

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí
Studijní program: Environmentální vědy



Mgr. Kateřina Němcová

Využití kompostování pro bioremediaci pevných materiálů
kontaminovaných vybranými organickými polutanty a mikropolutanty

Application of composting for bioremediation of solid materials
contaminated with selected organic pollutants and micropollutants

Disertační práce

Školitel: prof. RNDr. Tomáš Cajthaml, Ph.D., DSc.

Praha, 2024

Tato disertační práce byla vytvořena za podpory Technologické agentury ČR (projekt č. SS02030008, program Prostředí pro život).

Disertační práce byla vytvořena ve spolupráci s Mikrobiologickým ústavem Akademie věd České republiky, v.v.i.

Školitel: prof. RNDr. Tomáš Cajthaml, Ph.D., DSc.
Ústav pro životní prostředí
Přírodovědecká fakulta
Univerzita Karlova

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem předkládanou disertační práci vypracovala samostatně a že jsem uvedla veškeré použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, srpen 2024

Kateřina Němcová

Předkládaná disertační práce byla sepsána na základě těchto publikací, které jsou součástí přílohy:

Publikace 1: Němcová, K., Lhotský, O., Stavělová, M., Komárek, M., Semerád, J., Filipová, A., Najmanová, P., Cajthaml, T. Effects of different organic substrate compositions on the decontamination of aged PAH-polluted soils through outdoor co-composting. *Chemosphere* 2024, 362, 142580.

Publikace 2: Němcová, K., Linhartová, L., Boháčková, J., Cajthaml T. Antropogenní mikropolutanty. Academia (kapitola v knize Environmentální hydrologie a hydrochemie, kniha je v přípravě pro recenzní řízení)

Publikace 3: Hanč, A., Dume, B., Hřebečková, T., Michal, P., Hřčka, M., Němcová, K., Grasserová, A., Cajthaml, T. The fate of pharmaceuticals and personal care products during composting of sewage sludge. *Sustainable Chemistry and Pharmacy* 2024, 38, 101498.

Publikace 4: Semerád, J., Lhotský, O., Filipová, A., Urban, O., Šírová, K., Boháčková, J., Komárek, M., Cajthaml, T. Remedial trial of sequential anoxic/oxic chemico-biological treatment for decontamination of extreme hexachlorocyclohexane concentrations in polluted soil. *Journal of Hazardous Materials* 2023, 443, 130199.

Deklarace spolupráce na odborných publikacích:

Jménem dalších spoluautorů prohlašuji, že se Mgr. Kateřina Němcová významně podílela na vzniku **publikace 1** (její podíl 45 %), a to účastí na experimentální práci, vyhodnocení dat a přípravě manuskriptu.

Jménem dalších spoluautorů prohlašuji, že se Mgr. Kateřina Němcová významně podílela na vzniku **publikace 2** (její podíl 65 %), a to částečnou přípravou podkladů a manuskriptu.

Jménem dalších spoluautorů prohlašuji, že se Mgr. Kateřina Němcová významně podílela na vzniku **publikace 3** (její podíl 15 %), a to účastí na experimentální práci a vyhodnocení dat.

Jménem dalších spoluautorů prohlašuji, že se Mgr. Kateřina Němcová významně podílela na vzniku **publikace 4** (její podíl 15 %), a to účastí na vyhodnocení dat a přípravě manuskriptu.

V Praze, srpen 2024

prof. RNDr. Tomáš Cajthaml, Ph.D., DSc.

Abstrakt

Kompostování je nejen zavedenou technologií pro zpracování organických odpadů, ale také bioremediační metodou s velkým potenciálem. Mikroorganismy zodpovědné za proces kompostování jsou totiž schopné rozkládat kromě organického materiálu i mnoho polutantů. Bioremediační účinnost kompostování závisí jak na typu a biodostupnosti samotných polutantů, tak na mnoha procesních podmínkách, jako jsou typ a množství kontaminované matrice či přidaného organického materiálu, vlhkost, poměr živin aj. Aby bylo možné v konkrétních případech správně posoudit využitelnost kompostování a nastavit při něm vhodné podmínky, je důležité vlivu jednotlivých parametrů porozumět.

Znečištění půd polycyklickými aromatickými uhlovodíky (PAU) a dalšími aromatickými uhlovodíky je přetrvávajícím problémem mnoha lokalit. Právě pro tento typ kontaminovaného materiálu může být kompostování vhodnou sanační metodou, jestliže jsou PAU dostatečně biodostupné. V této disertační práci byl studován vliv složení přidávaného organického substrátu na účinnost odstranění PAU z historicky znečištěných půd. Výsledky naznačují, že jsou-li dodrženy optimální podmínky kompostování (vlhkost, provzdušnění atd.) a maturace trvá alespoň rok, konečný rozsah úbytku není na složení substrátu významně závislý. Je však možné skladbou substrátu do určité míry ovlivnit rychlost úbytku PAU v počáteční aktivní fázi. Vliv poměru znečištěné matrice ke zbytku materiálu na rozklad vybraných mikropolutantů byl zkoumán v případě kompostování čistírenského kalu. Ten obsahuje řadu prospěšných látek, díky nimž je vhodným hnojivem, zároveň však může představovat riziko pro životní prostředí vzhledem k přítomnosti nežádoucích příměsí. Výsledky ukazují, že 75 % a více kalu má negativní vliv na průběh kompostování. Zároveň z nich vyplývá, že kompostováním kalu lze efektivně snížit koncentraci některých léčiv, zatímco jiná jsou vůči degradaci poměrně odolná. V případě sloučenin obzvláště odolných biodegradaci, např. hexachlorcyklohexanů (HCH), může být řešením kombinace biologických a chemických metod. Kompostování se v rámci této práce ukázalo jako vhodný závěrečný krok v komplexní sanaci půdy znečištěné HCH. Jeho účelem bylo především snížení ekotoxicity sanovaného materiálu způsobené různými degradačními produkty vzniklými během předchozích biologicko-chemických fází.

Abstract

Composting is not only an established technology for the treatment of organic waste but also a bioremediation method with great potential. The microorganisms responsible for the composting process can break down not only organic material but also a lot of pollutants. The bioremediation efficiency of composting depends on many process parameters, such as the type and amount of contaminated matrix and added organic material, moisture, nutrient ratio, etc., in addition to the kind and bioavailability of the pollutants themselves. To correctly assess the applicability of composting in specific cases and to set appropriate conditions, it is important to understand the influence of the individual parameters.

Soil contamination with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and other aromatic hydrocarbons remains a problem in many locations. Composting can be a suitable remediation method for this type of contaminated material supposing PAHs are sufficiently bioavailable. In this dissertation thesis, the effect of the organic substrate composition on the removal efficiency of PAHs from historically contaminated soils was studied. The results indicate that if optimal composting conditions (moisture, aeration, etc.) are maintained and the maturation phase lasts at least one year, the final extent of PAH loss is not significantly dependent on the composition of the substrate. However, it is possible to influence the rate of PAH loss in the initial active phase to some extent. The effect of the ratio of contaminated matrix to residual material on the degradation of selected micropollutants was investigated in the case of sewage sludge composting. The sludge contains a lot of nutrients which makes it a suitable fertilizer, but at the same time, it may pose a risk due to the presence of some impurities. The results show that 75 % or more of sludge has a negative effect on the composting process. At the same time, it implies that sludge composting can effectively reduce the concentration of some drugs, while others are relatively resistant to degradation. In the case of substances particularly resistant to biodegradation, e.g. hexachlorocyclohexanes (HCHs), the solution may be based on a combination of biological and chemical methods. Composting has been proven in this work to be a suitable final step in the remediation of HCH-contaminated soil. Its main purpose was to reduce the ecotoxicity of the remediated material caused by the various degradation products produced during the previous biological-chemical phases.

[IN CZECH]

Obsah

Seznam zkratk a symbolů	9
1 Úvod.....	10
2 Organické polutanty a mikropolutanty.....	11
2.1 Výskyt a osud v životním prostředí.....	11
2.2 Vybrané skupiny organických polutantů a mikropolutantů	14
2.2.1 Polycyklické aromatické uhlovodíky	14
2.2.2 Pesticidy	16
2.2.3 Léčiva a produkty osobní péče	17
3 Remediace pevných matric.....	19
3.1 Fyzikálně-chemické remediační technologie	19
3.2 Biologické remediační technologie	19
4 Kompostování	22
4.1 Faktory ovlivňující průběh kompostování	23
4.2 Mikrobiální komunita během kompostování	25
4.3 Biodegradace organických polutantů a mikropolutantů během kompostování ..	26
4.3.1 Vliv kompostování na PAU a další aromatické uhlovodíky	27
4.3.2 Biodegradace mikropolutantů během kompostování čistírenských kalů	31
5 Cíle disertační práce.....	37
6 Souhrn použitých publikací a závěry	38
Literatura.....	40
Poděkování.....	61
Přílohy	62

Seznam zkratk a symbolů

AOX	halogenované organické sloučeniny
BTEX	benzen, toluen, ethylbenzen, xyleny
C/N	poměr organického uhlíku a celkového dusíku v určitém materiálu
ČOV	čistírna odpadních vod
DDE	1,1-dichlor-2,2-bis(4-chlorfenyl)ethen
DDT	1,1,1-trichlor-2,2-bis(4-chlorfenyl)ethan
ECHA	Evropská agentura pro chemické látky (z angl. European Chemicals Agency)
HCH	hexachlorcyklohexan(y)
hm%	hmotnostní procenta
IARC	Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (z angl. International Agency for Research on Cancer)
K_{ow}	rozdělovací koeficient oktanol–voda
nZVI/mZVI	nano a mikročástice nulamocného železa
PAU	polycyklické aromatické uhlovodíky
PFAS	per- a polyfluorované látky (z angl. per- and polyfluoroalkyl substances)
POP	persistentní organické polutanty
PPCP	léčiva a produkty osobní péče (z angl. pharmaceuticals and personal care products)
US EPA	Agentura pro ochranu životního prostředí (z anlg. U.S. Environmental Protection Agency)

1 Úvod

Kompostování je chápáno jako proces aerobní přeměny směsi organických substrátů na stabilizovanou organickou hmotu – kompost [1]. Tradičně bylo využíváno ke zpracování nejrůznějších organických odpadů. Díky degradačnímu potenciálu přítomných mikroorganismů i relativní cenové a technologické dostupnosti se ale v posledních desetiletích ukazuje také jako slibná bioremediační metoda pro pevné matrice znečištěné různými organickými polutanty [2]. Mezi ně patří půdy, kaly a sedimenty znečištěné polycyklickými aromatickými uhlovodíky (PAU), ropnými uhlovodíky, hormony, některými pesticidy, léčivy apod.

Typickým příkladem je bioremediace půd kontaminovaných PAU kompostováním ve směsi s vhodným organickým materiálem (substrátem), který slouží jako zdroj živin, případně mikroorganismů, a pomáhá s nastavením vhodných kompostovacích podmínek [3]. Substrát je jedním z důležitých faktorů, které ovlivňují průběh kompostování, a tím pádem také účinnost bioremediace. Dalšími parametry, které je třeba brát v úvahu, jsou např. poměr substrátu a znečištěné matrice, vlhkost, biodostupnost přítomných polutantů nebo další potenciální toxické příměsi (např. těžké kovy). Dostatečné pochopení vlivu jednotlivých faktorů na bioremediační účinnost kompostování je nezbytné pro maximální snížení rizika selhání této metody, která by v takovém případě vedla k produkci ještě většího množství kontaminovaného materiálu.

V neposlední řadě je kompostování rozšířenou technologií úpravy čistírenských kalů [4]. Ten, jakožto vedlejší produkt čištění odpadních vod, obsahuje velké množství cenných živin a může být díky tomu využit v zemědělství. Obohacení půdy kalem s sebou však nese riziko kontaminace životního prostředí, protože kaly mohou kromě prospěšných látek obsahovat nejrůznější polutanty (např. léčiva a produkty osobní péče, endokrinní disruptory, PAU) [5]. Kompostování kalů před jejich aplikací může pomoci riziko přenosu nežádoucích látek do půdy snížit. Z publikované literatury je však zřejmé, že vliv kompostování na jednotlivé látky ze skupiny léčiv a produktů osobní péče je značně různorodý v závislosti na povaze konkrétní látky i podmínkách procesu. Proto je důležité porozumět jak vlivu jednotlivých procesních podmínek na odstraňování těchto mikropolutantů, tak osudu jednotlivých látek během kompostování.

Předkládaná disertační práce se zabývá především vlivem vybraných procesních parametrů na účinnost kompostování z hlediska odstranění vybraných polutantů. Při bioremediaci půd znečištěných PAU byl sledován vliv složení organického substrátu v podmínkách kompostování s dlouhodobou maturací. Dále byl při kompostování čistírenského kalu zkoumán efekt poměru znečištěné matrice (v tomto případě tedy čistírenského kalu) a organického substrátu na finální koncentraci zvolených mikropolutantů, zejména léčiv. Kromě toho bylo prozkoumáno zařazení kompostování jako posledního kroku při chemicko-biologické remediaci půdy kontaminované hexachlorcyklohexany (HCH).

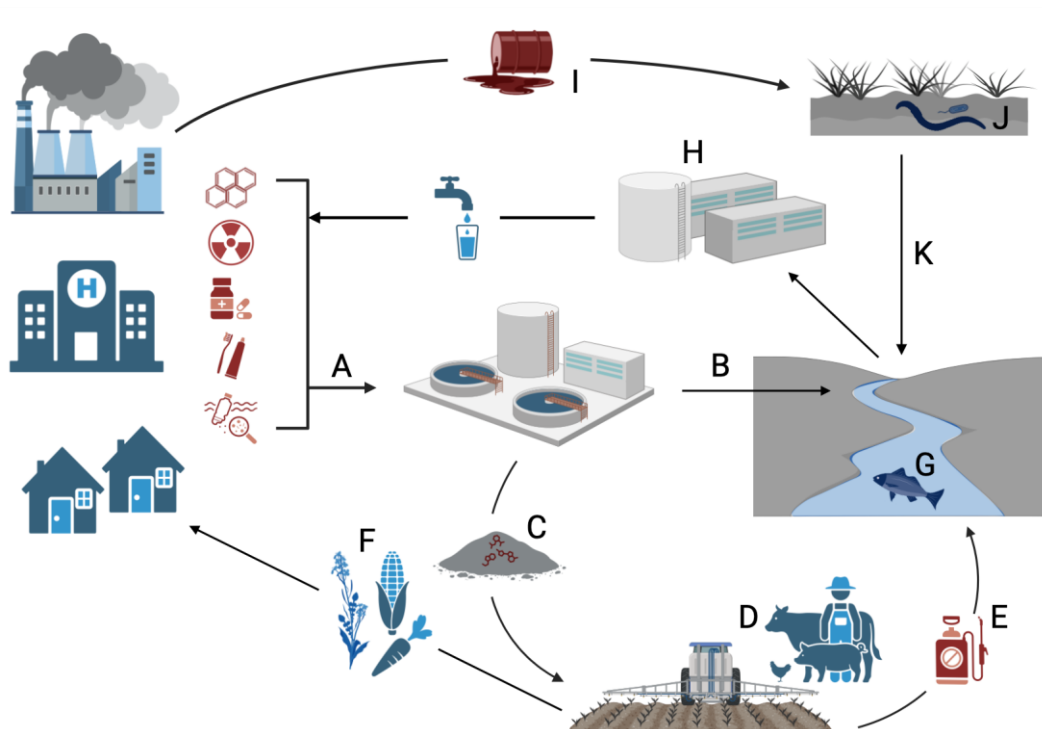
2 Organické polutanty a mikropolutanty

Termín mikropolutanty se obvykle používá pro označení antropogenních kontaminantů, které se v prostředí vyskytují ve stopových koncentracích (v řádu $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}/\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ a nižších) [6]. Typickým příkladem jsou léčiva, produkty osobní péče, per- a polyfluorované látky (PFAS z angl. per- and polyfluoroalkyl substances), průmyslové chemikálie, ale v závislosti na situaci tak mohou být označeny i např. PAU nebo polychlorované bifenylly. Může se jednat i o anorganické sloučeniny jako jsou těžké kovy, kterými se však tato práce nezabývá. Vlastnostmi a zdroji vybraných výše uvedených skupin polutantů se blíže zabývá Kap. 2.2 a publikace 2.

Některé ze zmiňovaných látek bývají označovány jako tzv. nově se objevující (emergentní) polutanty (v angl. literatuře „emerging contaminants“, „contaminants of emerging concern“). Tento termín obvykle zahrnuje zatím legislativně velmi málo regulované (antropogenní) polutanty jako jsou léčiva, surfaktanty, produkty osobní péče, endokrinní disruptory, polární pesticidy a další [7]. Je pro ně typické, že pro přetrvávající výskyt nemusí být persistentní, protože vysoká míra jejich transformace/odstranění je kompenzována neustálým uvolňováním do prostředí. Někdy je tento fenomén označován jako pseudopersistence [8].

2.1 Výskyt a osud v životním prostředí

Organické znečištění je dnes možné detekovat v nejrůznějších složkách životního prostředí, např. v povrchové a podzemní vodě [8–10] nebo půdě [11,12] a v tkáních řady volně žijících organismů [13] i člověka [14,15]. Polutanty a mikropolutanty se mohou do životního prostředí dostávat z mnoha zdrojů a v různé míře se jím šířit, jak naznačuje schéma na Obr. 1. Může se jednat o bodové (např. výpusť z čistírny) i nebodové (difúzní) zdroje (např. splachy z polí a silnic, nezáměrný rozstřík agrochemikálií). Jedním z hlavních bodových zdrojů zejména pro mikropolutanty jsou výpusť z čistíren odpadních vod (ČOV) [16,17]. Do ČOV se dostává odpadní voda z domácností, zdravotnických zařízení, některých průmyslových závodů či živočišné výroby, ale také kupříkladu splachy z městských komunikací. Domácnosti jsou zdrojem léčiv a jejich metabolitů, stimulantů, látek z produktů osobní hygieny a kosmetiky, parfémů, UV filtrů, čisticích prostředků apod. V nemocniční odpadní vodě jsou kromě léčiv a jejich metabolitů ve zvýšené míře přítomné i antimikrobiální látky či radionuklidy [18]. Odpadní vody z průmyslu jsou zdrojem nejrůznějších průmyslových chemikálií (např. bisfenoly, plastifikátory, benzotriazoly), PFAS, výrobních prekurzorů, PAU aj. [19] v závislosti na průmyslovém zaměření.



Obr. 1 Některé zdroje znečištění životního prostředí, především vody a půdy, a schématické znázornění osudu polutantů v prostředí. Mezi zdroje znečištění patří domácnosti, nemocnice i průmysl, které vypouští řadu látek do odpadní vody (A). Zbytkové koncentrace řady látek se pak s přečištěnou vodou vypouštěnou z čistíren odpadních vod (ČOV) dostávají do recipientu (B). Některé polutanty se v ČOV sorbují na částice kalu a s ním se mohou dostat i do půdy (C), pro kterou čistírenský kal slouží jako hnojivo. Dalším zdrojem znečištění je samotné zemědělství (D), a to jak rostlinná, tak živočišná výroba. Používané agrochemikálie se dostávají přímo do půdy a odtud se šíří i do vod (E). Z půdy mohou být kontaminanty vstřebány zemědělskými plodinami (F), čímž mohou potenciálně ohrozit i zdraví člověka. Polutanty, které se dostávají do vodních ekosystémů mohou ovlivňovat vodní organismy (G). Některé látky navíc pronikají do pitné vody, pokud nejsou úpravny (H) v jejich odstranění ze surové vody dostatečně efektivní. Průmysl může být zdrojem znečištění i pro půdu, zejména při nevhodném nakládání s chemikáliemi a haváriích během výroby nebo transportu (I). Polutanty mohou v půdě ohrozit přítomné organismy (J), šíří se do dalších složek prostředí včetně podzemních a povrchových vod (K). Obrázek vytvořen v BioRender.com.

Polutanty, které nejsou čistírenskými technologiemi z vody efektivně odstraněny, jsou pak s přečištěnou vodou vypouštěny do recipientu. Účinnost odstranění látky v ČOV silně závisí jednak na fyzikálně-chemických vlastnostech molekuly a koncentraci, jednak na použitých technologiích [20]. Podle práce Rout a kol. [16] zabývající se odstraňováním nově se objevujících polutantů v ČOV se jich v primárním stupni čištění odstraní 20–50 %, sekundární stupeň je zodpovědný za odstranění 30–70 % a terciární i více než 90 %. V primárním stupni dochází k adsorpci polutantu na částice kalu (elektrostatické interakce) a absorpci do lipidové frakce (hydrofobní interakce). V sekundárním stupni

jsou dominantními procesy odstranění polutantů biotransformace a biodegradace aktivovaným kalem a sorpce na pevné částice. Terciární čištění (v tomto případě označuje proces sorpce na aktivní uhlí a pokročilé oxidativní procesy, např. ozonizace) slouží k dočištění vody od kontaminantů, které z nějakého důvodu unikly sekundárnímu stupni. Tyto pokročilé technologie však dosud v ČOV nejsou běžně implementovány. V Evropské unii by mělo být zavedení dodatečného stupně čištění (na rozdíl od Rout a kol. označeného jako kvartérní) v ČOV nad 10 000 ekvivalentních obyvatel od roku 2045 jednou ze změn, které přinese novelizovaná směrnice o čištění městských odpadních vod (91/271/EHS) [21,22]. Cílem tohoto opatření je právě snížení obsahu mikropolutantů ve vypouštěné vodě.

Vedlejším produktem čištění odpadních vod je čistírenský kal, který obsahuje velké množství organické hmoty a nutrientů, čehož lze využít v zemědělství. Na půdu může být aplikován buď přímo stabilizovaný kal, nebo kompost, do jehož zakládky byl kal přimíchán [4]. Kal ale vedle prospěšných látek může obsahovat mnoho různých polutantů, protože, jak bylo výše zmíněno, jedním z významných procesů odstraňování kontaminantů z vody je sorpce na částice kalu [5]. Obsahuje i nejrůznější transformační a degradační produkty vzniklé během transportu a čištění odpadních vod, nebo později během úpravy kalu. Všechny tyto příměsi, nejsou-li efektivně odstraněny během úpravy kalu, se pak dostávají s kalem do půdy, kde mohou ovlivnit přítomné organismy a šířit se dále zejména do povrchových i podzemních vod. Zemědělství samotné je zdrojem znečištění agrochemikáliemi (pesticidy a hnojiva), hormony a dalšími endokrinními disruptory nebo veterinárními přípravky [23]. Velká část z nich se uvolňuje nejen přímo do půdy polí a pastvin, ale opět i do povrchových a podzemních vod. Z půdy se mohou látky dostávat také do rostlin nebo těl organismů a kontaminovat tímto způsobem potravní řetězec [24–26].

Environmentální procesy, kterým látka v prostředí podléhá, zahrnují transport od zdroje dál do prostředí, rozdělení mezi jednotlivé kompartmenty prostředí (půda, voda, biota atd.) a biotickou i abiotickou transformaci [27]. Interakce polutantu s prostředím jsou velmi komplexní a souběžně je ovlivňuje řada faktorů, které zahrnují fyzikálně-chemické vlastnosti dané látky (rozpuštěnost, ionizace, volatilita, struktura, molární hmotnost apod.), charakter prostředí (pH, obsah organické hmoty, zrnitost apod.) i klimatické podmínky [11,23,27–29].

Rozdělení látky mezi půdu nebo sediment a vodnou fázi závisí na její rozpustnosti ve vodě, tendenci sorbovat se na částice půdy/sedimentu a persistenci látky [27]. V adsorpci látek na půdní částice se uplatňují různé mechanismy: např. vodíkové vazby, van der Waalsovy síly a Londonovy disperzní síly, hydrofobní efekt, interakce s kationty kovů či chemisorpce (tzn. adsorpce založená na vytvoření chemické vazby mezi adsorbentem a molekulou polutantu) [11,30]. Obecně platí, že míra adsorpce nenabitých organických polutantů roste s hydrofobicitou molekuly (lze vyjádřit jako rozdělovací

koeficient oktanol/voda, K_{ow}), zatímco s rostoucí rozpustností ve vodě míra adsorpce látky klesá, roste náchylnost k vymývání a zvyšuje se její podíl ve vodné fázi [11]. Jak již bylo zmíněno, adsorpce je ovlivněna i řadou dalších faktorů. Jedním z nich je obsah organické hmoty, neboť většina organických polutantů se dominantně sorbuje právě na ni [11,27]. Z míry adsorpce látky na pevné částice, respektive z míry její desorpce plyne i biodostupnost, tedy to, jestli je látka dostupná pro příjem (absorpci) živými organismy [31,32]. Adsorpce polutantu např. na částice organické hmoty tedy snižuje jeho ekotoxicitu a pohyblivost v prostředí.

U některých polutantů dochází k bioakumulaci, tedy zvyšování koncentrace látky v organismu vzhledem k její environmentální koncentraci [13,33–35]. Bioakumulace zahrnuje příjem látky z prostředí (biokoncentrace) a příjem z potravy [13]. Potenciál k biokoncentraci koreluje s hydrofobicitou látky (často zjednodušeně vyjadřovanou jako K_{ow}), dále je ovlivněn typem organismu a jeho metabolismem i prostředím a délkou setrvání v něm. Zvyšování koncentrace v organismech v rámci trofického řetězce, ke kterému u části kontaminantů dochází, je označováno jako biomagnifikace (bioobohacování) [23,36,37].

2.2 Vybrané skupiny organických polutantů a mikropolutantů

2.2.1 Polycyklické aromatické uhlovodíky

Polycyklické aromatické uhlovodíky jsou organické sloučeniny složené ze dvou nebo více nesubstituovaných kondenzovaných aromatických cyklů. Fyzikálně-chemické vlastnosti jednotlivých PAU závisí na uspořádání a počtu cyklů v molekule (a tedy na molární hmotnosti). V řadě publikací se proto PAU dělí do skupin na základě molární hmotnosti, a to na PAU s nízkou (2–3 cykly) a PAU s vysokou molární hmotností (4 a více cyklů) [38,39]. V některých publikacích je uvedena samostatně skupina PAU se 4 cykly jako PAU se střední molární hmotností [40,41]. Jedná se o chemicky odolné sloučeniny, jejichž stabilita roste se vzrůstajícím počtem cyklů v molekule. Snadno však podléhají fotooxidaci [42]. Jsou to látky hydrofobní povahy s tendencí sorbovat se na pevné částice a potenciálem se bioakumulovat [43,44]. Lipofilita, rozpustnost ve vodě i volatilita s rostoucím počtem cyklů v molekule klesá.

Do životního prostředí se PAU dostávají z přirozených i antropogenních zdrojů a jsou v podstatě všudypřítomné [38]. Vznikají nedokonalým spalováním, při pyrolýze organického materiálu a vyskytují se v ropě, černouhelném dehtu nebo asfaltu. Přestože vznikají např. vulkanickou činností nebo při lesních požárech, dominantním zdrojem PAU v prostředí je lidská činnost. Mezi nejvýznamnější antropogenní zdroje tedy patří spalování fosilních paliv, doprava a úniky během těžby, transportu i zpracování ropy nebo jiných materiálů obsahujících PAU [45]. Vzhledem k mechanismu vzniku se téměř vždy vyskytují ve směsích, v nichž se zastoupení jednotlivých PAU liší podle zdroje

a stáří znečištění [46]. PAU s 2–3 cykly typicky vznikají při nižších a středních teplotách [47]. Naproti tomu PAU se 4 a více cykly vznikají při výšeteplotních procesech jako je spalování fosilních paliv. Mohou být rovněž doprovázené analogickými sloučeninami s obsahem heteroatomů (hl. dusík, kyslík, síra) nebo substituentů [48–50].

Distribuce PAU v životním prostředí je stejně jako u ostatních polutantů ovlivněna řadou faktorů [46,51,52]. Do vodního prostředí se dostávají z odpadní vody, prostřednictvím povrchových splachů, atmosférických depozic nebo úniků ropy [53]. Vstupují-li PAU do životního prostředí skrz vodu, sorbují se na částice sedimentu; koncentrace a zastoupení ve vodním sloupci závisí na rozpustnosti i volatilitě jednotlivých PAU [54]. Lehčí PAU s větší volatilitou a rozpustností ve vodě jsou v prostředí obecně pohyblivější a vyznačují se větším zastoupením v atmosféře ve srovnání s PAU s více cykly, které s větší pravděpodobností setrvávají blíže zdroji znečištění. Protože mají PAU tendenci adsorbovat se na pevné částice, obvykle se akumulují v půdě („konečný rezervoár“) [42]. Koncentrace PAU v půdním roztoku, která přímo souvisí s jejich biodostupností, je závislá především na míře adsorpce, respektive desorpce a sekvestrace [44,55]. Směsná povaha znečištění spolu s rekalitrantní povahou těchto látek komplikuje sanace znečištěných lokalit.

PAU mohou představovat riziko jak pro člověka, tak pro jiné organismy v životním prostředí [56–60]. Nejprozkoumanější jsou genotoxické, karcinogenní a mutagenní účinky [61,62], nicméně bylo popsáno i další toxické působení některých PAU, např. neurotoxicita [63] nebo imunotoxicita [64]. Toxicita PAU, stejně jako jejich další vlastnosti, je závislá na velikosti i uspořádání molekuly [61]. PAU s 4 a více cykly jsou považovány za toxičtější a jsou spojovány s vyšším karcinogenním potenciálem, ale nižší akutní toxicitou ve srovnání s PAU s nižší molární hmotností [61]. Přestože byly popsány i akutně toxické účinky např. benzo[a]pyrenu pro testované organismy [63,65], akutní toxicita je významná zejména u PAU s 2–3 cykly [66,67]. Za genotoxické a karcinogenní účinky nejsou obvykle zodpovědné původní molekuly PAU, ale intermediáty jejich metabolismu [61,62]. Typickým příkladem je vznik reaktivních epoxidů po oxidaci PAU systémem cytochromu P450. Tyto reaktivní intermediáty se mohou následně vázat nejen na DNA, ale i na lipidy nebo proteiny. Z hlediska karcinogenních účinků je pravděpodobně nejlépe prozkoumán zmiňovaný benzo[a]pyren, který je v databázi Mezinárodní agentury pro výzkum rakoviny (IARC z angl. International Agency for Research on Cancer) zařazen do skupiny 1, je tedy klasifikován jako prokázaný karcinogen pro člověka [68]. Další zástupci PAU jsou v kategorii látek potenciálně karcinogenních pro člověka (skupiny 2A a 2B), např. dibenzo[a,h]anthracen (2A) či naftalen (2B).

Kvůli výše zmíněným toxikologickým vlastnostem a všudypřítomnosti těchto polutantů je 16 zástupců PAU zařazeno na seznam Prioritních polutantů vytvořený americkou Agenturou pro životní prostředí (US EPA z angl. United States Environmental Protection Agency) za účelem rutinního sledování jejich obsahu v půdě, vzduchu

a vodě [69,70]. Podobně jsou některé PAU zahrnuty Evropskou agenturou pro chemické látky (ECHA z angl. European Chemicals Agency) mezi látky vzbuzující mimořádné obavy (angl. Substances of very high concern). Jsou také mezi prioritními látkami Rámcové směrnice o vodách (angl. Water Framework Directive) [71]. PAU navíc patří mezi polutanty, jejichž koncentrace jsou v ČR a dalších státech Evropské unie legislativně regulovány v čistírenských kalech, pitné a teplé vodě atd. [38,72,73]. Skupina PAU je uvedena v Protokolu o persistentních organických látkách (POP, z angl. persistent organic pollutants) z roku 1998, kterým se signatářské země včetně Evropské unie zavázaly kontrolovat, redukovat nebo eliminovat vypouštění, emise a ztráty POP [74]. V případě PAU by mělo jít o snížení emisí na úroveň před rokem 1990.

2.2.2 Pesticidy

Pesticidy jsou látky nebo jejich směsi určené k prevenci, ničení, odpuzování nebo zmírňování škůdců a k použití jako regulátory růstu rostlin, defolianty, desikanty či stabilizátory dusíku [75]. Pesticidy lze dělit do skupin na základě způsobu využití a podle chemické struktury [27].

Užívání agrochemikálií jako jsou hnojiva a pesticidy je pro zvyšování výnosů a úrodnosti půdy v současném zemědělství stále zásadní [23]. I přes zlepšování účinnosti aktivních složek pesticidů a důkladnější legislativní regulaci se jich velké množství uvolňuje do prostředí, často navíc aniž by dosáhlo zamýšleného cíle, čímž se zvyšuje kontaminace životního prostředí [11,23]. Neúmyslné rozšiřování pesticidů, primárně vycházející z koncentrace přípravku a způsobu aplikace, představuje potenciální nebezpečí jak pro zemědělské pracovníky a obyvatele okolo polí, tak pro volně žijící organismy i člověka obecně. Kromě zemědělství může být zdrojem znečištění pesticidy také samotná výroba těchto látek [76].

Charakteristiky půdy jakožto styčné plochy pesticidu s prostředím spolu s povahou daného pesticidu předurčují jeho osud v prostředí [11]. Nebereme-li v úvahu volatilizaci, hlavními procesy ovlivňujícími chování pesticidu v půdě jsou retence (daná především adsorpcí na půdní částice) a biotická i abiotická degradace. Mohou vést k přechodné nebo dlouhodobé akumulaci pesticidu v půdě, nebo naopak jeho eliminaci z prostředí a určují koncentraci pesticidu v půdním roztoku, stejně jako šíření pesticidu do vodních ekosystémů.

Pesticidy uvolňované do životního prostředí mohou mít nepříznivé účinky na půdní mikroorganismy, kontaminovat kromě půdy i povrchové a podzemní vody či vzduch, ale paradoxně také mohou snížit výnos při cyklickém střídání plodin [23]. Spektrum toxických účinků pesticidů je vzhledem k různorodosti skupiny velmi široké. Některé pesticidy IARC zařadila mezi prokázané lidské karcinogeny (skupina 1; např. lindan, pentachlorofenol), další pak řadí mezi pravděpodobné karcinogeny pro člověka (skupina 2A; např. 1,1,1-trichlor-2,2-bis(4-chlorfenyl)ethan neboli DDT) [68]. Ačkoliv se z většiny

jedná o již zakázané pesticidy, neplatí to výlučně; např. stále používaný, i když postupně omezovaný insekticid malathion nebo herbicid glyfosát jsou v databázi IARC také řazené do skupiny 2A. U některých pesticidů byly zaznamenány endokrinně-disruptivní účinky [77].

Některé pesticidy mají navíc tendenci se bioakumulovat, což může jejich nebezpečnost zvýšit. Příkladem může být bioakumulace lindanu v žížalách *Eisenia foetida* [78] nebo v některých rybách [34]. Určitá míra biokoncentrace ve vybraných vodních organismech byla ale pozorována i u některých stále používaných pesticidů [13]. Kromě biokoncentrace/bioakumulace byla u několika zástupců, např. DDT a jeho metabolitů, popsána i tendence k biomagnifikaci [36,79].

Kvůli environmentálnímu a zdravotnímu riziku je používání pesticidů v posledních desetiletích stále více regulováno a zvyšují se i nároky na uvádění nových pesticidů na trh [27]. Nejen v Evropské unii jsou také stanoveny limitní koncentrace pro některé pesticidy a jejich rezidua v pitné vodě i potravinách [80]. Některé starší pesticidy jsou dokonce uvedené na seznamu Stockholmské úmluvy o POP, takže jejich výroba, používání, vývoz a dovoz jsou v signatářských zemích zakázány nebo značně omezeny [81]. Jedná se z pravidla o toxické organické chlorované pesticidy, dříve používané hlavně jako insekticidy, které jsou značně persistentní a mají tendenci se bioakumulovat, případně biomagnifikovat. Osm pesticidů, mezi nimi i DDT, bylo do seznamu zařazeno již v době jeho vzniku. Později byly mezi POP přidány další, např. lindan (γ -HCH) a další isomery HCH, pentachlorbenzen a endosulfan. Většina z těchto pesticidů je také uvedena v již zmiňovaném Protokolu o POP [74].

2.2.3 Léčiva a produkty osobní péče

Léčiva a produkty osobní péče (PPCP z angl. pharmaceuticals and personal care products) jsou chemicky velmi různorodou skupinou látek, která je vymezená způsobem jejich užívání [82]. Léčiva (někdy též farmaka) jsou látky využívané k prevenci a léčbě nemocí lidí i zvířat. Pojem produkty osobní péče označuje látky obsažené v přípravcích sloužících především ke zlepšení kvality každodenního života, patří sem např. produkty osobní hygieny, deodoranty, parfémy, antimikrobiální látky či repelenty [83]. PPCP jsou typickou skupinou mikropolutantů.

Hlavním zdrojem humánních PPCP je odpadní voda, ze které se dostávají zbytkové koncentrace s vypouštěnou vodou z ČOV přímo do vodního prostředí, protože většina v současnosti používaných čistírenských technologií není v jejich odstraňování zcela efektivní [16,20]. Podstatným zdrojem je také upravený čistírenský kal, který je přímo nebo ve formě kompostu využíván ke zlepšení vlastností půdy [5]. Pro řadu PPCP je totiž sorpce na částice kalu významným mechanismem odstranění z odpadní vody [16], a ne vždy dochází k jejich kompletní degradaci při další úpravě kalu např. anaerobní digescí nebo kompostováním [5,83–85]. Veterinární léčiva se dostávají do životního prostředí

přímo z pastvin a akvakultur nebo prostřednictvím aplikace statkových hnojiv na půdu [29]. Extenzivní používání PPCP v populaci a jejich neustálý přísun mají za následek značné rozšíření tohoto znečištění. Ačkoliv zdaleka ne všechna PPCP jsou persistentní látky, vzhledem k jejich kontinuálnímu uvolňování je často můžeme označit za pseudopersistentní [8].

Léčiva, ale i další látky ze skupiny PPCP jsou ze své podstaty vyráběny jako biologicky aktivní látky (nebo jejich prekurzory) působící už při relativně nízkých koncentracích [8,82]. Z toho plyne potenciální nebezpečí spojené s environmentálním výskytem PPCP pro volně žijící organismy, ale i pro člověka. Kromě toho, že specificky navržené biologicky aktivní molekuly, vyskytují-li se volně v prostředí, mohou působit na necílové organismy, PPCP mohou mít i původně nepředpokládané a nezamýšlené účinky. Známým příkladem je nesteroidní protizánětlivé léčivo diklofenak, které způsobuje fatální selhání ledvin supů krmících se uhynulými kusy dobytka, jemuž byl diklofenak podáván [86]. Řada PPCP také může fungovat jako endokrinní disruptory, tzn. narušovat hormonální systém necílových organismů [87]. Nejedná se však pouze o léčiva primárně působící na některou hormonální dráhu, jako jsou např. kontraceptiva nebo kortikosteroidy. Například ibuprofen je podezřelý mimo jiné z narušení rozmnožování samců slávky středomořské (*Mytilus galloprovincialis*) při chronickém působení v koncentraci 250 ng l⁻¹ [88]. Antimikrobiální látka triklosan je podezřelá z narušování hned několika hormonálních drah [89]. V neposlední řadě je nutné zmínit nebezpečí spojené s uvolňováním antibiotik a antimikrobiálních látek do životního prostředí. Kontinuální expozice bakterií veterinárním i humánním antibiotikům může nejen ovlivnit složení mikrobiálních společenstev, ale může vést také ke vzniku antibiotické rezistence [90,91].

Další nebo silnější toxické účinky se mohou objevit při současném působení více látek, jejichž směs se v prostředí vytváří [8,92]. Ačkoliv jednotlivé látky by v dané koncentraci neměly žádný podstatný účinek, jejich směs přesto může být signifikantně ekotoxická. Výsledný efekt navíc nemusí být aditivní (tzn. daný součtem účinků jednotlivých látek), ale synergický, tedy větší než prostý souhrn účinků současně působících látek.

V prostředí se nevyskytují jen samotné PPCP, ale také jejich nejrůznější metabolity a environmentální transformační produkty [16,82]. Jde o metabolity léčiv vyloučené cílovým organismem, produkty abiotických procesů (hydrolýza, fotolýza aj.) i biotransformace a biodegradace. Fyzikálně-chemické i toxikologické vlastnosti těchto sloučenin a jejich osud v prostředí se mohou ve srovnání s původní (mateřskou) látkou lišit a jsou obtížněji prozkoumatelné.

Kvůli narůstající závažnosti znečištění PPCP přijala Evropská komise v roce 2019 Strategický přístup Evropské unie k léčivým přípravkům v životním prostředí [93]. Jednotlivé mikropolutanty z této skupiny se také objevují na pravidelně aktualizovaném seznamu látek pro monitorování v rámci Unie (tzv. Watch list) a několik jich již bylo zařazeno mezi prioritní látky v revidované Rámcové směrnici o vodách (2000/60/ES) [71].

3 Remediacie pevných matric

Výběr vhodné remediační technologie závisí na povaze kontaminace i znečištěné matrice. Technologie lze dělit podle různých aspektů, obvyklé je dělení dle principu (různé fyzikální, chemické a biologické přístupy a jejich kombinace) a dále typu matrice (pevné materiály, voda a kaly aj.) nebo místa použití (*in situ*, *ex situ*, on site) [94]. Výběru vhodné remediační technologie by v praxi měla předcházet charakterizace lokality a analýza rizika.

Remediacie *in situ* probíhají přímo v místě kontaminace. Oproti *ex situ* remediacím nezahrnují nákladný transport kontaminovaného materiálu, další prostorové nároky na remediaci a nevedou k tak výrazné disturbanci znečištěné lokality [95,96]. V tom však zároveň spočívá limitace *in situ* metod, neboť může být obtížnější dosáhnout dostatečně účinné degradace na celé lokalitě např. kvůli heterogenitě prostředí, vlhkosti nebo klimatickým podmínkám. *Ex situ* remediacie poskytují větší jistotu v dosažení uniformních výsledků a mohou být rychlejší.

3.1 Fyzikálně-chemické remediační technologie

Konvenční fyzikálně-chemické remediacie jsou obvykle spolehlivé, ale ekonomicky i technologicky náročné a mohou mít nepříznivý dopad na životní prostředí [38,97]. Důsledkem těchto metod totiž může být zničení sanované matrice, takže po samotném remediačním zásahu je třeba ještě lokalitu revitalizovat. Mezi fyzikálně-chemické remediační technologie pro pevné matrice, jako je půda, kal či sediment, patří termické procesy (incinerace, termální desorpce *in situ* i *ex situ*, pyrolýza apod.), chemická extrakce nebo chemická oxidace/redukce [96,98].

3.2 Biologické remediační technologie

V biologických remediačních technologiích (bioremediacích) se k odstranění organického znečištění využívá biologických procesů. Jsou to tedy metody založené na činnosti organismů a jejich enzymů [99]. Nejčastěji se jedná o různé mikroorganismy a jejich enzymy (bioremediace pomocí hub se označují jako mykoremediace), ale existují i metody využívající rostliny (fytoremediace, fytoextrakce), či žížaly (vermiremediace).

Výhodou bioremediací ve srovnání s různými fyzikálně-chemickými technologiemi je obvykle nižší cena, bezpečnost a menší vedlejší dopady na životní prostředí, přičemž navíc obvykle nedochází k prostému převedení kontaminantu do jiného média [38,97]. Oproti některým fyzikálním a chemickým metodám však může být obtížnější celý proces kontrolovat a často také trvá déle. Účinnost bioremediace závisí na typu polutantů, jejich biodostupnosti a kontaminovaném prostředí (obsah živin, přítomná mikrobiální kapacita, zrnitost aj.) [100]. V některých případech lze limitující faktory překonat kombinací s fyzikálním/chemickým přístupem [97,101,102].

Mikroorganismy mohou využívat polutanty jako zdroj energie a uhlíku za vzniku biomasy, intermediátů a koncových metabolitů (voda a oxid uhličitý – biomineralizace). Biodegradace polutantů může probíhat také tzv. kometabolicky. V takovém případě dochází k metabolické přeměně polutantu, který neslouží jako energetický substrát, na základě jeho podobnosti s přirozenými substráty příslušných degradačních enzymů [103]. Aby kometabolismus probíhal, musí být pro mikroorganismus dostupný růstový substrát. Kometabolická biodegradace je typická pro obtížně biodegradovatelné sloučeniny jako jsou polychlorované bifenyly, chlorované ethyleny, PAU s vysokou molekulární hmotností apod., ale neomezuje se jen na ně [104–107]. Bioremediace mohou probíhat aerobně i anaerobně. Zapojení konkrétních mikroorganismů závisí na přítomných látkách i na zvolené metodě. Často může být dosaženo lepšího výsledku bioremediace v přítomnosti mikrobiálního konsorcia spíše než působením jednotlivých kmenů mikroorganismů [106,108]. Příkladem je synergie mezi houbami a bakteriemi při degradaci PAU s větším počtem cyklů, při které je biodegradace iniciována extracelulárními houbovými enzymy, protože velké molekuly PAU jsou pro bakterie obtížně dostupné. Vzniklé degradační produkty jsou dále přeměňovány bakteriemi, protože houby na rozdíl od bakterií obvykle nejsou schopné PAU kompletně mineralizovat [105,109]. Houbové mycelium také může zlepšit biodostupnost PAU pro bakterie.

Nejjednodušší metodou, která bývá řazena mezi bioremediace, je přirozená atenuace (přirozené snižování kontaminace), respektive monitorovaná přirozená atenuace [45]. Degradace probíhá *in situ* působením přirozených mikroorganismů (ale i abioticky) bez dalších zásahů a přísad. Je vhodná jen pro určité typy organického znečištění na lokalitách, které nevyžadují rychlý sanační zásah. Existují i odvozené techniky, které zapojují např. provzdušnění nebo dodání vlhkosti do systému (v angl. literatuře označované obvykle „enhanced natural attenuation“) [110,111].

V případě, že kontaminovaný materiál/lokalita postrádá dostatek živin, může být biodegradace významně urychlena přidávkou živin, které podpoří růst a funkci přítomných degradačních mikroorganismů [112]. Tento přístup bývá označován jako biostimulace (podporovaná bioremediace). Při bioaugmentaci se kontaminovaná matrice naopak inokuluje vhodnými degradátory. Obvykle proto, že se v ní přirozeně nevyskytuje dostatek mikroorganismů schopných degradace daných polutantů. Poměrně často se tyto dva přístupy kombinují [112,113].

Land farming (někdy překládané do češtiny jako zemědělské zpracování) je *ex situ* aerobní bioremediační technologie, při které se kontaminovaná půda, kal nebo sediment rozprostře do vrstvy na vymezeném místě a pravidelně se provzdušňuje (obvykle s pomocí zemědělských strojů) [114]. Materiál se vlhčí a někdy se do něj přidávají nutrienty nebo organická hmota. Land farming může být vhodný např. pro ropné znečištění [115,116]. Podobnou metodou, při níž je ale materiál uspořádaný do hromad, je tzv. biopile. Mezi další *ex situ* bioremediační přístupy patří např. kompostování,

vermikompostování (vermiremediace) nebo různé typy bioreaktorů [84,114,117–119]. Reaktorové uspořádání je technologicky náročnější, ale bioremediaci urychlí a poskytuje lepší možnosti kontroly celého procesu. V bioreaktoru je také možné jednodušeji dosáhnout anaerobních podmínek, které jsou pro některé třídy polutantů vhodnější [120]. O kompostování pojednává následující kapitola (Kap. 4).

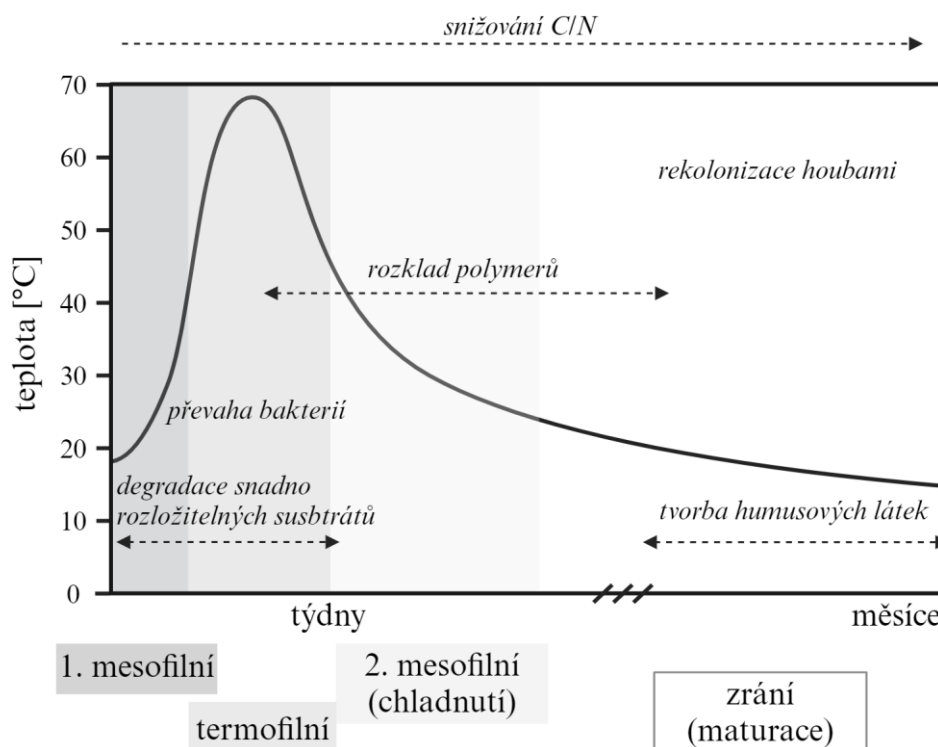
Pro úspěch bioremediace je zásadní dostatečný průzkum lokality zahrnující i charakterizaci materiálu, přítomných kontaminantů a mikrobiálního konsorcia [121,122]. Jednou z klíčových limitací je biodostupnost přítomných polutantů, která souvisí se stářím znečištění, vlastnostmi polutantů a matrice nebo množstvím organické hmoty [31,123,124]. K odhadu biodostupné frakce existují různé metody, z těch chemických je to např. superkritická fluidní extrakce, extrakce s použitím cyklodextrinu nebo porézního polymeru Tenax [125–127]. V různých studiích se objevují bioremediační přístupy, které obsahují i opatření na zvýšení biodostupnosti např. pomocí (bio)surfaktantů a jiných mobilizačních činidel nebo přímo mikroorganismů produkujících biosurfaktanty [128–131].

4 Kompostování

Kompostování je proces aerobního rozkladu organické hmoty (směsi organických substrátů) působením mikroorganismů [132]. Výslednými produkty jsou oxid uhličitý, voda, minerály a stabilizovaná organická hmota nazývaná kompost. Lidstvo kompostování využívá k likvidaci různorodého organického odpadu již několik tisíciletí [133]. Jeden z nejstarších dochovaných podrobných technologických popisů kompostování používaného za účelem získání kompostu vhodného pro obnovu půdy a popis režimu jeho aplikace na obdělávanou půdu pochází od templářů ze 13. století. V současnosti slouží kompostování ke zpracování organické frakce komunálního odpadu a dalšího biodegradovatelného odpadu včetně nezanedbatelné části čistírenských kalů [4,134,135]. Jeho význam narůstá s rostoucím objemem těchto materiálů v důsledku rostoucí populace i spotřebou organických hnojiv a také vlivem tlaku na minimalizaci skládkování a spalování organického odpadu v Evropské unii.

Na počátku procesu kompostování je k dispozici velké množství snadno rozložitelných organických substrátů. Tyto látky jsou oxidovány primárními rozkladači, což jsou organismy rozkládající především mono a oligosacharidy a proteiny [132,136]. Jelikož jsou tyto rozkladné reakce exotermní, dochází v této první mesofilní fázi k produkci velkého množství metabolického tepla, takže teplota uvnitř kompostovaného materiálu narůstá (viz Obr. 2). V důsledku toho proces postupně přejde do termofilní fáze, při které teplota může narůst i k 70–80 °C. Nárůst teploty má za následek obměnu mikrobiálního konsorcia, mesofilní organismy jsou vystřídány těmi termotolerantními a termofilními. Lepší degradace obvykle bývá dosaženo, pokud teplota nevzroste výrazně nad 60 °C, protože tak se v kompostovaném materiálu udrží větší mikrobiální diverzita. Termofilní fáze je důležitá pro hygienizaci materiálu, neboť při ní dochází k destrukci lidských i rostlinných patogenů a inaktivaci semen plevelů [137]. Ve chvíli, kdy už je většina snadněji degradovatelných substrátů rozložena, aktivita mikroorganismů se utlumí a teplota začne kvůli nedostatku tepla postupně klesat [132]. Tato fáze bývá označována jako chladnutí či druhá mesofilní fáze. Dochází při ní k rekolonizaci materiálu mesofilními organismy. Ty pocházejí buď ze spor, které odolaly vysokým teplotám, nebo z vnějších vrstev které neprošly termofilní fází v důsledku nedostatečné izolace povrchu kompostovaného materiálu, případně z přidaného inokula. I to je důvod, proč se složení této druhé mesofilní komunity liší od toho z první mesofilní fáze. Zároveň jsou v tomto období kompostování kvůli změnám ve složení organických substrátů významně zastoupeni rozkladači polysacharidů a podobných substrátů. Celý proces nakonec vyústí do maturační fáze, při níž je teplota na úrovni okolí, mikrobiální komunita se dále proměňuje a v materiálu narůstá množství huminových látek i dalších obtížně rozložitelných substrátů, které postupně převládají. Stupeň humifikace může být jedním z ukazatelů zralosti kompostu, ačkoliv samotný průběh, složení vznikajících huminových látek a potenciálně také stupeň

humifikace se mohou u různých kompostů lišit v závislosti na složení materiálů v základce a dalších parametrech [138]. Stabilitu a zralost kompostu lze posoudit na základě fyzikálních, chemických i biologických parametrů. Stabilita kompostu se vztahuje k biodostupnosti organické hmoty, a tedy v podstatě k míře proběhlé mikrobiální dekompozice. Zralost souvisí se stupněm humifikace a vyjadřuje, jak je výsledný kompost kvalitní z hlediska podpory růstu rostlin [139,140]. Zralost kompostu tím pádem lze testovat i formou biologické odpovědi na kompost (klíčení semen apod.), nezralý kompost totiž často nejen zapáchá, ale může být fyto toxický nebo nepříznivě ovlivňuje klíčivost semen vyšším obsahem amoniaku, solí nebo organických kyselin [141,142].



Obr. 2 Schématické znázornění průběhu kompostování včetně naznačení jeho jednotlivých fází. Vytvořeno v BioRender.com podle [136].

4.1 Faktory ovlivňující průběh kompostování

Pro průběh kompostování je důležitá řada podmínek jako je vhodné složení a struktura základky, úvodní poměr organického uhlíku a celkového dusíku (C/N), dostatečný přísun kyslíku, vlhkost apod. [136]. Základka se obvykle skládá ze směsi různých materiálů, jejichž poměr je volen tak, aby bylo co nejlépe dosaženo optimálního množství a poměru živin a požadované struktury materiálu [140]. Organické suroviny vhodné ke kompostování mají různé vlastnosti, které navíc závisí na původu, ročním období atd. Provdzdušnění může být v závislosti na konkrétní kompostovací technologii zajištěno mechanicky průběžným mícháním, nebo pomocí zavedeného vzduchování. Průmyslové

kompostování může být realizováno v různých hromadách („pile“) a valech („windrow“), ale i bioreaktorech (v angl. literatuře také „in-vessel“) [139].

Pro uspořádání v hromadách nebo valech je občasně převrácení materiálu důležité nejen kvůli dostatku kyslíku pro udržení aerobního procesu (není-li vzduchování zajištěno jinak), ale také pro kvalitu a homogenitu výsledného kompostu [132,143]. Distribuce kyslíku i teplota se v různých částech hromady liší; teplota na povrchu materiálu není pro kompostování dostatečná, proto je promícháním třeba zajistit, aby se povrchový materiál časem dostal do vnitřních zón. Naproti tomu v centru kompostu by bez míchání nebo jiného provzdušnění mohlo dojít k vyčerpání kyslíku a nastartování anaerobních procesů, jež při kompostování nejsou žádoucí a vedou ke zvýšeným emisím methanu.

Při výběru vstupních materiálů je, co se týče živin, obvykle nejdůležitější obsah uhlíku a dusíku, protože zbytek bývá v typických kompostovatelných odpadech zastoupen dostatečně [1]. Jako ideální C/N pro kompostování se udává hodnota 25–30 [139,140]. Pokud je C/N výrazně vyšší, dekompozice probíhá pomalu kvůli limitující dostupnosti dusíku pro mikroorganismy a stabilizace materiálu vyžaduje delší čas. Pokud je C/N naopak nižší, proces většinou probíhá, nicméně důsledkem jsou obvykle zvýšené emise plynného amoniaku (zejména v případě vysokých teplot a zásaditých podmínek při pH 8–9), což může způsobit nežádoucí zápach [143]. Během dobře probíhajícího kompostování C/N klesá vzhledem k vyššímu odbourávání uhlíku ve srovnání s dusíkem (především během termofilní fáze) vedoucímu ke ztrátě uhlíku ve formě oxidu uhličitého. Obvyklý pokles C/N je o 25–40 %. Platí, že rostlinné materiály (zejména sláma, kůra a dřevo) mají C/N výrazně vyšší než čistírenský kal, hnůj a jiné materiály živočišného původu [140]. Během rozkladu substrátů hraje roli nejen obsah makroživin (uhlík, dusík, fosfor, draslík) a mikroživin (kobalt, hořčík, mangan aj.), ale také forma, v níž se v materiálu nacházejí [1,132]. Vysoká koncentrace živin není dostačující, jestliže nejsou přítomné ve formě, kterou jsou mikroorganismy schopny přijímat, přičemž tato schopnost se odvíjí od jejich enzymového aparátu. Z toho plyne, že dekompozice, a tedy celý proces kompostování, je výsledkem činnosti dynamicky se měnící mikrobiální komunity, v níž jedna skupina mikroorganismů do jisté míry připravuje prostor té následující. Jak již bylo zmíněno, nejsnáze rozložitelné jsou jednodušší sacharidy, škroby a proteiny, zatímco tuky se rozkládají o něco pomaleji. Uhlík z celulosy je pro řadu mikroorganismů obtížně dosažitelný. Mezi nejpomaleji a nejobtížněji rozložitelné materiály patří lignin a chitin. Dusík je snadno dostupný, pokud je obsažený v proteinech, peptidech a aminokyselinách.

Vlhkost se většinou pohybuje v rozmezí 40–70 % v závislosti na vodní retenční kapacitě a původu použitých materiálů [1]. Nižší vlhkost by mohla vést ke zpomalení, nebo dokonce úplnému zastavení biologických procesů vlivem dehydratace. Vyšší vlhkost zase může mít za následek vznik anaerobních podmínek. Vlhkost a výměna plynů jsou úzce propojené. Konečná vlhkost kompostu by měla být nižší (kolem 30 %).

Dalším z faktorů, které mohou proces ovlivnit, je pH. Organické materiály mohou mít pH zhruba od 3 do 11, pro kompostování se uvádí jako optimální rozmezí 5,5–8,5 [139]. Bakterie preferují spíše neutrální pH, zatímco houbám se daří lépe v kyselém prostředí. Vysoké hodnoty pH zakládky mohou vést, jak již bylo zmíněno, ke ztrátám dusíku během termofilní fáze kvůli zvýšené volatilizaci amoniaku. Nevhodnou formou předzpracování čistírenského kalu určeného ke kompostování je proto vápnění, ačkoliv sanitace kalu je jinak vhodným předstupněm [144]. Narozdíl od anaerobní digesce však během kompostování obvykle není pH kritickým faktorem. Během procesu z počátku klesá kvůli produkci kyselých intermediátů, v následujících fázích, při nichž dochází k mineralizaci těchto organických kyselin, má pH naopak tendenci vzrůst na hodnotu kolem 8–8,5.

4.2 Mikrobiální komunita během kompostování

Složení mikrobiální komunity závisí na použitých substrátech, případných dalších aditivech i podmínkách během kompostování a jak již bylo zmíněno, významně se během něj proměňuje [145–149]. V posledních letech výzkumy naznačují, že s lokálními environmentálními faktory úzce koreluje spíše funkční složení mikrobiální komunity než taxonomické [147].

V počáteční mesofilní fázi si konkurují bakterie a houby. Bakterie však nad houbami začnou obvykle rychle převažovat díky velkému množství snadno dostupných substrátů a vyšší rychlosti růstu oproti houbám [132]. Houby jsou navíc citlivější na dostatek kyslíku a jsou méně termotolerantní, během termofilní fáze tedy mívají menší význam než bakterie. Větší zastoupení a význam hub lze očekávat při vysokém podílu ligninu a celulosy. Mezi termotolerantní či termofilní houby patří např. *Aspergillus fumigatus*, *Chaetomium thermophile*, *Mucor pusillus*, *Humicola inolens*, *Humicola lanuginosa* [136].

V mesofilní i termofilní fázi jsou velmi často detekované bakterie rodu *Bacillus* a zástupci kmene *Actinomycetota*. Většina aktinobakterií preferuje neutrální až slabě zásadité pH a dostatečně vlhký a provzdušněný substrát [132]. Patří mezi ně termotolerantní a termofilní druhy (např. *Streptomyces thermovulgaris*, *Thermoactinomyces vulgaris*, *Thermomonospora curvata*), takže jsou často přítomny, když teplota přesáhne 45 °C, nicméně bývají zastoupené i v pozdějších konsorciích. Některé aktinobakterie tvoří vláknité kolonie a mohou být rozpoznatelné v kompostu pouhým okem, mimo jiné při kompostování kultivačního substrátu pro pěstování hub. Mezi další termofily objevující se během kompostování patří kupříkladu některé bakterie z kmene *Deinococcota* [150]

Biomasa hub narůstá obvykle v pozdějších fázích kompostování, při kterých je teplota nižší, materiál je méně vlhký a vzrůstá podíl obtížněji degradovatelných substrátů,

zejména celulosy a ligninu. Běžně bývají detekovány houby patřící mezi Ascomycota, Basidiomycota, Zygomycota či Glomeromycota.

Během pozdějších fází kompostování obecně přibývají organismy schopné rozkládat celulosu, hemicelulosy a lignin. Celulosu jsou schopné degradovat některé bakterie i houby, přičemž do rozkladu jsou zapojené tři typy enzymů: endoglukanasy, exoglukanasy (cellobiohydrolasy) a β -glukosidasy [136]. Za nejefektivnější a nejlépe prozkoumané ligninolytické organismy jsou často označovány tzv. houby bílé hniloby, které jsou vybaveny extracelulárními enzymy (lakasy a různé peroxidasy) umožňujícími rozklad ligninu. Tato skupina hub však obtížně přežívá vysoké teploty a v degradaci ligninu během kompostování tedy až na výjimky nebývá významná [151]. Schopnost degradovat lignin mají i některé bakterie a částečného rozkladu ligninu jsou schopné i jiné houby (např. *Aspergillus fumigatus*).

Přestože kompostování je aerobní proces, v průběhu se mohou v kompostovaném materiálu vyskytnout také anaerobní mikroorganismy, např. *Clostridium* spp. nebo methanogenní archea [136,150].

4.3 Biodegradace organických polutantů a mikropolutantů během kompostování

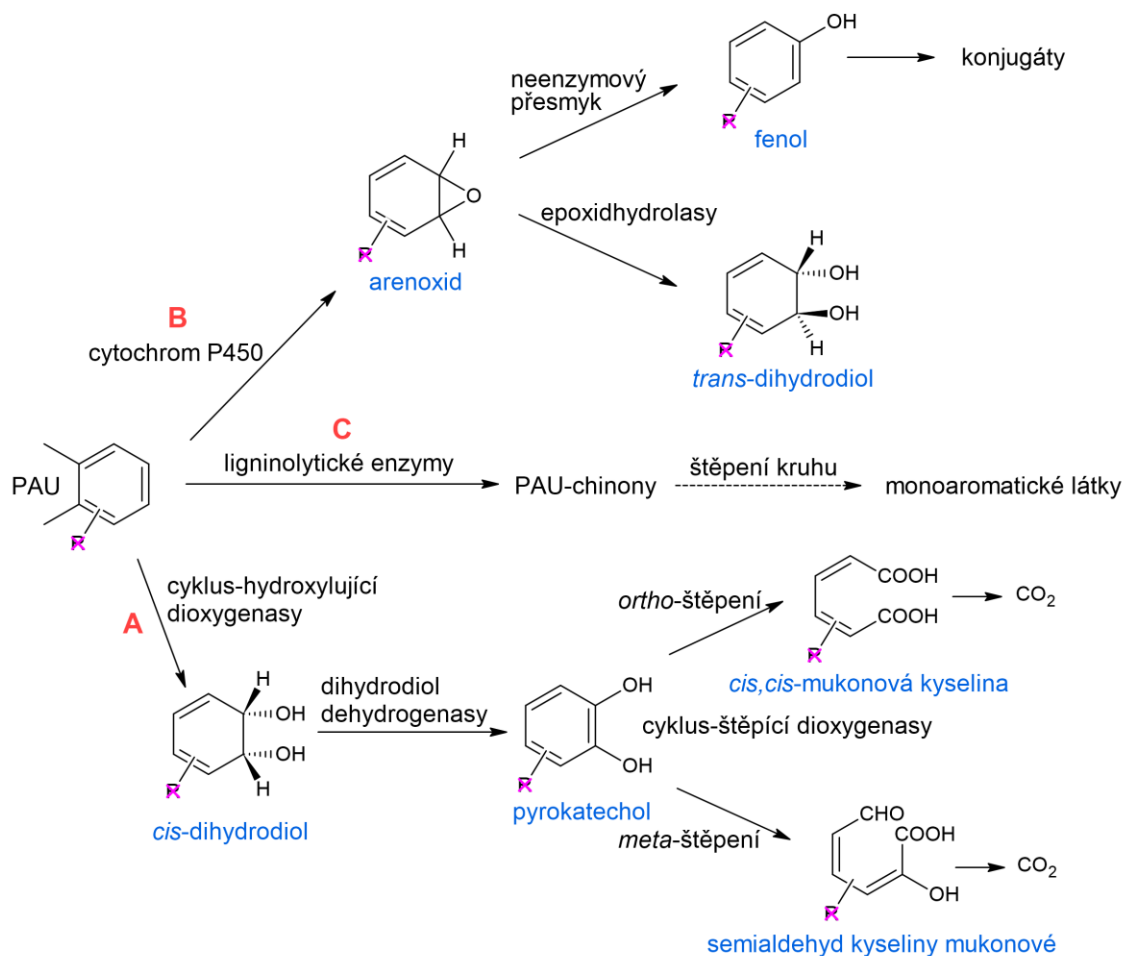
V uplynulých desetiletích se ukázalo, že mikroorganismy přítomné během kompostování dovedou rozkládat i některé organické polutanty, např. ropné uhlovodíky, polycyklické aromatické uhlovodíky, výbušniny, chlorfenoly nebo různé nově se objevující mikropolutanty [12,119,152–155]. Kompostování proto získalo význam i jako bioremediační technologie pro znečištěné půdy, sedimenty a kaly. Kontaminovaný materiál je v takovém případě smíchán s kompostovatelným organickým materiálem, označovaným jako substrát (angl. „substrate“, „co-substrate“, „organic amendment“), který slouží jednak jako zdroj živin pro mikroorganismy, jednak jako další zdroj samotných mikroorganismů. Jako součást substrátu lze použít rostlinný odpad, biologicky rozložitelnou frakci komunálního odpadu, hnůj, čistírenský kal aj. Pokud je třeba, přidává se do zakládky i další materiál („bulking agent“), např. dřevní štěpka, jenž především usnadňuje provzdušnění [156]. Stejně jako v případě dalších bioremediačních technologií je i účinnost kompostování z hlediska degradace polutantů ovlivněna řadou faktorů [3,122,123,157,158]. Dostatečná charakterizace znečištěného materiálu před kompostováním je obzvláště důležitá, neboť v případě nízké účinnosti odstranění polutantů hrozí při kompostování naopak vznik ještě většího množství kontaminovaného materiálu. Kromě typu polutantů, jejich biodostupnosti a vlastností znečištěné matrice je účinnost biodegradace ovlivněna také složením a strukturou použitého kompostovacího substrátu, zvoleným poměrem substrátu a znečištěné matrice, vlhkostí, teplotním režimem a dalšími parametry ovlivňujícími samotný proces kompostování (viz výše Kap. 4.1). Zvýšená teplota může mít

příznivý vliv na rozpustnost látek, ale pokud vzroste příliš, může to naopak vést k inhibici mikrobiální degradace [3,39,159]. Dopad některých parametrů na mikrobiální degradaci během kompostování však stále není dostatečně prozkoumán [2,160]. Vlivem složení organického substrátu na bioremediační účinnost kompostování se blíže zabývá publikace 1 [145]. Některé studie se zabývají také ovlivněním rozsahu biodegradace různými přísadkami (biouhel (angl. „biochar“), surfaktanty aj.) nebo inokulací mikroorganismy schopnými degradace vybraných polutantů (de facto jde tedy o kombinaci kompostování s bioaugmentací) [123,161–163].

Související bioremediační metodou je přidavek zralého kompostu do kontaminované půdy, případně jiného materiálu, s cílem urychlit biodegradaci (či imobilizaci) zde přítomných polutantů [124,164–166]. V takovém případě se ale již nejedná o klasické kompostování, neboť vlivem stability přidávaného materiálu při tomto postupu nedochází k (dostatečné) termogenezi.

4.3.1 Vliv kompostování na PAU a další aromatické uhlovodíky

Biodegradace PAU obecně zahrnuje biotransformaci a rozklad na méně komplexní metabolity, které mohou být dále degradovány, a nakonec mineralizovány až na oxid uhličitý a vodu (aerobní biodegradace), nebo methan (anaerobní) [167]. Mikrobiální degradace PAU jsou schopné některé bakterie, houby i řasy. Zjednodušené schématické znázornění hlavních mechanismů transformace/degradace PAU je znázorněno na Obr. 3.



Obr. 3 Schematické znázornění hlavních mechanismů mikrobiální degradace polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU). A – bakteriální degradace PAU prostřednictvím dioxygenas; B – rozklad PAU katalyzovaný systémem cytochromu P450 (bakterie i eukaryotické organismy), C – mechanismus specifický pro ligninolytické organismy s unikátní enzymovou výbavou. Vytvořeno v programu ChemSketch podle [168,169].

Za degradaci PAU i látek BTEX (benzen, toluen, ethylbenzen, xyleny) jsou u bakterií zodpovědné dva enzymové systémy, dioxygenasy a monooxygenasy [170–172]. Podobným mechanismem dochází také k aerobní bakteriální degradaci chlorovaných benzenů [173]. Působením cyklus-hydroxyylujících dioxygenas vznikají *cis*-dihydrodioly (Obr. 3A). Dihydrodioldehydrogenasy následně umožňují obnovení aromatického cyklu za vzniku dihydroxylovaného aromatického meziprojektu degradační dráhy. Ten pak podléhá intradiolovému (*ortho*), nebo extradiolovému (*meta*) štěpení katalyzovanému enzymy označovanými jako cyklus-štěpící dioxygenasy, čímž v konečném důsledku vzniká derivát PAU s o jedna menším počtem cyklů, jež může být obdobným způsobem dále odbouráván až na pyrokatechol. Z pyrokatecholu vzniká *ortho*-štěpením *cis,cis*-mukonát, *meta*-štěpením semialdehyd kyseliny 2-hydroxy-*cis,cis*-mukonové. Tyto degradační produkty jsou pak dále přeměňovány a mohou být zapojeny do energetického metabolismu. Přeměna benzenu na pyrokatechol přes cyklohexa-3,5-dien-1,2-diol a následná

degradace přes *cis,cis*-mukonát na sukcinát a acetyl-koenzym A byla zaznamenána např. u bakterií *Pseudomonas aeruginosa* nebo *Rhodococcus (Mycobacterium) rhodochrous* [174]. Schopnost využívat některé PAU jako zdroj uhlíku a energie byla také potvrzena u různých bakterií. Anweiller a kol. izolovali z kontaminovaného kompostu termofilní bakterii *Bacillus thermoleovorans* schopnou využívat naftalen jako jediný zdroj energie a uhlíku [175]. Ho a kol. izolovali ze vzorků z lokalit kontaminovaných kreosotem, naftou nebo dehtem bakterie schopné růst na fluoranthenu (hl. *Sphingomonas* spp.) nebo pyrenu (hl. *Mycobacterium* spp.) [176]. Některé z kmenů degradujících fluoranthen byly navíc schopné kometabolizovat pyren v přítomnosti fluoranthenu jakožto energetického substrátu. Autoři u izolovaných bakterií testovali též schopnost kometabolismu dalších PAU včetně benzo[a]pyrenu.

Působením monooxygenas vznikají z PAU jako intermediáty arenoxidy, které se za účasti hydratasy nebo v přítomnosti peroxidu vodíku následně mohou přeměnit na *trans*-dihydrodioly (Obr. 3B). U bakterie *Nitrosomonas europea* byla popsána oxidace benzenu na fenol katalyzovaná ammoniummonooxygenasou, s následnou oxidací fenolu na hydrochinon [177]. Oxidace benzenu za vzniku fenolu může být katalyzována i jinými bakteriálními monooxygenasami [178].

K přeměně PAU u hub dochází prostřednictvím systému cytochromu P450, neboť houby nemají geny pro výše popsané dioxygenasy [167,168]. Vzhledem k tomu, že jde o monooxygenasu, produktem je v takovém případě *trans*-dihydrodiol (Obr. 3B). Některé houby, především již zmiňované houby bílé hniloby, navíc disponují ligninolytickými enzymy. Jde o extracelulární enzymy s širokou substrátovou specifitou, jejichž prostřednictvím mohou být PAU i jiné aromatické polutanty oxidovány radikálovým mechanismem za vzniku chinonů (Obr. 3C). Mezi houby schopné degradace PAU prostřednictvím ligninolytických enzymů patří např. *Lentinus tigrinus*, *Bjerkandera* sp. nebo *Irpex lacteus* [117,179,180]. I u ligninolytických hub může být do metabolismu PAU či jejich transformačních produktů zapojen cytochrom P450, jak dokládají kupříkladu experimenty Cajthaml a kol. (*Irpex lacteus*) [181] a Syed a kol. (*Phanerochaete chrysosporium*) [182], při nichž byly identifikovány typické produkty reakcí katalyzovaných systémem cytochromu P450.

Mineralizaci různých PAU během kompostování se podařilo potvrdit pomocí experimentů s vybranými ¹⁴C-značenými PAU, při nichž byl měřen vznik ¹⁴CO₂ [183–187]. V těchto experimentech obvykle není pozorována mineralizace blízká 100 %, což může být z části způsobeno také zabudováním ¹⁴C do biomasy [168]. Hartlieb a kol. pozorovali mineralizaci ¹⁴C-pyrenu a vznik neextrahovatelné frakce („non-extractable fraction/bound residues“) během kompostování městského bioodpadu [184]. Podíl mineralizovaného ¹⁴C-pyrenu podle autorů vzrostl z 2,3 % stanovených po termofilní fázi až na 60 % po 370 dnech. Degradace pyrenu v termofilní fázi vedla ke vzniku metabolitů, které následně mohly reagovat s huminovými látkami. Zhruba 24 % ¹⁴C bylo na konci

maturace přítomno v neextrahovatelné frakci, přičemž autoři na základě dalších analýz nepovažují za pravděpodobné, že by se z ní v přirozených podmínkách pyren zpětně uvolňoval, a upozorňují, že součástí této frakce může být i ^{14}C zabudovaný do biomasy. Ačkoliv pozorovaný rozsah mineralizace se u různých studií liší, k podobnému závěru, že k mineralizaci PAU dochází ve větší míře až po termofilní fázi, respektive že větší podíl na mineralizaci má mesofilní společenstvo či společenstvo ve zralejším kompostu, došli též kupříkladu Carlstrom & Tuovinen (^{14}C -fenanthren a ^{14}C -fluoranthren) [185], Lashermes a kol. (^{14}C -fluoranthren) [186] a Martens (PAU se 4 až 6 cykly) [187]. Tyto závěry ukazují důležitost dostatečně dlouhé maturační fáze a vhodných podmínek při bioremediaci materiálů kontaminovaných PAU pomocí kompostování. Termofilní fáze je neméně důležitá, neboť, jak dokládají výsledky řady studií, během ní dochází k výraznému úbytku PAU, ačkoliv zřejmě ještě nemusí jít o kompletní mineralizaci [41,145,188,189]. Přítomnost neextrahovatelné frakce ^{14}C asociované převážně s huminovými látkami dokazuje, že během kompostování dochází i k imobilizaci části kontaminantů, respektive jejich metabolitů [183,186,190,191]. Na rozsah sekvestrace během kompostování mohou mít kromě fyzikálně-chemických vlastností jednotlivých polutantů vliv také vlastnosti kompostovaného materiálu [188,192]. Na druhou stranu v případě kompostování kontaminovaných materiálů, které mají povahu tzv. staré zátěže, může kompostování v počátečních fázích biodostupnost polutantů zvýšit (mimo jiné díky termofilním podmínkám) a tím zlepšit jejich odstranění [122,159].

V literatuře je publikováno mnoho degradačních studií, které dokládají, že mikrobiální komunita přítomná během kompostování je schopná významně snížit kontaminaci PAU v reálných matricích [39,41,154,160,193–195]. Nejedná se jen o laboratorní experimenty, ale i o studie v (polo)provozním měřítku. Mezi bakterie vyskytující se během kompostování, u nichž byl zároveň zaznamenán potenciál degradovat aromatické kontaminanty, patří např. zástupci rodů *Nocardioides*, *Mycobacterium*, *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Pseudoxanthomonas*, *Sphingobium* nebo *Novosphingobium* [108,123,130,132,160,196]. Někteří autoři v kompostovaném materiálu/kompostu rovněž potvrdili přítomnost genů pro vybrané degradační enzymy, např. cyklus-hydroxyloxyující dioxygenasy [197,198], nebo přítomnost relevantních enzymových aktivit (zejména ligninolytické enzymy a polyfenoloxidas) [199–202].

Kromě mikrobiální degradace a imobilizace může být za úbytek některých aromatických polutantů a snížení ekotoxicity během kompostování částečně zodpovědná i volatilizace kontaminantů vlivem vysokých teplot v termofilní fázi, případně vyluhování [39]. Vyluhování lze efektivně omezit izolací kompostovaného materiálu a případným navrácením výluhu zpět do kompostovaného materiálu. Míra volatilizace (pokud je nějakým způsobem sledována) se napříč jednotlivými vydanými studii liší. Výrazněji se projevuje především u těkavějších látek (BTEX a PAU s nízkou molární hmotností, zejména naftalen) [195,203,204] a při dosažení vysokých teplot kolem $70\text{ }^{\circ}\text{C}$ [205].

U PAU s více cykly je méně významná [184,206–208]. Svrchní vrstvy kompostovaných hromad někdy mohou sloužit jako filtr, který může volatilizaci způsobenou vysokou teplotou snížit [204].

4.3.2 Biodegradace mikropolutantů během kompostování čistírenských kalů

Kompostování je jednou z metod úpravy čistírenských kalů a dalších podobných materiálů před jejich využitím v zemědělství. V České republice v tomto ohledu patří mezi jednu z nejpoužívanějších technologií [4,209]. Čistírenský kal je se směsí dalších organických odpadů kompostován zejména za účelem hygienizace a stabilizace [210–212]. Výsledný kompost je (podobně jako samotný stabilizovaný čistírenský kal) možné použít pro zlepšení kvality půdy. Výhodou vyšší stability kompostu ve srovnání se vstupním kalem je, že může mít v půdě delší pozitivní efekt vlivem pomalejší degradace [213]. Podmínky zpracování a využití kalů, stejně jako podmínky jejich kompostování v České republice upravuje vyhláška č. 273/2021 Sb. [72], respektive její novelizovaná podoba [214], a na evropské úrovni směrnice 86/278/EHS (zkráceně Kalová směrnice, angl. Sewage Sludge Directive) [215]. Vyhláška udává limitní koncentrace vybraných polutantů v kalech i kompostech spolu s mikrobiologickými kritérii a podmínkami jejich aplikace na půdě (četnost aplikace; množství a obsah sušiny v kalu; půdy, na něž je možné kal aplikovat; mezní hodnoty koncentrací vybraných polutantů v sušině kompostu/kalu, maximální množství, které se s kalem může dostat do půdy za určitý čas apod.). Jedná se o vybrané těžké kovy, polychlorované bifenyly, PAU (pro obě skupiny suma vybraných zástupců) a v případě některých materiálů také halogenované organické sloučeniny (AOX). Vyhláška dále upravuje např. ukazatele jakosti kompostu. Limitní koncentrace pro látky ze skupiny PPCP stejně jako pro řadu dalších mikropolutantů v kalu a kompostu udány nejsou.

Ve vědecké literatuře je zkoumán a diskutován vliv kompostování na PPCP, neboť kompostování by mohlo pomoci snížit riziko spojené s jejich přenosem do půdy [5,144,216–218]. Kvůli narůstající naléhavosti problematiky mikrobiální rezistence vůči některým antibiotikům byla největší pozornost dosud věnována odstranění antibiotik a genů antibiotické rezistence během kompostování čistírenského kalu i dalších materiálů. To je zřejmé i z několika přehledových článků, která na toto téma v posledních letech vznikly [219–225]. Publikace, které se věnují vlivu kompostování na ostatní léčiva a některé produkty osobní péče, jsou shrnuty v Tab. 1. Z podobných důvodů jako v případě antibiotik je zvýšená pozornost věnována také antimikrobiálním látkám (hl. triklosanu a triklokarbanu) [217,226–232].

Ke snížení koncentrace PPCP během kompostování přispívá několik mechanismů, podobně jako je tomu u jiných polutantů. Rozsah jednotlivých dějů se liší v závislosti na podmínkách procesu a fyzikálně-chemických vlastnostech jednotlivých látek. Jde především o biotransformaci a biodegradaci, (ireverzibilní) sorpci na organickou hmotu

kompostu, volatilizaci, vyluhování, ale také naředění způsobené přidáním dalších organických materiálů do zakládky [233–236]. Proti tomu naopak působí redukce celkového objemu organického materiálu během kompostování. V případě látek rezistentních vůči degradaci tím pádem může dojít i k nárůstu koncentrace [85,237].

Analogicky jako v případě PAU i odstraňování PPCP ovlivňují různé parametry procesu, jako je režim vzduchování, vlhkost, C/N, poměr kalu vůči ostatním materiálům, jejich složení a vlastnosti, přičemž spolu samozřejmě tyto parametry do značné míry souvisejí. V některých studiích autoři porovnávali různé způsoby či různou míru ventilace [158,227,229,233]. Výsledky potvrzují, že nedostatek kyslíku brání biotransformaci PPCP [158]. Vyšší ventilace může naopak úbytek mikropolutantů urychlit nebo zvýšit [227,229]. Kompostovaná směs musí být v každém případě dostatečně prostupná pro vzduch, proto se ke kalu často přidává dřevní štěpka nebo piliny (viz Tab. 1).

Při příliš vysokém množství kalu v zakládce nemusí kompostování probíhat optimálně, což se může projevit např. menším růstem teploty, takže proces nemusí projít skutečnou termofilní fází [85,238,239]. Absence vysokých teplot může mít negativní dopad na kvalitu výsledného produktu (vysoká vlhkost, nedostatečná hygienizace či stabilizace apod.) i odstranění polutantů. Optimální poměr kalu a dalších substrátů může být při použití různých materiálů odlišný [239,240]. Vráblová a kol. [144] dosáhli nejvyššího úbytku testovaných farmak při kompostování kalu ve směsi s dřevní štěpkou, v níž dosahoval kal 33 hm%, proces nicméně probíhal uspokojivě i s 50% obsahem kalu. Během porovnání kompostování s různým poměrem kalu a slámových pelet bylo nejvyššího úbytku dosaženo s poměrem 1:3, tedy 25 hm% kalu (publikace 3 – [85]). Zatímco s 50% zastoupením kalu byla účinnost odstranění farmak jen o málo nižší, 75 a 100 % kalu v zakládce se projevilo negativně i v růstu teploty. Jak je vidět z Tab. 1, v některých studiích provedených se 70% nebo vyšším obsahem kalu i tak došlo k dostatečnému vývoji tepla, aby teplota výrazně přesáhla 45 °C [216,229,231]. Většinou však na základě dat v uvedených publikacích není možné posoudit, jestli by v případě nižšího podílu kalu byla míra odstranění farmak či dalších polutantů vyšší. Účinnost kompostování může být snížena i výběrem nevhodného přidaného substrátu, jak dokázali Nei a kol. porovnáním rašeliny (méně vhodný substrát) a pilin [228].

Vedle množství kalu v kompostované směsi záleží také na typu a původu kalu [239,241]. Kompostování zpravidla předchází odvodnění, aby nebyla vlhkost kalu příliš vysoká [237,242]. Poměrně častá je též kombinace anaerobní digesce, odvodnění a kompostování. Podle některých autorů je z hlediska odstraňování PPCP a dalších mikropolutantů kompostování odvodněného anaerobně digestovaného kalu nejvýhodnější, protože některé látky jsou snadněji degradovatelné v anaerobních podmínkách, zatímco jiné v aerobních, a toto uspořádání oba typy degradace umožňuje [83,217,232,234,241,243].

Jak již bylo zmíněno v úvodu, na základě literatury je zřejmé, že kompostování působí na jednotlivé látky ze skupiny PPCP s různou účinností. To je dáno jednak odlišnou povahou jednotlivých sloučenin, jednak používáním různorodých procesních podmínek, kvůli čemuž je navíc někdy obtížné publikované výsledky mezi sebou porovnávat. Zatímco v případě řady antibiotik (např. fluorochinolony, makrolidy, tetracykliny) bývá kompostováním často dosahováno poměrně významných úbytků [216,220,222,241,244], některá další léčiva přítomná v kalech jsou vůči degradaci poměrně odolná. Mezi PPCP s opakovaně zaznamenanou nízkou (až nulovou) mírou odstranění patří např. antiepileptikum karbamazepin, nesteroidní protizánětlivé léčivo ibuprofen, antihypertenzivum telmisartan nebo syntetické pížmo galaxolid [85,216,237,241,242,245,246]. I v případě těchto sloučenin však některé studie zaznamenaly signifikantní úbytek. Kupříkladu Butkovskiy a kol. během laboratorního experimentu s uměle kontaminovaným kalem pozorovali úbytek 87 % karbamazepinu 87 % a u ibuprofenu dokonce 99 % [234]. Dalahmeh a kol. zaznamenali během ročního kompostování v průmyslovém měřítku naopak rychlejší degradaci karbamazepinu ve srovnání s ibuprofenem, který měl vůbec nejdelší poločas ze zkoumaných látek [216]. Naproti tomu Sertillage a kol. v podobné studii u karbamazepinu žádný úbytek nepozorovali [241]. Účinnost biodegradace jednotlivých sloučenin může být ovlivněna i přítomností dalších látek, jak zaznamenali kupříkladu Thomas a kol. při kompostování kalu uměle kontaminovaného různou koncentrací triklosanu a karbamazepinu [235]. Autoři dosáhli 83% degradace karbamazepinu samostatně, zatímco pouze 66% ve směsi s triklosanem (úbytek triklosanu 86 % a 83 %).

Při rozkladu PPCP během kompostování dochází ke vzniku nejrůznějších biotransformačních a biodegradačních produktů, z nichž většina dosud není příliš prozkoumána, ačkoliv některé z nich mohou být rovněž biologicky aktivní. Typickým příkladem je přeměna triklosanu na methyltriklosan, který je za aerobních podmínek poměrně rekalci-trantní, takže může docházet k jeho akumulaci v kompostu. To dokazují výsledky např. již zmiňované publikace Butkovskiy a kol. [234] nebo Sadeh a kol. [158], kteří však nárůst koncentrace methyltriklosanu zaznamenali pouze v části experimentů. Sadeh a kol. rovněž zkoumali, ve kterých fázích kompostování dominantně dochází k rozkladu původní sloučeniny a ve kterých k rozkladu jejího metabolitu [247]. Optimální teplota pro konverzi triklosanu byla v rozmezí 30–50 °C, zatímco u methyltriklosanu 50 °C a více, což pravděpodobně znamená, že k degradaci těchto látek dochází působením rozdílných mikroorganismů. V případě galaxolidu a jeho metabolitu galaxolidonu byla optimální teplota shodně 37–50 °C.

Tab. 1 Přehled vybraných publikací zabývajících se osudem léčiv a některých produktů osobní péče během kompostování čistírenských kalů a podobných materiálů (studie zabývající se pouze antibiotiky v tabulce nejsou zahrnuty). Pro přehlednost je v tabulce zahrnuta i publikace 3 ([85]).

Použité zkratky: PPCP = léčiva a produkty osobní péče, PAU = polycyklické aromatické uhlovodíky, TK = těžké kovy, TCS = triklosan, mTCS = methyltriklosan, TCC = triklokarban, CBZ = karbamazepin, IBU = ibuprofen, atb. = antibiotika, kont. = umělá kontaminace, AN = kal po anaerobní digesci, DEH = odvodněný kal, hm% = hmotnostní procenta, obj% = objemová procenta, stab. = průběh za konstantní teploty, n. = neuvedeno

*Není-li uvedeno jinak, jedná se o hmotnostní procenta v čerstvém stavu.

PPCP	Další látky	Substrát	Kal	Vstupní obsah kalu [hm%]*	Měřítko	Délka (d)	Max. teplota [°C]	Poznámky	Cit.
Diklofenak, acetaminofen, lamotrigin, 4 sartany, theobromin, theofylin, kotinin	TK	Kompost, tráva, štěpka	n.	40	Laboratorní	125	72	Celková účinnost odstranění PPCP včetně zředění substrátem 81 % (A), 66 % (B), nejlepší hromada až 90 % (33 % kal + štěpka). Během samotného kompostování 56 % (A) a 34 % (B). Mezi uspořádáními u jednotlivých látek velké rozdíly v účinnosti, někdy i záporná.	[144]
		Štěpka		50	Hromady	125	>65/>45		
		Štěpka		33	lokalita A	>45			
		Štěpka, půda		50		41			
		Kompost		50		35			
		Bioodpad, štěpka, popel		32	Hromady lokalita B	45	>60		
		Bioodpad, štěpka, digestát		32		>65			
		Bioodpad, štěpka, popel, digestát		30		>65			
Bioodpad, štěpka, půda	17	>65							
Bioodpad, štěpka, půda, popel	21		>65						
Vše	15		>60						
12 PPCP	–	Slámové pelety	Aerobně stabilizovaný	100 75 50 25 0	Kompostéry (70 l)	120	29 38 57 66 68	Úbytek u: kofein, citalopram, diklofenak, mirtazapin, venlafaxin. Kompostování nemělo vliv na: amitriptylin, CBZ, cetirizin, IBU, sulfapyridin, TCS, telmisartan.	[85]
49 PPCP a endokrinních disruptorů	PAU, TK	Lisovaná buničina (=obaly od vajec)	2 kaly	Cca 70	Hromady + vrstvené hromady	30 + 180	n.	U 19 látek redukce 4–90 % během kompostování (nejvíce atorvastatin).	[248]
Diklofenak, TCS (kont.)	–	Piliny	AN–DEH	33 25 (obj%)	Laboratorní	30	57 52	Úbytek látek větší s 25 obj% kalu, průměrně 95 % diklofenaku a 68 % TCS.	[226]
Metformin, CBZ (kont.)	–	Piliny	AN–DEH	33 25 (obj%)	Laboratorní	30	n.	93% úbytek metforminu, žádný úbytek CBZ.	[249]
TCS, CBZ (kont.)	–	Rašelina Rašelina+zbytky sladu Rašelina + innokulum Rašelina + ethanol	AN–DEH	50 (obj%)	Kompostéry (50 l)	31	<40 47 <40 <40	Pomalý úbytek TCS, žádný CBZ V porovnání s pilinami v [226] je rašelina nevhodný substrát.	[228]

PPCP	Další látky	Substrát	Kal	Vstupní obsah kalu [hm%]*	Měřítko	Délka (d)	Max. teplota [°C]	Poznámky	Cit.
72 PPCP	–	Drt' z olivovníků Drt' z olivovníků + směsná kultura Drt' z olivovníků + <i>penicillium oxalicum</i> xd 3.1	AN–DEH	50 (v aktivní fázi) 25 (maturace)	Hromady	220	>60	Kompostování: 26 PPCP neodstraněných (vč. kofeinu), u 12 100% úbytek Bioaugmentace umožnila úplnou/částečnou redukci dalších PPCP (vč. CBZ).	[250]
CBZ, TCS, IBU Galaxolid	–	Piliny Piliny + mFe Piliny + nFe	DEH	80	Laboratorní	24	Simulovaný klasický průběh	Přídavek mFe/nFe při kompostování zvýšil odstranění PPCP 1,12–1,66x	[251]
42 PPCP (vč. 12 atb)	Hormony	Zahradní odpad	AN–DEH	74	Valy	363	>60	Po roce kompostování nebyly detekovány žádné hormony a atb. Zbylo 5 % ostatních léčiv, nejnižší degr. konstanta pro IBU, nejvyšší pro oxazepam	[216]
Gemfibrozil, naproxen, CBZ, IBU	–	Biouhel Dřevní štěpka	AN–DEH	80 (sušina)	Laboratorní	360	25	Poločas farmak byl 13–3053 dnů (nejkratší IBU, nejdelší CBZ). Přídavek biouhlu/štěpky snížil vyluhovatelnost PPCP (kromě naproxenu).	[252]
8 PPCP	PAU	Dřevní štěpka (A) n. (B)	Směs kalů (A) Odpad ze septiků a žump (B)	n.	Provozní	21	n.	Kompostování (B) snížilo obsah triklosanu a částečně mTCS, pro (A) neuvedeno.	[253]
TCC	–	Piliny Sláma	n.	75	Reaktor (340 l)	17	>65	S pilinami/slámou došlo k odstranění 66/83 % TCC.	[231]
TCS	–	Piliny	Stejný jako [231]	70	Reaktor (340 l) 3 ventilace	17	63–76	Úbytek 60 % TCS při střední/vysoké ventilaci, 48 % při nízké ventilaci	[229]
10 PPCP	–	Kůra („sanitary bark“) Kůra, biouhel	Odpad z kompostovací toalety	–	Reaktor (16 l)	71	>45 >25 >13	Přídavek biouhlu nevedl k signifikantnímu zlepšení sledovaných parametrů. Nejlépších výsledků dosaženo při nejvyšších teplotách.	[254]
CBZ, TCS (kont.)	–	Odpadní zeleň, kokosové vlákno, kravský hnůj	Odvodněný odpad ze septiku	20	Reaktor (30 l)	20	38–53 (dle koncentrace TCC a CBZ)	83% degradace CBZ, 66% ve směsi s TCS (5 mg/kg) 86% degradace TCS, 83% ve směsi (5 mg/kg) Vyluhování jen u CBZ. Toxičtější vysoké koncentrace CBZ ve srovnání s TCS	[235]

PPCP	Další látky	Substrát	Kal	Vstupní obsah kalu [hm%]*	Měřítko	Délka (d)	Max. teplota [°C]	Poznámky	Cit.
37 PPCP	PAU nonylfenoly	Odpadní zeleň, zbytky po přesívání Odpadní zeleň	AN–DEH Surový	45 34	Provozní	28 42		Nárůst CBZ a fluoxetinu. Ne vždy shodné výsledky pro oba kaly.	[241]
TCS, TCC	–	Piliny Kompost	n.	60	Provozní s různou ventilací	16	>65	Nejlepších výsledků dosaženo největší ventilací (>60 % TCS, >80 % TCC)	[227]
10 PPCP (směs reálné a umělé kontaminace)	–	Rýžová sláma	n.	Dle C/N	Laboratorní (8 l)	100	>70	Degradace farmak během kompostování je závislá na C/N. Úbytek fluoxetinu (100%), azithromycinu, irbesartanu a citalopramu (10%); žádný efekt u telmisartanu a venlafaxinu.	[245]
7 PPCP (kont.), 2 metabolity		Nasekané dřevo (<3 cm)	AN	35	Laboratorní (5 l)	92	35 (stab.) 50 (stab.)	Úbytek PPCP v rozmezí 88 % (CBZ) do 99,9 % (diklofenak, IBU, estron). Zaznamenaná akumulace mTCS., větší při 50 °C.	[234]
TCS, mTCS 3 parfémů a 1 metabolit	Prům. chemikálie	Sláma, koňský hnůj, zahradní odpad, papír, dřevitá vlna	AN	42	Hromady	24	>70	Signifikantní úbytek TCS i mTCS, nevýznamný úbytek galaxolidu a galaxolidonu (u toho i přechodný nárůst).	[246]
TCS, mTCS, 4 parfémů a 1 metabolit, UV filtr	Prům. chemikálie	Sláma, zahradní odpad, papír, dřevitá vlna, odpad z prosévání kompostu	n.	41	Laboratorní	56	50 (stab.)	Nedostatek kyslíku obecně bránil transformaci, u většiny látek ve vzduchovaných reaktorech zaznamenán pokles, bez nárůstu mTCS	[158]
		Zahradní odpad, odpad z prosévání kompostu, sláma	n.	34	Provozní	42	70	U většiny látek zaznamenán pokles ve 2.–6. týdnu (včetně galaxolidonu), nárůst mTCS.	
24 PPCP	–	–	AN–DEH	100	Hromady	n.	n.	Po kompostování většina PPCP přítomná v porovnatelném, či větším množství; úbytek kofeinu.	[237]
5 inhibitorů zpětného vychytávání serotoninu, 4 metabolity		Smrková kůra, odpad ze zahradního kompostu, zralý kalový kompost	Po srážení síranem železnatým	45 (obj%)	Laboratorní	21	50	Úbytek u všech látek, nejvyšší u fluoxetinu, paroxetinu a citalopramu, Detekované 3 metabolity, u dvou mírná akumulace.	[255]

5 Cíle disertační práce

Kompostování je díky degradačnímu potenciálu přítomných mikroorganismů i relativní cenové a technologické dostupnosti slibnou bioremediační metodou pro řadu různě znečištěných pevných matric. Může být použito jako hlavní technologie nebo v kombinaci s dalšími remediačními metodami. Je zavedenou metodou úpravy čistírenských kalů, přičemž v tomto případě může též pomoci snížit riziko přenosu mikropolutantů do zemědělské půdy. Tato disertační práce se zabývá vlivem vybraných parametrů procesu na bioremediační účinnost kompostování. Dále se věnuje také aplikaci kompostování jakožto finálního kroku komplexnější remediační technologie, který má snížit ekotoxicitu sanovaného materiálu.

Dílčími cíli práce bylo:

1. posoudit vliv složení kompostovacího substrátu na bioremediační účinnost kompostování použitého pro sanaci půd znečištěných polycyklickými aromatickými uhlovodíky (publikace 1);
2. vytvořit aktuální ucelený přehled hlavních skupin organických polutantů s důrazem na látky často se vyskytující v čistírenských kálech (publikace 2);
3. posoudit vliv kompostování s různým podílem čistírenského kalu v základce na vybrané mikropolutanty ze skupiny PPCP přítomné v kalu (publikace 3);
4. ověřit účinnost kompostování jako závěrečné metody při chemicko-biologické remediaci půdy znečištěné hexachlorcyklohexany (publikace 4).

6 Souhrn použitých publikací a závěry

1. Pro posouzení vlivu složení organického substrátu na účinnost bioremediace půd znečištěných PAU pomocí kompostování byl realizován experiment se čtyřmi různými substráty tvořenými směsí organických odpadů (publikace 1). Hlavními součástmi jednotlivých směsí byly: zahradní odpad, čistírenský kal, drůbeží podestýlka, odpad z ovoce a zeleniny. Pro kompostování byly zvoleny dvě půdy z dlouhodobě znečištěných lokalit, které se lišily jak celkovou koncentrací PAU, tak mírou zastoupení jednotlivých PAU (suma 16 US EPA PAU v půdě A 5926 mg kg⁻¹, v půdě B 369 mg kg⁻¹). Experiment byl realizován ve venkovních kompostérech s objemem 750 l (provzdušnění pomocí periodického promíchávání) a trval více než 680 dní, aby byla maturace dostatečně dlouhá.

Ve všech kompostérech bylo v obou půdách dosaženo více než 95% odstranění sledovaných PAU, zatímco v kontrolách obsahujících pouze půdu bez substrátu byl úbytek PAU neznatelný (půda A), nebo dosahoval 39 % (půda B). Na rozdíl od samotných půd výsledné komposty navíc nevykazovaly ve zvolených testech prakticky žádnou ekotoxicitu. Dle stanovených rychlostních konstant byl pozorován nejrychlejší úbytek PAU v první aktivní fázi v kompostérech se zahradním odpadem. Z uvedených výsledků lze vyvodit, že pokud jsou v průběhu vhodné podmínky pro kompostování (dostatečný přísun vzduchu, obsah živin, vlhkost, průběh s termofilní fází, délka maturace atd.) a kontaminanty jsou dostatečně biodostupné, složení substrátu nemá na konečný rozsah biodegradace zásadní vliv, může ji však v některých případech urychlit. Je též třeba poznamenat, že úbytek PAU s více než 4 cykly byl pozorován i po 300 dnech, pro tuto skupinu se tedy dlouhá maturační fáze zdá klíčová.

2. V publikaci 2 byl vytvořen přehled organických (mikro)polutantů, často se vyskytujících v životním prostředí, a jejich fyzikálně-chemických i ekotoxikologických vlastností. Důraz byl kladen na látky, které se do prostředí dostávají ze systému čištění odpadních vod, zejména pak prostřednictvím aplikace čistírenských kalů na půdu.
3. Při kompostování čistírenského kalu se slámovými peletami v různém poměru byly sledovány koncentrace 12 mikropolutantů ze skupiny PPCP (publikace 3). Kromě koncentrací zvolených kontaminantů byly po 4 měsících kompostování rovněž vyhodnoceny některé fyzikálně-chemické parametry kompostů. Obsah kalu v jednotlivých aktivně vzduchovaných kompostérech byl (hm%) 100, 75, 50, 25, 0. Z výsledků vyplývá, že z hlediska odstranění kontaminace mělo kompostování pozitivní vliv v případě kofeinu, citalopramu, diklofenaku, mirtazapinu, venlafaxinu a částečně sulfapyridinu. Na zbytek zkoumaných PPCP kompostování vliv nemělo a v řadě případů

byl dokonce pozorován nárůst koncentrace, který je pravděpodobně způsobený redukcí celkové hmoty kompostu. Z analýzy dat se zdá, že degradace PPCP není významně ovlivněna hodnotou pH a celkovým obsahem dusíku (v testovaném rozsahu). Rovněž lze z dat vyvozovat, že úbytek zmiňovaných látek způsobují bakterie, nikoliv houby. Vliv kompostování na jednotlivé látky závisel také na obsahu kalu v zakládce, z dat se zdá být nejlepším složením 25 % kalu a 75 % slámových pelet. V kompostérech, kde byl obsah kalu 75 % nebo 100 % byla nejvyšší zaznamenaná teplota nižší než 40 °C, což ukazuje, že takto vysoký obsah kalu ve zvoleném uspořádání pravděpodobně nepodporuje správný průběh kompostování.

4. V publikaci 4 je popsána chemicko-biologická metoda pro remediaci půdy kontaminované vysokou koncentrací HCH pocházejících z historické výroby lindanu. Metoda byla založena na sekvenci anaerobních a aerobních fází, podporujících jak reduktivní dechloraci za anaerobních podmínek, tak oxidaci a aerobní degradaci HCH a jejich degradačních produktů vzniklých v anaerobní fázi. K nastartování, udržení a střídání těchto fází byly použity různé kombinace nano a mikročástic nulamocného železa (nZVI/mZVI), respektive různých zdrojů kyslíku (H_2O_2 , MgO_2 , CaO_2 v různé formě). Na začátku první a druhé anaerobní fáze byla spolu s nZVI/mZVI ke znečištěné půdě přidávána též nasekaná tráva, která sloužila jako zdroj uhlíku pro přítomné bakterie. Na počátku třetí a čtvrté anaerobní fáze již byla tráva použita bez nZVI/mZVI. Hlavní část remediace byla zahájen i ukončena anoxickou fází. Celý postup byl uzavřen zkompostováním půdy se slámou ve venkovních rotačních kompostérech (127 dní). Účelem tohoto závěrečného kroku bylo odstranění přítomných degradačních produktů HCH a celkové snížení ekotoxicity materiálu způsobené nejspíše jak produkty degradace HCH, tak rozkladem trávy. Z výsledků popsaného experimentu lze vyvodit, že ačkoliv k další degradaci zbytkového množství HCH během kompostování nedošlo, jeho zařazení významně snížilo ekotoxicitu sanované půdy ve srovnání se stavem na konci poslední anaerobní fáze. Zvoleným postupem bylo dosaženo úspěšné bioremediace znečištěné půdy, přičemž výsledný materiál je dle platné legislativy možné umístit na standardní skládku.

Literatura

- 1 Diaz, L. F., Savage, G. M. Factors that Affect the Process. *Compost Science and Technology* (Diaz, L. F., de Bertoldi, M., Bidlingmaier, W., ed.) 49–65, Elsevier Ltd., Amsterdam, 2007, ISBN: 9780080545981.
- 2 Chen, M., Xu, P., Zeng, G., Yang, C., Huang, D., Zhang, J. Bioremediation of soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons, petroleum, pesticides, chlorophenols and heavy metals by composting: Applications, microbes and future research needs. *Biotechnology Advances* 2015, 33, 745–755, doi: 10.1016/j.biotechadv.2015.05.003.
- 3 Wan, C. K., Wong, J. W. C., Fang, M., Ye, D. Y. Effect of organic waste amendments on degradation of PAHs in soil using thermophilic composting. *Environmental technology* 2003, 24, 23–30, doi: 10.1080/09593330309385532.
- 4 Vodovody, kanalizace a vodní toky - 2023 | Produkty. Dostupné online: <https://csu.gov.cz/produkty/vodovody-kanalizace-a-vodni-toky-2023> [cit. 07/16/2024].
- 5 Verlicchi, P., Zambello, E. Pharmaceuticals and personal care products in untreated and treated sewage sludge: Occurrence and environmental risk in the case of application on soil – A critical review. *Science of the Total Environment* 2015, 538, 750–767, doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.08.108.
- 6 Bertram, M. G., Martin, J. M., Wong, B. B., Brodin, T. Micropollutants. *Current Biology* 2021, 32, R17–R19, doi: 10.31234/osf.io/puqvs.
- 7 Petrović, M., Gonzalez, S., Barceló, D. Analysis and removal of emerging contaminants in wastewater and drinking water. *Trends in Analytical Chemistry* 2003, 22, 685–696, doi: 10.1016/S0165-9936(03)01105-1.
- 8 Ebele, A. J., Abou-Elwafa Abdallah, M., Harrad, S. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. *Emerging Contaminants* 2017, 3, 1–16, doi: 10.1016/j.emcon.2016.12.004.
- 9 Rozman, D., Hrkal, Z., Eckhardt, P., Novotná, E., Boukalová, Z. Pharmaceuticals in groundwaters: a case study of the psychiatric hospital at Horní Beřkovice, Czech Republic. *Environmental Earth Sciences* 2015, 73, 3775–3784, doi: 10.1007/s12665-014-3663-1.
- 10 Datel, J. V., Hrabankova, A. Pharmaceuticals Load in the Svihov Water Reservoir (Czech Republic) and Impacts on Quality of Treated Drinking Water. *Water* 2020, 12, 1387, doi: 10.3390/w12051387.
- 11 Chaplain, V., Mamy, L., Viublé, L., Mougin, C., Benoit, P., Barriuso, E., Nelieu, S. Fate of pesticides in soils: Toward an integrated approach of influential factors. *Pesticides in the modern world – Risks and benefits* (Stoytcheva, M., ed.) 1 ed. 535–560, InTech, London, 2011, ISBN: 978-953-51-4425-0.
- 12 Namkoong, W., Hwang, E.-Y., Park, J.-S., Choi, J.-Y. Bioremediation of diesel-contaminated soil with composting. *Environmental Pollution* 2002, 119, 23–31, doi: 10.1016/S0269-7491(01)00328-1.
- 13 Katagi, T. Bioconcentration, bioaccumulation, and metabolism of pesticides in aquatic organisms. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 2010, 204, 1–132, doi: 10.1007/978-1-4419-1440-8_1.

- 14 Wei, F., Mortimer, M., Cheng, H., Sang, N., Guo, L. H. Parabens as chemicals of emerging concern in the environment and humans: A review. *Science of the Total Environment* 2021, 778, 146150, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2021.146150.
- 15 Narduzzi, S., Fantini, F., Blasetti, F., Rantakokko, P., Kiviranta, H., Forastiere, F., Michelozzi, P., Porta, D. Predictors of Beta-Hexachlorocyclohexane blood levels among people living close to a chemical plant and an illegal dumping site. *Environmental Health: A Global Access Science Source* 2020, 19, 9, doi: 10.1186/s12940-020-0562-7.
- 16 Rout, P. R., Zhang, T. C., Bhunia, P., Surampalli, R. Y. Treatment technologies for emerging contaminants in wastewater treatment plants: A review. *Science of The Total Environment* 2021, 753, 141990, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2020.141990.
- 17 Martín, J., Camacho-Muñoz, D., Santos, J. L., Aparicio, I., Alonso, E. Occurrence of pharmaceutical compounds in wastewater and sludge from wastewater treatment plants: Removal and ecotoxicological impact of wastewater discharges and sludge disposal. *Journal of Hazardous Materials* 2012, 239–240, 40–47, doi: 10.1016/j.jhazmat.2012.04.068.
- 18 Verlicchi, P., Galletti, A., Petrovic, M., Barceló, D. Hospital effluents as a source of emerging pollutants: An overview of micropollutants and sustainable treatment options. *Journal of Hydrology* 2010, 389, 416–428, doi: 10.1016/J.JHYDROL.2010.06.005.
- 19 Rogowska, J., Cieszynska-Semenowicz, M., Ratajczyk, W., Wolska, L. Micropollutants in treated wastewater. *Ambio* 2019, 49, 487–503, doi: 10.1007/S13280-019-01219-5.
- 20 Ben, W., Zhu, B., Yuan, X., Zhang, Y., Yang, M., Qiang, Z. Occurrence, removal and risk of organic micropollutants in wastewater treatment plants across China: Comparison of wastewater treatment processes. *Water Research* 2018, 130, 38–46, doi: 10.1016/J.WATRES.2017.11.057.
- 21 Rada Evropské unie. Směrnice Rady ze dne 21. května 1991 o čištění městských odpadních vod (91/271/EHS). *Úřední věstník* 1991, L 135, 40–52.
- 22 Mertová, D. Přepracovaná směrnice o čištění městských odpadních vod přináší nové výzvy nejen ve vodohospodářském sektoru. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace* 2024, 66, 28–31, doi: 10.46555/VTEI.2024.05.003.
- 23 Singh, N. K., Sanghvi, G., Yadav, M., Padhiyar, H., Christian, J., Singh, V. Fate of pesticides in agricultural runoff treatment systems: Occurrence, impacts and technological progress. *Environmental Research* 2023, 237, 117100, doi: 10.1016/j.envres.2023.117100.
- 24 Keerthanan, S., Jayasinghe, C., Biswas, J. K., Vithanage, M. Pharmaceutical and Personal Care Products (PPCPs) in the environment: Plant uptake, translocation, bioaccumulation, and human health risks. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 2020, 51, 1221–1258, doi: 10.1080/10643389.2020.1753634.
- 25 Ben Mordechay, E., Tarchitzky, J., Chen, Y., Shenker, M., Chefetz, B. Composted biosolids and treated wastewater as sources of pharmaceuticals and personal care products for plant uptake: A case study with carbamazepine. *Environmental Pollution* 2018, 232, 164–172, doi: 10.1016/j.envpol.2017.09.029.

- 26 Zhao, S., Yang, Q., Wang, B., Peng, Y., Zhan, J., Liu, L. Effects of combined exposure to perfluoroalkyl acids and heavy metals on bioaccumulation and subcellular distribution in earthworms (*Eisenia fetida*) from co-contaminated soil. *Environmental Science and Pollution Research* 2018, 25, 29335–29344, doi: 10.1007/s11356-018-2951-9.
- 27 Gavrilescu, M. Fate of pesticides in the environment and its bioremediation. *Engineering in Life Sciences* 2005, 5, 497–526, doi: 10.1002/elsc.200520098.
- 28 Shrestha, S. L., Casey, F. X. M., Hakk, H., Smith, D. J., Padmanabhan, G. Fate and Transformation of an Estrogen Conjugate and Its Metabolites in Agricultural Soils. *Environmental Science & Technology* 2012, 46, 11047–11053, doi: 10.1021/es3021765.
- 29 Charuaud, L., Jarde, E., Jaffrezic, A., Thomas, M. F., Le Bot, B. Veterinary pharmaceutical residues from natural water to tap water: Sales, occurrence and fate. *Journal of Hazardous Materials* 2019, 361, 169–186, doi: 10.1016/j.jhazmat.2018.08.075.
- 30 Meftaul, I. M., Venkateswarlu, K., Annamalai, P., Parven, A., Megharaj, M. Glyphosate use in urban landscape soils: Fate, distribution, and potential human and environmental health risks. *Journal of Environmental Management* 2021, 292, 112786, doi: 10.1016/j.jenvman.2021.112786.
- 31 Posada-Baquero, R., Fernández-López, C., Hennecke, D., Ortega-Calvo, J. J. Integrating bioavailability measurements in persistence testing of partially biodegradable organic chemicals in soil. *Science of the Total Environment* 2024, 909, 168460, doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.168460.
- 32 Pullagurala, V. L. R., Rawat, S., Adisa, I. O., Hernandez-Viezcas, J. A., Peralta-Videa, J. R., Gardea-Torresdey, J. L. Plant uptake and translocation of contaminants of emerging concern in soil. *Science of the Total Environment* 2018, 636, 1585–1596, doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.375.
- 33 Grasserová, A., Pacheco, N. I. N., Semerád, J., Filipová, A., Innemanová, P., Hanč, A., Procházková, P., Cajthaml, T. New insights into vermiremediation of sewage sludge: The effect of earthworms on micropollutants and vice versa. *Waste Management* 2024, 174, 496–508, doi: 10.1016/j.wasman.2023.12.016.
- 34 Pesce, S. F., Cazenave, J., Monferrán, M. V., Frede, S., Wunderlin, D. A. Integrated survey on toxic effects of lindane on neotropical fish: *Corydoras paleatus* and *Jenynsia multidentata*. *Environmental Pollution* 2008, 156, 775–783, doi: 10.1016/j.envpol.2008.06.016.
- 35 Zhang, D., Zhang, W., Liang, Y. Distribution of eight perfluoroalkyl acids in plant-soil-water systems and their effect on the soil microbial community. *Science of the Total Environment* 2019, 697, 134146, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134146.
- 36 Ikemoto, T., Tu, N. P. C., Watanabe, M. X., Okuda, N., Omori, K., Tanabe, S., Tuyen, B. C., Takeuchi, I. Analysis of biomagnification of persistent organic pollutants in the aquatic food web of the Mekong Delta, South Vietnam using stable carbon and nitrogen isotopes. *Chemosphere* 2008, 72, 104–114, doi: 10.1016/j.chemosphere.2008.01.011.
- 37 Liu, Y., Luo, X., Zeng, Y., Tu, W., Deng, M., Wu, Y., Mai, B. Species-specific biomagnification and habitat-dependent trophic transfer of halogenated organic pollutants in insect-dominated food webs from an e-waste recycling site. *Environment International* 2020, 138, 105674, doi: 10.1016/j.envint.2020.105674.

- 38 Kuppusamy, S., Thavamani, P., Venkateswarlu, K., Lee, Y. B., Naidu, R., Megharaj, M. Remediation approaches for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) contaminated soils: Technological constraints, emerging trends and future directions. *Chemosphere* 2017, *168*, 944–968, doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.10.115.
- 39 Loick, N., Hobbs, P. J., Hale, M. D. C., Jones, D. L. Bioremediation of Poly-Aromatic Hydrocarbon (PAH)-contaminated soil by composting. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 2009, *39*, 271–332, doi: 10.1080/10643380701413682.
- 40 Hu, Y., Li, G., Yan, M., Ping, C., Ren, J. Investigation into the distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in wastewater sewage sludge and its resulting pyrolysis bio-oils. *Science of the Total Environment* 2014, *473–474*, 459–464, doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.12.051.
- 41 Covino, S., Fabianová, T., Křesinová, Z., Čvančarová, M., Burianová, E., Filipová, A., Voříšková, J., Baldrian, P., Cajthaml, T. Polycyclic aromatic hydrocarbons degradation and microbial community shifts during co-composting of creosote-treated wood. *Journal of Hazardous Materials* 2016, *301*, 17–26, doi: 10.1016/j.jhazmat.2015.08.023.
- 42 Wild, S. R., Jones, K. C. Polynuclear aromatic hydrocarbons in the United Kingdom environment: a preliminary source inventory and budget. *Environmental Pollution* 1995, *88*, 91–108.
- 43 Juhasz, A. L., Smith, E., Waller, N., Stewart, R., Weber, J. Bioavailability of residual polycyclic aromatic hydrocarbons following enhanced natural attenuation of creosote-contaminated soil. *Environmental Pollution* 2010, *158*, 585–591, doi: 10.1016/j.envpol.2009.08.018.
- 44 Yang, Y., Cajthaml, T., Hofmann, T. PAH desorption from river floodplain soils using supercritical fluid extraction. *Environmental pollution* 2008, *156*, 745–752, doi: 10.1016/J.ENVPOL.2008.06.007.
- 45 Kumar, M., Bolan, N. S., Hoang, S. A., Sawarkar, A. D., Jasemizad, T., Gao, B., Keerthanan, S., Padhye, L. P., Singh, L., Kumar, S., et al. Remediation of soils and sediments polluted with polycyclic aromatic hydrocarbons: To immobilize, mobilize, or degrade? *Journal of Hazardous Materials* 2021, *420*, 126534, doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.126534.
- 46 Wang, C., Wu, S., Zhou, S., Shi, Y., Song, J. Characteristics and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban soils: A review. *Pedosphere* 2017, *27*, 17–26, doi: 10.1016/S1002-0160(17)60293-5.
- 47 Mostert, M. M. R., Ayoko, G. A., Kokot, S. Application of chemometrics to analysis of soil pollutants. *Trends in Analytical Chemistry* 2010, *29*, 430–445, doi: 10.1016/j.trac.2010.02.009.
- 48 Meyer, S., Steinhart, H. Fate of PAHs and hetero-PAHs during biodegradation in a model soil/compost-system: Formation of extractable metabolites. *Water, Air, and Soil Pollution* 2001, *132*, 215–231, doi: 10.1023/A:1013252021388.
- 49 Siemers, A. K., Mänz, J. S., Palm, W. U., Ruck, W. K. L. Development and application of a simultaneous SPE-method for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), alkylated PAHs, heterocyclic PAHs (NSO-HET) and phenols in aqueous samples from German Rivers and the North Sea. *Chemosphere* 2015, *122*, 105–114, doi: 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2014.11.022.

- 50 Idowu, O., Semple, K. T., Ramadass, K., O'Connor, W., Hansbro, P., Thavamani, P. Beyond the obvious: Environmental health implications of polar polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environment International* 2019, 123, 543–557, doi: 10.1016/j.envint.2018.12.051.
- 51 Wang, X., Teng, Y., Wang, X., Li, X., Luo, Y. Microbial diversity drives pyrene dissipation in soil. *Science of the Total Environment* 2022, 819, 153082, doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.153082.
- 52 Han, X., Hu, H., Shi, X., Zhang, L., He, J. Effects of different agricultural wastes on the dissipation of PAHs and the PAH-degrading genes in a PAH-contaminated soil. *Chemosphere* 2017, 172, 286–293, doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.01.012.
- 53 Manoli, E., Samara, C. Polycyclic aromatic hydrocarbons in natural waters: sources, occurrence and analysis. *Trends in Analytical Chemistry* 1999, 18, 417–428, doi: 10.1016/S0165-9936(99)00111-9.
- 54 Jesus, F., Pereira, J. L., Campos, I., Santos, M., Ré, A., Keizer, J., Nogueira, A., Gonçalves, F. J. M., Abrantes, N., Serpa, D. A review on polycyclic aromatic hydrocarbons distribution in freshwater ecosystems and their toxicity to benthic fauna. *Science of the Total Environment* 2022, 820, 153282, doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.153282.
- 55 Barnier, C., Ouvrard, S., Robin, C., Morel, J. L. Desorption kinetics of PAHs from aged industrial soils for availability assessment. *Science of the Total Environment* 2014, 470–471, 639–645, doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.10.032.
- 56 Hussar, E., Richards, S., Lin, Z. Q., Dixon, R. P., Johnson, K. A. Human health risk assessment of 16 priority polycyclic aromatic hydrocarbons in soils of Chattanooga, Tennessee, USA. *Water, Air, and Soil Pollution* 2012, 223, 5535–5548, doi: 10.1007/s11270-012-1265-7.
- 57 Lv, N., Wang, B., Wang, H., Xiao, T., Dong, B., Xu, Z. The occurrence characteristics, removal efficiency, and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in sewage sludges from across China. *Chemosphere* 2024, 351, 141033, doi: 10.1016/j.chemosphere.2023.141033.
- 58 Wang, C., Wu, S., Zhou, S., Wang, H., Li, B., Chen, H., Yu, Y., Shi, Y. Polycyclic aromatic hydrocarbons in soils from urban to rural areas in Nanjing: Concentration, source, spatial distribution, and potential human health risk. *Science of the Total Environment* 2015, 527–528, 375–383, doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.05.025.
- 59 Sun, K., Song, Y., He, F., Jing, M., Tang, J., Liu, R. A review of human and animals exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: Health risk and adverse effects, photo-induced toxicity and regulating effect of microplastics. *Science of the Total Environment* 2021, 773, 145403, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.145403.
- 60 Picariello, E., Baldantoni, D., De Nicola, F. Acute effects of PAH contamination on microbial community of different forest soils. *Environmental Pollution* 2020, 262, 114378, doi: 10.1016/j.envpol.2020.114378.
- 61 Barbosa, F., Rocha, B. A., Souza, M. C. O., Bocato, M. Z., Azevedo, L. F., Adeyemi, J. A., Santana, A., Campiglia, A. D. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): Updated aspects of their determination, kinetics in the human body, and toxicity. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B* 2023, 26, 28–65, doi: 10.1080/10937404.2022.2164390.

- 62 Warshawsky, D. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Carcinogenesis. *Environmental Health Perspectives* 1999, *107*, 317–319, doi: 10.1289/ehp.99107317.
- 63 Saunders, C. R., Das, S. K., Ramesh, A., Shockley, D. C., Mukherjee, S. Benzo(a)pyrene-induced acute neurotoxicity in the F-344 rat: Role of oxidative stress. *Journal of Applied Toxicology* 2006, *26*, 427–438, doi: 10.1002/jat.1157.
- 64 De Jong, W. H., Dinant Kroese, E., Vos, J. G., Loveren, H. Van. Detection of Immunotoxicity of Benzo[a]pyrene in a Subacute Toxicity Study after Oral Exposure in Rats. *Toxicological Sciences* 1999, *50*, 214–220, doi: 10.1093/toxsci/50.2.214.
- 65 Silva, C., Oliveira, C., Gravato, C., Almeida, J. R. Behaviour and biomarkers as tools to assess the acute toxicity of benzo(a)pyrene in the common prawn *Palaemon serratus*. *Marine Environmental Research* 2013, *90*, 39–46, doi: 10.1016/j.marenvres.2013.05.010.
- 66 Fisher, T. T., Law, R. J., Rumney, H. S., Kirby, M. F., Kelly, C. Towards a scheme of toxic equivalency factors (TEFs) for the acute toxicity of PAHs in sediment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2011, *74*, 2245–2251, doi: 10.1016/j.ecoenv.2011.07.023.
- 67 Guo, H., Huang, Y., Wang, H., Zhang, Z., Li, C., Hu, F., Zhang, W., Liu, Y., Zeng, Y., Wang, J. Low molecular weight-PAHs induced inflammation in A549 cells by activating PI3K/AKT and NF- κ B signaling pathways. *Toxicology Research* 2021, *10*, 150–157, doi: 10.1093/toxres/tfaa105.
- 68 Agents Classified by the IARC Monographs, Volumes 1–136 – IARC Monographs on the Identification of Carcinogenic Hazards to Humans. Dostupné online: <https://monographs.iarc.who.int/agents-classified-by-the-iarc/> [cit. 07/08/2024].
- 69 Keith, L. H. Polycyclic Aromatic Compounds The Source of U.S. EPA's Sixteen PAH Priority Pollutants. *Polycyclic Aromatic Compounds* 2015, *35*, 147–160, doi: 10.1080/10406638.2014.892886.
- 70 US EPA. CWA Priority - 126 Priority Pollutants. Dostupné online: <https://cdxapps.epa.gov/oms-substance-registry-services/substance-list-details/137> [cit. 01/31/2024].
- 71 Evropský parlament a Rada Evropské unie. Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky. *Úřední věstník* 2000, *L 327*, 1–73.
- 72 Vyhláška č. 273/2021 Sb. o podrobnostech nakládání s odpady. *Sbírka zákonů* 2021.
- 73 Vyhláška č. 371/2023 Sb., kterou se mění vyhláška č. 252/2004 Sb., a kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, ve znění pozdějších předpisů. *Sbírka zákonů* 2023.
- 74 Evropská hospodářská komise OSN. Protocol on Persistent Organic Pollutants (POPs) | UNECE. Dostupné online: <https://unece.org/environment-policy/air/protocol-persistent-organic-pollutants-pops> [cit. 07/11/2024].
- 75 Basic Information about Pesticide Ingredients | US EPA. Dostupné online: <https://www.epa.gov/ingredients-used-pesticide-products/basic-information-about-pesticide-ingredients> [cit. 07/10/2024].

- 76 Madaj, R., Sobiecka, E., Kalinowska, H. Lindane, kepone and pentachlorobenzene: chloropesticides banned by Stockholm convention. *International Journal of Environmental Science and Technology* 2018, 15, 471–480, doi: 10.1007/s13762-017-1417-9.
- 77 McKinlay, R., Plant, J. A., Bell, J. N. B., Voulvoulis, N. Endocrine disrupting pesticides: Implications for risk assessment. *Environment International* 2008, 34, 168–183, doi: 10.1016/j.envint.2007.07.013.
- 78 Miao, J., Chen, X., Xu, T., Yin, D., Hu, X., Sheng, G. D. Bioaccumulation, distribution and elimination of lindane in *Eisenia foetida*: The aging effect. *Chemosphere* 2018, 190, 350–357, doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.09.138.
- 79 Deribe, E., Rosseland, B. O., Borgstrøm, R., Salbu, B., Gebremariam, Z., Dadebo, E., Skipperud, L., Eklo, O. M. Biomagnification of DDT and its metabolites in four fish species of a tropical lake. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2013, 95, 10–18, doi: 10.1016/j.ecoenv.2013.03.020.
- 80 EU legislation on MRLs – European Commission. Dostupné online: https://food.ec.europa.eu/plants/pesticides/maximum-residue-levels/eu-legislation-mrls_en [cit. 07/11/2024].
- 81 Listing of POPs in the Stockholm Convention. Dostupné online: <https://www.pops.int/TheConvention/ThePOPs/AllPOPs/tabid/2509/Default.aspx> [cit. 07/11/2024].
- 82 Boxall, A. B. A., Rudd, M. A., Brooks, B. W., Caldwell, D. J., Choi, K., Hickmann, S., Innes, E., Ostapyk, K., Staveley, J. P., Verslycke, T., et al. Pharmaceuticals and personal care products in the environment: What are the big questions? *Environmental Health Perspectives* 2012, 120, 1221–1229, doi: 10.1289/ehp.1104477.
- 83 Biel-Maeso, M., Corada-Fernández, C., Lara-Martín, P. A. Removal of personal care products (PCPs) in wastewater and sludge treatment and their occurrence in receiving soils. *Water Research* 2019, 150, 129–139, doi: 10.1016/J.WATRES.2018.11.045.
- 84 Grasserová, A., Hanc, A., Innemanová, P., Cajthaml, T. Composting and vermicomposting used to break down and remove pollutants from organic waste: A mini review. *European Journal of Environmental Sciences* 2020, 10, 9–14, doi: 10.14712/23361964.2020.2.
- 85 Hanc, A., Dume, B., Hrebeckova, T., Michal, P., Hrcka, M., Nemcova, K., Grasserova, A., Cajthaml, T. The fate of pharmaceuticals and personal care products during composting of sewage sludge. *Sustainable Chemistry and Pharmacy* 2024, 38, 101498, doi: 10.1016/j.scp.2024.101498.
- 86 Becker, R. Cattle drug threatens thousands of vultures. *Nature* 2016, doi: 10.1038/nature.2016.19839.
- 87 Vieira, W. T., De Farias, M. B., Spaolonzi, M. P., Da Silva, M. G. C., Vieira, M. G. A. Endocrine-disrupting compounds: Occurrence, detection methods, effects and promising treatment pathways—A critical review. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 2021, 9, 104558, doi: 10.1016/J.JECE.2020.104558.
- 88 Gonzalez-Rey, M., Bebianno, M. J. Does non-steroidal anti-inflammatory (NSAID) ibuprofen induce antioxidant stress and endocrine disruption in mussel *Mytilus galloprovincialis*? *Environmental Toxicology and Pharmacology* 2012, 33, 361–371, doi: 10.1016/j.etap.2011.12.017.

- 89 Wang, Y., Liang, W. Occurrence, Toxicity, and Removal Methods of Triclosan: a Timely Review. *Current Pollution Reports* 2021, 7, 31–39, doi: 10.1007/s40726-021-00173-9.
- 90 Pazda, M., Kumirska, J., Stepnowski, P., Mulkiewicz, E. Antibiotic resistance genes identified in wastewater treatment plant systems – A review. *Science of The Total Environment* 2019, 697, 134023, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2019.134023.
- 91 Lulijwa, R., Rupia, E. J., Alfaro, A. C. Antibiotic use in aquaculture, policies and regulation, health and environmental risks: a review of the top 15 major producers. *Reviews in Aquaculture* 2020, 12, 640–663, doi: 10.1111/raq.12344.
- 92 Cerveny, D., Fick, J., Klaminder, J., Bertram, M. G., Brodin, T. Exposure via biotransformation: Oxazepam reaches predicted pharmacological effect levels in European perch after exposure to temazepam. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2021, 217, 112246, doi: 10.1016/j.ecoenv.2021.112246.
- 93 Surface water – European Commission. Dostupné online: https://environment.ec.europa.eu/topics/water/surface-water_en [cit. 07/11/2024].
- 94 US EPA. Remediation Technology Descriptions for Cleaning Up Contaminated Site. Dostupné online: <https://www.epa.gov/remedytech/remediation-technology-descriptions-cleaning-contaminated-sites> [cit. 07/17/2024].
- 95 Megharaj, M., Ramakrishnan, B., Venkateswarlu, K., Sethunathan, N., Naidu, R. Bioremediation approaches for organic pollutants: A critical perspective. *Environment International* 2011, 37, 1362–1375, doi: 10.1016/j.envint.2011.06.003.
- 96 Vidonish, J. E., Zygourakis, K., Masiello, C. A., Sabadell, G., Alvarez, P. J. J. Thermal Treatment of Hydrocarbon-Impacted Soils: A Review of Technology Innovation for Sustainable Remediation. *Engineering* 2016, 2, 426–437, doi: 10.1016/J.ENG.2016.04.005.
- 97 Lladó, S., Covino, S., Solanas, A. M., Viñas, M., Viñas, V., Petruccioli, M., D’annibale, A. Comparative assessment of bioremediation approaches to highly recalcitrant PAH degradation in a real industrial polluted soil. *Journal of Hazardous Materials* 2013, 248–249, 407–414, doi: 10.1016/j.jhazmat.2013.01.020.
- 98 Wacławek, S., Silvestri, D., Hrabák, P., Padil, V. V. T., Torres-Mendieta, R., Wacławek, M., Černík, M., Dionysiou, D. D. Chemical oxidation and reduction of hexachlorocyclohexanes: A review. *Water Research* 2019, 162, 302–319, doi: 10.1016/j.watres.2019.06.072.
- 99 Shahsavari, E., Schwarz, A., Aburto-Medina, A., Ball, A. S. Biological Degradation of Polycyclic Aromatic Compounds (PAHs) in Soil: a Current Perspective. *Current Pollution Reports* 2019, 5, 84–92, doi: 10.1007/s40726-019-00113-8.
- 100 US EPA. Bioremediation. Dostupné online: <https://clu-in.org/techfocus/default.focus/sec/Bioremediation/cat/Overview/> [cit. 07/17/2024].
- 101 Semerád, J., Lhotský, O., Filipová, A., Urban, O., Šírová, K., Boháčková, J., Komárek, M., Cajthaml, T. Remedial trial of sequential anoxic/oxic chemico-biological treatment for decontamination of extreme hexachlorocyclohexane concentrations in polluted soil. *Journal of Hazardous Materials* 2023, 443, 130199, doi: 10.1016/J.JHAZMAT.2022.130199.
- 102 Lhotský, O., Kukačka, J., Slunský, J., Marková, K., Němeček, J., Knytl, V., Cajthaml, T. The effects of hydraulic/pneumatic fracturing-enhanced remediation (FRAC-IN) at a site contaminated by chlorinated ethenes: A case study. *Journal of Hazardous Materials* 2021, 417, 125883, doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.125883.

- 103 Dalton, H., Stirling, D. I., Quayle, J. R. Co-Metabolism. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 1982, 297, 481–496.
- 104 Feng, N. X., Yu, J., Xiang, L., Yu, L. Y., Zhao, H. M., Mo, C. H., Li, Y. W., Cai, Q. Y., Wong, M. H., Li, Q. X. Co-metabolic degradation of the antibiotic ciprofloxacin by the enriched bacterial consortium XG and its bacterial community composition. *Science of the Total Environment* 2019, 665, 41–51, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.01.322.
- 105 Gu, D., Xiang, X., Wu, Y., Zeng, J., Lin, X. Synergy between fungi and bacteria promotes polycyclic aromatic hydrocarbon cometabolism in lignin-amended soil. *Journal of Hazardous Materials* 2022, 425, 127958, doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.127958.
- 106 Nzila, A. Update on the cometabolism of organic pollutants by bacteria. *Environmental pollution* 2013, 178, 474–482, doi: 10.1016/j.envpol.2013.03.042.
- 107 Suttinun, O., Luepromchai, E., Müller, R. Cometabolism of trichloroethylene: Concepts, limitations and available strategies for sustained biodegradation. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* 2013, 12, 99–114, doi: 10.1007/s11157-012-9291-x.
- 108 Adam, I. K. U., Duarte, M., Pathmanathan, J., Miltner, A., Bröls, T., Kästner, M. Microbial communities in pyrene amended soil–compost mixture and fertilized soil. *AMB Express* 2017, 7, 7, doi: 10.1186/s13568-016-0306-9.
- 109 Wang, S., Nomura, N., Nakajima, T., Uchiyama, H. Case study of the relationship between fungi and bacteria associated with high-molecular-weight polycyclic aromatic hydrocarbon degradation. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 2012, 113, 624–630, doi: 10.1016/j.jbiosc.2012.01.005.
- 110 Ayilara, M. S., Adeleke, B. S., Adebajo, M. T., Akinola, S. A., Fayose, C. A., Adeyemi, U. T., Gbadegesin, L. A., Omole, R. K., Johnson, R. M., Edhemuino, M., et al. Remediation by enhanced natural attenuation; an environment-friendly remediation approach. *Frontiers in Environmental Science* 2023, 11, 1182586, doi: 10.3389/fenvs.2023.1182586.
- 111 Juhasz, A. L., Waller, N., Lease, C., Bentham, R., Stewart, R. Pilot scale bioremediation of Creosote-Contaminated soil-efficacy of enhanced natural attenuation and bioaugmentation strategies. *Bioremediation Journal* 2005, 9, 139–154, doi: 10.1080/10889860600572772.
- 112 Sayara, T., Borràs, E., Caminal, G., Sarrà, M., Sánchez, A. Bioremediation of PAHs-contaminated soil through composting: Influence of bioaugmentation and biostimulation on contaminant biodegradation. *International Biodeterioration and Biodegradation* 2011, 65, 859–865, doi: 10.1016/j.ibiod.2011.05.006.
- 113 Mancera-López, M. E., Esparza-García, F., Chávez-Gómez, B., Rodríguez-Vázquez, R., Saucedo-Castañeda, G., Barrera-Cortés, J. Bioremediation of an aged hydrocarbon-contaminated soil by a combined system of biostimulation–bioaugmentation with filamentous fungi. *International Biodeterioration & Biodegradation* 2008, 61, 151–160, doi: 10.1016/j.IBIOD.2007.05.012.
- 114 Barathi, S., J. G., Rathinasamy, G., Sabapathi, N., Aruljothi, K. N., Lee, J., Kandasamy, S. Recent trends in polycyclic aromatic hydrocarbons pollution distribution and counteracting bio-remediation strategies. *Chemosphere* 2023, 337, 139396, doi: 10.1016/j.chemosphere.2023.139396.

- 115 Iturbe-Espinoza, P., Brown, D. M., Weedon, J. T., Braster, M., Brandt, B. W., Bonte, M., van Spanning, R. J. M. Microbial communities associated with landfarming amendments during bioremediation of crude oil in Niger Delta soils. *Applied Soil Ecology* 2023, *191*, 105058, doi: 10.1016/j.apsoil.2023.105058.
- 116 Guarino, C., Spada, V., Sciarrillo, R. Assessment of three approaches of bioremediation (Natural Attenuation, Landfarming and Bioaugmentation – Assisted Landfarming) for a petroleum hydrocarbons contaminated soil. *Chemosphere* 2017, *170*, 10–16, doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.11.165.
- 117 Valentín, L., Lu-Chau, T. A., López, C., Feijoo, G., Moreira, M. T., Lema, J. M. Biodegradation of dibenzothiophene, fluoranthene, pyrene and chrysene in a soil slurry reactor by the white-rot fungus *Bjerkandera* sp. BOS55. *Process Biochemistry* 2007, *42*, 641–648, doi: 10.1016/j.procbio.2006.11.011.
- 118 Talukdar, P., Bordoloi, P., Bora, P. P., Yadav, A., Saikia, R., Geed, S. R. Assessment of oily sludge biodegradation in lab scale composting and slurry bioreactor by bacterial consortium. *Journal of Environmental Management* 2023, *342*, 118360, doi: 10.1016/j.jenvman.2023.118360.
- 119 Jørgensen, K. S., Puustinen, J., Suortti, A. M. Bioremediation of petroleum hydrocarbon-contaminated soil by composting in biopiles. *Environmental Pollution* 2000, *107*, 245–254, doi: 10.1016/S0269-7491(99)00144-X.
- 120 Gusmão, V. R., Martins, T. H., Chinalia, F. A., Sakamoto, I. K., HenriqueThiemann, O., Varesche, M. B. A. BTEX and ethanol removal in horizontal-flow anaerobic immobilized biomass reactor, under denitrifying condition. *Process Biochemistry* 2006, *41*, 1391–1400, doi: 10.1016/j.procbio.2006.02.001.
- 121 Stella, T., Covino, S., Burianová, E., Filipová, A., Křesinová, Z., Voříšková, J., Větrovský, T., Baldrian, P., Cajthaml, T. Chemical and microbiological characterization of an aged PCB-contaminated soil. *Science of the Total Environment* 2015, *533*, 177–186, doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.06.019.
- 122 Ren, X., Zeng, G., Tang, L., Wang, J., Wan, J., Wang, J., Deng, Y., Liu, Y., Peng, B. The potential impact on the biodegradation of organic pollutants from composting technology for soil remediation. *Waste Management* 2018, *72*, 138–149, doi: 10.1016/J.WASMAN.2017.11.032.
- 123 Leech, C., Tighe, M. K., Pereg, L., Winter, G., McMillan, M., Esmaili, A., Wilson, S. C. Bioaccessibility constrains the co-composting bioremediation of field aged PAH contaminated soils. *International Biodeterioration and Biodegradation* 2020, *149*, 104922, doi: 10.1016/j.ibiod.2020.104922.
- 124 Medina, R., David Gara, P. M., Rosso, J. A., Del Panno, M. T. Effects of organic matter addition on chronically hydrocarbon-contaminated soil. *Biodegradation* 2021, *32*, 145–163, doi: 10.1007/s10532-021-09929-y.
- 125 Cachada, A., Pereira, R., da Silva, E. F., Duarte, A. C. The prediction of PAHs bioavailability in soils using chemical methods: state of the art and future challenges. *The Science of the total environment* 2014, *472*, 463–480, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2013.11.038.
- 126 Posada-Baquero, R., Semple, K. T., Ternero, M., Ortega-Calvo, J. J. Determining the bioavailability of benzo(a)pyrene through standardized desorption extraction in a certified reference contaminated soil. *Science of the Total Environment* 2022, *803*, 150025, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.150025.

- 127 Cajthaml, T., Šašek, V. Application of Supercritical Fluid Extraction (SFE) to Predict Bioremediation Efficacy of Long-Term Composting of PAH-Contaminated Soil. *Environmental Science & Technology* 2005, 39, 8448–8452, doi: 10.1021/es050023j.
- 128 Mehetre, G. T., Dastager, S. G., Dharne, M. S. Biodegradation of mixed polycyclic aromatic hydrocarbons by pure and mixed cultures of biosurfactant producing thermophilic and thermo-tolerant bacteria. *Science of the Total Environment* 2019, 679, 52–60, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.04.376.
- 129 Alvarez, A., Rodríguez-Garrido, B., Cerdeira-Pérez, A., Tomé-Pérez, A., Kidd, P., Prieto-Fernández, A. Enhanced biodegradation of hexachlorocyclohexane (HCH) isomers by *Sphingobium* sp. strain D4 in the presence of root exudates or in co-culture with HCH-mobilizing strains. *Journal of Hazardous Materials* 2022, 433, 128764, doi: 10.1016/j.jhazmat.2022.128764.
- 130 Obi, L., Atagana, H., Adeleke, R., Maila, M., Bamuza-Pemu, E. Potential microbial drivers of biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in crude oil sludge using a composting technique. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* 2020, 95, 1569–1579, doi: 10.1002/jctb.6352.
- 131 Leonardi, V., Šašek, V., Petruccioli, M., D’Annibale, A., Erbanová, P., Cajthaml, T. Bioavailability modification and fungal biodegradation of PAHs in aged industrial soils. *International Biodeterioration and Biodegradation* 2007, 60, 165–170, doi: 10.1016/j.ibiod.2007.02.004.
- 132 Insam, H., de Bertoldi, M. Microbiology of the Composting Process. *Compost Science and Technology* (Diaz, L. F., de Bertoldi, M., Bidlingmaier, W., ed.) 25–48, Elsevier Ltd., Amsterdam, 2007, ISBN: 9780080545981.
- 133 Diaz, L. F., de Bertoldi, M. History of Composting. *Compost Science and Technology* (Diaz, L. F., de Bertoldi, M., Bidlingmaier, W., ed.) 7–24, Elsevier Ltd., Amsterdam, 2007, ISBN: 9780080545981.
- 134 European Commission. Biodegradable waste. Dostupné online: https://ec.europa.eu/environment/topics/waste-and-recycling/biodegradable-waste_en [cit. 07/19/2024].
- 135 Ayilara, M. S., Olanrewaju, O. S., Babalola, O. O., Odeyemi, O. Waste management through composting: Challenges and potentials. *Sustainability* 2020, 12, 4456, doi: 10.3390/su12114456.
- 136 Bolin, J. L., Pereira, J. C. (Eds.). *Composting: Processing, Materials and Approaches*, Nova Science Publishers, New York, 2009, ISBN: 1-60741-438-4.
- 137 El Hayany, B., El Fels, L., Ouhdouch, Y., Hafidi, M. Fate of pathogenic microorganisms during lagooning sludge composting and exploration of bacteriophages as indicator of hygienization. *Environmental Technology and Innovation* 2021, 21, 101268, doi: 10.1016/j.eti.2020.101268.
- 138 Estrella-González, M. J., Jurado, M. M., Suárez-Estrella, F., López, M. J., López-González, J. A., Siles-Castellano, A., Moreno, J. Enzymatic profiles associated with the evolution of the lignocellulosic fraction during industrial-scale composting of anthropogenic waste: Comparative analysis. *Journal of Environmental Management* 2019, 248, 109312, doi: 10.1016/j.jenvman.2019.109312.
- 139 Awasthi, M. K., Zhang, Z., Pandey, A. (Eds.). *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering: Advances in Composting and Vermicomposting Technology*, Elsevier Inc., Amsterdam, 2022, ISBN: 978-0-323-91874-9.

- 140 Jördening, H.-J., Winter, J. Composting of Organic Waste. *Environmental Biotechnology. Concepts and Applications* (Jördening, H.-J., Winter, J., ed.) 333–354, Wiley-VCH, Weinheim, 2005, ISBN: 3-527-30585-8.
- 141 Yang, Y., Wang, G., Li, G., Ma, R., Kong, Y., Yuan, J. Selection of sensitive seeds for evaluation of compost maturity with the seed germination index. *Waste Management* 2021, 136, 238–243, doi: 10.1016/j.wasman.2021.09.037.
- 142 Liu, T., Wang, M., Awasthi, M. K., Chen, H., Awasthi, S. K., Duan, Y., Zhang, Z. Measurement of cow manure compost toxicity and maturity based on weed seed germination. *Journal of Cleaner Production* 2020, 245, 118894, doi: 10.1016/j.jclepro.2019.118894.
- 143 Huang, D., Gao, L., Cheng, M., Yan, M., Zhang, G., Chen, S., Du, L., Wang, G., Li, R., Tao, J., et al. Carbon and N conservation during composting: A review. *Science of the Total Environment* 2022, 840, 156355, doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.156355.
- 144 Vráblová, M., Smutná, K., Chamrádová, K., Vrábl, D., Koutník, I., Rusín, J., Bouchalová, M., Gavlová, A., Sezimová, H., Navrátil, M., et al. Co-composting of sewage sludge as an effective technology for the production of substrates with reduced content of pharmaceutical residues. *Science of the Total Environment* 2024, 915, doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.169818.
- 145 Němcová, K., Lhotský, O., Stavělová, M., Komárek, M., Semerád, J., Filipová, A., Najmanová, P., Cajthaml, T. Effects of different organic substrate compositions on the decontamination of aged PAH-polluted soils through outdoor co-composting. *Chemosphere* 2024, 362, 142580, doi: 10.1016/j.chemosphere.2024.142580.
- 146 Zhang, G., Guo, X., Zhu, Y., Liu, X., Han, Z., Sun, K., Ji, L., He, Q., Han, L. The effects of different biochars on microbial quantity, microbial community shift, enzyme activity, and biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil. *Geoderma* 2018, doi: 10.1016/j.geoderma.2018.05.009.
- 147 Qiao, C., Penton, C. R., Liu, C., Tao, C., Deng, X., Ou, Y., Liu, H., Li, R. Patterns of fungal community succession triggered by C/N ratios during composting. *Journal of Hazardous Materials* 2021, 401, 123344, doi: 10.1016/j.jhazmat.2020.123344.
- 148 Steger, K., Eklind, Y., Olsson, J., Sundh, I. Microbial Ecology Microbial Community Growth and Utilization of Carbon Constituents During Thermophilic Composting at Different Oxygen Levels. *Microbial Ecology* 2005, 50, 163–171, doi: 10.1007/s00248-004-0139-y.
- 149 Miyatake, F., Iwabuchi, K. Effect of compost temperature on oxygen uptake rate, specific growth rate and enzymatic activity of microorganisms in dairy cattle manure. *Biosource Technology* 2006, 97, 961–965, doi: 10.1016/j.biortech.2005.04.035.
- 150 Partanen, P., Hultman, J., Paulin, L., Auvinen, P., Romantschuk, M. Bacterial diversity at different stages of the composting process. *BMC Microbiology* 2010, 10, 94, doi: 10.1186/1471-2180-10-94/TABLES/2.
- 151 Tuomela, M., Vikman, M., Hatakka, A., Itävaara, M. Biodegradation of lignin in a compost environment: A review. *Bioresource Technology* 2000, 72, 169–183, doi: 10.1016/S0960-8524(99)00104-2.
- 152 Craig, H. D., Sisk, W. E., Nelson, M. D., Dana, W. H. Bioremediation of explosives-contaminated soils: A status review. *Proceedings of the 10th Annual Conference on Hazardous Waste Research* 164–179.

- 153 Patureau, D., Hernandez-Raquet, G., Balaguer, P., Delgenes, N., Muller, M., Dagnino, S., Delgenes, J. P. Relevant approach to assess performances of wastewater biosolids composting in terms of micropollutants removal. *Water Science and Technology* 2008, *58*, 45–52, doi: 10.2166/wst.2008.662.
- 154 Cajthaml, T., Bhatt, M., Šašek, V., Matějů, V. Bioremediation of PAH-contaminated soil by composting: A case study. *Folia Microbiologica* 2002, *47*, 696–700, doi: 10.1007/BF02818674.
- 155 Laine, M. M., Jørgensen, K. Effective and Safe Composting of Chlorophenol-Contaminated Soil in Pilot Scale. *Environmental Science & Technology* 1997, *31*, 371–378, doi: 10.1021/es960176u.
- 156 Tran, H. T., Lin, C., Bui, X. T., Ngo, H. H., Cheruiyot, N. K., Hoang, H. G., Vu, C. T. Aerobic composting remediation of petroleum hydrocarbon-contaminated soil. Current and future perspectives. *Science of the Total Environment* 2021, *753*, 142250, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.142250.
- 157 Antizar-Ladislao, B., Lopez-Real, J., Beck, A. J. In-vessel composting-bioremediation of aged coal tar soil: Effect of temperature and soil/green waste amendment ratio. *Environment International* 2005, *31*, 173–178, doi: 10.1016/j.envint.2004.09.012.
- 158 Sadeh, Y., Poulsen, T. G., Bester, K. Impact of compost process conditions on organic micro pollutant degradation during full scale composting. *Waste Management* 2015, *40*, 31–37, doi: 10.1016/J.WASMAN.2015.03.003.
- 159 Viamajala, S., Peyton, B. M., Richards, L. A., Petersen, J. N. Solubilization, solution equilibria, and biodegradation of PAH's under thermophilic conditions. *Chemosphere* 2007, *66*, 1094–1106, doi: 10.1016/j.chemosphere.2006.06.059.
- 160 Koolivand, A., Abtahi, H., Godini, K., Saeedi, R., Rajaei, M. S., Parhamfar, M., Seifi, H. Biodegradation of oil tank bottom sludge using a new two-phase composting process: kinetics and effect of different bulking agents. *Journal of Material Cycles and Waste Management* 2019, *21*, 1280–1290, doi: 10.1007/s10163-019-00881-x.
- 161 Ye, S., Zeng, G., Wu, H., Liang, J., Zhang, C., Dai, J., Xiong, W., Song, B., Wu, S., Yu, J. The effects of activated biochar addition on remediation efficiency of co-composting with contaminated wetland soil. *Resources, Conservation and Recycling* 2019, *140*, 278–285, doi: 10.1016/J.RESCONREC.2018.10.004.
- 162 Zhang, Q., Zhu, T., Wang, Y., Yao, S., An, N., Xiao, Q. Effect of Biochar and Hyper-Thermal Inoculum Addition on Polycyclic Aromatic Hydrocarbon-Degrading Bacteria during Composting. *Clean – Soil, Air, Water* 2023, *51*, 2200114, doi: 10.1002/clen.202200114.
- 163 Li, R., Xu, K., Ali, A., Deng, H., Cai, H., Wang, Q., Pan, J., Chang, C. C., Liu, H., Zhang, Z. Sulfur-aided composting facilitates ammonia release mitigation, endocrine disrupting chemicals degradation and biosolids stabilization. *Bioresource Technology* 2020, *312*, 123653, doi: 10.1016/J.BIORTECH.2020.123653.
- 164 Kästner, M., Miltner, A. Application of compost for effective bioremediation of organic contaminants and pollutants in soil. *Applied Microbiology and Biotechnology* 2016, *100*, 3433–3449, doi: 10.1007/s00253-016-7378-y.

- 165 Wu, G., Kechavarzi, C., Li, X., Sui, H., Pollard, S. J. T., Coulon, F. Influence of mature compost amendment on total and bioavailable polycyclic aromatic hydrocarbons in contaminated soils. *Chemosphere* 2013, *90*, 2240–2246, doi: 10.1016/j.chemosphere.2012.10.003.
- 166 Feng, J., Sun, J., Xu, J., Wang, H. Degradation of acetochlor in soil by adding organic fertilizers with different conditioners. *Soil & Tillage Research* 2023, *228*, 105651, doi: 10.1016/j.still.2023.105651.
- 167 Haritash, A. K., Kaushik, C. P. Biodegradation aspects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): A review. *Journal of Hazardous Materials* 2019, *169*, 1–15, doi: 10.1016/j.jhazmat.2009.03.137.
- 168 Cajthaml, T., Pacáková, V., Šašek, V. Mikrobiální degradace polycyklických aromatických uhlovodíků. *Chemické listy* 2001, *95*, 404–410.
- 169 Shahsavari, E., Adetutu, E. M., Ball, A. S. Phytoremediation and necrophytoremediation of petrogenic hydrocarbon-contaminated soils. *Phytoremediation: Management of Environmental Contaminants* (Ansari, A., Gill, S., Gill, R., Lanza, G., Newman, L., ed.) 321–334, Springer International Publishing Switzerland, 2015, ISBN: 9783319109695.
- 170 Jindrová, E., Chocová, M., Demnerová, K., Brenner, V. Bacterial aerobic degradation of benzene, toluene, ethylbenzene and xylene. *Folia Microbiologica* 2002, *47*, 83–93, doi: 10.1007/BF02817664.
- 171 Čapek, J., Musilová, L., Macek, T., Uhlík, O. Dioxygenasy hydroxylyující aromatické kruhy – vztah struktury a substrátové specifity. *Chemické Listy* 2014, *108*, 182–190.
- 172 Sakshi, Haritash, A. K. A comprehensive review of metabolic and genomic aspects of PAH-degradation. *Archives of Microbiology* 2020, *202*, 2033–2058, doi: 10.1007/s00203-020-01929-5.
- 173 Field, J. A., Sierra-Alvarez, R. Microbial degradation of chlorinated benzenes. *Biodegradation* 2008, *19*, 463–480, doi: 10.1007/s10532-007-9155-1.
- 174 Marr, E. K., Stone, R. W. Bacterial oxidation of benzene. *Journal of Bacteriology* 1961, *81*, 425–430, doi: 10.1128/JB.81.3.425-430.1961.
- 175 Annweiler, E., Richnow, H. H., Antranikian, G., Hebenbrock, S., Garms, C., Franke, S., Francke, W., Michaelis, W. Naphthalene degradation and incorporation of naphthalene-derived carbon into biomass by the thermophile *Bacillus thermoleovorans*. *Applied and Environmental Microbiology* 2000, *66*, 518–523, doi: 10.1128/AEM.66.2.518-523.2000.
- 176 Ho, Y., Jackson, M., Yang, Y., Mueller, J. G., Pritchard, P. H. Characterization of fluoranthene- and pyrene-degrading bacteria isolated from PAH-contaminated soils and sediments. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology* 2000, *24*, 100–112, doi: 10.1038/SJ.JIM.2900774.
- 177 Hyman, M. R., Sansome-Smith, A. W., Shears, J. H., Wood, P. M. A kinetic study of benzene oxidation to phenol by whole cells of *Nitrosomonas europaea* and evidence for the further oxidation of phenol to hydroquinone. *Archives of Microbiology* 1985, *143*, 302–306, doi: 10.1007/BF00411254/METRICS.
- 178 Olsen, R. H., Kukor, J. J., Kaphammer, B. A novel toluene-3-monooxygenase pathway cloned from *Pseudomonas pickettii* PKO1. *Journal of bacteriology* 1994, *176*, 3749–3756, doi: 10.1128/JB.176.12.3749-3756.1994.

- 179 Covino, S., Svobodová, K., Křesinová, Z., Petruccioli, M., Federici, F., D'annibale, A., Čvančarová, M., Cajthaml, T. In vivo and in vitro polycyclic aromatic hydrocarbons degradation by *Lentinus (Panus) tigrinus* CBS 577.79. *Bioresource Technology* 2010, *101*, 3004–3012, doi: 10.1016/j.biortech.2009.12.020.
- 180 Cajthaml, T., Erbanová, P., Kollmann, A., Novotný, Č., Šašek, V., Mougin, C. Degradation of PAHs by Ligninolytic Enzymes of *Irpex lacteus*. *Folia Microbiologica* 2008, *53*, 289–294, doi: 10.1007/s12223-008-0045-7.
- 181 Cajthaml, T., Möder, M., Kačer, P., Šašek, V., Popp, P. Study of fungal degradation products of polycyclic aromatic hydrocarbons using gas chromatography with ion trap mass spectrometry detection. *Journal of Chromatography A* 2002, *974*, 213–222, doi: 10.1016/S0021-9673(02)00904-4.
- 182 Syed, K., Porollo, A., Lam, Y. W., Grimmett, P. E., Yadav, J. S. CYP63A2, a catalytically versatile fungal P450 monooxygenase capable of oxidizing higher-molecular-weight polycyclic aromatic hydrocarbons, alkylphenols, and alkanes. *Applied and Environmental Microbiology* 2013, *79*, 2692–2702, doi: 10.1128/AEM.03767-12.
- 183 Hartlieb, N., Marschner, B., Klein, W. Transformation of dissolved organic matter DOM and ¹⁴C-labelled organic contaminants during composting of municipal biowaste. *The Science of the Total Environment* 2001, *278*, 1–10, doi: 10.1016/S0048-9697(01)00902-0.
- 184 Hartlieb, N., Ertunc, T., Schaeffer, A., Klein, W. Mineralization, metabolism and formation of non-extractable residues of ¹⁴C-labelled organic contaminants during pilot-scale composting of municipal biowaste. *Environmental Pollution* 2003, *126*, 83–91, doi: 10.1016/S0269-7491(03)00143-X.
- 185 Carlstrom, C. J., Tuovinen, O. H. Mineralization of phenanthrene and fluoranthene in yardwaste compost. *Environmental Pollution* 2003, *124*, 81–91, doi: 10.1016/S0269-7491(02)00410-4.
- 186 Lashermes, G., Houot, S., Barriuso, E. Sorption and mineralization of organic pollutants during different stages of composting. *Chemosphere* 2010, *79*, 455–462, doi: 10.1016/j.chemosphere.2010.01.041.
- 187 Martens, R. Concentrations and microbial mineralization of four to six ring polycyclic aromatic hydrocarbons in composted municipal waste. *Chemosphere* 1982, *11*, 761–770, doi: 10.1016/0045-6535(82)90106-0.
- 188 Amir, S., Hafidi, M., Merlina, G., Hamdi, H., Revel, J. C. Fate of polycyclic aromatic hydrocarbons during composting of lagooning sewage sludge. *Chemosphere* 2005, *58*, 449–458, doi: 10.1016/j.chemosphere.2004.09.039.
- 189 Antizar-Ladislao, B., Lopez-Real, J. M., Beck, A. J. Bioremediation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH)-Contaminated Waste Using Composting Approaches. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 2004, *34*, 249–289, doi: 10.1080/10643380490434119.
- 190 Kästner, M., Kästner, K., Streibich, S., Beyrer, M., Richnow, H. H., Fritsche, A. W. Formation of Bound Residues during Microbial Degradation of [¹⁴C]Anthracene in Soil. *Applied and Environmental Microbiology* 1999, *65*, 1834–1842, doi: 10.1128/aem.65.5.1834-1842.1999.
- 191 Käcker, T., Haupt, E. T. K., Garms, C., Francke, W., Steinhart, H. Structural characterisation of humic acid-bound PAH residues in soil by ¹³C-CPMAS-NMR-spectroscopy: evidence of covalent bonds. *Chemosphere* 2002, *48*, 117–131, doi: 10.1016/S0045-6535(02)00082-6.

- 192 Oleszczuk, P. Investigation of potentially bioavailable and sequestered forms of polycyclic aromatic hydrocarbons during sewage sludge composting. *Chemosphere* 2007, *70*, 288–297, doi: 10.1016/j.chemosphere.2007.06.011.
- 193 Antizar-Ladislao, B., Lopez-Real, J., Beck, A. J. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in an aged coal tar contaminated soil under in-vessel composting conditions. *Environmental Pollution* 2006, *141*, 459–468, doi: 10.1016/j.envpol.2005.08.066.
- 194 Huang, J., Jiang, Z., Li, A., Jiang, F., Tang, P., Cui, J., Feng, W., Fu, C., Lu, Q. Role of keystone drives polycyclic aromatic hydrocarbons degradation and humification especially combined with aged contaminated soil in co-composting. *Journal of Environmental Management* 2024, *354*, doi: 10.1016/j.jenvman.2024.120323.
- 195 Guerin, T. F. Prototyping of co-composting as a cost-effective treatment option for full-scale on-site remediation at a decommissioned refinery. *Journal of Cleaner Production* 2021, *302*, 127012, doi: 10.1016/j.jclepro.2021.127012.
- 196 Zhu, F., Storey, S., Ashaari, M. M., Clipson, N., Doyle, E. Benzo(a)pyrene degradation and microbial community responses in composted soil. *Environmental Science and Pollution Research* 2017, *24*, 5404–5414, doi: 10.1007/s11356-016-8251-3.
- 197 Guillen Ferrari, D., Pratscher, J., Aspray, T. J. Assessment of the use of compost stability as an indicator of alkane and aromatic hydrocarbon degrader abundance in green waste composting materials and finished composts for soil bioremediation application. *Waste Management* 2019, *95*, 365–369, doi: 10.1016/j.wasman.2019.06.030.
- 198 Medina, R., Fernández-González, A. J., García-Rodríguez, F. M., Villadas, P. J., Rosso, J. A., Fernández-López, M., Del Panno, M. T. Exploring the effect of composting technologies on the recovery of hydrocarbon contaminated soil post chemical oxidative treatment. *Applied Soil Ecology* 2020, *150*, 103459, doi: 10.1016/j.apsoil.2019.103459.
- 199 Košnář, Z., Wiesnerová, L., Částková, T., Kroulíková, S., Bouček, J., Mercl, F., Tlustoš, P. Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) present in biomass fly ash by co-composting and co-vermicomposting. *Journal of Hazardous Materials* 2019, *369*, 79–86, doi: 10.1016/j.jhazmat.2019.02.037.
- 200 Lu, Q., Jiang, Z., Feng, W., Yu, C., Jiang, F., Huang, J., Cui, J. Exploration of bacterial community-induced polycyclic aromatic hydrocarbons degradation and humus formation during co-composting of cow manure waste combined with contaminated soil. *Journal of Environmental Management* 2023, *326*, 116852, doi: 10.1016/J.JENVMAN.2022.116852.
- 201 Bono, J. J., Chalaux, N., Chabbert, B. Bench-scale composting of two agricultural wastes. *Bioresource Technology* 1992, *40*, 119–124, doi: 10.1016/0960-8524(92)90196-5.
- 202 Ma, Y., Zhang, J. Y., Wong, M. H. Microbial activity during composting of anthracene-contaminated soil. *Chemosphere* 2003, *52*, 1505–1513, doi: 10.1016/S0045-6535(03)00489-2.
- 203 Komilis, D. P., Ham, R. K., Park, J. K. Emission of volatile organic compounds during composting of municipal solid wastes. *Water Research* 2004, *38*, 1707–1714, doi: 10.1016/j.watres.2003.12.039.

- 204 Kriipsalu, M., Marques, M., Hogland, W., Nammari, D. R. Fate of polycyclic aromatic hydrocarbons during composting of oily sludge. *Environmental Technology* 2008, 29, 43–53, doi: 10.1080/09593330802008735.
- 205 Antizar-Ladislao, B., Beck, A. J., Spanova, K., Lopez-Real, J., Russell, N. J. The influence of different temperature programmes on the bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a coal-tar contaminated soil by in-vessel composting. *Journal of Hazardous Materials* 2007, 144, 340–347, doi: 10.1016/j.jhazmat.2006.10.031.
- 206 Kirchmann, H., Ewnetu, W. Biodegradation of petroleum-based oil wastes through composting. *Biodegradation* 1998, 9, 151–156, doi: 10.1023/A:1008355825404.
- 207 Sayara, T., Sarrà, M., Sánchez, A. Preliminary screening of co-substrates for bioremediation of pyrene-contaminated soil through composting. *Journal of Hazardous Materials* 2009, 172, 1695–1698, doi: 10.1016/j.jhazmat.2009.07.142.
- 208 Šašek, V., Bhatt, M., Cajthaml, T., Malachová, K., Lednická, D. Compost-mediated removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from contaminated soil. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 2003, 44, 336–342, doi: 10.1007/s00244-002-2037-y.
- 209 Eurostat. Sewage sludge production and disposal. Dostupné online: https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/env_ww_spd/default/table?lang=en [cit. 08/05/2024].
- 210 Iranzo, M., Cañizares, J. V., Roca-Perez, L., Sainz-Pardo, I., Mormeneo, S., Boluda, R. Characteristics of rice straw and sewage sludge as composting materials in Valencia (Spain). *Bioresource Technology* 2004, 95, 107–112, doi: 10.1016/j.biortech.2004.01.013.
- 211 Thomas, A. R., Kranert, M., Philip, L. In-vessel co-composting – a rapid resource recovery option for septage treatment in indian cities. *Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development* 2018, 8, 688–697, doi: 10.2166/washdev.2018.046.
- 212 Muscarella, S. M., Badalucco, L., Laudicina, V. A., Wang, Z., Mannina, G. Wastewater treatment sludge composting. *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering: Smart Solutions for Wastewater: Road-mapping the Transition to Circular Economy* (Mannino, G., Pandey, A., Sirohi, R., ed.) 115–136, Elsevier, Amsterdam, 2023, ISBN: 978-0-323-99920-5.
- 213 Hernández, T., Masciandaro, G., Moreno, J. I., García, C. Changes in organic matter composition during composting of two digested sewage sludges. *Waste Management* 2006, 26, 1370–1376, doi: 10.1016/j.wasman.2005.10.006.
- 214 Vyhláška č. 445/2022 Sb., kterou se mění vyhláška č. 273/2021 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady, ve znění vyhlášky č. 78/2022 Sb., a další související vyhlášky v oblasti odpadového hospodářství. *Sbírka zákonů* 2022.
- 215 Rada Evropské unie. Směrnice Rady ze dne 12. června 1986 o ochraně životního prostředí a zejména půdy při používání kalů z čistíren odpadních vod v zemědělství (86/278/EHS). *Úřední věstník* 1986, L 181, 6–12.
- 216 Dalahmeh, S. S., Thorsén, G., Jönsson, H. Open-air storage with and without composting as post-treatment methods to degrade pharmaceutical residues in anaerobically digested and dewatered sewage sludge. *Science of the Total Environment* 2022, 806, 151271, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.151271.

- 217 Wang, Z., Li, X., Liu, H., Zhou, T., Li, J., Li, Y., Lin, C. S. K., Wang, Q. Triclosan in sludge: Exploring its journey from the sewage treatment plants to land application and potential impacts on the environment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 2024, 54, 1340–1363, doi: 10.1080/10643389.2024.2309846.
- 218 Nguyen, M. K., Lin, C., Nguyen, H. L., Hung, N. T. Q., La, D. D., Nguyen, X. H., Chang, S. W., Chung, W. J., Nguyen, D. D. Occurrence, fate, and potential risk of pharmaceutical pollutants in agriculture: Challenges and environmentally friendly solutions. *Science of the Total Environment* 2023, 899, 165323, doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.165323.
- 219 Wang, J., Xu, S., Zhao, K., Song, G., Zhao, S., Liu, R. Risk control of antibiotics, antibiotic resistance genes (ARGs) and antibiotic resistant bacteria (ARB) during sewage sludge treatment and disposal: A review. *Science of the Total Environment* 2023, 877, 161772, doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.162772.
- 220 Feng, M., Liu, Y., Yang, L., Li, Z. Antibiotics and antibiotic resistance gene dynamics in the composting of antibiotic fermentation waste – A review. *Bioresource Technology* 2023, 390, 129861, doi: 10.1016/j.biortech.2023.129861.
- 221 Zhang, B., Guo, Z., Qu, J., Zhang, J., Liu, J., Tao, Y., Zhang, Y., Sardar, M. F., Dai, X., Liu, H. Simultaneous reductions in antibiotic, antibiotic resistance genes and nitrogen loss during bioaugmentation tylosin fermentation dregs co-composting. *Science of the Total Environment* 2022, 850, 158069, doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.158069.
- 222 Chen, Z., Li, Y., Ye, C., He, X., Zhang, S. Fate of antibiotics and antibiotic resistance genes during aerobic co-composting of food waste with sewage sludge. *Science of the Total Environment* 2021, 784, 146950, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.146950.
- 223 Zhang, J., Lin, H., Ma, J., Sun, W., Yang, Y., Zhang, X. Compost-bulking agents reduce the reservoir of antibiotics and antibiotic resistance genes in manures by modifying bacterial microbiota. *Science of the Total Environment* 2019, 649, 396–404, doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.212.
- 224 Ren, J., Deng, L., Li, C., Dong, L., Li, Z., Zhao, J., Huhetaoli, Zhang, J., Niu, D. Safety of composts consisting of hydrothermally treated penicillin fermentation residue: Degradation products, antibiotic resistance genes and bacterial diversity. *Environmental Pollution* 2021, 290, 118075, doi: 10.1016/j.envpol.2021.118075.
- 225 Gurmessa, B., Pedretti, E. F., Cocco, S., Cardelli, V., Corti, G. Manure anaerobic digestion effects and the role of pre- and post-treatments on veterinary antibiotics and antibiotic resistance genes removal efficiency. *Science of the Total Environment* 2020, 721, 137532, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.137532.
- 226 Haiba, E., Nei, L., Kutti, S., Lillenberg, M. Degradation of diclofenac and triclosan residues in sewage sludge compost. *Agronomy Research* 2017, 15, 395–405.
- 227 Yu, B., Zheng, G., Wang, X., Wang, M., Chen, T. Biodegradation of triclosan and triclocarban in sewage sludge during composting under three ventilation strategies. *Frontiers of Environmental Science and Engineering* 2019, 13, 41, doi: 10.1007/s11783-019-1125-4.
- 228 Nei, L., Haiba, E., Raamets, J., Herodes, K. Degradation of carbamazepine and triclosan in sewage sludge mixtures used for fertilizing agricultural soils. *Soil Science Annual* 2024, 75, 189545, doi: 10.37501/soilsa/189545.

- 229 Zheng, G., Yu, B., Wang, Y., Ma, C., Chen, T. Removal of triclosan during wastewater treatment process and sewage sludge composting—A case study in the middle reaches of the Yellow River. *Environment International* 2020, *134*, 105300, doi: 10.1016/J.ENVINT.2019.105300.
- 230 Cavanagh, J.-A. E., Trought, K., Mitchell, C., Northcott, G., Tremblay, L. A. Assessment of endocrine disruption and oxidative potential of bisphenol-A, triclosan, nonylphenol, diethylhexyl phthalate, galaxolide, and carbamazepine, common contaminants of municipal biosolids. *Toxicology in Vitro* 2018, *48*, 342–349, doi: 10.1016/J.TIV.2018.02.003.
- 231 Zheng, G., Yu, B., Wang, Y., Ma, C., Chen, T. 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* 2021, *412*, 125270, doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.125270.
- 232 Congilosi, J. L., Aga, D. S. Review on the fate of antimicrobials, antimicrobial resistance genes, and other micropollutants in manure during enhanced anaerobic digestion and composting. *Journal of Hazardous Materials* 2021, *405*, 123634, doi: 10.1016/J.JHAZMAT.2020.123634.
- 233 Zhang, J., Bao, Y., Jiang, Y., Liu, H. T., Xi, B. D., Wang, D. Q. Removal and dissipation pathway of typical fluoroquinolones in sewage sludge during aerobic composting. *Waste Management* 2019, *95*, 450–457, doi: 10.1016/j.wasman.2019.06.036.
- 234 Butkovskiy, A., Ni, G., Hernandez Leal, L., Rijnaarts, H. H. M., Zeeman, G. Mitigation of micropollutants for black water application in agriculture via composting of anaerobic sludge. *Journal of Hazardous Materials* 2016, *303*, 41–47, doi: 10.1016/j.jhazmat.2015.10.016.
- 235 Thomas, A. R., Kranert, M., Philip, L. Fate and impact of pharmaceuticals and personal care products during septage co-composting using an in-vessel composter. *Waste Management* 2020, *109*, 109–118, doi: 10.1016/j.wasman.2020.04.053.
- 236 Zhu, Y., Yang, K., Shan, R., Han, Z., Shao, Y., Tian, C. The Influence of Humification Degree of Humic Acid on Its Sorption of Norfloxacin During Sewage Sludge Composting. *Water, Air, and Soil Pollution* 2018, *229*, 160, doi: 10.1007/s11270-018-3821-2.
- 237 Martín, J., Santos, J. L., Aparicio, I., Alonso, E. Pharmaceutically active compounds in sludge stabilization treatments: Anaerobic and aerobic digestion, wastewater stabilization ponds and composting. *Science of the Total Environment* 2015, *503–504*, 97–104, doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.05.089.
- 238 Cucina, M., Tacconi, C., Sordi, S., Pezzolla, D., Gigliotti, G., Zadra, C. Valorization of a pharmaceutical organic sludge through different composting treatments. *Waste Management* 2018, *74*, 203–212, doi: 10.1016/j.wasman.2017.12.017.
- 239 Banegas, V., Moreno, J. L., Moreno, J. I., García, C., León, G., Hernández, T. Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. *Waste Management* 2007, *27*, 1317–1327, doi: 10.1016/j.wasman.2006.09.008.
- 240 Yañez, R., Alonso, J. L., Díaz, M. J. Influence of bulking agent on sewage sludge composting process. *Bioresource Technology* 2009, *100*, 5827–5833, doi: 10.1016/j.biortech.2009.05.073.

- 241 Sertillanges, N., Haudin, C. S., Bourdat-Deschamps, M., Bernet, N., Serre, V., Danel, A., Houot, S., Patureau, D. Process type is the key driver of the fate of organic micropollutants during industrial scale treatment of organic wastes. *Science of the Total Environment* 2020, 734, 139108, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.139108.
- 242 Abril, C., Santos, J. L., Martín, J., Aparicio, I., Alonso, E. Occurrence, fate and environmental risk of anionic surfactants, bisphenol A, perfluorinated compounds and personal care products in sludge stabilization treatments. *Science of the Total Environment* 2020, 711, 135048, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.135048.
- 243 Czajka, C. P., Londry, K. L. Anaerobic biotransformation of estrogens. *Science of the Total Environment* 2006, 367, 932–941, doi: 10.1016/j.scitotenv.2006.01.021.
- 244 Gaballah, M. S., Guo, J., Sun, H., Aboagye, D., Sobhi, M., Muhmood, A., Dong, R. A review targeting veterinary antibiotics removal from livestock manure management systems and future outlook. *Bioresource Technology* 2021, 333, 125069, doi: 10.1016/j.biortech.2021.125069.
- 245 Iranzo, M., Gamón, M., Boluda, R., Mormeneo, S. Analysis of pharmaceutical biodegradation of WWTP sludge using composting and identification of certain microorganisms involved in the process. *Science of The Total Environment* 2018, 640–641, 840–848, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2018.05.366.
- 246 Poulsen, T. G., Bester, K. Organic Micropollutant Degradation in Sewage Sludge during Composting under Thermophilic Conditions. *Environmental Science and Technology* 2010, 44, 5086–5091, doi: 10.1021/es9038243.
- 247 Sadeq, Y., Poulsen, T. G., Bester, K. Impact of compost process temperature on organic micro-pollutant degradation. *Science of The Total Environment* 2014, 494–495, 306–312, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2014.07.003.
- 248 Hřčka, M., Hřebečková, T., Hanč, A., Grasserová, A., Cajthaml, T. Changes in the content of emerging pollutants and potentially hazardous substances during vermi/composting of a mixture of sewage sludge and moulded pulp. *Environmental Pollution* 2024, 348, 123736, doi: 10.1016/j.envpol.2024.123736.
- 249 Haiba, E., Nei, L., Herodes, K., Ivask, M., Lillenberg, M. On the degradation of metformin and carbamazepine residues in sewage sludge compost. *Agronomy Research* 2018, 16, 696–707, doi: 10.15159/AR.18.123.
- 250 Angeles-de Paz, G., León-Morcillo, R., Guzmán, S., Robledo-Mahón, T., Pozo, C., Calvo, C., Aranda, E. Pharmaceutical active compounds in sewage sludge: Degradation improvement and conversion into an organic amendment by bioaugmentation-composting processes. *Waste Management* 2023, 168, 167–178, doi: 10.1016/j.wasman.2023.05.055.
- 251 Jiang, J., Hou, R., Cui, H., Liu, D., Yan, G., Fan, Y., Cheng, K., Cao, Z. Occurrences of typical PPCPs during wastewater treatment and the composting of sewage sludge with micron-sized and nano-sized Fe₃O₄. *Environmental Pollution* 2023, 336, 122386, doi: 10.1016/j.envpol.2023.122386.
- 252 Liu, Y. Y., Ptacek, C. J., Beauchemin, S., MacKinnon, T., Blowes, D. W. Effect of composting and amendment with biochar and woodchips on the fate and leachability of pharmaceuticals in biosolids destined for land application. *Science of the Total Environment* 2022, 810, 151193, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.151193.

- 253 Ahkola, H., Lindholm-Lehto, P., Perkola, N., Väliälä, P., Meriläinen, P., Mäenpää, K., Stelzer, J. A. A., Heiskanen, I., Järvisjö, J., Nuutinen, J., et al. A preliminary study on the ecotoxic potency of wastewater treatment plant sludge combining passive sampling and bioassays. *Science of the Total Environment* 2021, 758, 143700, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.143700.
- 254 Kelova, M. E., Ali, A. M., Eich-Greatorex, S., Dörsch, P., Kallenborn, R., Jenssen, P. D. Small-scale on-site treatment of fecal matter: comparison of treatments for resource recovery and sanitization. *Environmental Science and Pollution Research* 2021, 28, 63945–63964, doi: 10.1007/s11356-021-12911-z.
- 255 Vasskog, T., Bergersen, O., Anderssen, T., Jensen, E., Eggen, T. Depletion of selective serotonin reuptake inhibitors during sewage sludge composting. *Waste Management* 2009, 29, 2808–2815, doi: 10.1016/j.wasman.2009.06.010.

Poděkování

Na tomto místě bych ráda poděkovala svému školiteli prof. RNDr. Tomášovi Cajthamlovi, Ph.D., DSc. za odborné vedení disertační práce, cenné rady a podporu během celého doktorského studia. Poděkování patří také mým kolegům z Laboratoře environmentální biotechnologie zejména za jejich rady a pomoc při experimentální práci. Své rodině děkuji za trpělivost i obrovskou podporu během celého studia.

Přílohy

Publikace 1.....	63
Publikace 2.....	81
Publikace 3.....	112
Publikace 4.....	129