší hodnoty methylparabenů byly naměřeny v biomase kukuřice pěstované v půdě ze Žamberku. Rozdíl v celkovém množství methylparabenů mezi biomasou kukuřice pěstované v půdě ze Žamberku a Suchdole činil 52,45 ng/nádoba, zatímco rozdíl u ethylparabenů byl 3,69 ng/nádoba. Tento rozdíl byl především ovlivněn pH půdy. I přes to, že byly zjištěny vyšší koncentrace těchto látek v neutrální půdě (Suchdol), celkové množství polutantů bylo vyšší v biomase kukuřice pěstované na půdě ze Žamberku.



Graf 2. Celkové množství jednotlivých polutantů v biomase kukuřice



## 6 Diskuze

### 6.1 Vliv kompostování čistírenského kalu na polutanty v půdě a rostlinách

V rámci našeho experimentu jsme se zabývali kompostováním čistírenského kalu obsahujícího polutanty a jeho vlivem na akumulaci těchto látek v půdě. Naše výsledky ukázaly, že proces kompostování vedl ke snížení původních koncentrací polutantů, což naznačuje, že kompostování může být účinnou metodou pro snižování rizika kontaminace půdy těmito látkami.

Průměrná naměřená hodnota Triclosanu (TCS) v čistírenském kalu byla 302,57 ng/g, zatímco v kompostu byla průměrná hodnota 128,52 ng/g. Koncentrace TCS v čistírenském kalu byla zpočátku výrazně vyšší než v kompostu, ale po procesu kompostování došlo k jejímu výraznému snížení. Bylo zjištěno, že koncentrace TCS se snížila o přibližně o 58 % po procesu kompostování. Získané hodnoty koncentrace TCS v kompostu jsou podobné hodnotám z jiných studií, které zkoumaly kompostování čistírenského kalu. Tyto výsledky jsou v souladu s výzkumem provedeným Zheng et al., který se zabýval odstraňováním triclosanu během procesu čištění odpadních vod a kompostování čistírenských kalů. Výsledky autorů naznačují, že koncentrace TCS se snížila o přibližně o 50 %. Studie dále naznačuje, že ventilace a anaerobní podmínky mohou mít významný vliv na účinnost degradace TCS během kompostování (Zheng et al. 2020). Průměrná koncentrace methylparabenu v čistírenském kalu byla zpočátku 38,40 ng/g. Po procesu kompostování byla změřena průměrná hodnota 20,92 ng/g methylparabenu. Tyto závěry jsou v souladu s výsledky studie provedené Camino-Sánchez et al. v roce 2016, která se zaměřovala na stanovení vybraných parabenů, benzofenonů, triclosanu a triclocarbanu v zemědělských půdách před a po aplikaci kompostu z čistírenských kalů. Výsledky této studie ukázaly, že aplikace kompostu z čistírenského kalu měla pozitivní vliv na rozpad vybraných polutantů (Camino-Sánchez et al. 2016). Stejně jako v naší studii, i v této studii bylo zjištěno, že kompostování může být účinnou metodou pro snižování rizika kontaminace půdy těmito látkami.

V podobných studiích, které se také zabývaly kompostováním kalu, došlo ke snížení koncentrací polutantů například: Ve studii Zheng et al. v roce 2021 bylo zjištěno, že kompostování kalu s použitím pilin nebo slámy jako objemového materiálu vedlo k biodegradaci triclocarbanu (TCC). Během 17denního kompostování bylo biodegradováno 82,3 % TCC s použitím pilin a 65,7 % TCC s použitím slámy. To naznačuje, že kompostování mělo pozitivní efekt na snižování koncentrace TCC v kalu (Zheng et al. 2021). Výzkum provedený Košnářem et al. v roce 2018 se zaměřil na bioremediaci polycyklických aromatických uhlovodíků (PAH) v bioodpadu kontaminovaném PAH. Tato studie zjistila, že během procesu kompostování došlo k zvýšení indexu polaritity a zároveň k většímu snížení obsahu organických látek ve směsích bioodpadů kontaminovaných PAH (Košnář et al. 2018). Tento výzkum naznačuje, že kompostování může být efektivní metodou pro odstranění PAH a snižování jejich koncentrací v půdě (Košnář et al. 2018).

Nicméně, je důležité poznamenat, že účinnost kompostování a jeho vliv na akumulaci polutantů v půdě může být ovlivněna různými faktory. Například složení půdy, typ plodin, délka procesu kompostování a původní koncentrace polutantů v čistírenském kalu mohou ovlivnit výsledky (Avnimelech et al. 2004). Navíc, i když bylo prokázáno snížení koncentrací

polutantů během kompostování, může stále zůstat určité riziko kontaminace plodin těmito látkami. Další výzkumy by měly být provedeny, aby se podrobněji posoudil vliv kompostování na akumulaci polutantů v půdě a plodinách. Je také důležité zohlednit další faktory, jako je hodnocení dlouhodobého efektu kompostování na koncentrace polutantů v půdě, hodnocení účinnosti kompostování na různých typech půd a plodin, a zhodnocení ekonomické a environmentální udržitelnosti této metody. Kompostování může být potenciálně užitečnou metodou pro snižování znečištění půdy polutanty z čistírenského kalu.

## 6.2 Vliv pH půdy na dostupnost polutantů v půdě a akumulaci v rostlinách

V rámci provedeného pokusu jsme se zaměřili na zkoumání vlivu pH půdy na dostupnost polutantů v půdě a jejich akumulaci v rostlinách. Konkrétně jsme zjistili, že rostliny pěstované na neutrální půdě obsahovaly vyšší koncentrace PCPs v biomase ve srovnání s kyselou půdou. Tento výsledek je v souladu s nedávnou studií provedenou Mercl et al. (2021), která se zabývala výskytem léčiv v biomase hlávkového salátu. V této studii bylo zjištěno, že většina léčiv detekovaných v biomase salátu byla nalezena ve výrazně vyšších koncentracích v rostlinách rostoucích na neutrální půdě ve srovnání s půdou kyselou (Mercl et al. 2021). Toto naznačuje, že pH půdy hraje klíčovou roli ve vlivu na dostupnost polutantů v půdě a jejich akumulaci v rostlinách. Výsledky naší studie se tedy shodují s těmito výsledky a potvrzují, že pH půdy je důležitý faktor ovlivňující koncentrace polutantů v půdě a jejich přenos do rostlin. Celkově lze tedy konstatovat, že naše výsledky potvrzují důležitost pH půdy jako faktoru ovlivňujícího dostupnost polutantů v půdě a jejich akumulaci v rostlinách.

Další faktor ovlivňující obsah polutantů v půdě je  $pK_A$  (disociační konstanta) (Keerthanan et al. 2021). Methylparaben má  $pK_A$  8,17 (Nowak et al. 2018), které znamená, že v kyselé půdě bude pravděpodobně disociovat na kladně nabitý iont, který může být méně adsorbován na částice půdy a mít vyšší mobilitu. Tímto způsobem může být iont methylparabenu více dostupný pro absorpci nebo metabolismus rostlinami nebo dalšími organismy. Naopak, v neutrální půdě se methylparaben nebude disociovat na ionty, protože pH půdy je blízké jeho  $pK_A$  hodnotě. To může mít vliv na chování methylparabenu v půdě. Methylparaben bude pravděpodobně převažovat v neiontované formě, která je lipofilní a může být adsorbována na částice půdy. Tímto způsobem může methylparaben zůstat déle v půdě a mít menší mobilitu a dostupnost pro rostliny nebo další organismy. Na základě informací o  $pK_A$  hodnotě methylparabenu a jeho chování v půdě, je možné, že by bylo možné pozorovat vyšší koncentrace methylparabenu v neutrální půdě ve srovnání s kyselou půdou. Podobné chování lze pozorovat i u ethylparabenu, který má  $pK_A$  8,22 (Nowak et al. 2018).

Navzdory vyšším koncentracím methylparabenu a ethylparabenu naměřeným v neutrální půdě, bylo celkové množství těchto polutantů ve skutečnosti vyšší v biomase kukuřice pěstované v kyselé půdě. Tento jev lze vysvětlit tím, že v neutrální půdě se tyto látky většinou nacházely v neiontované formě, která má vyšší lipofilnost a snadněji se vážou na organickou hmotu půdy, což způsobuje jejich delší retenci v půdě. Naopak, v kyselé půdě s nižším pH se tyto látky převážně nacházely v iontované formě s nižší lipofilností a vyšší mobilitou v půdě. Hlavní vliv na celkové množství methylparabenu a ethylparabenu měl především výnos biomasy kukuřice, který byl vyšší u kukuřice pěstované v kyselé půdě. Lze tedy usoudit, že čím

vyšší je výnos biomasy, tím vyšší je odběr polutantů. Hlavním faktorem ovlivňujícím celkové množství polutantů v rostlině je tedy především výnos biomasy, nikoliv pH půdy.

## 7 Závěr

Na základě literární rešerše lze konstatovat, že látky přidávané do produktů osobní péče mají specifické vlastnosti, jsou většinou lipofilní a perzistentní a jsou hodnoceny jako nově se objevující kontaminanty. Tyto látky byly nalezeny v různých složkách životního prostředí, včetně vody, půdy, sedimentů a rostlin. Pocházejí zejména z průmyslových a komunálních zdrojů, jako jsou odpadní vody z průmyslových provozů, čistíren odpadních vod a znečištěných povrchových vod. Tyto látky se mohou akumulovat v rostlinách a zvyšovat tak riziko expozice pro lidi a zvířata, kteří je konzumují. Vědecké studie upozorňují na potenciální rizika spojená s těmito látkami pro lidské zdraví. Některé degradační produkty těchto látek mohou být toxikologicky ještě nebezpečnější než mateřské sloučeniny. Navíc, tyto látky byly detekovány v lidských tekutinách, jako je moč, plasma a mateřské mléko. Vědecké studie potvrzují, že tyto látky mohou mít negativní vliv na lidské zdraví. Tyto látky byly identifikovány jako endokrinní disruptory, což znamená, že mohou ovlivňovat funkci hormonálního systému. Eliminace těchto látek závisí na použité metodě, která je schopna tyto látky degradovat. Nejuznávanější metody eliminace pro tyto látky jsou procesy pokročilé oxidace (AOP), které se ukazují jako účinné při rozkladu kontaminantů na méně toxické produkty.

Na základě provedeného pokusu jsme dospěli k závěru, že pH půdy má významný vliv na dostupnost polutantů v půdě a jejich akumulaci v rostlinách. Na neutrální půdě jsme zaznamenali vyšší koncentrace látek v biomase rostlin ve srovnání s kyselou půdou, což je v souladu s nedávnou studií. Tento výsledek naznačuje, že pH půdy hraje klíčovou roli ve vlivu na dostupnost polutantů v půdě a jejich akumulaci v rostlinách. Dalším faktorem, který ovlivňuje obsah polutantů v půdě, je disociační konstanta ( $pK_A$ ) látek. Naše studie zaznamenala, že látky s vyšším  $pK_A$ , jako je methylparaben a ethylparaben, se v neutrální půdě nacházejí v neiontové formě. Naopak, v kyselé půdě se tyto látky nacházejí převážně v iontové formě. Výsledky naší studie také naznačují, že chování polutantů v půdě je ovlivněno jejich disociační konstantou ( $pK_A$ ) a že tato vlastnost látek hrála roli ve výskytu v rostlinách. Z našeho pokusu vyplývá, že výnos kukuřice měl významný vliv na celkový obsah polutantů v biomase. Konkrétně jsme zjistili, že kukuřice pěstovaná v kyselé půdě měla vyšší výnos, a tudíž také vyšší celkové množství polutantů v biomase ve srovnání s kukuřicí pěstovanou na neutrální půdě. Dále z našeho pokusu vyplývá, že kompostování čistírenského kalu obsahujícího polutanty může být účinnou metodou pro snižování rizika kontaminace půdy těmito látkami. Průměrné koncentrace polutantů (např. Triclosanu a methylparabenu) v kompostu byly nižší než v původním čistírenském kalu. Proces kompostování vedl ke snížení koncentrací polutantů v čistírenském kalu. V našem experimentu došlo k poklesu koncentrace Triclosanu o přibližně 58 % a koncentrace methylparabenu o přibližně 46 % po procesu kompostování. Výsledky naší studie jsou v souladu s jinými výzkumy, které zkoumaly kompostování čistírenského kalu a ukázaly podobné trendy v poklesu koncentrací polutantů po procesu kompostování.

Po provedení experimentu se ukázalo, že původní hypotéza, která předpokládala úplné odstranění residuí přípravků osobní potřeby z čistírenského kalu kompostováním a nepřestup těchto látek do nadzemní biomasy rostlin, nebyla potvrzena. Kompostování vedlo ke snížení

koncentrací residuí přípravků osobní potřeby v čistírenském kalu, ale neodstranilo je úplně a byly nalezeny i v nadzemní biomase rostlin.

## 8 Literatura

Ahmed M. B., Zhou J. L., Ngo H. H., Guo W., Thomaidis N. S., Xu, J. 2017. Progress in the biological and chemical treatment technologies for emerging contaminant removal from wastewater: a critical review. *Journal of hazardous materials*, 323, 274-298.

Al-Farsi R. S., Ahmed M., Al-Busaidi A., Choudri B. S. 2017. Translocation of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) into plant tissues: A review. *Emerging Contaminants* 3 (4). 132-137

Avnimelech Y., Eilat R., Porat Y., Kottas P. A. 2004. Factors affecting the rate of windrow composting in field studies. *Compost science & utilization*, 12(2), 114-118.

Bedoux G., Roig B., Thomas O. 2012. Occurrence and toxicity of antimicrobial triclosan and by-products in the environment. *Environ Sci Pollut Res* 19. 1044–1065

Bilal M., Mehmood S., Iqbal H.M.N. 2020. The Beast of Beauty: Environmental and Health Concerns of Toxic Components in Cosmetics. *Cosmetics* 7(1)

Błędzka D., Gromadzińska J., Wąsowicz W. 2014. Parabens. From environmental studies to human health. *Environment International* 67. 27-42

Bracamontes-Ruelas A.R., Ordaz-Díaz L.A., Bailón-Salas, A.M., Ríos-Saucedo J.C., Reyes-Vidal Y., Reynoso-Cuevas L. 2022. Emerging Pollutants in Wastewater, Advanced Oxidation Processes as an Alternative Treatment and Perspectives. *Processes* 10

Camino-Sánchez F. J., Zafra-Gómez A., Dorival-García N., Juárez-Jiménez B., Vílchez J. L. 2016. Determination of selected parabens, benzophenones, triclosan and triclocarban in agricultural soils after and before treatment with compost from sewage sludge: A lixiviation study. *Talanta*, 150, 415-424.

Dann A.B., Hontela A. 2011. Triclosan: environmental exposure, toxicity and mechanisms of action. *J. Appl. Toxicol.* 31. 285-311

Dhillon G.S., Kaur S., Pulicharla R., Brar S.K., Cledón M., Verma M., Surampalli R.Y. 2015. Triclosan: Current Status, Occurrence, Environmental Risks and Bioaccumulation Potential. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 12, 5657-5684.

DiNardo J.C., Downs C.A. 2018. Dermatological and environmental toxicological impact of the sunscreen ingredient oxybenzone/benzophenone-3. *J Cosmet Dermatol* 17. 15–19

Duis K., Junker T., Coors A. 2022. Review of the environmental fate and effects of two UV filter substances used in cosmetic products. *Science of The Total Environment* 808

Evropská parlament, Rada Evropské unie. 2009. Nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 1223/2009 ze dne 30. listopadu 2009 o kosmetických přípravcích

Fang J. L., Stingley R. L., Beland F. A., Harrouk W., Lumpkins D. L., Howard P. 2010. Occurrence, efficacy, metabolism, and toxicity of triclosan. *Journal of Environmental Science and Health, Part C*, 28(3), 147-171.

Fivenson D., Sabzevari N., Qiblawi S., Blitz J., Norton B.B., Norton S.A. 2021. Sunscreens: UV filters to protect us: Part 2-Increasing awareness of UV filters and their potential toxicities to us and our environment. *International Journal of Women's Dermatology* 7 (1). 45-69

Flyvholm M.-A. 2005. Preservatives in registered chemical products. *Contact Dermatitis* 53 27-32.

García-Sánchez M., Košnář Z., Mercl F., Aranda E., Tlustoš P. 2018. A comparative study to evaluate natural attenuation, mycoaugmentation, phytoremediation, and microbial-assisted phytoremediation strategies for the bioremediation of an aged PAH-polluted soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 147, 165-174.

Gilbert E., Pirot F., Bertholle V., Roussel L., Falson F., Padois K. 2013. Commonly used UV filter toxicity on biological functions: review of last decade studies. *International journal of cosmetic science*, 35(3), 208-219.

Giulivo M., Lopez de Alda M., Capri E., Barceló D. 2016. Human exposure to endocrine disrupting compounds: Their role in reproductive systems, metabolic syndrome and breast cancer. A review. *Environmental Research* 151. 251-264

Haman C., Dauchy X., Rosin Ch., Munoz J.-F. 2015. Occurrence, fate and behavior of parabens in aquatic environments: A review. *Water Research* 68. 1-11

ChemSpider. 2023. CSID:4471, <http://www.chemspider.com/Chemical-Structure.4471.html>

ChemSpider. 2023. CSID:7266, <http://www.chemspider.com/Chemical-Structure.7266.html>

ChemSpider. 2023. CSID:5363, <http://www.chemspider.com/Chemical-Structure.5363.html>

Christou A., Papadavid G., Dalias P., Fotopoulos V., Michael C., Bayona J. M., Piña B., Fatta-Kassinou D. 2019. Ranking of crop plants according to their potential to uptake and accumulate contaminants of emerging concern. *Environmental Research* 170. 422-432

Iacopetta D., Catalano A., Ceramella J., Saturnino C., Salvagno L., Ielo I., Drommi D., Scali E., Plutino M.R., Rosace G., Sinicropi M.S. 2021. The Different Facets of Triclocarban: A Review. *Molecules* 26

IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Formaldehyde, 2-Butoxyethanol and 1-tert-Butoxypropan-2-ol. Lyon (FR): International Agency for Research on Cancer; 2006. (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, No. 88.) THE MONOGRAPHS.

Jinadasa B.K.K.K., Christopher Elliott Ch., Jayasinghe G.D.T.M. 2022. A review of the presence of formaldehyde in fish and seafood. *Food Control* 136

Keerthanan S., Jayasinghe Ch., Biswas J. K., Vithanage M. 2021. Pharmaceutical and Personal Care Products (PPCPs) in the environment: Plant uptake, translocation, bioaccumulation, and human health risks. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 51 (12). 1221-1258

Košnář Z., Wiesnerová L., Částková T., Kroulíková S., Bouček J., Mercl F., Tlustoš P. 2019. Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) present in biomass fly ash by co-composting and co-vermicomposting. *Journal of hazardous materials*, 369, 79-86.

Marques A.C., Mariana M., Cairrao E. 2022. Triclosan and Its Consequences on the Reproductive, Cardiovascular and Thyroid Levels. *Int. J. Mol. Sci.* 23, 11427.

Meng Q., Yeung K., Chan K.M. 2021. Toxic effects of octocrylene on zebrafish larvae and liver cell line (ZFL). *Aquatic Toxicology* 236

Mercl F., Košnář Z., Maršík P., Vojtíšek M., Dušek J., Száková J., Tlustoš P. 2021. Pyrolysis of biosolids as an effective tool to reduce the uptake of pharmaceuticals by plants. *Journal of Hazardous Materials*, 405, 124278.

Nandikes G., Pathak P., Razak A.S., Narayanamurthy V., Singh L. 2022. Occurrence, environmental risks and biological remediation mechanisms of Triclosan in wastewaters: Challenges and perspectives. *Journal of Water Process Engineering* 49

National Center for Biotechnology Information. 2023. PubChem Compound Summary for CID 712, Formaldehyde.

Nowak K., Ratajczak–Wrona W., Górska M., Jabłońska E. 2018. Parabens and their effects on the endocrine system. *Molecular and Cellular Endocrinology* 474. 238-251

Nowak K., Jabłońska E., Ratajczak-Wrona W. 2021. Controversy around parabens: Alternative strategies for preservative use in cosmetics and personal care products. *Environmental Research* 198

Nowak-Lange M., Niedziałkowska K., Lisowska K. 2022. Cosmetic Preservatives: Hazardous Micropollutants in Need of Greater Attention? *Int. J. Mol. Sci.* 23



- Pan Ch.-G., Peng F.-J., Ying G.-G. 2018. Removal, biotransformation and toxicity variations of climbazole by freshwater algae *Scenedesmus obliquus*. *Environmental Pollution* 240. 534-540
- Pérez-Rivera A.A., Hu T., Aardema M.J., Nash J.F. 2009. Evaluation of the genotoxicity of the imidazole antifungal climbazole: Comparison to published results for other azole compounds. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis* 672 (1). 27-39
- Priya A.K., Gnanasekaran L., Rajendran S., Qin J., Vasseghian Y. 2022. Occurrences and removal of pharmaceutical and personal care products from aquatic systems using advanced treatment- A review. *Environmental Research* 204 (c).
- Ramos S., Homem V., Alves A., Santos L. 2015. Advances in analytical methods and occurrence of organic UV-filters in the environment—a review. *Science of the total Environment*, 526, 278-311.
- Ramos S., Homem V., Alves A., Santos L. 2016. A review of organic UV-filters in wastewater treatment plants. *Environment International* 86. 24-44
- Richter E., Wick A., Ternes T.A., Coors, A. 2013. Ecotoxicity of climbazole, a fungicide contained in antidandruff shampoo. *Environ Toxicol Chem* 32. 2816-2825
- Ruszkiewicz J.A., Pinkas A., Ferrer B., Peres T.V., Tsatsakis A., Aschner M. 2017. Neurotoxic effect of active ingredients in sunscreen products, a contemporary review. *Toxicology Reports* 4. 245-259
- Scheele A., Sutter K., Karatum O., Danley-Thomson A. A., Redfern L. K. 2022. Environmental impacts of the ultraviolet filter oxybenzone. *Science of The Total Environment*, 160966.
- Sochacki A., Marsik P., Chen Z., Sisa M., Vymazal J. 2021. Fate of antifungal drugs climbazole and fluconazole in constructed wetlands—diastereoselective transformation indicates process conditions. *Chemical Engineering Journal*, 421, 127783.
- Sunyer-Caldú A., Diaz-Cruz M. S. 2021. Development of a QuEChERS-based method for the analysis of pharmaceuticals and personal care products in lettuces grown in field-scale agricultural plots irrigated with reclaimed water. *Talanta*, 230, 122302.
- Vale F., Sousa C. A., Sousa H., Santos L., Simões M. 2022. Parabens as emerging contaminants: Environmental persistence, current practices and treatment processes. *Journal of Cleaner Production* 347
- Vimalkumar K., Seethappan S., Pugazhendhi A. 2019. Fate of Triclocarban (TCC) in aquatic and terrestrial systems and human exposure. *Chemosphere* 230. 201-209

Wang J., Wang S. 2016. Removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) from wastewater: A review. *Journal of Environmental Management* 182. 620-640

Xu Y., Yu X., Xu B., Peng D., Guo X. 2021. Sorption of pharmaceuticals and personal care products on soil and soil components: Influencing factors and mechanisms. *Science of The Total Environment* 753

Yun H., Liang B., Kong D., Li X., Wang A. 2020. Fate, risk and removal of triclocarban: A critical review. *Journal of Hazardous Materials* 387

Zhang Q.-Q., Ying G.-G., Chen Z.-F., Liu Y.-S., Liu W.-R., Zhao J.-L. 2015. Multimedia fate modeling and risk assessment of a commonly used azole fungicide climbazole at the river basin scale in China. *Science of the Total Environment* 520. 39-48.

Zheng W., Guo M. 2021. Soil–Plant Transfer of Pharmaceuticals and Personal Care Products. *Curr Pollution Rep* 7. 510–523

Zheng G., Yu B., Wang Y., Ma C., Chen T. 2020. Removal of triclosan during wastewater treatment process and sewage sludge composting—A case study in the middle reaches of the Yellow River. *Environment international*, 134, 105300.

Zheng G., Yu B., Wang Y., Ma C., Chen T. 2021. Fate and biodegradation characteristics of triclocarban in wastewater treatment plants and sewage sludge composting processes and risk assessment after entering the ecological environment. *Journal of Hazardous Materials*, 412, 125270.

## 9 Samostatné přílohy

**Příloha č. 1: Koncentrace polutantů v čistírenském kalu**

	MeP ng/g	EtP ng/g	PrP ng/g	BuP ng/g	TCS ng/g	CBZ ng/g
<b>Kal</b>	35,14	<MLOD	<MLOD	<MLOD	307,34	30,04
	41,66	<MLOD	<MLOD	<MLOD	297,79	34,08

**Příloha č. 2: Koncentrace polutantů v kompostu**

	MeP ng/g	EtP ng/g	PrP ng/g	BuP ng/g	TCS ng/g	CBZ ng/g
<b>Kompost</b>	23,53	<MLOD	<MLOD	<MLOD	128,85	26,57
	18,31	<MLOD	<MLOD	<MLOD	128,19	30,19

**Příloha č. 3: Koncentrace polutantů v biomase kukuřice Suchdol**

	Výnos biomasy (g suš./nádoaba)	MeP ng/g	EtP ng/g	PrP ng/g	BuP ng/g	TCS ng/g	CBZ ng/g
<b>Kukuřice Suchdol</b>	26,55	5,05	0,42	<MLOD	<MLOD	<MLOD	<MLOD
	26,09	5,71	1,18	<MLOD	<MLOD	<MLOD	<MLOD
	34,07	5,47	0,54	<MLOD	<MLOD	<MLOD	<MLOD
	30,14	7,47	0,64	<MLOD	<MLOD	<MLOD	<MLOD

**Příloha č. 4: Koncentrace polutantů v biomase kukuřice Žamberk**

	<b>Výnos biomasy (g suš./nádoza)</b>	<b>MeP ng/g</b>	<b>EtP ng/g</b>	<b>PrP ng/g</b>	<b>BuP ng/g</b>	<b>TCS ng/g</b>	<b>CBZ ng/g</b>
<b>Kukuřice Suchdol</b>	46,73	4,99	0,50	<MLOD	<MLOD	<MLOD	<MLOD
	47,34	5,35	0,48	<MLOD	<MLOD	<MLOD	<MLOD
	51,28	4,40	0,39	<MLOD	<MLOD	<MLOD	<MLOD
	48,77	3,93	0,58	<MLOD	<MLOD	<MLOD	<MLOD