

UNIVERZITA KARLOVA
Přírodovědecká fakulta
Ústav pro životní prostředí

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí
Studijní obor: Environmentální vědy



Mgr. Vojtěch Pilnáček

**Identifikace a studium klíčových biologických a abiotických faktorů v
procesu biosušení čistírenských kalů**

*Identification and investigation of key biotic and abiotic factors in sewage
sludge bio-drying process*

DISERTAČNÍ PRÁCE

Vedoucí práce: RNDr. Petra Innemanová, Ph.D.

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

Praha, 2024

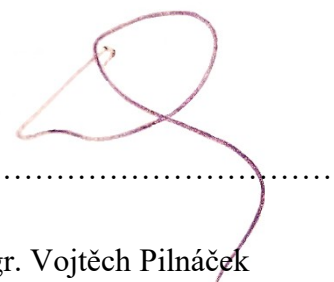
Prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracoval samostatně s využitím uvedené literatury a informací na něž odkazuji. Svoluji k jejímu zapůjčení s tím, že veškeré (i přejaté) informace budou řádně ocitovány. Rovněž prohlašuji, že předložená práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného titulu.

Declaration

I declare that I have prepared this thesis independently using the literature and information to which I refer. I authorize to its loan with the proviso that all (even received) information will be properly quoted. I also declare that this thesis or its substantial part has not been submitted for the award of different or the same academic title.

V Praze dne 29. 2. 2024



Mgr. Vojtěch Pilnáček

Poděkování

Na prvním místě bych chtěl poděkovat svojí ženě za to, že mi dopřála trpělivost a časový prostor pro provádění experimentů a sepsání výstupů práce v jednom z nejnáročnějších období života. Dále chci poděkovat mojí školitelce Petře Innemanové za to, že mi umožnila pracovat v týmu, který se zabýval zkoumáním procesu biosušení, pomáhala mi s designem experimentů a velkou částí práce v průběhu celého studia. Díky patří také konzultantovi práce Tomáši Cajthamlovi za poskytování praktických rad, motivace k dokončení studia a provedení důležitých měření zejména v oblasti farmak a endokrinních disruptorů. Děkuji i Michalovi Šerešovi za pomoc s designováním a provozem reaktorů biosušení, zejména poloprovozního reaktoru. Bez Vaší pomoci by tato práce nikdy nevznikla.

Tuto práci bych chtěl věnovat mému dědovi RNDr. Karlu Těmínovi, který mě jako první seznámil s principy aerobního rozkladu organické hmoty.

Práce a výzkum na tomto projektu byly podpořeny z grantu TF02000027 Technologické agentury České republiky.

Prohlášení o spolupráci na odborných publikacích

Prohlašuji, že se Mgr. Vojtěch Pilnáček významně podílel na výzkumu na jehož základě byla sepsána tato disertační práce. Mgr. Vojtěch Pilnáček se podílel na designu a provádění experimentů, sběru a interpretaci dat a přípravě publikací.

Declaration of cooperation on scientific publications

I hereby declare that Mgr. Vojtěch Pilnáček significantly contributed to the research on the basis of which this dissertation was written. Mgr. Vojtěch Pilnáček participated in the design and execution of experiments, data collection and interpretation, and preparation of publications.

V Praze dne 29. 2. 2024

.....

RNDr. Petra Inemannová Ph.D.

Abstrakt

Práce je zaměřena na předúpravu čistírenských kalů po anaerobní stabilizaci procesem biosušení. Biosušení je proces, při kterém organický substrát podléhá aerobnímu rozkladu a zároveň dochází díky zvýšené teplotě a vháněnému vzduchu k jeho vysoušení. Cílem práce bylo optimalizovat nejdůležitější procesní proměnné, ověřit, zda je proces vhodný pro předúpravu čistírenských kalů před použitím jako paliva nebo hnojiva v kontextu české legislativy a prozkoumat, které skupiny organismů a jak se podílejí na rozkladu endokrinních disruptorů. Pro tyto účely byly navrženy čtvrtprovozní a poloprovozní reaktory biosušení. Výsledky práce ukazují, že nejdůležitějšími procesními parametry jsou míra provzdušnění a teplota jako její závislá proměnná a složení substrátu. Jako optimální režim provzdušnění se ukázalo nastavení s fixním časovým intervalem spínání dmyhadla. Optimální složení substrátu byl poměr 5:2 kal:březová štěpka. Výsledky práce dále ukazují, že procesem biosušení je vhodný pro přípravu paliva pro spalování s jiným materiálem. Pro monospalování se příliš nehodí z důvodu překročení emisních limitů. Výhřevností se výsledné palivo pohybuje na úrovni méně kvalitního hnědého uhlí. Proces biosušení je rovněž použitelný pro přípravu hnojiva. Výsledky práce ukazují, že nedochází k nadměrnému zakoncentrování kontaminantů jako jsou toxické kovy, PAU nebo PCB. Z hlediska odstranění patogenů je možné díky biosušení dosáhnout splnění českých legislativních limitů pro využívání upravených kalů na zemědělské půdě. Z výsledků navíc vyplývá, že díky biosušení je možné zcela eliminovat obsah látek s reziduální antibiotickou aktivitou a snížit obsah některých endokrinních disruptorů. Pozitivní vliv na odstranění těchto látek má pravděpodobně skupina aktinobakterií, u nichž nedochází k poklesu obsahu biomasy v důsledku zvýšených teplot a snižujícímu se obsahu vody v substrátu, naopak v některých případech obsah fosfolipidů mastných kyselin charakteristických pro aktinobakterie v závěru procesů vzrůstá. Volba finálního využití biosušením upraveného substrátu by měla být vybrána na základě obsahu kontaminantů typu toxických kovů, PAU a PCB, jejichž obsah nelze procesem biosušení snížit, případně nemusí být požadovaného snížení dosaženo v daném časovém limitu. Při vysokém obsahu těchto kontaminantů by měl upravený materiál být směřován ke spalování, v opačném případě k využití jako hnojivo.

Klíčová slova

Biosušení, kaly z čistíren odpadních vod, úprava na palivo, úprava na hnojivo, výhřevnost, emise, kontaminanty, endokrinní disruptory, mikrobiální společenstvo

Abstract

The work is focused on the pretreatment of sewage sludge after anaerobic stabilization by the process of biodrying. Biodrying is a process in which the organic substrate undergoes aerobic decomposition and at the same time, due to the increased temperature and the blowing air, it is dried. The aim of the work was to optimize the most important process variables, to verify whether the process is suitable for pretreatment of sewage sludge before use as fuel or fertilizer in the context of Czech legislation and to investigate which groups of organisms and how they participate in the degradation of endocrine disruptors. For these purposes, quarter- and semi-operational bio-drying reactors were designed. The results of the work show that the most important process parameters are the aeration rate and temperature as its dependent variable and the substrate composition. The setup with a fixed time interval of blower switching was found to be the optimal aeration regime. The optimal substrate composition was a 5:2 ratio of sludge:birch chips. The results of the work further show that the bio-drying process is suitable for the preparation of fuel for co-incineration with other material. It is not very suitable for mono-incineration due to exceeding emission limits. The calorific value of the resulting fuel is at the level of lignite. The bio-drying process is also applicable for the preparation of fertiliser. The results show that biodrying does not lead to concentration increase of contaminants such as toxic metals, PAHs or PCBs. From the point of view of pathogen removal, biodrying makes it possible to meet the Czech legislative limits for the use of treated sludge on agricultural land. Moreover, the results show that biodrying can eliminate the content of substances with residual antibiotic activity and reduce the content of some endocrine disruptors. The positive effect on the removal of these substances is probably due to the group of actinobacteria in which the biomass content does not decrease due to elevated temperatures and decreasing water content in the substrate, but in some cases the content of fatty acid phospholipids characteristic of actinobacteria increases at the end of the processes. The choice of the final use of the biodrying-treated substrate should be based on the content of contaminants such as toxic metals, PAHs and PCBs, which cannot be reduced by the biodrying process or the required reduction may not be achieved within the reasonable time limit. At high levels of these contaminants, the treated material should be directed for incineration, otherwise for use as fertiliser.

Key words

Biodrying, sewage sludge, pre-treatment to fuel, pre-treatment to fertilizer, calorific value, emissions, contaminants, endocrine disruptors, microbial community

Obsah

Abstrakt.....	7
Abstract.....	9
Obsah.....	12
1. Úvod.....	15
2. Literární rešerše.....	17
2.1 Procesní parametry biosušení.....	17
2.1.1 Míra provzdušňování.....	17
2.1.2 Směr proudění vzduchu.....	20
2.1.3 Způsob provzdušnění.....	21
2.1.4 Promíchávání substrátu.....	21
2.1.5 Teplota v reaktoru.....	23
2.1.6 Teplota okolí.....	23
2.1.7 Sušina na vstupu.....	24
2.1.8 Obsah živin v substrátu.....	26
2.1.11 Doba zdržení.....	28
2.1.12 Přimíchávání vysušeného substrátu, inokulace.....	28
2.1.13 Relativní vlhkost vzduchu na výstupu z reaktoru.....	30
2.1.14 Koncentrace CO ₂ v odpadním vzduchu.....	31
2.1.15 Vylehčovací materiály.....	31
2.1.16 Výška reaktoru.....	36
2.2 Rozvoj mikrobiálního společenstva.....	37
2.2.1 Vývoj bakteriálního společenstva.....	37
2.2.2 Vývoj houbového společenstva.....	42
2.2.3 Metabolické pochody v průběhu procesu.....	43
2.2.4 Odstranění patogenů.....	44
2.2.5 Degradace farmak, produktů osobní hygieny s endokrinně disruptivní aktivitou.....	44
2.3 Možnosti použití biosušení pro různé materiály.....	46
2.3.1 Čistírenské kaly.....	46
2.3.2 Papírenské kaly.....	49
2.3.3 Směsný komunální odpad.....	50
2.3.4 Hnůj.....	51
2.3.5 Separát z bioplynové stanice.....	51

2.3.6 Biologicky rozložitelný odpad.....	52
2.4 Legislativní prostředí ČR.....	54
3. Motivace a základní hypotézy.....	58
4. Metodika.....	60
4.1 Optimalizace konstrukce reaktoru.....	60
4.1.1 Reaktor biosušení z předchozích experimentů.....	60
4.1.2 Čtvrtprovozní reaktor biosušení.....	62
4.1.3 Poloprovozní reaktor biosušení.....	65
4.2 Metodika experimentů.....	69
4.2.1 Metodika provádění experimentů pro zjištění optimálního poměru vylehčovacího materiálu – čtvrtprovozní testy biosušení I.....	69
4.2.2 Metodika provádění experimentů pro nalezení optimálního režimu provzdušňování – čtvrtprovozní testy biosušení II.....	70
4.2.3 Metodika provádění experimentů pro ověření účinnosti hygienizace a odstranění residuální antibiotické aktivity a endokrinních disruptorů – čtvrtprovozní testy III.....	75
4.2.4 Metodika provádění experimentů – poloprovozní testy.....	77
4.3 Statistická analýza.....	81
5. Výsledky a diskuse.....	82
5.1 Výsledky – Optimální poměr vylehčovacího materiálu – čtvrtprovozní testy I.....	82
5.2 Výsledky – Efektivita sušení v závislosti na režimu provzdušňování – čtvrtprovozní testy II.....	86
5.3 Výsledky – Účinnost hygienizace, odstranění residuálních inhibičních látek a mikropolutantů – čtvrtprovozní testy III.....	92
5.3.1 Vývoj teploty v reaktorech a režim provzdušňování během čtvrtprovozních testů III.....	92
5.3.2 Výsledky analýzy PLFA během čtvrtprovozních testů III.....	93
5.3.3 Hygienizační účinek, rozklad vybraných mikropolutantů a reziduální inhibiční aktivita během čtvrtprovozních testů.....	95
5.4 Výsledky poloprovozních testů.....	99
5.4.1 Vývoj teplot během poloprovozních testů.....	99
5.4.2 Efektivita sušení během poloprovozních testů.....	102
5.4.3 Vývoj koncentrace rizikových látek během poloprovozních testů.....	104
5.4.5 Účinnost hygienizace během poloprovozních testů.....	106
5.4.5 Výsledky monitoringu obsahu mikropolutantů ze skupiny PPCPs během poloprovozních testů.....	109
5.4.6 Výsledky stanovení obsahu PLFA v průběhu poloprovozních testů.....	110
6. Závěry.....	115

7. Použitá literatura.....	118
Seznam tabulek.....	137
Seznam zkratek.....	139
Přílohy.....	141

1. Úvod

V roce 2021 bylo v České republice vyprodukováno 162 274,7 t sušiny čistírenských kalů. V tomto roce byla nejčastějším způsobem nakládání s kaly aplikace na zemědělskou půdu (Ministerstvo životního prostředí ČR, 2022). Čistírenský kal má díky vysokému obsahu živin vysoký potenciál právě pro využití v zemědělství (Latare et al., 2014; Sharma et al., 2017; Wang et al., 2008).

V průběhu posledních let však došlo v této oblasti k několika legislativním změnám, které v rámci České republiky využívání kalů na zemědělské půdě více nebo méně zpřísnily. Zásadním rozdílem je, že kal již není možné využívat přímo např. potom co projde anaerobní stabilizací, ale je potřeba ho před využitím na zemědělské půdě upravovat. Výsledkem úpravy musí být hygienizace kalu tzn. redukce nebo odstranění patogenních organismů, neboť čistírenské kaly představují hygienické riziko právě kvůli obsahu patogenů (Cai a Zhang, 2013, Wang et al., 2018). Tento stav bude generovat značné investiční i provozní náklady pro subjekty provozující čistírny odpadních vod. Požadovaná předúprava čistírenských kalů znamená, že materiál prošel procesem, který výrazně snížil obsah patogenních organismů v kalech, a tím i hygienické riziko spojené s jeho aplikací. Upravený kal musí dále splňovat kritéria kvality pro některé rizikové látky (toxické kovy, AOX, PCB, PAU) a další mikrobiologická kritéria, jako je negativní detekce *Salmonella sp.* a maximální povolené koncentrace vybraných patogenů (MŽP ČR, 2021). K dosažení přísných legislativních kritérií pro hygienizaci kalů lze využít proces biosušení díky jeho vysokoteplotnímu provoznímu režimu, který může vést k nezbytné eliminaci patogenních mikroorganismů (Cai et al., 2016; Winkler et al., 2013). Výsledkem procesu je biologicky stabilizovaný substrát se sníženou intenzitou zápachu (Avalos Ramirez et al., 2012) a obsahem vody (Adani et al., 2002, Winkler et al., 2013).

Dalším aspektem, který vyžaduje pozornost a další výzkum, je přítomnost farmaceutických výrobků a produktů osobní hygieny (PPCPs z. angl. Pharmaceutical and Personal Care Products), včetně látek, které patří do skupiny tzv. endokrinních disruptorů (Annamalai et Namasivayam, 2015, Barnabé et al., 2009, Verlicchi et Zambello, 2015) a reziduí antibiotik (Shi et al., 2016; Kim et al., 2012). Přestože monitorování těchto látek není v současné době povinné, mohou při vstupu do půdy nebo podzemních vod představovat vážné a nepředvídatelné riziko pro životní prostředí. Proces kompostování je obecně považován za

užitečný nástroj při řešení celé řady problémů prostřednictvím eliminace patogenů a biodegradace organických polutantů (Kelessidis a Stasinakis 2012, Tjalfe a Bester, 2010, Covino et al., 2016). Nedávné studie zaměřené na PPCPs z hlediska látek způsobujících endokrinní poruchy (Sadef et al., 2015, Verlicchi a Zambello, 2015) nebo vykazujících antibiotickou (ATB) aktivitu (Shi et al., 2016, Kim et al., 2012) ukázaly, že tyto látky lze kompostováním biodegradovat. Biosušení, které v zásadě představuje zrychlenou formu procesu kompostování, může pravděpodobně poskytnout velmi podobné výsledky.

Pokud čistírenské kaly obsahují vysoké koncentrace toxických kovů, není biosušení vhodnou metodou předúpravy před použitím čistírenských kalů v zemědělství. Tuto skupinu kontaminantů nelze procesem biosušení odstranit. V případě, že jsou limity pro tyto látky překročeny, není možné kaly na zemědělskou půdu využívat vůbec (Ministerstvo životního prostředí, 2021). Vzhledem k tomu, že legislativa zakazuje kaly skládkovat je kromě úpravy a využití v zemědělství již prakticky jedinou cestou, jak takové kaly využít jejich energetické využití. To je ovšem komplikováno značným obsahem vody, a tedy nízkou výhřevností tohoto materiálu. Pro energetické využívání kalů v režimu i mimo režim odpadů jsou navíc stanovena specifická pravidla, zejména pak emisní limity.

Oba zmiňované způsoby využití mají tedy svoje úskalí. Tato práce si klade za cíl prozkoumat možnosti, jak využít proces biosušení pro úpravu takovým způsobem, aby kaly mohly být v případě příznivého složení využity v zemědělství nebo v opačném případě přepracovány na palivo.

Na téma biosušení byla v posledních dvaceti letech zpracována celá řada prací. Oblast čistírenských kalů byla zkoumána v podstatné části z nich. V první části si práce klade za cíl shromáždit a analyzovat dostupné poznatky o procesních parametrech biosušení, jak je díky nim možné ovlivnit výstupy procesu, jaký je vývoj mikrobiálního společenstva, jaké role hrají jednotlivé skupiny organismů a na jaké substráty, za jakým účelem a s jakými výsledky byl proces aplikován.

Na základě poznatků byly vybrány procesní parametry, které byly dále zkoumány v kontextu české legislativy. Tato část práce je věnována dvěma důležitým procesním parametrům – složení zakládky a optimalizaci režimu provzdušnění. V kontextu výše uvedených informací ohledně obsahu patogenů, endokrinních disruptorů a látek s residuální antibiotickou aktivitou

byla zkoumána i možnosti využití procesu pro eliminaci těchto látek. Experimenty probíhaly zprvu ve čtvrtprovozním, později v poloprovozním měřítku.

2. Literární rešerše

2.1 Procesní parametry biosušení

2.1.1 Míra provzdušňování

Míra provzdušnění je jedním z nejdůležitějších parametrů v procesu biosušení. Prostřednictvím míry provzdušnění je možné přímo ovlivnit teplotu dosahovanou při procesu a rovněž míru vysušení. To prokazují výsledky následujících prací. Villegas, a Huiliñir (2014a) pracovali se třemi režimy provzdušnění 1, 2 a 3 l/min kg sušiny. Výsledky práce ukázaly, že s vyšší mírou provzdušnění byla dosažena nižší maximální teplota substrátu a vyšší míra vysušení. Stejný efekt byl rovněž pozorován při sušení papírenských kalů ve směsi s rýžovými slupkami Villegas a Huiliñir (2014b), směsi kravského hnoje a slámy (Sharara et al., 2012), směsi potravinového odpadu z kalem z čistírny odpadních vod předsušeným procesem biosušení (Yang a Jangh, 2015), čistírenského kalu ve směsi s rýžovou slámou (Zhao et al., 2012), slupek z loupání manioku (Sen a Annachhatre, 2015), směsi směsného komunálního odpadu a nasekaných kukuřičných stonků (Yuan et al. (2018b), čistírenského kalu ve směsi s potravinovým odpadem a nasekanými kukuřičnými stonky (Zhang et al., 2020), celulózovým kalem a odpadu z prořezávání zeleně (Guerra-Gorostegi et al., 2021), směsným komunálním odpadem (Adani et al., 2002), čistírenským kalem (Cai et al., 2013), prasečí kejdy (Avalos Ramirez et al. (2012). Efekt dosažení nižší teploty vyšší mírou provzdušnění potvrzuje i Sharara et al. (2012), Zhao et al. (2010), Colomer-Mendoza et al. (2013), Zawadska et al. (2010a).

Míru provzdušnění je nicméně potřeba nastavit optimálně. Villegas a Huiliñir (2014a) uvádějí, že v případě vysoké míry provzdušnění již začíná převládat efekt ochlazování substrátu nad produkcí tepla prostřednictvím aerobních rozkladných procesů. Relativní vlhkost vzduchu na výstupu z reaktoru již nedosahovala 100 %. To mělo následně i efekt na další snižování mikrobiální aktivity v důsledku suboptimálních teplotních podmínek. Kvůli vyšší míře provzdušnění bylo tedy ve výsledku dosaženo nižší intenzity rozkladu organické složky a byl tak zachován vyšší energetický obsah sušeného substrátu. Podobné výsledky ukazují i Sen a Annachhatre (2015), Yuan et al. (2018b), Zhang et al. (2020), Guerra-

Gorostegi et al (2021). V rozporu s tím jsou výsledky práce Sharara et al. (2012), kteří uvádějí, že intenzita provzdušnění signifikantně neovlivnila míru rozkladu těkavých organických látek. V případě této práce ale i při nejvyšší míře provzdušnění byly dosahovány teploty přes 60°C. Míra provzdušnění byla tedy nastavena tak, že efekt chlazení zcela nepřevýšil efekt zvyšování teploty v důsledku aerobních dekompozičních procesů. Výsledky práce Yuan et al. (2018b) dále ukazují, že při příliš vysoké míře provzdušnění je substrát již chlazen natolik, že je zpomalováno odpařování a tedy mírně klesá míra snížení obsahu vody. Colomer-Mendoza et al. (2013) ukazují stejné výsledky.

Při vysokých mírách provzdušnění již převládá efekt sušení pouhým prouděním vzduchu nad efektem sušení na bázi metabolického tepla a efekt biosušení tak není plně využit, jak uvádí ve své práci Villegas a Huiliñir (2014b), Colomer-Mendoza et al. (2013), Zawadska et al. (2010a), Navae-Ardeh et. al. (2011). Ma a Zhang (2016) považují vysoké míry provzdušnění za nežádoucí z důvodu vysoké spotřeby energie potřebné na jejich udržení a zároveň i z důvodu vzniku většího množství znečištěného odpadního vzduchu, který je potřeba čistit. Celkové provozní náklady pak mohou poškodit ekonomickou bilanci procesu stejně jako energetickou. To potvrzuje i práce Colomer-Mendoza et al. (2013), kteří ukazují výsledky energetické bilance biosušení. Z výsledků vyplývá, že při příliš vysoké míře provzdušnění je suma energie spotřebované pro vhánění vzduchu do substrátu a energie ztracené rozkladem organické složky substrátu vyšší než energie získaná spálením substrátu po vysušení. Aby bylo biosušení energeticky efektivní, je potřeba, aby míra provzdušnění byla nastavena spíše na nižší hodnoty.

Naopak při příliš nízkých mírách provzdušnění rovněž není dosahováno dobrých výsledků. Z práce Sharara et al. (2012) vyplývá, že při příliš nízké míře provzdušnění je dosaženo nižších teplot. Důvodem je suboptimální dostupnost kyslíku pro aerobní rozkladné procesy. Dosažení nižších teplot za vyšší míry provzdušnění potvrzuje i práce Ma a Zhang (2016), Zhang et al. (2015). V případě práce Zhang et al. (2015) tento stav vedl i k nižší míře odstranění vody ze sušeného substrátu. Skourides et al. (2006) ve své práci ukazují, že při nízkých mírách provzdušnění se v substrátu začínají hromadit organické kyseliny. To vede k výraznému snížení pH a tedy i inhibici dalších rozkladných procesů.

Pro dosažení nejvyšší efektivity procesu biosušení je tak potřeba míru provzdušnění optimalizovat tak, aby byly udržovány vysoké teploty, dostatečné provzdušnění substrátu pro

zachování aerobních podmínek a nasycení vzduchu procházejícího substrátem vodou na 100 %.

Mírou provzdušnění lze ovlivnit také další parametry v reaktoru. Může být ovlivněn poměr C/N, jak pozorovali Sharara et al. (2012). Tato práce ukazuje statisticky signifikantní vliv míry provzdušnění na změnu poměru C/N. Při vyšších mírách provzdušnění pozorovali vyšší poměry C/N, při nižších naopak nižší poměry C/N. Autoři tento jev může vysvětlují vyšší intenzitou rozkladu na uhlík bohaté organické složky odpadu při vyšších mírách provzdušnění.

Dalším parametrem, který lze pomocí míry provzdušnění ovlivnit je celková délka trvání procesu a intenzita překopávání, jak prokázali Yuan et al. (2018b). Z výsledků práce vyšlo, že vyšší mírou provzdušnění je možné zkrátit dobu sušení o jednotky dnů. Práce také ukazuje, že vyšší míra provzdušnění má stejný efekt pro snižování obsahu vody jako častější promíchávání substrátu. Promíchávání je energeticky náročný proces a vyšší mírou provzdušnění tedy lze zlepšit energetickou bilanci procesu. Podobné výsledky ukazuje i Zhao et al. (2010).

Díky míře provzdušnění lze také ovlivnit intenzitu vzniku výluhu. Tento jev zkoumali ve své práci Colomer-Mendoza et al. (2013). Výsledky ukazují, že s narůstající mírou provzdušnění klesá množství produkovaného výluhu k nule.

Některé z prací rovněž zkoumají kombinaci vysoké a nízké míry provzdušnění. He et al. (2010) experimentovali s čistě aerobním režimem provzdušňování a kombinovaným režimem při sušení směsného komunálního odpadu. Při kombinovaném režimu nebyl substrát první 4 dny nuceně provzdušňován a následně byl provzdušňován s nižší intenzitou. Výsledky z hlediska efektivity vysoušení byly u obou režimů srovnatelné (snížení obsahu vody o 13,4 – 17,4 % u kombinovaného režimu a 15,3 % u aerobního režimu). V případě aerobního režimu došlo k intenzivnějšímu rozkladu organických látek o cca 17 % oproti kombinovanému režimu. Byl tak snížen celkový energetický obsah substrátu. Zhang et al. (2008) a Zhang et al. (2009) experimentovali s tzv. hydrolytickou a aerobní fází biosušení. V hydrolytické fázi byl do reaktoru vháněn výrazně nižší objem vzduchu. V této fázi byly strukturně složitější látky rozloženy na méně složité a v následné aerobní fázi pak bylo dosaženo vyšších teplot. Část vody byla odstraněna v anaerobní fázi ve formě výluhu. To je důležité zejména při sušení substrátů s vysokým obsahem vody vázané v buňkách. Při těchto kombinovaných procesech

bylo dosaženo menší intenzity rozkladu organické složky odpadu a vyšší míry odstranění vody. Dalším efektem bylo, že kombinované režimy produkovaly vyšší množství prchavých organických látek ve srovnání s aerobním režimem. Zásadní rozdíl byl pozorován zejména v případě zápašných sirných sloučenin, které vznikaly z důvodu anaerobie v prvních čtyřech dnech procesu.

Opačný postup zvolili Guerra-Gorostegi et al (2021). Při biosušení směsi celulózových kalů a odpadu z prořezávání zeleně použili tři různé režimy provzdušnění – nízkou míru provzdušnění, vysokou míru provzdušnění a kombinovanou míru provzdušnění (do konce termofilní fáze nízká míra provzdušnění pro preferenci dosažení co nejvyšších teplot, od mezofilní fáze dál vysoká míra provzdušnění. Nejhorších výsledků z hlediska efektivity sušení bylo dosaženo při nízké míře provzdušnění z důvodů zmiňovaných výše. V případě kombinované míry provzdušnění došlo k tomu, že při počáteční nízké míře provzdušnění sice bylo dosaženo vysokých teplot, nicméně, bylo také rozloženo velké množství biologicky rozložitelné složky substrátu. Po nástupu mezofilní fáze, již v substrátu nebylo dost biologicky rozložitelné složky na to, aby bylo možné udržet vyšší teploty. Tato strategie se ukázala méně efektivní než vysoká míra provzdušnění, která, jak výše zmíněno, zachovává vyšší obsah biologicky rozložitelné složky. Při vyšší míře provzdušnění tak docházelo k rozkladným exotermním procesům i v pozdější fázi procesu a bylo tak možné udržet vyšší teploty po delší dobu. Kombinovaný režim provzdušnění byl nicméně efektivnější, pokud do celkové energetické bilance započítáme i energii spotřebovanou provzdušňováním.

2.1.2 Směr proudění vzduchu

Obvyklým nastavením směru proudění vzduchu reaktorem bývá přívod vzduchu odspodu a odvod shora (Velis et al. (2009). V celé řadě prací používajících tento způsob provzdušnění vznikl v reaktoru gradient vlhkosti, teploty, intenzity rozkladu organické složky a výhřevnosti. V případě teploty je gradient pozitivní. Vrstvy substrátu nejbližší přívodu vzduchu jsou ochlazovány chladnějším vzduchem z okolí reaktoru. V případě vlhkosti je gradient negativní. Vzduch blíže vstupu reaktoru má nižší relativní vlhkost a je tak schopen absorbovat více vlhkosti než vodu nasycený vzduch. Gradient výhřevnosti a intenzity rozkladu organické složky je negativní ve vrstvách reaktoru blíž k přívodu vzduchu dochází k rychlejšímu odstranění obsahu vody a je tak zabráněno rozvoji mikrobiálních procesů (Adani et al., 2002; Sugni et al., 2005).

Gradientsy nejsou žádoucí, protože způsobují heterogenitu výsledného produktu. V různých pracích bylo tedy hledáno řešení, jak zmíněné gradienty odstranit.

Frei et al. (2004) použil systém dvou laterálních a jedné centrální trubice, přičemž byl měněn směr proudění vzduchu z centrální do laterálních trubic a naopak. Tímto způsobem se podařilo gradienty téměř zcela eliminovat.

Shao et al. (2012) zkoušeli odstranit gradienty za použití střídání přívodu vzduchu přetlakem a podtlakem. To mělo hned několik efektů. Při použití podtlaku bylo dosaženo homogennějšího provzdušnění substrátu. Při použití přetlaku byla většina vody odstraněna evaporací, zatímco v případě podtlaku došlo i k produkci výluhu. Příčina tohoto efektu tkvěla v tom, že v případě přetlaku byla síla směru proudění vzduchu opačná než gravitace, a tedy směr proudění výluhu. Při použití přetlaku bylo rovněž dosaženo i větší míry odstranění obsahu vody. Na druhé straně má použití přetlaku za důsledek i vyšší míru rozkladu organické složky substrátu. Podobných výsledků dosahuje i Zawadska et al. (2010b).

2.1.3 Způsob provzdušnění

Dalším parametrem, který je možné v průběhu procesu nastavovat je způsob provzdušnění – kontinuální nebo přerušovaný. Provedené práce zde přinášejí značně rozdílné výsledky. Maia et al. (2023) experimentovali s různými režimy provzdušnění při sušení odpadu ze zpracování pomerančů. Byly vyzkoušeny dva režimy provzdušnění – kontinuální a přerušovaný. V případě přerušovaného procesu bylo dosaženo intenzivnějšího snížení obsahu vody (pokles ze 75 % na 61,5 % oproti 68,75 %). Důvodem bylo dosažení lepší homogenity vlhkosti v reaktoru, eliminace preferenčních cest pro vzduch a anaerobních zón a zlepšení přenosu tepla a vlhkosti. Jiné výsledky ukazuje Shao et al. (2012), kteří ukazují, že míra odstranění vody byla naopak vyšší v případě kontinuálního provzdušňování. Vyšší byla i dosažená teplota a míra rozkladu organické složky. Vyšší míry odstranění vody bylo dosaženo díky vyšším teplotám a vyšší kapacitě pro odnos vlhkosti setrvale proudícího vzduchu. Podobné výsledky ukazuje i He et al. (2010).

2.1.4 Promíchávání substrátu

V předchozím textu bylo popsáno, jak při procesu biosušení vznikají různé gradienty a nehomogenity. Jedním ze způsobů, jak je eliminovat je promíchávání sušeného substrátu. Ma a Zhang (2016) prokazují ve své práci důležitost pravidelného promíchávání substrátu.

Díky promíchávání je možné podpořit degradaci i těch částí substrátu, které by se jinak nedostaly do optimálních podmínek. V práci je popisováno, že po promíchání substrátu dochází k opětovnému vzrůstu teploty po předchozím poklesu. Zhao et al. (2010) pozorovali ve své práci, že v případě absence promíchávání dochází v reaktoru k tvorbě vertikálního gradientu vlhkosti. Blíže u přívodu vzduchu byla vlhkost nižší, dále od něj pak vyšší. To je vysvětleno tím, že vzduch procházející substrátem se postupně nasycuje vlhkostí až je jeho kapacita pro odnos vlhkosti snížena na nulu. Od daného místa už k sušení nedochází. V průběhu procesu, jak se substrát postupně vysušuje, dochází k posunu tohoto místa ve směru proudění. Promíchávání hraje důležitou roli při rušení vlhkostního gradientu. To potvrzuje i práce Yang et al. (2015). Homogenizace sušeného substrátu může mít pozitivní vliv i na zkrácení doby trvání celého procesu. Yuan et al. (2018b) zkoumali vliv promíchávání substrátu na délku procesu. Z práce vychází, že častějším promícháváním je možné zkrátit délku trvání procesu.

Na druhé straně může mít časté promíchávání i negativní dopady. Zhao et al. (2010) ukazují, že vyšší frekvencí promíchávání dochází k častým teplotním ztrátám, výrazným poklesům teploty v reaktoru, kumulativní teplota v průběhu celého procesu je nižší než v případě méně častého promíchávání a sušení pak není efektivní. Práce dále ukazuje, že z hlediska celkové míry vysušení hraje frekvence promíchávání zanedbatelnou roli. Mnohem důležitějším faktorem je míra provzdušnění. V případě míry rozkladu organické složky substrátu dochází při stejné míře provzdušnění a vyšší frekvenci promíchávání k vyšší degradaci organické složky. Autoři práce uvádí, že díky zvýšení míry provzdušnění lze do určité míry nahradit efekt promíchávání substrátu. Promíchávání je velmi časově a energeticky náročné. Díky změně míry provzdušnění je tak možné snížit provozní náklady procesu. Časté promíchávání má nicméně negativní vliv na obsah prchavých organických látek v substrátu. Po promíchávání se kyslík dostává i do míst, kde by za jiných okolností nebyl dobře dostupný a nedošlo by k tak intenzivnímu rozkladu organické složky (Yuan et al., 2018b).

Důležitým faktorem je i kdy je promíchávání provedeno. Cai et al. (2015) ve své práci zkoumali, jak doba od začátku procesu do prvního promíchávání substrátu ovlivňuje teplotu a efektivitu procesu. Pokud bylo překopávání provedeno příliš brzy – před koncem termofilní fáze, byla tato narušena a již se následně zcela neobnovila – teploty již zůstaly nižší. Tím se snížila i efektivita sušení.

2.1.5 Teplota v reaktoru

Teplota dosahovaná udržovaná v reaktoru má vliv na efektivitu sušení. Ma a Zhang (2016) uvádějí, že 72–79% poklesu obsahu vody došlo v první fázi procesu, kdy bylo dosahováno nejvyšších teplot. Z tohoto faktu usuzují, že udržení co nejvyšších teplot po co nejvyšší dobu procesu je klíčové pro efektivitu sušení. Díky vysokým teplotám se zvyšuje kapacita vzduchu pro odnos vlhkosti a odpařování vody ze substrátu. Podobné výsledky ukazují i Zhang et al. (2018a). Cai et al. (2016) ve své práci zkoumali vliv teploty na odpařování vázané vody z čistírenského kalu. Vázaná voda se začala uvolňovat od teploty 50 °C výš. Nejvíce vázané vody bylo uvolněno při teplotách nad 70°C. Termofilní fáze biosušení je tedy podle autorů práce stěžejní pro uvolňování vázané vody. Od teploty 50 °C rovněž docházelo k intenzivnímu aerobnímu rozkladu složitějších uhlovodíkových struktur v substrátu (aromatické proteiny, rozpustné mikrobiální meziprodukty). Díky tomu se zlepšila odvodnitelnost kalu.

Vysoká teplota je projevem aerobního rozkladu různých látek v substrátu. V různých fázích procesu dochází k rozkladu různých látek. V termofilní fázi procesu dochází k rozkladu látek bohatých na dusík např. bílkovin. Yuan et al. (2018a) při sušení potravinového odpadu ukazují, že teplota v reaktoru signifikantně ovlivňuje tvorbu a emise amoniaku. S vzestupem teploty v reaktoru je tvorba a emise amoniaku vyšší. Podobný efekt v kombinaci s horší dostupností kyslíku byl zaznamenán i v případě sírných látek. Stejně výsledky ukazuje i práce Yuan et al. (2019). Opačný efekt pozorovali De Guardia et al. (2012), kteří nižší koncentraci amoniaku a amonných iontů připisují poklesu četnosti metabolismů amonifikace, a naopak nárůstu četnosti metabolismů nitrifikace.

Maximální dosažitelná teplota je limitována možnostmi přežití mikrobiálního společenstva v reaktoru. Yang et al. (2015) uvádějí, že maximální hodnota teploty dosažitelná při biosušení se pohybuje kolem 70°C. Při této teplotě dochází k denuraci většiny proteinů přítomného společenstva a další rozvoj teploty, jakkoli jsou i organismy, které se v těchto a vyšších teplotách vyskytují, je omezen i nedostatkem kyslíku.

2.1.6 Teplota okolí

Jak je již zmíněno v předchozí podkapitole, efektivita sušení může být ovlivněna dosaženou teplotou. Kromě jiných může být teplota v reaktoru ovlivněna i teplotou vzduchu přiváděného do reaktoru z okolí, Zhao et al. (2012) se ve své práci zabývali vlivem teploty okolí na sušení

směsi čistírenského kalu s rýžovou slámou. Výsledky práce ukazují, že nižší teploty proces signifikantně ovlivňují. Při teplotě okolí 23 °C došlo k rychlému zahájení termofilní fáze (po 10 h), zatímco při teplotě mezi 3 a 9 °C termofilní fáze začala po 3 dnech. Maximální dosažené teploty byly v obou případech srovnatelné, nicméně v případě nižší teploty okolí byly udrženy po kratší dobu. To mělo vliv i na efektivitu sušení. Navíc byl proces v tomto případě kvůli delšímu náběhu i o 3 dny kratší. Při nižších teplotách došlo k nižšímu úbytku obsahu vody kvůli intenzivnějšímu chlazení reaktoru proudícím vzduchem. Zároveň došlo ale i k nižší míře rozkladu organické složky substrátu. Kvůli vysokým teplotám po kratší čas pravděpodobně nedošlo k rozvoji stejných mikrobiálních společenstev. Naopak De Guardia et al. (2012) ve své práci pozorovali při snížení okolní teploty z 25 °C na 10 °C pokles teploty v reaktoru pouze o 5°C. Teplotu v okolí reaktoru tak považují za zanedbatelný faktor.

2.1.7 Sušina na vstupu

Velmi důležitým procesním parametrem je i sušina substrátu při zahájení procesu. Villegas, a Huiliñir (2014a) se ve své práci zabývali vlivem vstupní vlhkosti substrátu – čistírenského kalu – na průběh procesu sušení. Z výsledků vyplynulo, že při obsahu vody 68 % bylo dosaženo nejvyšší teploty substrátu bez ohledu na různou intenzitu provzdušňování. Při obsahu vody 59 a 78 % bylo dosaženo nižších teplot. Při obsahu vody 78 % se teplota začala zvedat až po třech dnech provzdušňování a zároveň bylo dosaženo i nejnižších teplot. To bylo pravděpodobně způsobeno nedostatkem volného vzduchu pro aerobní rozkladné procesy. Podobné výsledky ukazuje i práce Yang a Jangh (2015), Yuan et al. (2018a). Wolny-Kołodka et al. (2021) dokonce ukazují, že při příliš vysokém obsahu vody v substrátu se proces vůbec nenastartuje. V tomto případě byl obsah vody na začátku procesu více než 82 %. Při nižším obsahu vody ve vstupním substrátu bylo v práci Villegas a Huiliñir (2014a) dosaženo lepší míry vysušení. Při obsahu 59 a 68 % bylo dosaženo poklesu obsahu vody o 4 až 8 % v závislosti na míře provzdušnění, zatímco v případě obsahu vody 78% pouze 1 až 2 %. V případě nižšího počátečního obsahu vody může vzduch lépe proudit substrátem, a tedy dochází k efektivnějšímu vysoušení. Vstupní obsah vody má rovněž efekt na intenzitu rozkladu organické složky. K největšímu úbytku docházelo při obsahu vody 68 % (18–20 % pokles obsahu prchavých organických látek). Při obsahu vody 59 a 78 % byl pokles řádově nižší. Jak uvedeno výše obsah vody 68 % zapříčiňoval i nejvyšší dosažené teploty. Obsah vody cca 70 % byl v tomto případě tedy optimem pro aerobní rozkladné procesy. Při vysokém úbytku těkavých organických látek dochází k sesedání substrátu, horší průchodnosti substrátu pro vzduch, sub optimalizaci obsahu vzduchu a tím může být ovlivněna i efektivita sušení.

Podobné výsledky ukazuje i Yuan et al. (2018a). Villegas a Huiliñir (2014a) připisují největší efekt na sesedání substrátu právě počáteční vlhkosti. Sušina na vstupu byla regulována prostřednictvím přidávání dřevní štěpky.

Právě regulace vstupní sušiny může být podstatným faktorem pro celkovou ekonomickou bilanci procesu. Ma a Zhang (2016) se ve své práci zabývali vlivem vstupní sušiny na efektivitu biosušení směsi separátu z bioplynové stanice zpracovávající čistírenské kaly ve směsi s potravinovým odpadem. Sušina na vstupu byla regulována pomocí přidávání drcených kukuřičných klasů. Nejrychlejšího vysušení substrátu při zachování maximálního obsahu organické složky bylo dosaženo přidáním nejvyššího podílu kukuřičných klasů (vstupní sušina 56 %). Tohoto stavu bylo nicméně dosaženo přidáním o 70 % vyššího množství kukuřičných klasů než v případě střední vstupní sušiny. To by plně provozní technologii výrazně prodražilo. V případě nejnižší vstupní sušiny (70% obsahu vody) byl pozorován podobný efekt jako v případě práce Villegas a Huiliñir (2014a). Z předchozích prací vyplynulo, že při zvyšování vstupní sušiny při kompostování se nad 60% obsahu vody již dál neintenzifikují aerobní rozkladné procesy. Pro experiment tedy byla zvolena střední hodnota vstupní sušiny (63 %). Při této vstupní sušině bylo dosaženo optimální efektivity biosušení – míra vysušení, nízký rozklad organické složky, vysoká mikrobiální aktivita, vysoká kapacita vzduchu pro odnos vlhkosti a dobrá průchodnost vzduchu substrátem. Yang et al. 2015 použili proces biosušení na čistírenské kaly ve směsi s pilinami. Výsledky práce ukazují optimum obsahu vody mezi 50 a 70 %. V tomto rozmezí docházelo k rychlému nárůstu teploty až na obvyklé hodnoty kolem 70 °C.

Na druhé straně může být problémem i příliš nízký počáteční obsah vody. Colomer-Mendoza et al. (2012) ve své práci ukazují, že minimální obsah vody pro nastartování a udržení mikrobiálních rozkladných procesů naopak je 35 %. Pod touto úrovní obsahu vody již mikroorganismy upadají do doramantního stádia a pro nastartování rozkladných procesů je naopak nutné vodu přidat.

Vstupní sušina ovlivňuje podle Yang et al. (2013) i výskyt organismů v substrátu. Zatímco v optimálním rozmezí mezi 50 a 70% obsahu vody se na povrchu substrátu vyskytovaly houby, při obsahu vody nad 70 % byl zaznamenán výskyt plísní.

2.1.8 Obsah živin v substrátu

Efektivitu procesu velmi podstatně ovlivňuje obsah a rozložitelnost organických látek obsažených v substrátu. Tambone et al. (2011) ve své práci ukazují, že složení vstupního substrátu, zejména obsah snadno rozložitelné organické složky může mít významný vliv na rychlost a efektivitu celého procesu biosušení. Jedním ze závěrů této práce je, že by obsah této složky měl být posuzován jako např. tzv. „Dynamic respiratory index“ – spotřebou kyslíku pro respiraci. Výsledky posouzení pak mohou vést k úpravě substrátu tak, aby mohlo být dosaženo optimálních výsledků. Li et al. (2015a) ukazují, že v případě separátu z bioplynové stanice zpracovávající čistírenské kaly z komunální čistírny odpadních vod byl již tak malý obsah organické hmoty, že bez přídavku jiné složky (odpadů z mletí pšenice) by biosušení vůbec nemohlo proběhnout. V tomto případě bylo až 86% tepla generováno právě aerobním rozkladem odpadů z mletí pšenice. Podobné výsledky ukazují i Ma a Zhang (2016), kteří ve své práci přidávali do separátu z bioplynové stanice zpracovávající čistírenské kaly potravinový odpad. Optimální poměr separátu a potravinového odpadu při kterém bylo dosaženo nejvyššího vysušení a zároveň nejnižšího rozložení prchavých organických látek byl 2:2. Podobných výsledků dosáhli i Yang a Jangh (2015) v případě sušení potravinového odpadu s inokulem čistírenského kalu předsušeném biosušením.

Zhang et al. (2018a) zkoumali ve své práci vliv různých poměrů míchání čistírenského kalu a organické frakce směsného komunálního odpadu na různé veličiny v průběhu biosušení. Výsledky práce ukázaly, že v případě cyklů s vyšším obsahem čistírenského kalu bylo rychleji dosaženo termofilní fáze. To je z hlediska obsahu živin přisuzováno vyššímu obsahu dusíku, který byl ve velké míře obsažen právě v čistírenském kalu. Na druhé straně cykly, jejichž substrát obsahoval větší množství organické frakce směsného komunálního odpadu dosahovaly vyšších teplot po delší dobu. To je přisuzováno vyššímu obsahu prchavých organických látek a vyššímu poměru C/N organické frakce směsného komunálního odpadu. To vedlo rovněž k signifikantně vyšší míře vysušení. Tento efekt byl nicméně pravděpodobně ovlivněn i tím, že v organické frakci směsného komunálního odpadu bylo rovněž obsaženo vyšší množství volné vody oproti čistírenskému kalu, který byl již odvodněný a obsahoval vyšší množství vázané vody. Vázanou vodu je náročnější ze substrátu odstranit. Na druhé straně znamenal vyšší obsah prchavých organických látek i vyšší hodnoty míry rozkladu organických látek v substrátu. Z hlediska efektivity biosušení tak nejlépe dopadl cyklus, při kterém byl použit poměr kalu a organické frakce směsného komunálního odpadu 50:50. V tomto případě bylo dosaženo i relativně nejvyššího vzrůstu výhřevnosti sušeného substrátu.

Li et al. (2015b) zkoumali rozdíly mezi sušením surového odvodněného kalu z čistírny odpadních vod a kalu po anaerobní digesci. V případě kalu po anaerobní digesci, který obsahoval signifikantně méně snadno rozložitelných organických látek, bylo dosaženo nižších teplot po kratší dobu a nižší míry vysušení.

2.1.9 pH substrátu

Optimální pH obecně pro aerobní rozkladné procesy se pohybuje kolem neutrality, tedy pH 7. Navaee-Ardeh et al. 2010 pozorovali při sušení kalů z rozvláknování papíru pH v rozmezí 6,3 až 6,8. V těchto podmínkách nebyl proces nijak negativně ovlivněn.

pH může být ovlivněno i přidáním vylehčovacích materiálů. Yang et al. (2018) použili proces biosušení na potravinové odpady. V případě, že nebyly přidány vylehčovací materiály, došlo k poklesu pH. To bylo jedním z důvodů dosažení nižších teplot v reaktoru a delší lag fáze na začátku procesu.

2.1.10 Poměr uhlíku a dusíku

Poměr C/N je pro biosušení rovněž důležitým parametrem. Optimálně by se měl pohybovat mezi 15 a 30. Navaee-Ardeh et al. 2010 ve svém experimentu pozorovali postupný pokles poměru C/N. V průběhu celého experimentu nicméně poměr zůstal v uvedeném optimu a proces tak nebyl nijak ovlivněn. Pro dosažení optimálního výsledku je nicméně vhodné poměr C/N sledovat (Navaee-Ardeh et al. 2010). Sharara et al. (2012) pozorovali v průběhu experimentu s biosušením směsi kravského hnoje a slámy prvotní vzestup a následně pokles C/N poměru. Vzestup vysvětlují počátečními optimálními podmínkami pro uvolňování amoniaku (teploty nad 40 °C a pH>7). V dalších dnech procesu naopak poměr C/N začal postupně klesat. To je vysvětleno postupným rozkladem uhlíkaté organické složky sušeného substrátu.

Xu et al. (2023) pozorovali vliv poměru C/N na výsledek biosušení směsi separátu z bioplynové stanice a dřevní štěpky. Jako kontrolní cyklus byl použit pouze separát. Směsi se štěpkou měly poměr C/N vyšší než 20. Na požadovanou úroveň obsahu vody 30 % se směsi se štěpkou dostaly o 4 dny dříve než čistý separát. V běžích se štěpkou byla rovněž vyšší aktivita mikroorganismů, vyšší dosažená teplota a vyšší míra humifikace. Jako optimální se ukázal poměr C/N 20.

2.1.11 Doba zdržení

Doba zdržení v procesu biosušení ovlivňuje na jedné straně dosažený obsah sušiny, na straně druhé se s prodlužující se dobou zdržení snižuje ekonomická efektivita celého procesu. Je tak potřeba najít optimální průsečík, kde ještě dochází k maximálnímu vysoušení v co nejkratším čase (Velis et al., 2009, Navaee-Ardeh et al., 2010). V případě práce Navaee-Ardeh et al. 2010 bylo při sušení papírenských kalů použito rozpětí 4 až 8 dní. V případě 8 dní došlo k vysušení až na 54% sušiny. Taková hodnota je ale již pro energetické využití zbytečně vysoká, a tedy doba zdržení je neekonomická. Pro dosažení ekonomické hodnoty doby zdržení (45% sušiny) stačila i doba zdržení 4 dny, nicméně z důvodu optimálního rozvoje společenstva mikroorganismů v reaktoru byla nakonec jako optimální zvolena doba zdržení 6 dní (Navaee-Ardeh et al. 2010).

Sen a Annachatre (2015) experimentovali ve své práci s dobou zdržení od 12 do 20 dní. Sušeným substrátem byly slupky z loupání manioku. Nejlepší výsledky – vysoká míra vysušení, nízká míra rozkladu organické složky byla dosažena při době zdržení 16 dní. Efektivita byla hodnocena pomocí indexu biosušení – podílem míry vysušení a míry rozkladu organických látek. Nejvyšší míry vysušení bylo nicméně dosaženo po 20 dnech. Podobné výsledky ukazují i Rada a Ragazzi (2012), kdy se při sušení odpadů z lisování vinné révy v celkem 30 dní trvajícím procesu už po 14 dnech natolik zpomalil úbytek prchavých organických látek, vlhkosti a hmotnosti, a přírůstek výhřevnosti a zároveň došlo k poklesu teploty, že bylo výhodnější procesu ukončit již po zmíněných 14 dnech.

Colomer-Mendoza et al. (2013) ukazují, že v případě, že proces trvá natolik dlouho a je nastaven tak efektivně, že obsah vody klesne pod 35 %, je již substrát natolik vysušený, že jsou inhibovány mikrobiální procesy a substrát je sušen už pouze prouděním vzduchu.

2.1.12 Přimíchávání vysušeného substrátu, inokulace

Přimíchávání vysušeného substrátu má značný vliv jednak na rychlost rozvoje a aktivitu mikrobiálního společenství, jednak na pneumatické vlastnosti substrátu – prostupnost pro vzduch (Navaee-Ardeh et al. 2010). Navaee-Ardeh et al. 2010 ve své práci při biosušení papírenských kalů pozorovali až dvěstě násobně, resp. dvacetinásobně početnější populaci u mesofilních resp. termofilních bakterií při přidání 30 % vysušeného substrátu na vstupu. Výrazně se také zkrátila lag fáze na počátku procesu. Efekt inokulace již předzpracovaným materiálem popisuje ve své práci i Ma a Zhang (2016). Experiment spočíval v sušení směsi

separátu z bioplynové stanice zpracovávající čistírenské kaly a potravinového odpadu. Práce ukazuje, že organismy obsažené v separátu rychleji kolonizovaly zbytek substrátu a tím bylo dosaženo rychlejšího nárůstu mikrobiální aktivity. Podobné výsledky pozorovali i Song et al. (2015), Yuan et al. (2019), Yu et al. (2023), Zhang et al. (2008), Zhang et al. (2018a).

V rozporu s tím je práce Li et al. (2015a) která naopak ukazuje, že při použití separátu muselo nejdříve dojít ke změně společenstva z anaerobního na aerobní. Na začátku procesu naopak pozorovali pomalejší nárůst teploty a mikrobiální aktivity.

Yu et al. (2023) ve své práci ukazují, že po přidání jednou nebo dvakrát biosušením předsušeného kalu má mikrobiální společenstvo vyšší diverzitu, která je ve větší míře uchována v průběhu celého procesu. V této práci je také prokázáno, že inokulací lze významně ovlivnit složení společenstva. Signifikantní rozdíl ve složení společenstva byl prokázán při přidání biosušením předsušeného kalu a použitého substrátu z pěstování hub.

V práci Yuan et al. (2019) bylo po přidání inokula – odvodněného čistírenského kalu – dosaženo i vyšších maximálních teplot, a tedy i vyšší míry odstranění vlhkosti. Na druhé straně byla dosažena i vyšší míra rozkladu organické složky substrátu. Podobné výsledky ukazuje i Yuan et al. (2019a), Yu et al. (2023), Zhang et al. (2008), Zhang et al. (2009). V této práci byla vyvrácena hypotéza, že míra vysušení pozitivně koreluje s množstvím přidaného inokula. Mezi cykly, kam bylo přidáno inokulum v množství 5 a 10 % nebyl v míře odstranění vody zaznamenán signifikantní rozdíl. Zajímavé je, že v této práci byl zkoumán i efekt promíchání substrátu a inokula. Lepší výsledky z hlediska odstranění vody vykazovaly cykly, ve kterých bylo inokulum rovnoměrně promícháno do substrátu. Z hlediska celkové efektivity biosušení dávaly lepší výsledky cykly s menším množstvím inokula, neboť v nich nedocházelo k tak silnému rozkladu organické složky substrátu. Finální výsledek důležitý z palivářského hlediska – výhřevnost – měly nicméně nejlepší cykly s přidáním vyššího množství inokula. Efekt odstranění vody jasně převážil nad efektem rozkladu organické složky.

Díky přidání vysušeného substrátu na vstupu se dá zvýšit i prostupnost substrátu pro vzduch. Navae-Ardeh et al. 2010 pozorovali signifikantně nižší tlakovou ztrátu při přidání 15 a 30 % vysušeného substrátu. Větší efekt mělo přidání vysušeného substrátu do částí reaktoru, kde byl na počátku vyšší obsah vody v substrátu. Přidání vysušeného substrátu také fungovalo jako prevence sesedání. Jak vysoká tlaková ztráta, tak i sesedání má negativní vliv na

rovnouměrnou distribuci vzduchu, a tedy i rovnoměrnost vysušení. Jako optimální byl zvolen poměr přidání vysušeného substrátu 30 %. Podobné výsledky ukazuje i Yu et al. (2023), Winkler et al. (2013).

Inokulací lze ovlivnit i rozklad některých specifických skupin látek. Výsledky práce Yuan et al. (2019a) ukazují, že po přidání inokula bylo rozloženo signifikantně více celulózy než v běžích kam přidáno nebylo. Naopak v běžích bez inokula bylo rozloženo signifikantně více tuků. Inokulací lze tedy napomoci rozkládání hůře rozložitelných organických látek.

Yuan et al. (2019a) zkoumali rovněž i vliv inokulace na emise NH_3 a H_2S . díky inokulaci byly sníženy emise obou těchto látek. V případě amoniaku je tento efekt vysvětlován tím, že inokulum díky své vysoké porozitě působí jako absorbér amoniaku a tím, že společenstvo bakterií je bohatší než v případě cyklů bez inokulace. Díky tomu může být rozkládáno širší spektrum látek, které nemusí obsahovat tolik dusíku. Pro snížení emisí těchto látek lépe funguje metoda inokulace pokrytím povrchu reaktoru nebo hromady v níž proces probíhá.

Liu et al. (2018) zkoumali vliv použití různých vylehčovacích materiálů. Po přidání kalů z filtrace piva došlo k rychlejšímu nárůstu teploty a intenzivnějšímu rozkladu organických látek než v ostatních případech. Důvodem byl vysoký obsah mikroorganismů jako *Pichia*, *Cryptococcus*, *Hyphopichia* a *Saccharomyces*, které se vyskytují v procesu výroby piva. Tyto mikroorganismy rychleji kolonizovaly substrát a došlo ke zmiňovanému intenzivnímu rozkladu a nárůstu teploty.

Xu et al. (2022) zkoumali ve své práci vliv inokulace uměle připraveným mikrobiálním společenstvem na proces biosušení separátu z bioplynové stanice. V cyklu, do kterého bylo přidáno inokulum bylo dosaženo intenzivnějšího rozkladu prchavých organických látek, poklesu celkového obsahu organického uhlíku, celkového obsahu uhlíku, amonných a dusičnanových iontů, intenzivnější humifikace a poklesu obsahu vody z 91 % na 9,4 %, zatímco v cyklu bez přídavku společenstva došlo ke snížení obsahu vody pouze na 56 %.

2.1.13 Relativní vlhkost vzduchu na výstupu z reaktoru

Relativní vlhkost vzduchu na výstupu z reaktoru je důležitou proměnou. Vzduch jednak dodává kyslík pro aerobní rozkladné procesy, jednak funguje jako transportní médium pro odpařenou vodu a jednak funguje i jako chladicí médium. Nastavení optimálního množství přiváděného vzduchu je tedy velmi důležité a zároveň pro každý sušený substrát velmi

individuální. Příliš vysoké množství přiváděného vzduchu celý reaktor příliš ochlazuje, prodlužuje počáteční lag fázi, ale na druhé straně také zvyšuje míru vysušení. Relativní vlhkost vzduchu na výstupu může sloužit jako procesní proměnná, podle které je možné nastavit optimální množství vzduchu přiváděného do reaktoru (Navaee-Ardeh et al. 2010).

Navaee-Ardeh et al. 2010 testovali ve své práci dvě úrovně nastavení relativní vlhkosti vzduchu na výstupu z reaktoru – 96 a 85 %. Při vyšších hodnotách relativní vlhkosti bylo dosahováno nižších množství přiváděného vzduchu a naopak. Nižší relativní vlhkost vzduchu na výstupu, a tedy i vyšší množství vzduchu vháněného do reaktoru je důležité pro odstraňování volné vody ze substrátu, opačné nastavení pak pro odstraňování vázané vody.

2.1.14 Koncentrace CO₂ v odpadním vzduchu

Proces biosušení lze řídit i pomocí měření koncentrace CO₂ ve vzduchu na výstupu z reaktoru, jak ukazuje Sharara et al. (2012). V práci byly použity tři míry provzdušnění (0,05; 0,8 a 1,5 L/min/kg prch. org. látek). Nejvyšší koncentrace byly naměřeny v případě prostřední míry provzdušnění. Následovala nejvyšší, a nakonec nejnižší míra provzdušnění. Při prostřední míře provzdušnění byly v reaktoru koncentrace kyslíku nejbližší optimu pro aerobní rozkladné procesy. Při nejvyšší míře provzdušnění byly v reaktoru suboptimální teplotní podmínky a optimální koncentrace kyslíku. Při nejnižší míře pak byly aerobní dekompoziční procesy limitovány nedostatečnou koncentrací kyslíku.

2.1.15 Vylehčovací materiály

Vylehčovací materiály zajišťují lepší strukturu substrátu, lepší průchodnost pro vzduch a rovnoměrnější sušení. Mohammed et al. (2017) experimentovali ve své práci s přidáváním vylehčovacích materiálů. Sušeným substrátem byl potravinový odpad z kantýny, vylehčovacím materiálem pak dřevný odpad z prořezávání zeleně. V případě cyklů bez vylehčovacích materiálů došlo k poklesu vlhkosti pouze o 10 až 14 %. V případě cyklů s přidáním vylehčovacích materiálů došlo k poklesu vlhkosti o 30 až 49 %. Stejně výsledky ukazuje i Colomer-Mendoza et al. (2013), Yuan et al. (2019b), Liu et al. (2018b). V případě cyklů bez vylehčovacích materiálů došlo dokonce k tvorbě výluhu. Příčinou byla degradace struktury, zadržování a odtékání vody ze substrátu. Podobné výsledky stran produkce výluhu ukazuje i Colomer-Mendoza et al. (2013). Ti rovněž ve své práci ukazují, že přidání vylehčovacích substrátů má signifikantní vliv na míru odstranění obsahu vody pouze

v případě nízkých měr provzdušnění. To je důležité zejména z hlediska celkové energetické bilance celého procesu.

Kromě toho, zda vylehčovací materiál je či není použit, je důležité i množství v jakém je přidán. Ma a Zhang (2016) se ve své práci zabývali efektivitou sušení při přidávání různého podílu vylehčovacích materiálů. Sušeným substrátem byl separát z bioplynové stanice ve směsi s potravinovým odpadem, případně samotný separát. V případě sušení samotného separátu docházelo k tvorbě větších hrudek vlivem vyššího obsahu vody a kapilárních sil, které vznikaly kvůli jemné struktuře kalu a shlukovaly částice kalu. Proudící vzduch se nemohl dostat do vnitřní struktury hrudek, obtékal je a tím docházelo k větším tepelným ztrátám vlivem proudění. Po přidání potravinového odpadu byl tento efekt snížen. Na druhé straně v případě přidání příliš vysokého podílu potravinového odpadu docházelo k méně efektivnímu využití tepla pro evaporaci. Důvodem pravděpodobně bylo, že voda obsažená v separátu byla vázaná a na její evaporaci bylo potřeba více tepla.

Dalším důležitým parametrem v případě vylehčovacího materiálu je velikost frakce. Ma a Zhang (2016) ve své práci experimentovali s velikostí frakce vylehčovacích materiálů – kukuřičných klasů. Pro experiment použili tři různé frakce - <3 mm, 3-6 mm a 6–10 mm. Nejlepších výsledků bylo dosaženo s frakcí <3 mm. Důvodem pravděpodobně bylo, že jednak nejmenší frakce poskytovala největší povrch pro aktivitu mikroorganismů, a tedy mohlo být rychleji a po delší dobu dosahováno vyšších teplot a jednak lepší homogenita celé zakládky reaktoru, rovnoměrnější distribuce sušícího vzduchu a delší doba zdržení procházejícího vzduchu. Autoři považují tuto frakci optimální pro laboratorní experimenty. Pro poloprovozní nebo plně provozní měřítko by ale, podle jejich názoru, byla lepší frakce hrubší, a to kvůli jednodušší zpracovatelnosti. Zhao et al. (2012) zkoumali vliv frakce vylehčovacích materiálů na biosušení směsi čistírenského kalu s rýžovou slámou. Výsledky práce ukázaly, že čím jemnější je frakce, tím dochází k vyšší degradaci organické složky vylehčovacích materiálů, a tedy i k vyšší ztrátě energetického obsahu. Doporučují tedy používat vylehčovací materiály jemnějších i hrubších frakcí. Podobné výsledky ukazují i Zhang et al. (2018a), Liu et al. (2018b).

Dalším důležitým faktorem v případě vylehčovacího materiálu je jeho materiálová podstata. Zhao et al (2011) zkoumali ve své práci vliv použití různých vylehčovacích materiálů. V experimentu použili jako vylehčovací materiály slámu, piliny a jejich směs. Podle provedených analýz obsahovala sláma více snadněji biologicky rozložitelných látek než

piliny. Při použití slámy bylo dosaženo vyšších teplot po delší dobu (výskyt druhého píku teploty), vyšší míry rozkladu organické hmoty i vyššího vysušení (cca 13% rozdíl oproti směsi slámy a pilin i samotným pilinám). Výsledky práce ukazují, že zejména v případě substrátů s nízkým obsahem snadno biologicky rozložitelné složky je volba vylehčovací materiálů velmi důležitá. V tomto případě přidání slámy výrazně zvýšilo míru vysušení. Podobné výsledky ukazuje i Yang et al. (2013), Ma et al. (2019), Liu et al. (2018b). Ma et al. (2019) ukazuje, že volbou vylehčovacího materiálu s vysokým energetickým obsahem (v tomto případě kukuřice a sláma) je možné díky vyšší dosažené teplotě dosáhnout i lepší hygienizace substrátu. V jejich práci byly takto redukovány patogenní rody *Escherichia* a *Klebsiella*. V experimentu Yang et al. (2013) byly použity jako vylehčovací materiály pro sušení čistírenského kalu piliny, drcená pryž a předsušený čistírenský kal. Piliny a pryž byly obtížně biologicky rozložitelné a v běžích při jejich použití bylo dosaženo pouze nízkých teplot a nízké míry vysušení. Song et al. (2015) rovněž experimentovali s různými druhy vylehčovací materiálů – pilinami, kukuřičnými klasy a slámou. Sušeným substrátem byly potravinové odpady. Nejlepší výsledky z hlediska vysušení a zároveň nejvyšších teplot po nejdelší dobu bylo dosaženo při přidání slámy. Autoři práce to přisuzují nejvyšší schopnosti slámy absorbovat vodu ze substrátu. Díky absorpci vody bylo možné substrát lépe provzdušnit a mikrobiální procesy tak byly intenzivnější než v ostatních dvou případech. Stejně jako v pracích ostatních autorů je vyšší vysušení po přidání slámy přisuzováno i její snadné biologické rozložitelnosti. V případě pilin byla dosažena nižší míra odstranění vody a nižší teplota přisuzována také jemnější porositě, a tedy horší prostupnosti substrátu pro vzduch. Hao et al. (2018) srovnávali efekty přidání vzduchem předsušeného kalu, kávové sedliny a pilin při sušení čistírenských kalů. Podobně jako v případě jiných snadno rozložitelných vylehčovací materiálů bylo i v případě kávové sedliny dosaženo rychle poměrně vysokých teplot. Potom co byla snadno rozložitelná složka organické hmoty rozložena, poklesla intenzita mikrobiálních procesů a teploty rychle klesly. Tento jev autoři práce vysvětlují i rychlým vysušením substrátu a inhibicí mikrobiálních rozkladných procesů kvůli nedostatku vody. Na druhé straně bylo kvůli vysokým dosaženým teplotám a nedokonalé tepelné izolaci reaktoru ztraceno více tepla vyzařováním a vedením, a tedy méně tepla využito pro evaporaci vody. Z tohoto pohledu byla kávová sedlina jako vylehčovací materiál méně efektivní než ostatní dva materiály. V případě pilin obsahujících hůře rozložitelné komplexnější látky byly rozkladné procesy méně intenzivní, teploty nižší, nicméně udržené po delší dobu. Co se týká míry odstranění vody ukázala se jako nejlepším vylehčovacím materiálem kávová sedlina. Míra odstranění obsahu vody byla vyšší o cca 20

% . Tento efekt je opět přisuzován vysokým teplotám dosaženým díky lepší rozložitelnosti. Při použití kávové sedliny bylo rovněž dosaženo nejvyšších hodnot výhřevnosti. Navíc bylo 90 % konečné hodnoty dosaženo již po 8 dnech z celkových 16. Kávová sedlina byla nicméně vyhodnocena jako optimální vylehčovací materiál. Důvodem byl právě rychlý nárůst teploty, rychlé vysušení a z toho plynoucí úspora energie pro vhánění vzduchu. Podobné výsledky ukazuje i Hao a Jahng (2019). Tato práce navíc ukazuje rozdíly mezi koncentrací enzymů produkovaných v průběhu procesu. V případě cyklu s přidáním předsušeného kalu byly hlavními enzymy celulózy, xylenázy a manázy. V případě přidání kávové sedliny byly hlavními enzymy manázy, hemicelulózy a proteázy. V případě pilin byly hlavními enzymy hemicelulózy – zejména xylenázy a celulózy a ze začátku procesu proteázy. Skupiny enzymů odpovídají důležitým látkám obsaženým v jednotlivých typech vylehčovacích materiálů a lze z nich usuzovat na to, které látky jsou hlavním zdrojem energie pro celý proces.

Yuan et al. (2019b) srovnávali při biosušení různé vylehčovací materiály (kukuřičné stonky, rýžové slupky, piliny, substrát z pěstování hub) a kontrolní cyklus bez vylehčovacích materiálů. Výsledky ukazují, že po přidání libovolného vylehčovacího materiálu byl podpořen rozklad hůře biologicky rozložitelných látek, jako je např. lignin.

Liu et al. (2018b) zkoumali ve své práci vliv různých vylehčovacích materiálů – výpalků, kalu z filtrace piva a slámy. Jedním z pozorovaných efektů bylo, že v případě slámy docházelo k vyšším ztrátám tepla při promíchávání materiálu. To je přisuzováno hrubší struktuře slámy jako vylehčovacího materiálu.

Yang et al. (2013) srovnávali efektivitu sušení při přidání kalu sušeného vzduchem a biosušením jako vylehčovacího materiálu. Kal předsušený biosušením měl nižší obsah snadno biologicky rozložitelných látek. Ty byly rozloženy již v předchozím cyklu biosušení. Při použití biosušeného kalu bylo dosaženo stejně vysokých teplot jako v případě vzduchem sušeného kalu, ale po kratší dobu. Bylo rovněž dosaženo nižší míry vysušení. V případě vzduchem sušeného kalu byla míra poklesu obsahu vody 55 %, v případě biosušeného kalu jen 38 %. Autoři nicméně poukazují na to, že získání vzduchem sušeného kalu pro účely vylehčování je krajně složité a v praxi tedy postačuje využití biosušeného kalu. Podobné výsledky ukazuje i Wolny-Kołodka et al. (2021). Ti ve své práci použili jako vylehčovací materiál jemnou frakci ze směsného komunálního odpadu a palivo ze směsného komunálního odpadu. Sušeným substrátem byly pivovarské kaly. Prvně zmiňovaný vylehčovací materiál obsahoval dvakrát větší množství biologicky rozložitelného materiálu. Výsledky práce

ukazují, že v případě jemné frakce ze směsného komunálního odpadu došlo k signifikantně vyšší míře rozkladu organické složky. V případě směsi s palivem ze směsného komunálního odpadu bylo ale dosaženo vyšší míry vysušení a zároveň i vyššího nárůstu výhřevnosti. To bylo pravděpodobně zapříčiněno lepší strukturou sušeného substrátu – vyšší porozitou.

Přidáním různých typů vylehčovacího materiálu lze také ovlivnit složení vzduchu odcházejícího z reaktoru, jak ukazuje Yuan et al. (2018a) Při přidání dřevní rašeliny nebo drcených kukuřičných stonků byly emise amoniaku signifikantně sníženy ve srovnání se sušením čistého potravinového odpadu. V prvním případě byla důvodem snížení absorpce amoniaku na rašelinu, ve druhém nízký obsah dusíku v drcených stoncích. Podobný efekt byl dosažen i v případě sirných látek. Po přidání drcených stonků nebo rašeliny, byly emise sirných látek (sulfanu a dimetyldisulfidu) signifikantně sníženy. Stalo se tak díky rovnoměrnější distribuci vzduchu, a tedy eliminace anaerobních kapes v substrátu v případě obou vylehčovacích materiálů. V případě rašeliny hrál roli také efekt absorpce těchto látek. Ten ale vyvážil horší vlastnosti rašeliny pro podporu rovnoměrnosti distribuce vzduchu a rozdíl mezi rašelinou a stonky pak nebyl signifikantní.

Použití biologicky nerozložitelných nebo obtížně rozložitelných vylehčovacích materiálů by mohlo zlepšit ekonomiku procesu. Vylehčovací materiály by nebyly rozloženy a bylo by možné je používat opakovaně (Ma et al., 2019). V tomto směru je zajímavá práce Yuan et al. (2018a). V této práci byl zkoumán vliv rozložitelnosti vylehčovacích materiálů na míru rozkladu organické složky substrátu při sušení potravinového odpadu. Výsledky práce ukázaly, že přidáním hůře rozložitelných vylehčovacích materiálů – v tomto případě dřevité rašeliny – bylo dosaženo nižší míry rozložení organické složky substrátu než v případě drcených kukuřičných stonků. Tento efekt je připisován vyššímu obsahu hůře rozložitelného ligninu v rašelině. Z výsledků vyplývá, že v případě snadno rozložitelných substrátů s vysokým podílem rozložitelné organické složky, jako je např. právě potravinový odpad, je ke zvážení přidávání spíše hůře rozložitelných vylehčovacích materiálů. Rašelina se v tomto případě neukazuje jako ideální. Při jejím použití došlo k o 8 % nižšímu odstranění obsahu vody. Důvodem byla nevhodná struktura rašeliny jako vylehčovacího materiálu, což způsobilo horší distribuci vzduchu v substrátu.

V kontextu předchozího odstavce byl zkoumán i směr přidání biologicky nerozložitelného recyklovatelného vylehčovacího materiálu. Wang et al. (2020) ve své práci zkoumali efekt přidání právě takového uměle vytvořeného vylehčovacího materiálu – kostek z cementu,

písku, ligninu a superabsorpčního polymeru. Oproti kontrolnímu cyklu, ve kterém byly jako vylehčovací materiál použity piliny bylo dosaženo vyšších teplot po delší dobu. Autoři to připisují tepelně izolačním vlastnostem, které měl uměle vytvořený substrát díky vysoké porozitě. Z hlediska odstranění obsahu vody nebylo dosaženo signifikantního rozdílu. Mírně lepších výsledků bylo dosaženo v případě přídavku pilin (46,5 % oproti 48 %). V případě přidání umělého vylehčovacího materiálu byly pozorovány menší výkyvy pH v průběhu procesu. pH se po většinu doby pohybovalo kolem 7. V cyklu, kde byl použit umělý vylehčovací substrát bylo, vzhledem k jeho většinovému anorganickému složení, dosaženo nižší míry rozkladu organické složky substrátu a bylo tedy vyprodukováno i méně tepla na základě rozkladu. Výkon procesu s použitím umělého vylehčovacího materiálu byl vyhodnocen jako dostačující – podobný jako při použití např. pilin.

2.1.16 Výška reaktoru

Průběh a účinnost procesu lze ovlivnit již i samotnou konstrukcí reaktoru. Tom et al. (2016a) testovali ve své práci vliv výšky reaktoru na efektivitu a průběh biosušení. Z výsledků práce vyplývá, že s rostoucí výškou reaktoru se snižuje míra vysušení. Při výšce reaktoru 1,5 m bylo dosaženo poklesu obsahu vody o 24,26 %. V případě výšky 2 m bylo dosaženo poklesu obsahu vody o 15,98 %. V případě vyššího reaktoru byl pozorován vyšší úbytek organické hmoty z čehož je vyvozováno, že se zvyšováním výšky roste intenzita rozkladných procesů. Podobné výsledky ukazuje i Maia et al. (2023). Ti uvádějí, že při menší výšce vrstvy sušeného substrátu dochází k méně intenzivnímu sesedání, a tedy i méně intenzivnímu tvoření preferenčních cest vzduchu a anaerobních zón. Při menší výšce vrstvy substrátu bylo dosaženo vyšší míry odstranění obsahu vody (pokles ze 75 % na 68,75 % namísto 71,4 %).

Příliš malá výška reaktoru může rovněž negativně ovlivňovat efektivitu sušení. Zambra et al. (2011) naopak uvádí, že příliš nízká výška reaktoru způsobuje vznik cirkulačních kapes, ve kterých je zadržován vzduch s vysokou vlhkostí. To snižuje efektivitu sušení.

2.2 Rozvoj mikrobiálního společenstva

Pro porozumění dějům v reaktoru biosušení, možnostem, jak je ovlivňovat a jakých výsledků lze procesem biosušení dosáhnout je velmi důležité studovat složení společenství fauny a flóry v průběhu procesu.

2.2.1 Vývoj bakteriálního společenstva

Stěžejní skupinou mikroorganismů jsou v procesu biosušení bakterie. Li et al. (2015a) zkoumali ve své práci vývoj mikrobiálního společenstva při biosušení separátu z bioplynové stanice zpracovávající kal z komunální čistírny odpadních vod. Metodou použitou ke zkoumání společenství bylo 454 pyrosekvenování. Výsledky ukazují, že diverzita společenstva z počátku stoupá, později dochází k poklesu (pokles Shannonova indexu). Podobné výsledky ukazují i Liu et al. (2018a), Ma et al. (2019), Yu et al. (2023). Výsledky dále ukazují, že na počátku procesu substrát kolonizovaly zejména anaerobní skupiny mikroorganismů. Vzhledem k tomu, že substrát pocházel z bioplynové stanice, není toto zjištění nikterak překvapivé. V substrátu dominovaly bakterie kmene *Firmicutes* (25.62–74.78%), *Proteobacteria* (6.25–44.43%), *Bacteroidetes* (4.26–21.68%), *Chloroflexi* (0.33–23.54%), *Actinobacteria* (0.00–5.99%) a nezařazené bakterie (1.74–32.55%). To potvrzuje i práce Liu et al. (2018), Ma et al. (2019). Vysokou početnost kmene *Firmicutes* potvrzuje i Cao et al. (2021). Postupem času začaly dominovat skupiny *Proteobacteria* a *Bacteroidetes*. Početnost bakterií kmene *Firmicutes* zpočátku narůstala, později však došlo k jejímu poklesu. Skupiny *Chloroflexi* a *Actinobacteria* s postupem času klesaly. Skupina nezařazených bakterií se rovněž postupně zmenšovala až na 1,74 %. Z těchto výsledků vyplývá, že z anaerobního společenstva se postupem času stalo aerobní. Změna společenstva korelovala s postupným nárůstem intenzity rozkladu prchavých organických látek. Liu et al. (2018a) pozoruje podobný vývoj s tím, že skupiny *Firmicutes* a *Actinobacteria* narůstaly v průběhu termofilní fáze. Podobný průběh pozorovali i Cai et al. (2017) při sušení čistírenských kalů ve směsi s pilinami. V průběhu 20 dní biosušení sledovali Ace index a Shannonův index. Oba indexy byly na konci sušení nižší než na začátku se dvěma píky v průběhu dvou termofilních fází. Podobné výsledky ukazuje i práce Zhang et al. (2015), Cai et al. (2016), Hao et al. (2018), Cao et al. (2021). Cai et al. (2016) ukazují, že po skončení termofilní fáze Shannonův index začíná opětovně stoupat, nicméně již nedosahuje původních hodnot. Cao et al. (2021) experimentovali s prodloužením procesu biosušení po ukončení chladičí fáze do fáze zrání

tzn. prodloužení z 16 na 25 dnů. Ve fázi zrání se početnost i diverzita bakterií začala znovu navyšovat, včetně výskytu některých patogenních organismů. Proto doporučují fázi zrání nezařazovat.

Výsledky práce Cai et al. (2017) ukazují, že pro sušení je důležitá zejména termofilní fáze procesu. V této fázi dochází k degradaci proteinů v substrátu (tyrosin, tryptofan) a zvyšuje se tak odvodnitelnost kalu. V mikrobiálním společenstvu v tu chvíli dominují kmeny Firmicutes, Actinobacteria a Proteobacteria, rody *Virgibacillus*, *Rhodobacter*, *Bacillus*, *Tetrasphaera*, *Streptomyces*, *Ilumatobacter*, *Gracilibacillus*, *Alicyclobacillus* a *Brevibacillus*. To potvrzuje i další práce Cai et al. (2018a), Zhang et al. (2018a), Xu et al. (2023), Yu et al. (2023). Tyto skupiny jsou tedy vhodné pro inokulaci za účelem urychlení a prodloužení termofilní fáze biosušení. Zhang et al. (2015) popisují další změny ve složení společenstva, kdy po poklesu teploty a obsahu vlhkosti v substrátu po konci termofilní fáze klesá i početnost kmenů *Firmicutes*, *Actinobacteria* a *Proteobacteria* a naopak stoupá početnost kmene *Bacteroidetes*. Podobné výsledky udává i Cai et al. (2016), Hao et al. (2018), Cai et al. (2022), Li et al. (2022). Cai et al. (2016) ovšem rozdílně popisuje chování kmene *Actinobacteria*, u kterého udává pokles v termofilní fázi a opětovný růst v mezofilní fázi.

Li et al. (2022) zkoumali vývoj bakteriálního společenstva na úrovni čeledí při biosušení potravinového odpadu. Čeleděmi s nejvyšším zastoupením byly *Bacillaceae*, *Thermoactinomycetaceae*, Family_XI, *Lactobacillaceae*, *Leuconostocaceae*. Čeleď *Bacillaceae* je známa schopností rozkládat bílkoviny a celulózu a lignocelulózu. Čeledi *Lactobacillaceae*, *Leuconostocaceae* špatně snáší vysoké teploty a vymizely s nástupem termofilní fáze. Na počátku procesu byly pro ně nicméně podmínky vhodné. Vzhledem k tomu, že tyto čeledi produkují kyselinu mléčnou souvisel jejich výskyt s poklesem pH. Zástupci čeledi *Thermoactinomycetaceae* zvýšili svoji početnost v průběhu termofilní fáze, kde zejména rozkládali lignocelulózu a další látky. S poklesem teploty jejich početnost klesá.

Zhang et al. (2015) detailněji charakterizovali nejpočetnější mikroorganismy v průběhu jednotlivých teplotních fází při biosušení čistírenských kalů. V průběhu celého procesu byl velmi početným rodem rod *Actinomadura*. Bakterie tohoto rodu vykazovaly lehce zvýšený výskyt v průběhu mezofilní fáze. V termofilní fázi byl dominantním rodem rod *Ureibacillus*. Stejný výsledek ukazuje i Liu et al. (2018a). Bakterie tohoto rodu rozkládají snadno rozložitelné uhlíkaté látky. S jejich výskytem koreluje vysoká míra rozkladu látek s proteinovou strukturou. Při poklesu teploty a obsahu snadno rozložitelných látek v substrátu začaly převládat rody *Tepidimicrobium*, *Bacillus*, *Geobacillus*, a *Thauera*. Po dalším poklesu

teploty v mezofilní fázi se zvýšila početnost rodů *Parapedobacter* (bakterie tohoto rodu jsou schopné degradovat polycyklické aromatické uhlovodíky) a *Streptomyces*, *Pedobacter* a *Olivibacter*. V této fázi byly s větší intenzitou rozkládány fulvové a huminové kyseliny.

Detailní charakteristiku bakteriálního společenstva provedl i Cai et al. (2016). Ve své práci uvádí, že dominantními rody v průběhu mezofilní fáze byly rody *Ferribacterium* (kmen *Proteobacteria*, redukuje trojmocné železo), *Arcobacter* (kmen *Proteobacteria*, patogenní rod, v průběhu procesu plně eliminován), *Flavobacterium* (kmen *Bacteroidetes*, degraduje lignin and pentachlorfenol) a nekultivovatelný rod čeledi *Chitinophagaceae* kmen *Bacteroidetes*). Při přechodu do termofilní fáze byla početnost těchto rodů výrazně snížena. Po ukončení termofilní fáze se zvýšila početnost rodu *Flavobacterium*, který byl jedním z nejpočetnějších i na konci procesu. V termofilní fázi se staly dominantními rody *Acinetobacter* (kmen *Proteobacteria*, degraduje lignin, redukuje dusičnany na amoniak), *Tepidimicrobium* (kmen *Firmicutes*), *Comamonas* (kmen *Proteobacteria*, degraduje lignin a další strukturně složité látky), *Bacillus* (kmen *Firmicutes*, degraduje bílkoviny a škrob), *Pseudomonas* (kmen *Proteobacteria*, degraduje lignin, celulózu a tuky). V průběhu procesu došlo ke dvěma termofilním fázím. Druhá termofilní fáze nastala po promíchání substrátu. V první byl dominantním rod *Acinetobacter*, ve druhé *Bacillus* a *Pseudomonas*. Na konci procesu byl dominantním rodem rod *Sphingobacterium* (kmen *Bacteroidetes*, degraduje mastné kyseliny a další složité organické látky). Podobný výsledek ukazuje i Liu et al. (2018a). V konečné fázi biosušení navíc ukazují zvýšený výskyt rodů *Falsochromobacterium*, *Pusillimonas*, *Aequorivita* a *Pseudomonas*. Rod *Pseudomonas* navíc vykazuje schopnost potlačování chorob rostlin, což údajně dále zvyšuje hodnotu takto zpracovaného substrátu v zemědělství.

Hlavním hybatelem biosušení jsou podle výsledků práce Cai et al. (2016) mikroorganismy vyskytující se v termofilní fázi, kde jsou rozkládány zejména snadno biologicky rozložitelné látky typu hydrolyzovatelných látek, tuků a strukturně složitých polymerů jako jsou proteiny, lignin a celulóza.

Liu et al. (2018a) ukazují ve výsledcích jejich práce vysokou početnost rodu *Pseudomonas* v mezofilní fázi. Nejpočetnějšími rody v termofilní fázi byly rody *Ureibacillus* a *Bacillus*.

Hao et al. (2018) zkoumali ve své práci vliv různých vylehčovacích materiálů na rozvoj bakteriálního společenstva. Jako vylehčovací materiály byly použity vzduchem předsušený kal, kávová sedlina a piliny. Výsledky práce ukazují, že bakteriální společenstvo se v případě

různých vylehčovacích materiálů zásadně lišilo. Důvodem byla různá dostupnost snadno rozložitelných organických látek, a tedy odlišná teplotní dynamika procesu. Nejvíce snadno rozložitelných organických látek je v kávové sedlině. Při použití tohoto vylehčovacího materiálu tedy došlo k nejrychlejšímu a největšímu nárůstu teploty. To se odrazilo, jak již bylo výše zmíněno, i na složení bakteriálního společenstva. Podobně jako v jiných studiích byl zaznamenán pokles početnosti skupin *Chloroflexi* a *Proteobacteria*. V případě použití kávové sedliny byl pokles nejintenzivnější. Početnost skupiny *Firmicutes* naopak stoupá. V případě předsušeného kalu méně intenzivně, v případě kávové sedliny velmi intenzivně a v případě pilin jako nejhůře biologicky rozložitelného materiálu pomalu a málo intenzivně. Početnost skupiny *Actinobacteria* se v případě předsušeného kalu a kávové sedliny příliš neměnila. V případě pilin výrazně stoupla ve 12. dni procesu z šestnácti. Na úrovni rodů byly pozorovány zásadnější změny rovněž s nástupem termofilní fáze. Při použití předsušeného kalu byl nejpočetnějším rodem v této fázi rod *Bacillus*. Méně početnými rody byly *Cerasibacillus*, *Sinibacillus*, *Tepidimicrobium* a *Pseudogracilibacillus*. V případě použití kávové sedliny byl nejpočetnějším rodem rovněž rod *Bacillus*. Méně početnými rody pak byly rody *Ureibacillus*, *Geobacillus*, *Thermobifida*, *Symbiobacterium*, *Planifilum* a *Streptomyces*. Oproti použití předsušeného kalu lze nicméně rody *Ureibacillus* a *Geobacillus* označit za početnější ve srovnání s ostatními. Výskyt rodu *Thermobifida* je spojován s rozkládáním buněčných stěn. Tohoto materiálu je v kávové sedlině výrazně větší množství než v předsušeném kalu, a to vysvětluje přítomnost tohoto rodu v cyklu s kávovou sedlinou jako vylehčovacím materiálem. V případě použití pilin jako vylehčovacího materiálu byla termofilní fáze výrazně posunuta a objevily se v ní rody *Streptomyces*, *Chitinophaga*, *Actinomadura* a *Pseudoxanthomonas*. Rod *Streptomyces* je znám produkcí termostabilních a/nebo v zásaditém prostředí stabilních xylenáz a celuláz. Tento rod se tedy pravděpodobně podílel na rozkladu hůře rozložitelných organických látek jako jsou celulóza nebo hemicelulóza. Z výsledků jasně vyplývá, že volbou vylehčovacích materiálů lze významně ovlivnit složení bakteriálního společenstva v sušeném substrátu případně i načasování termofilní fáze.

Ma et al. (2019) rovněž zkoumali detailní složení bakteriálního společenstva při sušení směsi čistírenských kalů s potravinovým odpadem za použití různých vylehčovacích materiálů – kukuřice, pilin a slámy. Na úrovni kmenů ukazují podobné výsledky jako ostatní autoři. Na úrovni rodů rovněž jako ostatní autoři rozlišují společenstvo v surovém stavu, v termofilní a chladicí fázi. V termofilní fázi byl v případě kukuřice a slámy jako vylehčovacího materiálu

dominantním rodem rod *Bacillus*, v případě pilin pak *Escherichia* a *Klebsiella*. V chladicí fázi v případě pilin a slámy dominovaly rody *Ochrobactrum* a *Sphingobacterium*, v případě kukuřice *Bacillus*, *Ochrobactrum*, *Pseudoxanthomonas* a *Chelativorans*. Rod *Bacillus* je znám schopností degradovat škrob, bílkoviny, tuky a lignocelulózu. Právě tuky a škrob byly hlavním energetickým hybatelem biosušení v případě kukuřice. Rody *Escherichia* a *Klebsiella* byly v případě slámy a kukuřice eliminovány teplotou termofilní fáze. V případě pilin, kdy teplota dosahovala maximálně 46,1 °C, nebyly tyto rody eliminovány. Vzhledem k patogenitě obou rodů výsledky ukazují, že volbou vylehčovacího materiálu může být ovlivněna i míra hygienizace sušeného substrátu. V chladicí fázi byly dominantními rody v případě všech vylehčovacích materiálu rody *Ochrobactrum*, *Sphingobacterium*. V případě kukuřice byly výraznými ještě i rody *Pseudoxanthomonas* a *Chelativorans*.

Cai et al. (2022) zkoumali ve své práci složení bakteriálního společenstva při sušení směsi potravinového odpadu, pilin a uměle vytvořeného vylehčovacího materiálu v zásadě anorganické povahy. Na úrovni rodů, podobně jako řada dalších prací, označili za dominantní rod *Bacillus*. Kromě tohoto rodu byl dominantním i rod *Aeribacillus*.

Jak ukazují výsledky prací několika výše zmíněných autorů, rod *Bacillus* je v procesu biosušení jedním z nejčastěji a nejpočetněji zastoupených. Cai et al. (2018b) se proto zaměřili na detailní zkoumání chování tohoto rodu v průběhu biosušení čistírenských kalů ve směsi s biosušením předsušeným kalem a hoblinami. Jako nejpočetnější druh byl identifikován *Bacillus thermoamylovorans*. Tento druh se v nejvyšší početnosti vyskytuje v mezofilní a brzké termofilní fázi do 50–60 °C. Nad touto teplotou sporuluje a jeho aktivita se obnovuje až po poklesu teploty zpět pod tuto hodnotu. Výsledky práce ukazují, že *B. thermoamylovorans* hraje důležitou roli zejména při degradaci bílkovina a cukrů, méně při degradaci jiných organických látek. *B. thermoamylovorans* produkuje na jedné straně celulózy, hemicelulózy, na druhé straně i enzymy rozkládající mono-, oligo- a polysacharidy. Má tak významnou roli při rozkladu jak jednodušších, tak i složitějších látek. Autoři práce se zabývali i virulencí *B. thermoamylovorans*. Výsledky ukazují, že z hlediska vzniku nemocí není tento druh nijak nebezpečný. Na základě těchto výsledků doporučují inokulaci tímto druhem v průběhu procesu optimálně na začátku a pak po prvním promíchávání.

2.2.2 Vývoj houbového společenstva

Další důležitou skupinou organismů v procesu biosušení jsou houby. Cai et al. (2017) ve své práci pozorovali snížení ace indexu – snížení diverzity hub v období, kdy se teplota dostala nad 60°C. Po poklesu teploty se společenstvo hub obnovilo, aby se znovu zredukovalo při druhém teplotním píku. Podobné výsledky ukazuje i Liu et al. (2019). Naopak Cao et al. (2021) ve své práci ukazují, že početnost a diverzita hub se termofilní fází snížila a již nedošlo k jejímu obnovení. Výsledky práce Cai et al. (2017) dále ukazují, že v termofilních fázích procesu se aktivuje společenství termofilních hub, v mezofilní fázi naopak mezofilních hub. Při vyšších, resp. nižších teplotách upadají mezofilní, resp. termofilní houby do dormance. Analýza dále ukázala, že společenstvo termofilních hub, které se vyskytlo v průběhu termofilní fáze pocházelo z přidaných pilin. Nejpočetněji zastoupeným kmenem byl kmen *Ascomycota*. To potvrzuje i práce Cao et al. (2021). V průběhu procesu se ale měnilo zastoupení druhů tohoto rodu v závislosti teplotě, jak bylo popsáno výše. Nejvíce zastoupeným rodem byl rod *Sacchroycetales*. Houby jsou při biosušení důležité zejména pro svoji schopnost rozkládat látky, které odolávají bakteriálnímu rozkladu, jako jsou polyfenoly, aromatické aminy a další organické látky. Teploty nad 60 °C, ale již způsobují jejich dormanci. Udržování teploty nad touto hranicí pak inhibuje činnost těchto hub a rozklad zmíněných látek. Liu et al. (2019) rovněž zkoumali vývoj společenstva hub v průběhu biosušení čistírenského kalu ve směsi s biosušením předsušeným kalem a kaly z filtrace piva. Jako nejpočetnější kmen rovněž označují kmen *Ascomycota*. Ten dominoval zejména v termofilní fázi procesu. V mezofilní fázi procesu dominoval kmen *Basidiomycota*. To potvrzuje i práce Cao et al. (2021), Cai et al. (2022). V chladicí fázi procesu byly dominantními kmeny *Basidiomycota* a *Zygomycota*. Díky těmto dvěma kmenům dokonce došlo ke druhému píku teploty. Zmíněné kmeny hub hrají, jak již výše zmíněno, důležitou roli při rozkladu lignocelulózy. Podobné výsledky ukazuje i Zhang et al. (2018b). Kromě kmenů zmiňovaných v předchozí práci Zhang et al. (2018) pozorovali ještě kmeny *Ichtyosporea* a *Ciliophora*. Společně s kmeny *Basidiomycota* a *Zygomycota* se vyskytovaly v druhé termofilní fázi s nižšími hodnotami maximální teploty, než byly naměřeny v první termofilní fázi. Podle Liu et al. (2019) byly na úrovni rodů na začátku procesu nejpočetnějšími rody *Pichia*, *Cryptococcus*, *Hyphopichia* a *Candida*. V termofilní fázi dominoval rod *Pichia*. Naopak rody *Cryptococcus*, *Hyphopichia* a *Candida* byly v termofilní fázi eliminovány a jejich aktivita se už později neobnovila. Zmíněné rody jsou důležitými při fermentaci piva.

To vysvětluje jejich přítomnost na začátku procesu. V pozdní termofilní fázi byly dominantními rody *Pichia*, *Metschnikowiaceae* genus, *Saccharomycetales* genus a *Issatchenki*. Početnost těchto rodů začala klesat s klesající teplotou. V chladicí fázi se staly dominantními rody *Scopulariopsi*, *Microascaceae* genus, *Coprinopsis* and *Mortierella*. Cai et al. (2022) ve své práci ukazuje, že dominantními rody hub byly rody *Aspergillus* a *Talaromyces*. Sušeným substrátem byla směs potravinového odpadu a pilin. Tom et al. (2016b) pozorovali při použití procesu biosušení na uměle připravený směsný komunální odpad s vysokým (70%) podílem organické složky zpočátku procesu růst hub na stěnách reaktoru a na povrchu sušeného substrátu. Na povrchu substrátu se vyskytoval druh *Agaricus bisporus*. Se stoupající teplotou začala nad populací hub dominovat populace vířníků. S poklesem teploty opět začaly dominovat houby.

2.2.3 Metabolické pochody v průběhu procesu

Kromě zastoupení jednotlivých skupin organismů je rovněž důležité sledovat metabolické procesy v jednotlivých fázích procesu. Cai et al. (2018a) se rovněž zabývali mírou rozkladu jednotlivých skupin organických látek v substrátu. Intenzivní míru rozkladu zaznamenali u sacharidů, ligninu, celulózy, hemicelulózy a škrobu. S tím korespondují i výsledky práce Yuan et al. (2018a), Zhang et al. (2018a). Cai et al. (2016). Cai et al. (2018a) považují za zajímavé, že škrob přesto, že jeho struktura je jednodušší než u ostatních zmíněných látek, byl rozkládán ve stejné nebo nižší intenzitě. Cai et al. (2016) udávají, že při biosušení čistírenského kalu byly významně rozkládány i hydrolyzovatelné látky.

Liu et al. (2018a) zkoumali typy metabolismů vyskytující se v průběhu jednotlivých fází biosušení. Sestupně byly nejhojněji zastoupenými typy metabolismu metabolismus rozkládající aminokyseliny, metabolismus rozkládající cukry a energetický metabolismus. Tyto metabolismy byly hojně zastoupeny v průběhu celého procesu. To ukazuje, že aminokyseliny a cukry jsou hlavním energetickým zdrojem pro celý proces. Zastoupení metabolismů rozkládajících cukry narůstalo v průběhu termofilní fáze. To ukazuje, že v průběhu termofilní fáze byly přednostně rozkládány strukturně jednoduché látky jako jsou právě sacharidy. Sacharidy tedy jsou hlavním zdrojem energie v průběhu termofilní fáze. Cai et al. (2022) použili proces biosušení na směs potravinového odpadu, pilin a uměle vytvořeného vylehčovacího materiálu v podstatě anorganické povahy. Výsledky práce ukazují, že na počátku procesu byly hlavním zdrojem energie lipidy a sacharidy, později byly rozkládány proteiny.

2.2.4 Odstranění patogenů

Kromě výroby paliva je proces biosušení možné použít i pro výrobu hnojiva pro zemědělství. Zde je velmi důležité dodržet hygienické limity obsahu patogenních organismů. Zhang et al. (2018b) zmiňují ve své práci i efekt biosušení na patogenní organismy z kmenů *Nematoda* a *Blastocladiomycota*. Biosušení díky dvěma termofilním fázím s teplotou vyšší než 60 °C tyto organismy zcela eliminovalo. Wolny-Kołodka et al. (2021) ve své práci zkoumali vliv biosušení na eliminaci patogenních mikroorganismů při sušení směsi pivovarských kalů a jemné frakce ze směsného komunálního odpadu nebo paliva připraveného ze směsného komunálního odpadu. Výsledky práce ukazují, že díky vysokým teplotám dosaženým v průběhu procesu (max. 57 °C) byly v substrátu zcela eliminovány *E. coli* a *Salmonella spp.*, velmi dobrých výsledků bylo dosaženo i u stafylokoků, proměnlivých výsledků (v některých případech uspokojivých, v některých neuspokojivých) bylo dosaženo v případě *Clostridium perfringens*. Cai et al. (2022) ve své práci ukazuje pokles početnosti *Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis* a *Streptococcus pneumoniae* o 89,41 %, 75,64 % a 89,51 %.

Li et al. (2022) zkoumali účinky procesu biosušení na přítomnost organismů nesoucích geny antibiotické rezistence. Sušeným substrátem byl potravinový odpad. Výsledky práce ukazují, že přítomnost těchto genů byla snížena o 77,5 %. K úbytku těchto genů docházelo zejména v termofilní fázi. Příčinou bylo pravděpodobně to, že mikroorganismy nesoucí tyto geny nepřežily vysoké teploty termofilní fáze.

2.2.5 Degradace farmak, produktů osobní hygieny s endokrinně disruptivní aktivitou

Práce přímo v oblasti procesu biosušení se tématem degradace farmak, produktů osobní hygieny s endokrinně disruptivní aktivitou nezbyývají. Existuje ovšem řada prací v oblasti kompostování, která toto téma řeší. Kompostování je svým principem – aerobní degradací organické složky substrátu – s procesem biosušení velmi podobné, a tedy lze výsledky těchto prací považovat za relevantní i pro proces biosušení. Rozdíl mezi oběma procesy je zejména v intenzitě provzdušňování substrátu a odlišném teplotním profilu.

Metabolické schopnosti různých konsorcií aktivovaného kalu jsou popsány v celé řadě dalších studií (Angeles-de Paz et al., 2023; Fang et al., 2013) a platí to i pro látky ze skupiny mikropolutantů (Chen et al., 2011). Provedené práce ukazují, že kompostováním je možné odbourávat některé endokrinní disruptory. Hanč et al. (2024) ukazuje, že při kompostování směsi čistírenského kalu a pilin je možné v rozmezí 21 až 46 % odbourat kofein, 2 až 20 %

citalopram, 10 až 47% diklofenak, 7 až 66% mirtazapin, 1 až 13% venlafaxin. Naopak jiné látky degradovány nejsou a efektem redukce objemu a hmotnosti upravovaného substrátu se jejich koncentrace naopak zvyšuje (carbamazepin, ibuprofen, telmisartan, triclosan). V případě snížení koncentrace zmíněných látek jejich koncentrace negativně koreluje s výskytem skupin *Bacteria*, *actinobacteria*, G+ bakteriemi, a celkovou mikrobiální biomasou. Metodou použitou pro zjištění početnosti zmíněných skupin byla analýza PLFA. Lü et al. (2021) provedli širokou rešerši prací zabývajících se rozkladem endokrinních disruptorů při kompostování čistírenských kalů. Nejčastěji zkoumanými látkami byly protizánětlivé látky a analgetika, psychiatrická léčiva, antibiotika a hormony. Vysoká míra rozkladu byla zaznamenána v případě naproxenu (98,2 %), 17 β -estradiolu (74,8 %), skupiny triclosanu, diclofenacu, ibuprofenu, a carbamazepinu (88,1 – 99,9 %). Na druhé straně byly zaznamenány i výsledky kdy míry rozkladu byly nižší, nebo došlo naopak navýšení koncentrace zkoumaných látek např. míra rozkladu triclosanu pouze 35–60 %, nebo navýšení koncentrace. Faktory, které ovlivňovaly míru rozkladu zmíněných látek byly poměr C/N a míra provzdušnění. Např. triclosan se rozkládal lépe při poměru C/N až 36 a při vyšších mírách provzdušnění. Výrazná degradace pomocí kompostování byla prokázána také v případě estrogenů (Li et al., 2023). Zkoumaným substrátem byl kravský hnůj. Hlavními rody podílejícími se na degradaci byly v tomto případě *Acinetobacter*, *Bacillus*, a *Pseudomonas*.

Protože je koncentrace mikropolutantů v kalu příliš nízká na to, aby sloužily jako růstový substrát, předpokládá se, že dominantním procesem biodegradace je kometabolismus (Fischer et al., 2014). Důležitou roli pak hraje rozmanitost mikroorganismů zapojených do procesu rozkladu.

2.3 Možnosti použití biosušení pro různé materiály

2.3.1 Čistírenské kaly

Winkler et al. (2013) popisují ve své práci plně provozní linku na sušení čistírenských kalů zejména z čistíren městských komunálních vod. Na lince je běžně dosahováno hodnoty sušiny 67 % a výhřevnosti 7 700–10 400 MJ/t. Vzniklé palivo je následně spoluspalováno s černým uhlím v tepelné elektrárně. Nicméně autoři práce se zde věnují i možnosti použití vysušeného kalu jako hnojiva zemědělství. Vedle efektu odstranění vlhkosti z kalu je zde proces biosušení považován za důležitý zejména z hlediska odstranění patogenů. Autoři práce uvádějí, že po proběhnutí celého sušicího cyklu bylo dosaženo splnění legislativních limitů pro patogeny.

Villegas a Huiliñir (2014a) použili proces biosušení pro čistírenský kal z čistírny odpadních vod z jatek ve směsi s dřevní štěpkou. Po 8 dnech sušení bylo dosaženo poklesu obsahu vody o 1 až 8 % v závislosti na obsahu vody v substrátu na vstupu a míře provzdušnění.

Zhao et al. (2010) a Zhao et al. (2011) Použili proces biosušení na čistírenské kaly z čistírny odpadních komunálních odpadních vod ve směsi se slámou a pilinami. Délka procesu byla nastavena na 16 dní. V průběhu procesu se podařilo dosáhnout snížení vlhkosti z 69,7 na 48,0 %. Cílem procesu byla příprava paliva. Zhao et al. (2012) dále použili proces biosušení na směs kalů z čistírny z komunální odpadních vod s rýžovou slámou. Délka procesu byla 8 dní. Výsledkem procesu byl pokles obsahu vody o 31 %. Účelem byla příprava paliva. Specifikem této práce byly nízké teploty okolí (3-9 °C) z důvodu probíhající zimní sezony.

Cai et al. (2016) sušili ve své práci čistírenské kaly z čistírny odpadních vod čistící komunální odpadní vody ve směsi s pilinami. Délka procesu byla nastavena na 20 dní. Obsah vody se podařilo snížit z 62,3 % na 39,2 %. Účelem procesu byla příprava paliva. Nicméně v práci je rovněž zmíněno, že proces biosušení zvyšuje humifikaci sušeného substrátu a ten je pak lépe použitelný i v zemědělství. Cai et al. (2017) sušili stejný substrát po stejnou dobu, přičemž se jim podařilo snížit obsah vody z 66,3 % na 48,3 %. Cai et al. (2018a) sušili rovněž stejný substrát jako Cai et al. (2017). V článku zmiňují, že výsledný produkt může být použit jako palivo nebo jako substrát po rekultivaci kontaminovaných míst nebo překryv skládek.

Yang et al. (2015) použili proces biosušení na čistírenské kaly ve směsi se vzduchem sušeným, resp. biosušeným kalem. Délka procesu byla nastavena na 12 dní a bylo dosaženo

poklesu vlhkosti 55 %, resp. 38 %. Účelem procesu byla stabilizace substrátu a příprava paliva.

Zhang et al. (2018a) sušili ve své práci čistírenský kal z čistírny komunálních odpadních vod ve směsi s organickou frakcí směsného komunálního odpadu (0 – 80 mm, bez větších anorganických nečistot) a drcenými kukuřičnými stonky. Délka procesu byla nastavena na 15 dní. Obsah vody se v nejlepším případě podařilo snížit o 19,5 %. Konečná hodnota výhřevnosti byla 4 650 MJ/t.

Zhang et al. (2015) popisují ve své práci plně provozní zařízení biosušení zpracovávající 1000 t čistírenského kalu denně. Jako vylehčovací materiál je používán předsušený kal. Délka procesu je nastavena na 21 dní. V průběhu procesu dochází k odstranění 20% vody z původního obsahu 60 % na 40 %. V této práci se nicméně na zmiňovaném zařízení podařilo dosáhnout snížení obsahu vody až na 33,1 %.

Cai et al. (2016) sušili ve své práci čistírenský kal ve směsi s biosušeným čistírenským kalem a pilinami. Délka procesu byla nastavena na 20 dní. V průběhu procesu došlo ke snížení obsahu vody z 66,1 % na 54,7 %.

Liu et al. (2018a) Použili proces biosušení na čistírenské kaly ve směsi s kaly z filtrace piva. Délka procesu byla nastavena na 18 dní. Obsah vody byl snížen z 70,98 % na 54,11 %. Účelem procesu bylo odstranění obsahu vody za účelem lepší skladovatelnosti kalu. Výsledky práce také ukazují, že po proběhnutí procesu byl snížen obsah biodostupných těžkých kovů.

Cai et al. (2015) sušili ve své práci kal z komunální čistírny odpadních vod ve směsi s pilinami a kalem předsušeným biosušením. Délka procesu byla nastavena na 20 dní. Na konci procesu bylo dosaženo obsahu vody 50,3 % – 60,4 % z původních 65,6 %. Účelem procesu byla úprava kalu před následným energetickým využitím.

Hao et al. (2018) použili proces biosušení na kaly z komunální čistírny odpadních vod ve směsi se vzduchem předsušeným kalem, pilinami a kávovou sedlinou. Délka procesu byla nastavena na 16 dní. Nejlepších výsledků z hlediska odstranění vlhkosti bylo dosaženo v případě kávové sedliny. Byl zaznamenán pokles obsahu vody z 68,25 % na 41,35 %. Proces by navíc mohl být ukončen již po 8 dnech, kdy teploty v reaktoru výrazně klesly a efekt biosušení byl tím pádem výrazně snížen. Na druhé straně bylo kvůli při přidání kávové sedliny jako vylehčovacího materiálu rozloženo největší množství organických látek

v substrátu. Výhřevnost byla procesem biosušení zvýšena z 5 164 MJ/t na 10 162 MJ/t při použití kávové sedliny. Účelem procesu byla příprava paliva. Podobné výsledky s tímto substrátem a vylehčovacími materiály ukazuje i Hao a Jhang (2019). V průběhu procesu se podařilo snížit obsah vody z 65 % na 31,2 %.

Cai et al. (2018b) sušili ve své práci kal z komunální čistírny odpadních vod ve směsi s hoblinami a kalem předsušeným biosušením. Účelem procesu měla být příprava paliva, substrátu pro rekultivaci kontaminovaných míst nebo překryv skládky. V posledně zmiňovaných dvou případech biosušení slouží kromě odvodnění i pro hygienizaci a stabilizaci výsledného produktu. Obsah vody se podařilo snížit z 66,33 % na 50,18 %. Délka procesu byla nastavena na 20 dní.

Liu et al. (2019) použili proces biosušení na dlouhodobě skladované kaly z čistírny odpadních vod ve směsi s kaly z filtrace piva. Účelem procesu byla redukce hmotnosti, objemu a stabilizace před uložením na skládku. Délka procesu byla nastavena na 18 dní. Obsah vody byl zredukován ze 70,78 % na 54,23 %.

González et al. (2019) sušili ve své práci čistírenské kaly ve směsi s křemelinou a odpadem z prořezávání zeleně. Délka procesu byla nastavena 13 dní. Účelem procesu byla úprava kalu před energetickým využitím. Na konci procesu bylo dosaženo poklesu obsahu vody z původních 54,6 % na 35,9 %. Hodnota výhřevnosti na konci procesu byla 7 100 MJ/t.

Ma et al. (2019) použili proces biosušení na směs čistírenských kalů, potravinového odpadu a vylehčovacího materiálu – kukuřičných klasů, pilin nebo slámy. Účelem procesu byla příprava paliva. V průběhu 8 dní, po které proces trval bylo dosaženo poklesu obsahu vody z 64,38 % na 45,15 % v případě kukuřičných klasů.

Li et al. (2015b) sušili ve své práci kal z komunální čistírny odpadních vod ve směsi se zbytky z mletí pšenice. V průběhu procesu bylo dosaženo 91,4 % úbytku obsahu vody.

Zhang et al. (2018b) použili proces biosušení na směs čistírenského kalu a pilin. Délka procesu byla nastavena na 20 dní, přičemž bylo dosaženo poklesu obsahu vody z 62,3 % na 43,2 %. Účelem procesu by mohla být příprava paliva, stabilizace kalu před další úpravou, přípravná fáze před kompostováním nebo příprava hnojiva.

Zhang et al. (2020) sušili ve své práci kal z čistírny komunálních odpadních vod ve směsi s potravinovým odpadem a kukuřičnými stonky. Délka procesu byla nastavena na 15 dnů. V průběhu procesu klesl obsah vody v substrátu v nejlepším případě z 65 % na 43 %. Účelem procesu byla výroba paliva.

Wang et al. (2020) zkoušeli proces biosušení použít na kal z čistírny komunálních odpadních vod ve směsi s pilinami a speciálně připraveným vylehčovacím materiálem – kostkami z cementu, písku, ligninu a superabsorpčního polymeru. Délka trvání procesu byla nastavena na 21 dní. Z původního obsahu vody 59 % na 46,5 % v případě pilin. Účelem procesu byla výroba paliva nebo použití jako substrátu pro rekultivace nebo překryv skládek.

Liu et al. (2018b) sušili ve své práci dlouhodobě skladované kaly v kombinaci se slámou, pivními kaly nebo výpalky. Proces trval 18 dní. V průběhu procesu došlo ke snížení obsahu vody z 71,83 % na 54,11 %. Účelem procesu byla výroba paliva.

Yu et al. (2023) použili proces biosušení na čistírenské kaly z komunální čistírny odpadních vod ve směsi s použitým substrátem z pěstování hub nebo biosušením předsušeným kalem. Délka procesu byla nastavena na 11 dní. V nejlepším případě bylo dosaženo poklesu obsahu vody z 61,6 % na 35,4 %. Účelem procesu byla příprava paliva nebo hnojiva.

2.3.2 Papírenské kaly

Proces biosušení byl zkoumán z hlediska efektivity sušení papírenských kalů (Navaee-Ardeh et al. 2010). Účelem procesu bylo snížení obsahu vody před následným energetickým využitím. Cílem bylo dosáhnout sušiny 45 %, tak aby ekonomická balance procesu vycházela kladně. Této sušiny bylo dosaženo při všech nastaveních experimentálního reaktoru (Navaee-Ardeh et al. 2010).

Papírenské kaly ve směsi s rýžovými slupkami byly sušeny i v práci Villegas a Huiliñir (2014b). Výsledkem procesu bylo snížení obsahu vody až o 20 % při nejvyšších mírách provzdušňování. V tomto případě nicméně uvádějí, že k sušení docházelo zejména prouděním vzduchu. Při zanedbání tohoto typu cyklů bylo dosaženo snížení obsahu vody o 2 až 9 %. Délka cyklu byla nastavena na 12 dní.

Dominczyk et al. (2014) použili ve své práci proces biosušení na papírenské kaly ve směsi s biologicky rozložitelným komunálním odpadem. Délka procesu byla 10 až 13 dní.

V průběhu procesu bylo dosaženo míry vysušení 63,6 – 72,5 % a dvojnásobného zvýšení výhřevnosti (až na 13 až 14 MJ/kg) v závislosti na složení substrátu. Účelem procesu byla příprava paliva.

2.3.3 Směsný komunální odpad

He et al. (2010) použili proces biosušení pro sušení směsného komunálního odpadu z oblasti Šanghaje (64 % potravinového odpadu, 20 % papíru, 7,5 % plastu a 8,5 % dalších odpadů). Výsledkem sušení bylo snížení vlhkosti z 68 % na 50,6 – 54,6 % za 16 dní.

Tambone et al. (2011) zkoumali proces biosušení pro použití na sušení směsného komunálního odpadu z regionu v severní Itálii. Jednalo se o plně provozní linku biosušení pro přípravu paliva z odpadu. Doba procesu sušení byla nastavena na 14 dní. Efektivita sušení byla v tomto případě měřena prostřednictvím zvýšení výhřevnosti. Za tuto dobu bylo dosaženo zvýšení výhřevnosti o 41 % (z $11,386 \pm 2,525$ kJ/kg na $16,779 \pm 2,074$ kJ/kg). Kvůli rozložení části organické složky a díky snížení obsahu vody bylo navíc dosaženo zvýšení biologické stability, redukci zápachu výsledného produktu a snížení rizika zahoření.

Tom et al. (2016a) ve své práci použili proces biosušení na směsný komunální odpad s vysokým obsahem organické složky (70 – 72 %). V této práci bylo dosaženo za 10 dní poklesu obsahu vody o 15,98 – 24,26 % v závislosti na výšce reaktoru. Účelem použití procesu byla příprava paliva.

Tom et al. (2016b) použili proces biosušení pro úpravu uměle připraveného vzorku směsného komunálního odpadu s vysokým obsahem organické složky. Obsah vlhkosti se po 33 dnech sušení podařilo snížit z 61,25 % na 48,5 %. Účelem procesu byla příprava paliva.

Yuan et al. (2018b) sušili procesem biosušení směsný komunální odpad z Pekingu s vysokým obsahem potravinového odpadu (až 62,7 %) ve směsi s nasekanými kukuřičnými stonky. Délka procesu byla nastavena na 18 dní. Bylo dosaženo snížení obsahu vody z 60,39 % na 33,25 % a zvýšení výhřevnosti z -365,82 na 9 440 MJ/t.

Shao et al. (2010) ve své práci zkoumali proces biosušení na směsném komunálním odpadu s vysokým obsahem (67 %) organické složky. Délka procesu byla nastavena na 16 dní. Na konci procesu bylo dosaženo poklesu vlhkosti ze 73 na 48,3 %. Účelem procesu byla příprava paliva.

Yuan et al. (2019a) sušili ve své práci směsný komunální odpad s vysokým podílem biologické složky (58,2 %) ve směsi s nasekanými kukuřičnými stonky. Biologická složka z předchozích experimentů s tímto materiálem byla použita jako inokulum. Délka procesu byla nastavena na 15 dní. Účelem procesu byla příprava paliva. Obsah vody se v průběhu procesu podařilo snížit ze 60,3 % na 17,7 %. Naopak se podařilo zvýšit výhřevnost z původních 1630–3018 MJ/t na 9428-12 032 MJ/t.

2.3.4 Hnůj

Sharara et al. (2012) se ve své práci zabývali sušením směsi kravského hnoje a drcené pšeničné slámy. Za 21 dní biosušení bylo dosaženo poklesu obsahu vody z 56 % na 34 resp. 28 % v závislosti na míře provzdušnění. Výsledným produktem mělo být palivo, a to z důvodu nadbytku kravského hnoje, který již nemohl být uplatněn jako hnojivo v zemědělství.

2.3.5 Separát z bioplynové stanice

Li et al. (2015a) zkoumali proces biosušení na separátu z bioplynové stanice ve směsi s odpadem z mletí pšenice. Bioplynová stanice, ze které separát pocházel zpracovávala čistírenský kal z čistírny používané pro čištění komunálních odpadních vod. Účelem procesu bylo redukovat kvantitu kalu. Po 18 dnech bylo dosaženo poklesu obsahu vody ze 64,47 % na 50,2 %. Li et al. (2015a) zkoumali i podíl separátu a odpadů z mletí pšenice na procesu biosušení. Práce ukazuje, že organická složka samotného separátu byla již velmi degradována předchozí anaerobní digescí. Podstatná část tepla potřebná pro biosušení byla generována rozkladem odpadů z letí pšenice. Práce uvádí že až 86 % tepla pocházelo z aerobního rozkladu odpadů z mletí pšenice. Bez tohoto přídatku organické hmoty by biosušení vůbec nemohlo proběhnout.

Separát z bioplynové stanice zpracovávající čistírenské kalý z municipální čistírny odpadních vod sušili ve své práci i Ma a Zhang (2016). Jako zdroj snadno rozložitelné organické hmoty byl použit potravinový odpad a jako vylehčovací materiál kukuřičné klasy. Po 20 dnech biosušení bylo dosaženo snížení obsahu vody o 84,28 – 92,71 % v závislosti na složení substrátu. Účelem celého procesu byla příprava paliva.

Li et al. (2015b) sušili ve své práci kal z komunální čistírny odpadních vod po anaerobní digesci ve směsi se zbytky z mletí pšenice. V průběhu procesu bylo dosaženo 66,4 % úbytku obsahu vody.

Xu et al. (2023) použili proces biosušení na separát z bioplynové stanice zpracovávající potravinový odpad ve směsi dřevní štěpkou. Délka procesu byla nastavena na 8 až 12 dní. V průběhu procesu došlo ke snížení obsahu vody z cca 70 % pod 30 %. Účelem procesu byla výroba hnojiva.

2.3.6 Biologicky rozložitelný odpad

Mohammed et al. (2017) použili proces biosušení na potravinový odpad z univerzitní kantýny ve směsi s dřevným odpadem z prořezávání zeleně. Sušení trvalo 7 dní a jeho účelem byla příprava paliva. Obsah vody se podařilo zredukovat o 48 %.

Song et al. (2015) experimentovali s biosušením potravinového odpadu z univerzitní kantýny ve směsi s odvodněným kalem z komunální čistírny odpadních vod a různými variantami vylehčovacích materiálů – pilinami, kukuřičnými klasy, slámou. Kal byl použit jako inokulum. Délka procesu byla nastavena na 7 dní. Účelem procesu byla příprava paliva. Na konci procesu bylo dosaženo poklesu obsahu vody o 13 %.

Sen a Annachatre (2015) sušili ve své práci pomocí procesu biosušení slupky z loupání manioku. Účelem procesu byla příprava paliva. Délka procesu byla nastavena na 20 dní a bylo dosaženo poklesu obsahu vody o 49,7 %. Nejvyšší výhřevnosti – 10 401 MJ/t bylo dosaženo po 16 dnech procesu.

Yuan et al. (2018a) použili proces biosušení na potravinové odpady vytríděné ze směsného komunálního odpadu. Jako vylehčovací materiál byly použity drcené stonky kukuřice a dřevní rašelina. Délka procesu byla nastavena na 21 dní. Celkový dosažený pokles obsahu vody byl 20,3 až 28,0 %. Účelem procesu byla příprava paliva.

Colomer-Mendoza et al. (2013) ve své práci zkoumali proces biosušení zahradního odpadu ve směsi s odpadem z prořezávání a hoblinami nebo samotného zahradního odpadu. Délka procesu byla nastavena na 20 dní. Z hlediska zvýšení výhřevnosti bylo dosaženo zvýšení z 1 627 – 3 990 MJ/t na 11 063–13 709 MJ/t. V průběhu procesu bylo dosaženo snížení obsahu vody o 14,76 až 46,43 %. Účelem procesu byla výroba paliva.

Zawadska et al. (2010a) sušili ve své práci organickou frakci vytríděnou ze směsného komunálního odpadu ve směsi s dalšími rostlinnými materiály jako je sláma, seno, tráva, piliny, odpady z prořezávání. Délka procesu byla nastavena na 10 dní. Na konci procesu bylo dosaženo výhřevnosti 10 980 MJ/t a snížení obsahu vody o 50 %. Účelem procesu bylo připravit palivo.

Yuan et al. (2019b) použili proces biosušení na organickou frakci vytríděnou ze směsného komunálního odpadu s různými vylehčovacími materiály – drcenými kukuřičnými stonky, rýžovými slupkami, pilinami a substrátem z pěstování hub. Délka procesu byla nastavena na 15 dní. Za tuto dobu bylo dosaženo snížení obsahu vody z 60,5 % až 64,2 % na 26,1 % až 36,8 % a zvýšení výhřevnosti z 2 000–3 218 MJ/t na 8 544–9 849 MJ/t v závislosti na použitém vylehčovacím materiálu. Účelem procesu byla příprava paliva.

Wolny-Kołodka et al. (2021) sušili ve své práci kaly po filtraci piva ve směsi s jemnou frakcí směsného komunálního odpadu a palivem ze směsného komunálního odpadu. Účelem procesu byla výroba paliva. Délka procesu byla nastavena na 14 dní. V průběhu procesu bylo dosaženo úbytku obsahu vody z 44,4 % na 26,2 %.

Cao et al. (2021) sušili ve své práci směs potravinového odpadu, pilin a umělého vylehčovacího materiálu (kostky obsahující silikáty, vulkanické horniny, písek, metakaolin). Účelem procesu byla výroba paliva případně předúprava před výrobou hnojiva. Délka procesu byla nastavena na 16 dní. V průběhu procesu bylo dosaženo poklesu obsahu vody z 68,8 % na 23,0 %.

Li et al. (2022) použili proces biosušení na směs potravinového odpadu, zahradního odpadu a vyzrálého kompostu. Délka procesu byla nastavena na 25 dní. V průběhu procesu bylo dosaženo snížení obsahu vody z 58,99 % na 27,42 %. Cílem procesu byla příprava hnojiva.

Maia et al. (2023) experimentovali s použitím procesu biosušení na odpad z pěstování pomerančů. Délka procesu byla nastavena na 2 dny. V průběhu procesu bylo dosaženo snížení obsahu vody ze 75 % na 61,5 %. Účelem procesu bylo stabilizovat a odvodnit odpad před dalším zpracováním na palivo či jiné materiálové využití.

2.4 Legislativní prostředí ČR

Z hlediska legislativy České republiky jsou pro tuto práci důležité předpisy v oblasti paliv připravených z odpadů a aplikaci kalů z čistíren odpadních vod na zemědělskou půdu.

Oblast paliv upravuje vyhláška č. 169/2023 Sb., o stanovení podmínek, při jejichž splnění přestává být tuhé palivo z odpadu odpadem. Tato vyhláška prošla od zahájení tvorby v roce 2014 značným vývojem a výsledkem jsou velmi jednoduchá kritéria spočívající v tom, že při spalování tuhého paliva z odpadu jsou stanoveny a plněny stejné požadavky podle zákona o ochraně ovzduší a zákona o integrované prevenci, včetně požadavků na nejlepší dostupné techniky, jako by docházelo k tepelnému zpracování odpadu. Paliva z odpadu smí být spalována pouze v zařízeních v souladu s povolením provozu vydaným pro tepelné zpracování odpadu ve stacionárním zdroji uvedeném v příloze č. 2 k zákonu o ochraně ovzduší nebo integrovaným povolením vydaným podle zákona o integrované prevenci. Spektrum takových zařízení je omezeno na spalovací stacionární zdroje o celkovém jmenovitém tepelném příkonu vyšším než 20 MW, na spalovny odpadu nebo na rotační pece na výrobu cementářského slínku nebo rotační, šachtové nebo jiné pece na výrobu vápna (Ministerstvo životního prostředí, 2023). Na úseku ochrany ovzduší je pak kromě zákona o ochraně ovzduší důležitá zejména vyhláška č. 415/2012 Sb., o přípustné úrovni znečišťování ovzduší, která stanovuje konkrétní emisní limity pro spalovny odpadů, cementářské pece spoluspalující odpad a způsob výpočtu emisních limitů pro stacionární zdroje spololuspalující odpad. Emisní limity jsou shrnuty v tabulce č. 1.

Tabulka č. 1 Emisní limity pro spalování a spoluspalování odpadů podle vyhlášky č. 415/2012 Sb., o přípustné úrovni znečištění ovzduší

Sledovaná látka	Emisní limit – spalovny^{a,b} (mg/m³)	Emisní limit – cementárny^{a,c} (mg/m³)	Emisní limit – ostatní stac. zdr.^{a,d} (mg/m³)
CO	50	-	-
SO₂	50	50	150
NO_x	200	500	150
N₂O	-	-	-
TZL	10	30	10
HCl	10	10	-
HF	1	1	-

^a průměrná koncentrace ve spalinách; přepočítáno na suché spaliny, 0°C, 101 kPa, ref. obsah O₂ = 11 obj. %; bez započtení transportního plynu

^b specifické limity pro spalovny odpadu dle vyhlášky č. 415/2012 Sb., o přípustné úrovni znečištění ovzduší, příloha č. 4 část 1, bod 1, tabulka 1.1

^c specifické limity pro cementářské pece spoluspalující odpad dle vyhlášky č. 415/2012 Sb., o přípustné úrovni znečištění ovzduší, příloha č. 4, část 1, bod 2, tabulka 2.1

^d specifické limity pro ostatní stacionární zařízení spoluspalující odpad společně s palivem dle vyhlášky č. 415/2012 Sb., o přípustné úrovni znečištění ovzduší, příloha č. 4, část 1, bod 1, tabulka 2.2.2.2 – výkon and 300 MW – nejpřísnější limity

V případě Využití kalů na zemědělské půdě je nejdůležitějším předpisem vyhláška č. 273/2021 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady. T v §§ 57 až 64 definuje obecně pravidla pro nakládání s kaly. Stěžejními pro tuto práci je § 61. § 61 stanoví, že na zemědělskou půdu je možné použít pouze kaly, které splňují limity pro obsah vybraných rizikových látek a prvků (viz tabulku č. 2) a zároveň limity pro obsah patogenních organismů (viz tabulku č. 3 a 4).

Tabulka č. 2 Mezní hodnoty koncentrací vybraných rizikových látek a prvků v kalech pro jejich použití na zemědělské půdě (ukazatele pro hodnocení kalů)

Riziková látka	Mezní (maximální) hodnoty koncentrací v kalech (mg/kg sušiny)
As	30
Cd	5
Cr	200
Cu	500
Hg	4
Ni	100
Pb	200
Zn	2500
Halogenované organické sloučeniny	500
PCB (suma 7 kongenerů - 28+52+101+118+138+153+180)	0,6
Suma PAU*	10

* - suma antracenu, benzo(a) antracenu, benzo(b) fluoranthenu, benzo(k) fluoranthenu, benzo(a) pyrenu, benzo(ghi) perylenu, fenantrenu, fluoranthenu, chrysenu, indeno(1,2,3-cd)pyrenu, naftalenu a pyrenu

Tabulka č. 3 Mikrobiologická kritéria pro použití kalů na zemědělské půdě

Kal kategorie	Salmonell a sp. v 50 g	Enterokoky*	Termotolerantní koliformní bakterie
I.	Negativní	< 10 ³ KTJ/g (4 vzorky z 5) < 5.10 ³ KTJ/g (1 vzorek z 5)	Nehodnotí se
II.	Nehodnotí se	< 10 ⁶ KTJ/g sušiny (5 vzorků)	< 10 ⁶ KTJ/g sušiny (5 vzorků)

* V případě kalů kategorie I je možné místo enterokoků sledovat *E. Coli*.

Na zemědělskou půdu je možné používat pouze kaly, které splní limity pro kategorii I nebo II podle tabulky č. 3. V případě, že kaly splní limity podle kategorie II vztahují se na jejich použití následující podmínky. Nejedná se o použití kalu z čistíren odpadních vod zpracovávajících vedlejší živočišné produkty spadající do působnosti přímo použitelného předpisu Evropské unie o vedlejších produktech živočišného původu. Od použití kalu do sklizně musí uběhnout alespoň jedno zimní období s výjimkou pěstování plodin, které budou využity výhradně k technickým účelům, a na dílu půdního bloku, kde je použit kal, nebude 3 roky od použití kalu pěstována polní zelenina, brambory a intenzivně plodící ovocná výsadba.

Zvláštní právní konstrukcí je, že § 61 výslovně stanovuje, že kaly splňující tyto podmínky se považují za upravené. V dalších odstavcích tohoto paragrafu i v dalších paragrafech už se mluví výhradně o využívání upravených kalů, z čehož lze implikovat, že na zemědělské půdě je možné využívat pouze upravené kaly, aniž by bylo stanoveno, co úprava přesně znamená. § 57 vyhlášky sice stanovuje požadavky na ověření účinnosti technologie úpravy kalů z hlediska eliminace patogenů, nicméně tato po několika novelizacích vyhlášky není nikterak povinná a pouze umožňuje provozovateli takové technologie provádět ověření plnění limitů pro patogeny s výrazně menší četností. Z toho tedy vyplývá, že technologie, kterou je možné na úpravu kalů použít musí kaly upravit tak, aby pouze splňovaly výše zmíněné podmínky podle §61. Tato právní konstrukce byla dne 23. 2. 2024 konzultována s Ing. Kristýnou Husákovou dříve z Ministerstva životního prostředí a Ing. Veronikou Jarolímovou z Ministerstva životního prostředí, které předmětnou legislativu připravovaly a byly u všech jejích novelizací.

3. Motivace a základní hypotézy

Literární rešerše poskytla následující východiska.

- Nejdůležitějšími procesními parametry procesu biosušení jsou míra provzdušnění a skladba základky – poměr a typ vylehčovacího materiálu a počáteční obsah vody v sušeném substrátu.
- Proces biosušení je možné s úspěchem aplikovat na čistírenské kaly bez nebo i po anaerobní stabilizaci. Substrát nicméně musí vždy obsahovat dostatečné množství snadno a hůře biologicky rozložitelných látek.
- Výstupem procesu biosušení čistírenských kalů může být buďto palivo nebo substrát vhodný pro použití jako hnojivo, pro rekultivaci nebo jako překryv skládek.
- Vývoj mikrobiálního společenstva je prozkoumán v některých případech až do úrovně druhů. Složení a vývoj společenstva závisí na složení sušeného substrátu a na nastavení podmínek (zejména teploty) v reaktoru.

Vzhledem k zajímavému potenciálu čistírenských kalů pro použití jako hnojiv v oblasti zemědělství je potřeba vyhodnocovat, zda je jejich složení vhodné pro zemědělství či nikoliv. V případě zvýšeného obsahu toxických kovů a dalších legislativně sledovaných parametrů je třeba zvolit cestu paliva v ostatních případech je vhodné zvolit cestu využití jako hnojiva.

V případě paliva je třeba nastavit důležité procesní parametry tak, aby bylo dosaženo co nejvyššího obsahu sušiny, nejnižšího rozkladu organické složky a co nejvyššího navýšení výhřevnosti.

V případě hnojiv je třeba nastavit procesní parametry tak, aby bylo dosaženo odstranění patogenů a dalších rizikových látek (endokrinní disruptory, farmaka, látky s residuální antibiotickou aktivitou). Odstranění obsahu vody je nicméně rovněž zajímavým benefitem z hlediska manipulace, skladování a zpracovatelnosti.

Na základě uvedených motivací byly stanoveny následující hypotézy:

1. Při vhodném složení sušeného substrátu a optimálním nastavení míry provzdušnění je možné sušením anaerobně stabilizovaných kalů připravit palivo zpracovatelné v širokém spektru zařízení v kontextu české legislativy.
2. Použitím procesu biosušení na anaerobně stabilizovaný kal je možné dosáhnout splnění limitů pro hygienizaci a obsah kontaminantů pro použití kalů na zemědělskou půdu.
3. Proces biosušení je vhodný pro eliminaci nebo snížení obsahu endokrinních disruptorů, farmak a látek s reziduální antibiotickou aktivitou.
4. Zvýšená teplota nebude mít výrazný vliv na obsah hub a aktinobakterií v sušeném substrátu, které mohou být zodpovědné za rozklad organických polutantů. Potenciál rozkladu polutantů tak zůstane zachován po celou dobu procesu sušení.
5. Dvoustupňové uspořádání s využitím metabolického tepla z prvního stupně procesu bude mít pozitivní vliv na celkovou míru vysušení substrátu.

Vzhledem k odlišnostem v průběhu testů kompostování a biosušení v malém měřítku (laboratorním nebo čtvrtprovozním), které jsou dány zejména tepelnou ztrátou při malém objemu zakládky, je potřeba otestovat výsledky nejen v laboratorním (čtvrt provozním) měřítku. Dalším z cílů práce tedy bylo navrhnout a otestovat provoz reaktoru biosušení v poloprovozním měřítku s využitím synergických efektů dvoustupňového uspořádání.

4. Metodika

4.1 Optimalizace konstrukce reaktoru

Jedním z cílů práce bylo navrhnout poloprovozní reaktor biosušení. K tomuto cíli bylo provedeno několik dílčích kroků. Prvním krokem bylo otestování již zkonstruovaného reaktoru, který byl v předcházející diplomové práci použit pro zkoumání procesu biosušení směsného komunálního odpadu. Na základě výsledků experimentálních běhů s použitím tohoto reaktoru pro anaerobně stabilizované čistírenské kaly, byly navrženy optimalizace pro čtvrtprovozní reaktor a následně byla navržena konstrukce poloprovozního reaktoru.

4.1.1 Reaktor biosušení z předchozích experimentů

4.1.1.1 Konstrukce reaktoru

Jak je zmíněno výše pro první cykly biosušení čistírenských kalů byl použit reaktor z předchozí práce, ve kterém byl zkoumán proces biosušení směsného komunálního odpadu. Celá sestava reaktoru se skládala z nádoby reaktoru, dmychadla Secoh SLL 50, PC a biofiltru pro odstranění zápachu v laboratoři. Viz obr. č. I a II v příloze. Reaktorovou nádobou byl válec z PVC o průměru 40 cm a výšce 120 cm. Cca 15 cm od dna nádoby bylo umístěno síto s 3 mm oky, které sloužilo pro rovnoměrnou distribuci vháněného vzduchu. Prostor pod ním byl vyplněn vrstvou 5 mm skleněných kuliček, které napomáhaly odvodu případně vznikajícího výluhu. Výluh byl odváděn do Erlenmayerovy baňky, která byla k nádobě reaktoru připojena otvorem ve dně. V drenážní vrstvě byla umístěna trubice s přívodem vzduchu. Ve víku reaktorové nádoby byl naopak otvor pro odvod vzduchu. Tělo nádoby bylo tepelně izolováno cca 10 cm minerální vaty. Ve stěně nádoby byly umístěno 5 otvorů pro odběr vzorků a měření podmínek v reaktoru.

4.1.1.2 Měření a automatický řídicí systém

Ve vstupech pod víkem a nade dnem reaktorové nádoby byly umístěny sondy pro měření teploty a vlhkosti THT 2 od společnosti Papouch. Přes otvor ve víku reaktorové nádoby byl připojen senzor ASEKO GTE O2 pro měření koncentrace kyslíku. Celkový průtok vzduchu byl měřen membránovým plynoměrem multirange BK G4 BO, který byl připojen mezi dmychadlem a reaktorovou komorou. Rychlost proudění vháněného vzduchu bylo možné

nastavit pomocí elektronického regulátoru výkonu dmyhadla. Spojení reaktorové nádoby a ostatních částí systému bylo zajištěno PVC hadicemi. Podmínky v laboratoři – teplota a relativní vlhkost vzduchu byly měřeny teplotně-vlhkostní sondou THT2 od společnosti Papouch umístěné cca 50 cm od otvoru dmyhadla pro nasávání vzduchu. Sondy a senzory použité pro měření koncentrace kyslíku, vlhkosti a teploty byly propojeny s řídicím PC prostřednictvím převodníků THT2 a AD4 od společnosti Papouch. Chod dmyhadla byl řízen prostřednictvím USB I/O modulu Quido 2/2 od společnosti Papouch a připojeného relé.

Zkoumaný substrát byl provzdušňován v režimu řízeném podle koncentrace kyslíku pod víkem reaktorové nádoby. Dmyhadlo bylo sepnuto vždy při poklesu koncentrace kyslíku pod 16 % a vypnuto potom co koncentrace kyslíku vystoupala zpět nad 20 %. Toto rozmezí bylo zvoleno na základě práce Avalos Ramirez et al. (2012). Tento režim byl zvolen na základě výsledků diplomové práce, kdy právě režim řízený koncentrací kyslíku podával nejlepší výkon z hlediska celkové energetické bilance procesu.

V průběhu experimentů byly zaznamenávány následující veličiny: relativní vlhkost a teplota pod víkem a nade dnem nádoby reaktoru, koncentrace kyslíku pod víkem reaktoru v pěti sekundových intervalech a aktivita dmyhadla v intervalu jedné sekundy. Údaje byly zaznamenávány pomocí měřicího software Wix od firmy Papouch. Zpracování dat bylo provedeno v programech Microsoft Excel a R.

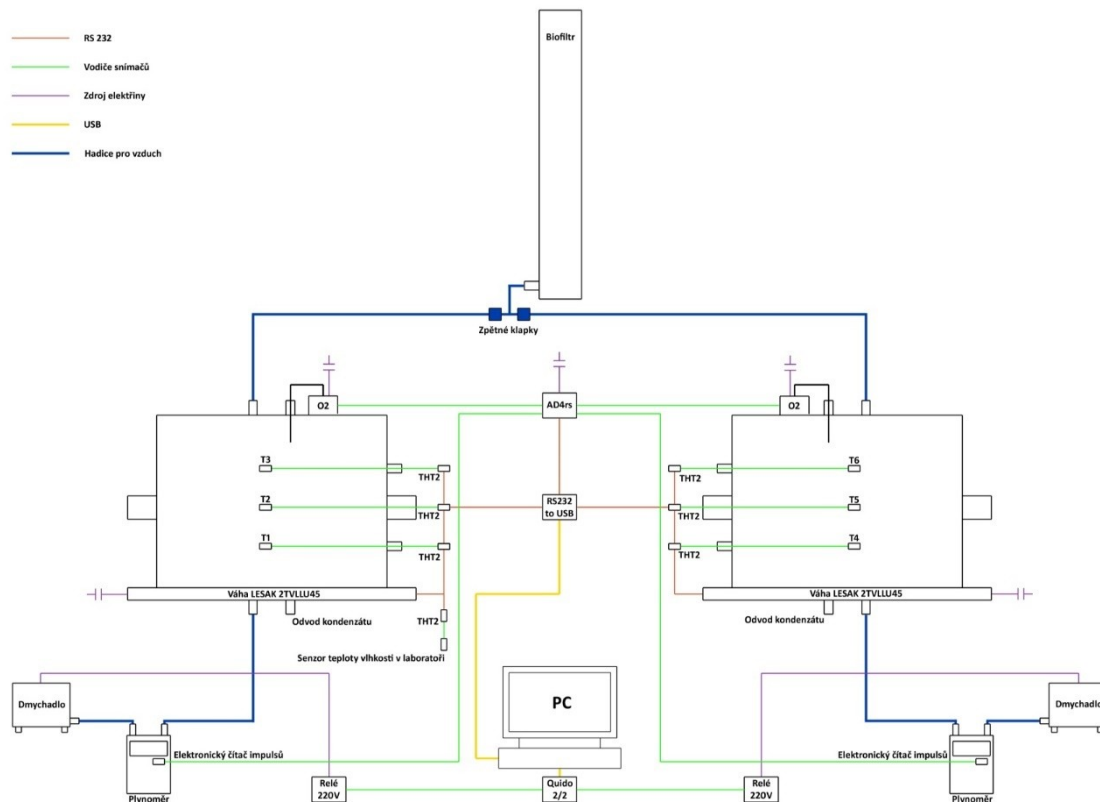
4.1.1.3 Využití reaktoru a další kroky

Reaktor byl použit pro 3 cykly sušení čistírenských kalů ve směsi se slámou. Ze záznamu průběhu změn teploty, vlhkosti a koncentrace kyslíku (obr. č. III v příloze) je patrné, že sice došlo k počátečnímu zahřátí, nicméně vysoká teplota byla udržena po relativně krátkou dobu, relativní vlhkost se nijak neměnila a koncentrace kyslíku klesala s velmi malou intenzitou. Tyto předběžné výsledky vedly k závěru, že konstrukce reaktoru nevyhovuje sušení tohoto typu substrátu. Reaktor byl původně zkonstruován pro testy biosušení směsného komunálního odpadu a byl úspěšně testován při biosušení separátu z bioplynové stanice. Oba tyto substráty obsahují dostatečné množství vylehčující složky, což vedlo k udržení vyšší intenzity mikrobiální aktivity po delší dobu a menší tlakové ztrátě při provozu reaktoru v tomto uspořádání.

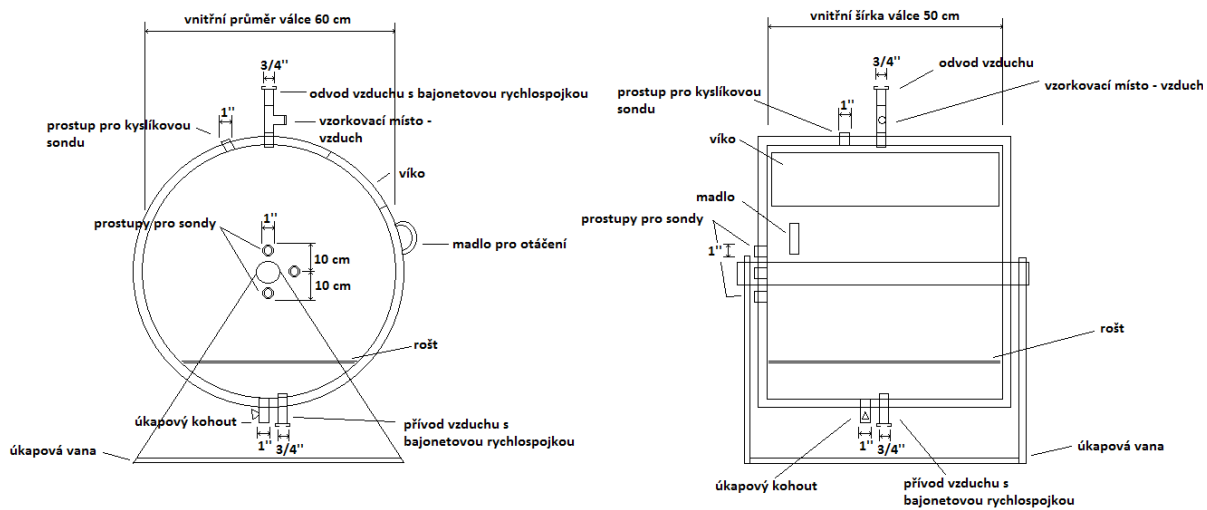
4.1.2 Čtvrtprovozní reaktor biosušení

4.1.2.1 Konstrukce reaktoru

Na základě zkušeností z testování zařízení z předchozí byl navržen a zkonstruován nový typ reaktoru – čtvrtprovozní reaktor biosušení. Aby bylo možné provádět experimenty paralelně se s identickým substrátem, byl reaktor vyroben v počtu dvou kusů. Válcová tělesa obou reaktorů byla vyrobena z polypropylenu o tloušťce stěny 5 mm. Válce byly umístěny na ose, která umožnila jejich případné otáčení, kterým bylo možné zajistit promíchávání sušeného substrátu. K rozdělení každého válce byly použity polypropylenové sítě umístěné 15 cm nad vstupem vzduchu jako průsečíky rovin válcových těles, aby vznikla reaktorová komora o objemu 100 dm³. Toto uspořádání umožnilo dostatečný přívod a rozvod vzduchu. Přívodní otvor vzduchu a odtok výluhu byly umístěny ve spodní části těles reaktoru. Výstupní otvor vzduchu, nakládací otvor a výfukový otvor pro odběr vzorků plynu byly umístěny v horní části reaktorů. Další tři porty pro měření teploty byly umístěny na boční straně každého reaktoru. Pod horní část každého reaktoru byl umístěn sáček s drceným papírem, aby se zabránilo zpětné kondenzaci vody. Vnější stěny reaktoru byly izolovány 10 cm silnou polyuretanovou pěnou. Oba reaktory byly opatřeny kruhovým vstupem o průměru cca 20 cm, kterým byl vkládán, resp. odebírán sušený substrát. Jako zdroje vzduchu byla použita dvě membránová dmychadla Secoh SLL50 o maximálním výkonu 70 l/min. Kompletní schéma reaktoru je znázorněno na obr. č. 1, technický výkres na obr. č. 2, fotografie na obr. č. IV až VII v příloze.



Obr. č. 1 Schéma čtvrtprovozního reaktoru biosušení



Obr. č. 2 Technické schéma čtvrtprovozního reaktoru biosušení

4.1.2.2 Měření a automatický řídicí systém

Teplota a relativní vlhkost v reaktoru byly měřeny ve třech vrstvách pomocí teplotně-vlhkostních čidel THT2 od společnosti Papouch. Další teplotně-vlhkostní čidlo bylo použito pro měření teploty a vlhkosti v laboratoři. Teplotně-vlhkostní čidla byla spojena linkou RS485 do převodníku SB485SL od společnosti Papouch, který signál převádí na linku USB. Ta pak byla zapojena do řídicího PC. Monitoring objemu přivedeného vzduchu byl zajištěn dvěma membránovými plynoměry BK G4 s nízkofrekvenčními indukčními snímači IN-Z61 od společnosti Elster. Při otáčení lopatek plynoměru s integrovaným magnetem byly generovány pulzy, které byly zaznamenávány modulem Quido 2/2 od společnosti Papouch. Tím bylo umožněno online sledování průtoku vzduchu a objemu prošlého vzduchu. Dále byl online sledován i úbytek hmotnosti v průběhu procesu. To bylo provedeno pomocí včelařských vah LESAK 2TVLLU-45/200 od společnosti Lesák. Signály z vah byly komunikačním rozhraním RS232 propojeny s převodníkem SB232 od společnosti Papouch převedeny na linku USB a následně propojeny do řídicího PC. Koncentrace kyslíku byla měřena prostřednictvím kyslíkových sond GTE od společnosti Aseko (rozsah měření koncentrace kyslíku 0 až 20 %) a OXY 3690 MP od společnosti Greisinger. Oba typy sond byly opatřeny výstupy 4-20 mA. Výstupní signály byly sbírány převodníkem AD4RS od společnosti Papouch a následně předávány do řídicího PC. Celé rozhraní běželo na software WIX od firmy Papouch. Tento software umožnil online monitoring procesu a také záznam všech sledovaných hodnot v intervalu 5 s.

Automatické řízení procesu bylo zajištěno rovněž softwarem WIX od společnosti Papouch. V software bylo možné nastavení řízení spínání dmychadel podle libovolných měřených parametrů, případně spínání v pravidelných časových intervalech. Samotné spínání bylo umožněno díky modulu QUIDO USB 2/2 od společnosti Papouch a řízeného relé. Celé schéma zapojení je na obr. č. 1.

4.1.2.3 Využití reaktoru a další kroky

Čtvrťprovozní reaktory biosušení byly úspěšně využity pro experimenty, při kterých bylo testováno optimální složení substrátu (poměr míchání kalu a vylehčovacího materiálu), nastavení režimu provzdušňování, vliv pH na efektivitu sušení a ověření efektivitu procesu na odstraňování patogenů a PPCPs. Výsledky jsou popsány v kapitole 5. Získané poznatky byly dále využity při návrhu konstrukce poloprovozního reaktoru biosušení. Důležitým poznatkem bylo, že v případě anaerobně stabilizovaných kalů ve směsi se štěpkou je sice možné

ve čtvrtprovozním měřítku zkoumat efekty nastavení různých procesních parametrů, nicméně pro využití pro palivářské účely čtvrtprovozní reaktor nedává dostatečně dobré výsledky v oblasti zvýšení obsahu sušiny a zvýšení výhřevnosti. To bylo významným rozdílem oproti sušení směsného komunálního odpadu. Důvodem pravděpodobně byl vyšší obsah snadno biologicky rozložitelných látek ve směsném komunálním odpadu, případně vyšší podíl tzv. vázané vody v biomase kalu.

4.1.3 Poloprovozní reaktor biosušení

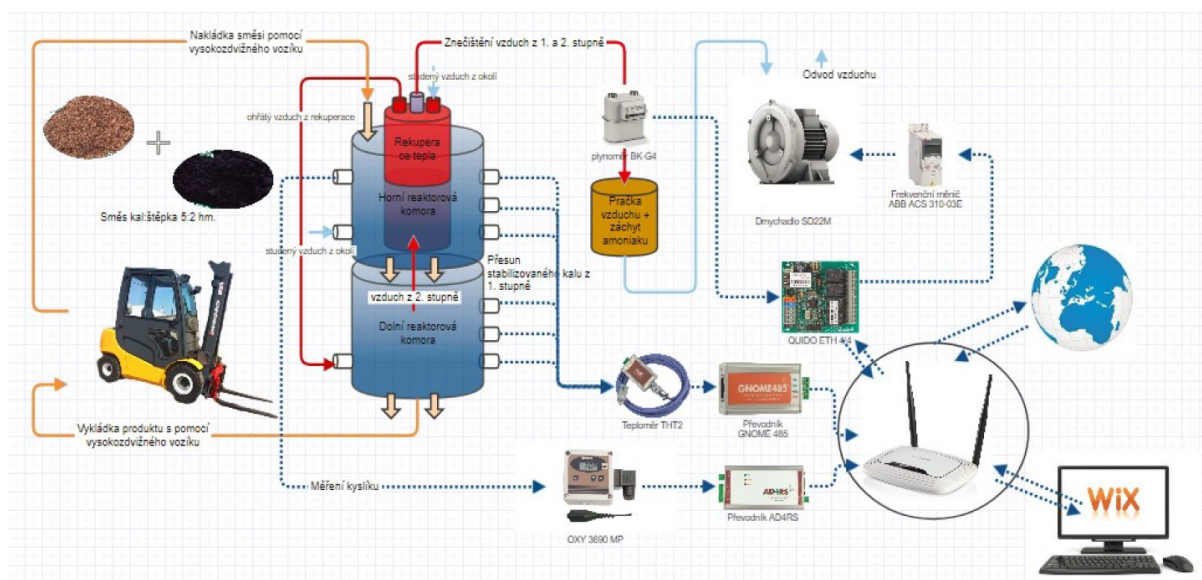
4.1.3.1 Konstrukce reaktoru

Experimenty v poloprovozním měřítku byly prováděny ve dvoukomorovém válcovém reaktoru z černého plechu s ocelovými díly. Zařízení se skládalo z horní a dolní komory reaktoru a automatického řídicího systému. Přesun materiálu z horní komory reaktoru do spodní probíhal gravitačně po odblokování a otočení pohyblivého dna horní komory (např. stropu spodní komory).

Horní komora reaktoru se skládala z válce o vnějším průměru 1400 mm. Jednalo se o dvoustěnný válec s mezerou 100 mm mezi vnějším a vnitřním pláštěm, který byl vyplněn minerální vlnou sloužící jako tepelná izolace. Uvnitř reaktoru byl umístěn další válec o průměru 1137 mm, který byl po celém povrchu perforovaný, aby umožnil průchod nasávaného vzduchu do celého tělesa reaktoru. Svislou osu reaktoru tvořil kovový válec, který byl perforovaný ve výšce 50 cm a sloužil k odvádění vzduchu z komory reaktoru pomocí dmýchadla. V tomto válci byl uzavřen výměník sestávající z dvojité šikmo vinuté duté trubky z nerezové oceli o vnějším průměru 22 mm a tloušťce stěny 1 mm. Její celková délka byla 1520 mm a výška rozteče 40 mm. Tato trubka pak byla zakončena závitem pro rychlé připojení čerpadla. Centrální válec byl rovněž opatřen vývodem pro odsávání vzduchu z prostoru reaktoru pomocí nezávislého čerpadla. Ve spodní části centrálního válce bylo kuželové dno, které sloužilo k zachycení kondenzátu a jeho odvodu pomocí dvou trubek zakončených kulovým ventilem. Horní komora byla zakryta dvouvrstvým stropem vyplněným tepelnou izolací – minerální vatou. Ve stropě byly vytvořeny dva obdélníkové otvory 300x600 mm s izolovanými víky, která sloužila k hornímu plnění reaktoru. Dno bylo tvořeno dvěma samostatnými půlkruhovými díly, které byly uprostřed přivařeny k závěsům a zajištěny zajišťovacími tyčemi. Po uvolnění těchto táhel se spodní prvky uvolnily a umožnily

gravitační vyprázdnění obsahu horní komory do spodní komory reaktoru. Po obvodu válce bylo umístěno celkem 6 vstupních otvorů o průměru 1 palec. Ty sloužily k umístění teplotních a kyslíkových sond. Byly zde také dva otvory pro přívod okolního vzduchu do reakčního prostoru. Ty se otevíraly za perforovaným vnitřním pláštěm a umožňovaly tak rovnoměrnou distribuci vzduchu v substrátu.

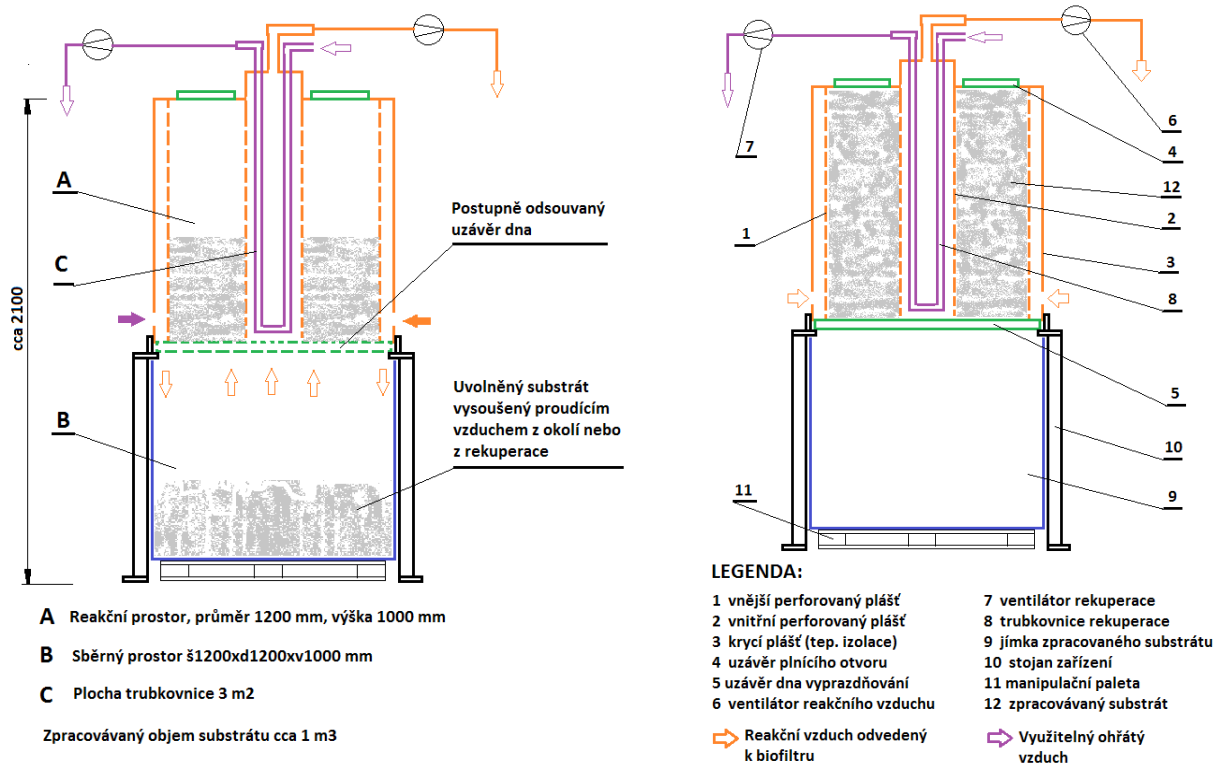
Spodní reaktorová komora se podobně jako vrchní skládala z dvoustěnného válce o největším průměru 1400 mm a vnitřním průměru 1200 mm. Prostor mezi vnější a vnitřní stěnou byl vyplněn tepelně izolační vrstvou z minerální vlny o tloušťce 100 mm. Tento válec byl postaven na ližinách tvořených obdélníkovými ocelovými profily o výšce 95 mm, které od sebe byly vzdáleny 885 mm, a používaly se ke zvedání pomocí vysokozdvizného vozíku. Tato komora nebyla vybavena horním krytem, protože byla k horní komoře připojena pomocí pákových svorek. Dno komory bylo pevné a byla k němu přivařena žebra, na nichž byl umístěn perforovaný ocelový rošt, který sloužil k provzdušňování komory vzduchem ohřátým ve výměníku. Odvod tohoto vzduchu byl realizován mezerou ve dně střední části horní komory. Po obvodu válce bylo umístěno šest vstupních otvorů o průměru 1 palec. Ty sloužily k umístění teplotních sond a případně dalších měřicích zařízení. Byly zde také dva otvory pro přívod čerstvého vzduchu do reakčního prostoru. Pro lepší představu viz obr. č. 3 a 4 a obr. č. VIII a IX v příloze.



Obr. č. 3 Schéma poloprovozního reaktoru biosušení

4.1.3.2 Měření a automatický řídicí systém

Proces byl automaticky řízen pomocí upraveného softwaru WIX od společnosti Papouch. Tento software umožňoval sběr dat z monitorovacích sond a prostřednictvím řídicího modulu reguloval výkon čerpadla, které provzdušňovalo zpracovávaný substrát a tím regulovalo proces aerobního rozkladu, a tedy samotný proces biosušení. Stolní počítač byl připojen k internetu a umožňoval vzdálené řízení procesu prostřednictvím programového rozhraní WIX. V tomto programu byly v intervalu 5 sekund zaznamenávány teplotní údaje ve 3 výškových profilech v horní a dolní komoře reaktoru pomocí teploměrů THT2 od společnosti Papouch. Provzdušňování zajišťovalo dmychadlo SD22M od společnosti Elektror airsystems GmbH, jehož výkon byl regulován frekvenčním měničem ABB ACS 310-03E od společnosti ABB. Frekvenční měnič byl připojen k modulu I/O QUIDO ETH 4/4 (Papouch), který na základě údajů z měření teploty uvnitř horní komory vysílal do měniče signál o úpravě výkonu dmychadla, případně jej zcela vypínal. K modulu I/O byl připojen také nízkofrekvenční snímač INZ 61 od společnosti Elster, který zaznamenával průtok vzduchu z plynoměru BK G4. Průtok vzduchu byl pak rovněž zaznamenáván v 5sekundových intervalech a mohl vstupovat do algoritmu řízení procesu biosušení. Vzduch byl vysáván z vnitřního prostoru válce horní komory, čímž se v dolní komoře vytvořil podtlak. Tento podtlak způsobil nasátí vzduchu do trubky tepelného výměníku, čímž se také automaticky zajistilo, že již sušený substrát bude ve druhém stupni dále vysušen. Při testování zařízení bylo nutné zařadit samostatné dmychadlo, které podporovalo odsávání vzduchu ze spodní komory. Odsávaný vzduch byl veden přes cyklonový odlučovač vlhkosti. Pro lepší představu viz obr. č. 3 a 4.



Obr. č. 4 technické schéma poloprovozního reaktoru biosušení

Celý proces byl dvoustupňový, přičemž první stupeň byl ukončen, když teplota substrátu klesla na úroveň venkovní teploty, nebo po maximálně 4 týdnech provozu. V tomto okamžiku byl materiál ze spodní komory vyvezen a materiál z horní komory byl shozen do spodní. Poté se horní komora naplnila čerstvou směsí a proces biosušení se znovu spustil. Proces byl navržen tak, aby metabolické teplo vzniklé v horní komoře mohlo být využito k dodatečnému sušení materiálu ve spodní komoře.

4.2 Metodika experimentů

4.2.1 Metodika provádění experimentů pro zjištění optimálního poměru vylehčovacího materiálu – čtvrtprovozní testy biosušení I

4.2.1.1 Příprava substrátu pro čtvrtprovozní testy I

Kal použitý pro pilotní testy byl odebrán z čistírny odpadních vod využívané pro čištění odpadních vod z komunálního sektoru. Kapacita čistírny byla 20 000 ekvivalentních obyvatel. Kal byl anaerobně stabilizován a mechanicky odvodněn kalolisem. Odběr proběhl z kontejneru kalolisu. Kal byl poté bezprostředně přepraven do laboratoře, kde byly odebrány vzorky pro vstupní analýzu sušiny. Kal byl pro dosažení různého vstupního obsahu sušiny pro porovnání smíchán v různých poměrech s březovou dřevní štěpkou. Poměr míchání kalu a štěrky je uveden v tabulce č. 4. obr. č. IX v příloze dokumentuje míchání štěrky a kalu. Po důkladné homogenizaci bylo odebráno vždy 100 l výsledné směsi, která byla umístěna do reaktoru biosušení.

Tabulka č. 4 Přehled parametrů zákládek pro čtvrtprovozní reaktor pro cykly I až III– testy různých poměrů kalu a vylehčující složky, u hodnot se znaménkem ± se jedná o směrodatné odchylky a průměr ze 3 vzorků

Pokus	Parametr	Kal	Štěpka	Mix
Cyklus I	Poměr (-)	5	1	-
	Sušina (%)	29,2±4	84,3	32±8
	Hmotnost (kg)	49	9	58
Cyklus II	Poměr (-)	5	2,5	-
	Sušina (%)	23,9±1	84,3	49,5±2
	Hmotnost (kg)	22	11	33
Cyklus III	Poměr (-)	5	2	-
	Sušina (%)	34,7±5	84,3	50,2±3
	Hmotnost (kg)	35	14	48

4.2.1.2 Nastavení podmínek v reaktoru pro čtvrtprovozní testy I

Provozdušňování bylo automaticky řízeno počítačem a byly použity dva různé režimy provozdušňování. V prvním reaktoru (mezofilní průběh) bylo provozdušňování řízeno koncentrací kyslíku (udržování koncentrace kyslíku mezi 16 a 20 % pomocí provozdušňovacích pulzů) až do dosažení teploty 45 °C. Poté řídicí zařízení PID (DRR245,

Pixys srl, Itálie) udržovalo teplotu ve střední vrstvě trvale blízko 45 °C snižováním a zvyšováním výkonu dmyhadla. V průběhu experimentů bohužel několikrát došlo k výpadkům sondy měření kyslíku, a tak bylo od určité fáze procesu provzdušňování změněno na pravidelné provzdušňovací pulzy o době trvání 60 sekund za 30 minut. Celkem byly uskutečněny tři platné cykly biosušení o délce trvání 150 hodin.

4.2.1.3 Průběžný monitoring procesu a analýza vzorků – čtvrtprovozní testy I

V průběhu procesu byly sledovány následující procesní parametry: teplota v reaktoru, teplota v laboratoři, vlhkost v laboratoři, koncentrace kyslíku v laboratoři, aktivita dmyhadla, průtok a spotřeba vzduchu.

Na začátku a na konci každého cyklu biosušení byly odebrány vzorky pro určení obsahu sušiny. Obsah sušiny byl stanoven gravimetricky po vysušení při teplotě 105 °C do konstantní hmotnosti.

4.2.2 Metodika provádění experimentů pro nalezení optimálního režimu provzdušňování – čtvrtprovozní testy biosušení II

4.2.2.1 Příprava substrátu pro čtvrtprovozní testy II

Odvodněný anaerobně stabilizovaný kal byl odebrán ze středně velké ČOV pro 30 000 ekvivalentních obyvatel (EO) ve středočeském kraji. Březová štěpka byla získána od místní lesnické společnosti. Každý reaktor byl naplněn 30 kg kalu smíchaného s dřevní štěpkou v hmotnostním poměru 5:2 (w/w). Hodnoty obsahu sušiny substrátu na vstupu jsou uvedeny v tabulce č. 5. Poměr míchání kalu a štěpky byl zvolen na základě předchozích výsledků popsanych v předchozí podkapitole. Pro otestování vlivu režimu provzdušnění na efektivitu sušení byly provedeny celkem čtyři cykly ve dvou reaktorech.

Tabulka č. 5 Obsah sušiny namíchaného substrátu před zahájením procesu, jedná se o průměr ze 4 vzorků a intervaly spolehlivosti na hladině významnosti 95%

Cyklus	Sušina – vstup (%)
VIII	37,64 ± 2,4
IX	50,69 ± 4,8
X	46,98 ± 2,0
XI	45,02 ± 4,5

4.2.2.2 Nastavení podmínek v reaktoru pro čtvrtprovozní testy II

Provozdušňování bylo automaticky řízeno pomocí stolního počítače a byly použity dva různé režimy provozdušňování. V prvním reaktoru R1 bylo provozdušňování řízeno koncentrací kyslíku (udržování koncentrace kyslíku mezi 16 a 20 % pomocí provozdušňovacích pulzů) až do dosažení teploty 45 °C. Poté řídicí zařízení PID (DRR245, Pixys srl, Itálie) udržovalo teplotu ve střední vrstvě trvale blízko 45 °C snižováním a zvyšováním výkonu dmyhadla. Mezní teplota byla nastavena podle poznatků Adani et al. (2002), aby bylo dosaženo maximálního vysychání substrátu. Ve druhém reaktoru R2 byly nastaveny konstantní intervaly provozdušňování. Dmyhadlo bylo zapínáno na 42 sekund každých 15 minut. Interval byl stanoven na základě předchozích pokusů, při nichž bylo dosaženo teplot nad 70 °C. Délka procesu byla nastavena na 15 dní.

4.2.2.3 Měření a analýza vzorků – čtvrtprovozní testy II

V průběhu procesu byly sledovány následující procesní parametry: teplota v reaktoru, teplota v laboratoři, vlhkost v laboratoři, koncentrace kyslíku v laboratoři, aktivita dmyhadla, průtok a spotřeba vzduchu, úbytek hmotnosti.

Na začátku a na konci každého cyklu biosušení byly odebrány vzorky pro určení obsahu sušiny a spalného tepla. V závěru čtvrtprovozních testů byl výstupní materiál z reaktoru R2 odeslán na detailní palivovou analýzu. Důvodem výběru výstupu z reaktoru R2 byly lepší výsledky z hlediska efektivity sušení – vyšší obsah sušiny.

Obsah vlhkosti vzorku pro palivovou zkoušku byl stanoven ČSN EN 15414-3, tj. vysušením vzorku v laboratorní sušárně do konstantní hmotnosti na dvě desetinná místa při teplotě 105±2 °C. Počet opakování u jednoho vzorku: 3.

Spalné teplo a výhřevnost byly stanoveny na Ústavu chemických procesů AV ČR, v. v. i. Spalné teplo vzorku bylo stanoveno kalorimetricky dle ČSN EN 15400. Měření bylo provedeno na přístroji IKA 200. Počet opakování u jednoho vzorku: 3. Výhřevnost byla vypočtena dle ČSN EN 15400. Pro úplnost je níže uvedena rovnice výpočtu výhřevnosti ze spalného tepla:

Stanovení obsahu C, H, N a S bylo uskutečněno na přístroji Flash EA 1112 v konfiguraci CHNS/O od firmy Thermo Fisher Scientific.

Detailní palivová analýza byla provedena na Ústavu chemických procesů AV ČR, v. v. i. Při této analýze byly vzorky předsušeny na rozložené plachtě ve skleníku po dobu cca 72 hodin. Předsušený vzorek byl rozemlet na střížném mlýně na frakci pod 4 mm a přesítován. Pro analýzu byla použita frakce 0,5 – 1,12 mm. Kvartací byl odebrán reprezentativní vzorek, který byl rozemlet na analytickou frakci (pod 0,2 mm) a vysušen při 105 °C do konstantní hmotnosti. Palivová analýza byla zaměřena zejména na emise při spalování. Pro tyto účely byl použit experimentální fluidní reaktor s hustou bublinovou fluidní vrstvou. Detailní popis jednotky je uveden v pracích Pohořelého et al. (2005) a Hartmana et al. (2005). Odběr vzorků pro on-line analýzu a off-line analýzu byl zabezpečen postupy uvedenými v Tabulce č. 6. Obsah plynných chloridů a fluoridů vyjádřených jako HCl a HF (respektive Cl⁻, F⁻) ve spalinách byl stanoven iontovou chromatografií na přístroji Dionex ICS-5000 po jejich absorpci v roztoku NaOH o koncentraci 0,1 mol·l⁻¹.

Tabulka č. 6 Odběr vzorků pro on-line a off-line analýzu

Odběr	Místo	Sledovaná látka	Přístroj/Norma	Max. rozsah
On-line	Spalinovod mezi cyklonem a chladičem	O ₂	Horiba PG350	0-25 % obj.
On-line		CO		0-5000 ppm
On-line		SO ₂		0-3000 ppm
On-line		NO _x		0-2500 ppm
On-line		CO ₂		0-30 % obj.
Off-line		TZL	ČSN EN 13 284-1	
Off-line		CL ⁻ (F ⁻)	ČSN EN 1911	
Off-line	Na komíně	N ₂ O	Uras14	0-400 ppm

^a v suchých spalinách bez započtení transportního plynu

Průběh a vykonání experimentu je stručně popsán v následujících bodech a provozní podmínky experimentu jsou uvedeny v tabulce č. 7.

Popis experimentu:

- Byl spuštěn průtok fluidačního (spalovacího) a transportního media.
- Byl nasypán materiál fluidní vrstvy (V = 650 ml).
- Aparatura byla vyhřáta na teplotu 450 °C.
- Byly zapojeny veškeré on-line záznamy.
- Byla provedena zkouška těsnosti aparatury a odběrových tras pomocí kyslíkového analyzátoru a U-trubice.
- Byl vypnut elektrický ohřev aparatury.
- Bylo zapnuto dávkování a proveden experiment.

- Během ustálených podmínek spalování (konstantní teploty přehřevu, fluidní vrstvy, freeboardu, horkého cyklonu a odběrového místa a konstantní obsah kyslíku ve spalinách) byl proveden odběr TZL, chloridů a fluoridů.
- Byl ukončen experiment, tj. bylo současně vypnuto dávkování a přepnuto spalovací medium na dusík.
- Byl snížen průtok dusíku (fluidačního a transportního), aby nedošlo k sekundárnímu otěru a transportu popelovin.
- V dusíkové atmosféře se vychladila aparatura.

Tabulka č. 7 Provozní podmínky spalovacího testu

Parametr	Hodnota
Materiál fluidní vrstvy	Křemenný písek
Spalovací medium	Vzduch
Průtok spalovacího media (m ³ /hod)	2,50
Průtok transportního plynu (m ³ /hod)	1,00
Průměrný obsah O ₂ ve spalinách ^a (obj. %)	8,72
λ (-)	1,71
Průměrná rychlost dávkování (g/h)	438
Průměrná teplota pod roštem (°C)	500
Průměrná teplota – fluidní vrstva (°C)	853
Průměrná teplota – freeboard (°C)	855
Průměrná teplota – horký cyklon (°C)	382
Průměrná teplota – odběr (°C)	218

4.2.3 Metodika provádění experimentů pro ověření účinnosti hygienizace a odstranění reziduální antibiotické aktivity a endokrinních disruptorů – čtvrtprovozní testy III

4.2.3.1 Příprava materiálu – čtvrtprovozní testy III

Odvodněný anaerobně stabilizovaný kal byl odebrán ze středně velké ČOV pro 30 000 ekvivalentních obyvatel (EO) ve středočeském kraji. Počáteční obsah sušiny v kalu byl 24,7 % (cyklus X) a 26,5 % (cyklus XI). Obě dávky kalu pro cykly X a XI pocházely ze stejné ČOV; dávky však byly odebrány nezávisle a mírně se lišily obsahem patogenů (viz níže). Březová štěpka byla získána od místní lesnické společnosti. Každý reaktor byl naplněn 30 kg kalu smíchaného s dřevní štěpkou v hmotnostním poměru 5:2 (w/w) v souladu s výsledky předchozích cyklů. Jednalo se o cykly X a XI z předchozí podkapitoly.

4.2.3.2 Nastavení podmínek v reaktoru – čtvrtprovozní testy III

Provzdušňování bylo automaticky řízeno pomocí stolního počítače a byly použity dva různé režimy provzdušňování. Podmínky byly nastaveny podle postupu v podkapitole 4.2.2. Interval byl stanoven na základě předchozích pokusů, při nichž bylo dosaženo teplot nad 70 °C (údaje nejsou uvedeny), aby byla zajištěna maximální možná eliminace patogenů. Dva cykly biosušení, X a XI, byly provedeny postupně, každý v délce 14 dní. Na konci každého experimentálního cyklu byla konečná spotřeba vzduchu v obou reaktorech téměř stejná.

4.2.3.3 Měření a analýza vzorků – čtvrtprovozní testy III

Na začátku a na konci každého cyklu byly odebrány vzorky pro hodnocení obsahu sušiny, reziduální inhibiční aktivity (která je indikátorem přítomnosti antibiotik), obsahu endokrinních disruptorů a mikrobiologické analýzy na základě kultivace. Během každého cyklu biosušení byly dále odebrány vzorky pro stanovení obsahu fosfolipidů mastných kyselin (PLFA) vždy z 6 míst reaktoru – 3 z horní a 3 ze spodní vrstvy.

Test antimikrobiální citlivosti (AST) je základní technikou v mnoha vědních oborech a je využíván výzkumníky v mnoha variantách (Ncube et al. (2008), Čvančarová et al. (2015)). Pro stanovení reziduální inhibiční aktivity v biologicky sušeném substrátu byla použita modifikovaná metoda. Princip spočívá v difúzi antibiotických látek ze vzorků kalů do pevného kultivačního média na Petriho misce (DEV Agar, Merck), které obsahuje spory citlivého bakteriálního kmene (*Bacillus subtilis*). Inaktivovaný vzorek (85 °C po dobu 2 min.

a ochlazený na pokojovou teplotu) byl smíchán se sterilní destilovanou vodou v poměru 1:1 (w/w), asepticky aplikován do otvoru (o průměru 1 cm) v pevném médiu a poté kultivován po dobu 24 hodin při 30 °C. Negativní kontrolou byl sterilizovaný kousek vaty smíchaný se sterilizovanou destilovanou vodou v poměru 1:1 (w/w). Po 24 hodinách bylo kultivační médium kolonizováno *Bacillus subtilis*, s výjimkou případů, kdy byly přítomny inhibiční sloučeniny; v těchto případech bylo možné pozorovat projasněné zóny v místech kolem testovaných vzorků. Pomocí posuvného měřítka byl změřen poloměr zóny a výsledek zaznamenán. AST byl zvolen záměrně jako nespecifický test vzhledem k vysoké variabilitě různých antibiotických sloučenin detekovatelných v čistírenských kalech.

Pro stanovení látek ze skupiny endokrinních disruptorů byla zvolena instrumentální analýza jednotlivých sloučenin. Analýzy byly provedeny v laboratoři environmentální biotechnologie Mikrobiologického ústavu AV ČR. Pomocí GC-MS (SCION SQ Bruker, USA) byly analyzovány látky 4-nonylfenol, 17 α -ethinylestradiol, estron, 17 β -estradiol, estriol, bisfenol-A a irgasan. Extrakce byla provedena pomocí zrychleného extraktoru rozpouštědel ASE 200 (Dionex, Francie). Vzorky ASE byly připraveny navážením 1 g materiálu, který byl předtím lyofilizován a homogenizován pomocí 3 cyklů při teplotě 150 °C a tlaku 10,34 MPa ethylacetátem. Vzorky byly zkoncentrovány pomocí proudu dusíku, přečištěny pomocí gelové permeační chromatografie (GPC gel BioBeads S-X12; Chromservis, Česká republika), trimethylsilylovány (pomocí BSTFA; 60 °C; 30 min) a analyzovány pomocí GC-MS (Křesinová a kol., 2012). Separace směsi EDC byla provedena pomocí kolony Rxi-5ms (30 m x 0,25 μ m, 0,25 mm ID; Restek, USA). Jako nosný plyn bylo použito helium 5,0 s konstantním průtokem 1 ml min⁻¹. Injektor byl provozován v režimu split/splitless s dobou splitless 1 min. Teplota injektoru byla 240 °C a teploty zdroje EI, přenosové linky a rozdělovače byly 250, 280 a 50 °C. Teplotní program GC pece začal při 60 °C (po dobu 1 min), poté se zahřál na 120 °C při 25 °C min⁻¹ a nakonec se zahřál na 240 °C při 2,5 °C min⁻¹, kde se teplota udržovala izotermicky po dobu 28 min. Hmotnostní spektra byla zaznamenána při 3 skenováních min⁻¹ při dopadu elektronů 70 eV. Pro kvantitativní analýzu byl použit režim monitorování vybraných iontů (SIM), založený na nejhojnějších iontech (Křesinová et al., 2018).

Stanovení celkového obsahu koliformních bakterií, *E. coli*, enterokoků a termotolerantních koliformních bakterií a bakterií rodu *Salmonella sp.* bylo provedeno podle českých národních norem ČSN EN ISO 9308-1, ČSN EN ISO 7899-2 a ČSN EN ISO 6579.

Vzorky biologicky sušeného substrátu pro PLFA byly lyofilizovány a extrahovány ve třech opakováních pomocí směsi chloroformu, metanolu a fosfátového pufru (1:2:0,8; v/v/v). Extrakty byly podrobeny mírné alkalické metanolýze, jak je popsáno v Sampedro et al. (2009) a analyzovány pomocí tandemové plynové chromatografie s hmotnostní spektrometrií (GC-MS; 450-GC, 240-MS Varian, Walnut Creek, CA, USA). Houbová biomasa byla kvantifikována na základě obsahu 18:2 ω 6,9; bakteriální biomasa byla kvantifikována jako suma i14:0, i15:0, a15:0, 16:1 ω 9, 16:1 ω 7, 10Me-16:0, i17:0, a17:0, cy17:0, 17:0, 10Me-17:0, 10Me-18:0 a cy19:0; aktinobakterie byly stanoveny na základě 10Me-17: 0, 10Me-16:0 a 10Me-18:0; grampozitivní (G+) bakterie byly kvantifikovány jako součet i14:0, i15:0, a15:0, i16:0, i17:0 a a17:0; a gramnegativní (G-) bakterie byly kvantifikovány jako součet 16:1w7, 16:1w5, 18:1w7, cy19:0 a cy17:0 (Stella et al. , 2015).

4.2.4 Metodika provádění experimentů – poloprovozní testy

4.2.4.1 Příprava materiálu – poloprovozní testy

Odvodněný, anaerobně stabilizovaný kal byl smíchán s březovou štěpkou pomocí nakladače Komatsu v objemovém poměru 1:1,5 (kal:štěpka). Objemový poměr 1:1,5 podle empirického zjištění odpovídal hmotnostnímu poměru 5:2, který byl v předchozí práci experimentálně ověřen jako optimální. Vzniklá směs o objemu 1 m³ byla pomocí vysokozdvizného vozíku umístěna do horní komory reaktoru R1. Kvůli změně v konzistenci dřevěné štěpky během skladování bylo dosaženo odlišného vstupního obsahu sušiny v obou experimentech, přestože byla dodržena stejná receptura a vstupní obsah sušiny obou složek byl přibližně stejný (viz tabulka č. 8).

Tabulka č. 8 Vlastnosti substrátu v experimentálních bězích poloprovozního reaktoru, u hodnot se znaménkem \pm se jedná o směrodatné odchylky a průměr ze 3 vzorků

Cyklus	Sušina – kal (%)	Sušina – štěpka (%)	Sušina – vstup (%)
XII	21,6	68,2	39,1 \pm 3,2
XIII	22,3	69,5	51,3 \pm 4,6

Před uzavřením reaktoru byl materiál zakryt rašlovými vaky naplněnými slámou pro zachycení kondenzované vody. Vaky byly pravidelně měněny dvakrát týdně. Byly provedeny dva experimentální cykly XII a XIII za použití stejného experimentálního zařízení. Při sušení směsi v horní komoře reaktoru R1 byla ve spodní reaktorové komoře R2 vysušena šarže

z předchozího experimentálního cyklu o stejné receptuře. Po přibližně jednom měsíci (27 dnech) procesu byl materiál ze spodní reaktorové komory odstraněn a materiál z horní reaktorové komory byl přemístěn do spodní otevřením dna horní reaktorové komory. První stupeň byl poté naplněn čerstvou směsí pro další experimentální cyklus. Po zahájení kompostovacího procesu v horní reaktorové komoře mělo docházet k dodatečnému dosušení materiálu ve spodní reaktorové komoře externím vzduchem, který byl ohříván ve výměníku metabolickým teplem vznikajícím v horní komoře. Jedna dávka materiálu byla takto sušena po dobu přibližně 54 dnů během dvoustupňového procesu. Po přemístění materiálu experimentálního cyklu XIII z horní do spodní komory byla do horní komory umístěna další směs o stejné receptuře, takže materiál z cyklu XIII mohl být sušen ve druhé fázi za podobných podmínek jako v procesu XII.

4.2.4.2 Nastavení podmínek v reaktoru – poloprovozní testy

Režim provzdušňování byl nastaven tak, že čerpadlo nasávající vzduch skrz materiál v reaktoru se zapínalo každých 15 minut na 120 s, dokud proces kompostování v horní reaktorové komoře nedosáhl termofilní fáze. Poté byl proces řízen zapínáním a vypínáním čerpadla, aby se udržela termofilní fáze po dobu alespoň jednoho týdne. Během této doby byla snaha regulovat teplotu v reaktoru v rozmezí 45-50 °C. Po zaznamenání poklesu aktivity termofilních mikroorganismů byla horní komora reaktoru intenzivně provzdušňována, aby se maximalizoval přenos vlhkosti na konci termofilní fáze. Provzdušnění bylo dále nastaveno tak, aby byla udržována teplota směsi kolem 45 °C. Teplotní limit byl stanoven podle Adani et al. (2002), aby bylo dosaženo maximálního vysušení substrátu. Navíc udržování nižší teploty během termofilní fáze kompostování může vést k vyšší účinnosti biodegradace organických polutantů, jako např. Antizar-Ladislao et al. (2007 a 2008) pozorovali u polycyklických aromatických uhlovodíků.

Přídavné dmychadlo spodní komory bylo spínáno ručně, aby se teplota ve střední části dolní komory reaktoru udržela v rozmezí 30-40 °C.

4.2.4.3 Měření a analýza vzorků – poloprovozní testy

V každém segmentu (spodní a horní komora) byla měřena teplota ve spodní, střední a horní vrstvě (pomocí teploměru Papouch THT2), spotřeba vzduchu a rychlost proudění vzduchu (pomocí Membránového plynového průtokoměru ELSTER BK G4 a elektronického počítadla pulzů INZ 61). Všechny parametry byly zaznamenávány v 5 s intervalech.

Vzorky pro stanovení obsahu sušiny, spalného tepla, obsahu mikropolutantů ze skupiny tzv. produktů osobní péče (PPCPs z angl. Pharmaceutical and Personal Care Products) a rizikových látek dle aktuální české legislativy včetně obsahu vybraných skupin patogenů, byly odebírány v triplicátech na začátku, na konci každého pokusu a během přemísťování upravovaného materiálu z horního až spodního segmentu reaktoru. Vzorky pro analýzu PLFA byly odebrány šestkrát během každého experimentálního cyklu, vždy po pěti vzorcích. Prvních pět vzorkovacích cyklů pokrývá vývoj mikrobiální diverzity v horním segmentu během prvního měsíce procesu. Šesté vzorkování představuje výstupní hodnoty ve spodním segmentu.

Obsah koliformních bakterií, *E. coli*, enterokoků a termotolerantních koliformních bakterií byl stanoven v akreditované laboratoři firmy DEKONTA, a.s. (Dřetovice) podle českých národních norem ČSN EN ISO 9308-1, ČSN EN ISO 7899-2 a ČSN EN ISO 6579.

Ostatní rizikové látky v rozsahu vyhlášky č. 437/2016 Sb., o podmínkách využívání kalů na zemědělské půdě (později nahrazena vyhláškou č. 273/2021 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady) tzn. As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, halogenované organické sloučeniny, polychlorované bifenyly (suma kongenerů 28+52+101+118+138+153+180), polycyklické aromatické uhlovodíky (suma antracenu, benzo(a)antracenu, benzo(b)fluoranthenu, benzo(k)fluoranthenu, benzo(a)pyrenu, benzo(ghi)perylenu, fenantrenu, fluoranthenu, chrysenu, indeno(1,2,3-cd)pyrenu, naftalenu a pyrenu) byly stanoveny podle norem vyjmenovaných ve vyhlášce. Stanovení proběhlo v akreditované laboratoři firmy DEKONTA, a.s. (Ústí nad Labem).

Obsah látek ze skupiny PPCPs (atenolol, diklofenak, gabapentin, hydrochlorothiazid, chlorhexidin, ibuprofen, karbamazepin, ketoprofen, kofein, metoprolol, naproxen, paracetamol, sacharin, sulfamethazin, sulfamethaxazol, sulfanilamid, sulfapyridin, tramadol, triclosan) byl stanoven ve třech opakováních pomocí kapalinové chromatografie a tandemové hmotnostní spektrometrie (LC-MS/MS). K analýze byl použit LC systém Agilent 1260 Infinity II spřažený s hmotnostním spektrometrem Agilent 6470 LC/TQ vybaveným iontovým zdrojem Agilent Jet Stream s elektrosprejem (Agilent Technologies, Santa Clara, CA, USA). Podrobný popis metody je k dispozici v Moško et al. (2021). Koncentrace mikropolutantů ze skupiny PPCPs byla stanovena na pracovišti Mikrobiologického ústavu AV ČR v laboratoři environmentální biotechnologie.

Stanovení spalného tepla vzorků (předem umletých a homogenizovaných) bylo provedeno na pracovišti Ústavu chemických procesů AV ČR pomocí automatického kalorimetru IKA C2000 s ručním plněním vody a kyslíku. Jednotka pracovala v isoperibolickém režimu. Stanovení bylo provedeno podle normy ČSN ISO 1928. Znamé množství vzorku bylo spáleno v kyslíkové atmosféře o tlaku 3 MPa v kalorimetrické bombě. Měření bylo provedeno vždy v triplikátech.

Výhřevnost byla vypočtena ze spalného tepla podle normy ČSN EN ISO 18125 pomocí rovnice č. 1.

$$Q_{p,net,m} = \{q_{v,gr,d} - 212w(H)_d - 0.8[w(O)_d + w(N)_d]\} \times (1 - 0.01M) - 24.43M \quad [1]$$

kde

$q_{p,net,m}$ je výhřevnost biopaliva při konstantním tlaku s obsahem vody M (J/g)

$q_{v,gr,d}$ je spalné teplo při konstantním objemu bezvodého paliva (J/g)

$w(H)_d$ je obsah vodíku v bezvodém biopalivu (%)

$w(O)_d$ je obsah kyslíku v bezvodém biopalivu (%)

$w(N)_d$ je obsah dusíku v bezvodém biopalivu (%)

M je obsah vody, pro který je požadován výsledek (%)

Jako obsah H byla zadána hodnota 5,36 %, která byla stanovena pomocí přístroje Flash EA 1112 v konfiguraci CHNS/O (Thermo Fisher Scientific). Obsah O a N byl při tomto výpočtu zanedbán.

Vzorky pro analýzu PLFA byly lyofilizovány a extrahovány v triplikátech za použití směsi chloroformu, methanolu a fosfátového pufru (1:2:0,8; v/v/v). Extrakty byly podrobeny mírné alkalické methanolýze, jak je popsáno v Sampedro et al. (2009) a analyzovány tandemovou plynovou chromatografií-hmotnostní spektrometrií (GC-MS; 450-GC, 240-MS Varian, Walnut Creek, CA, USA). Biomasa hub byla kvantifikována na základě obsahu 18:2 ω 6,9, bakteriální biomasa byla kvantifikována jako součet i14:0, i15:0, a15:0, 16:1 ω 9, 16:1 ω 7, 10Me-16:0, i17:0, a17:0, cy17:0, 17:0, 10Me-17:0, 10Me-18:0 a cy19:0, Actinobacteria byly stanoveny na základě 10Me-17:0, 10Me-16:0 a 10Me-18:0, grampozitivní (G+) bakterie byly kvantifikovány jako součet i14:0, i15:0, a15:0, i16:0, i17:0 a a17:0 a gramnegativních (G-) bakterií jako součet 16:1 ω 7, 16:1 ω 5, 18:1 ω 7, cy19:0 a cy17:0

(Stella et al., 2015). Analýzy PLFA byly provedeny v laboratoři environmentální biotechnologie Mikrobiologického ústavu AV ČR.

4.3 Statistická analýza

V případě porovnání pouze dvou hodnot, zejména vstupních a výstupních hodnot sušin, spalného tepla nebo výhřevnosti byla pro statistické vyhodnocení zvolena metoda jednoduchých T-testů provedená v programu Microsoft Excel na hladině významnosti 95 %.

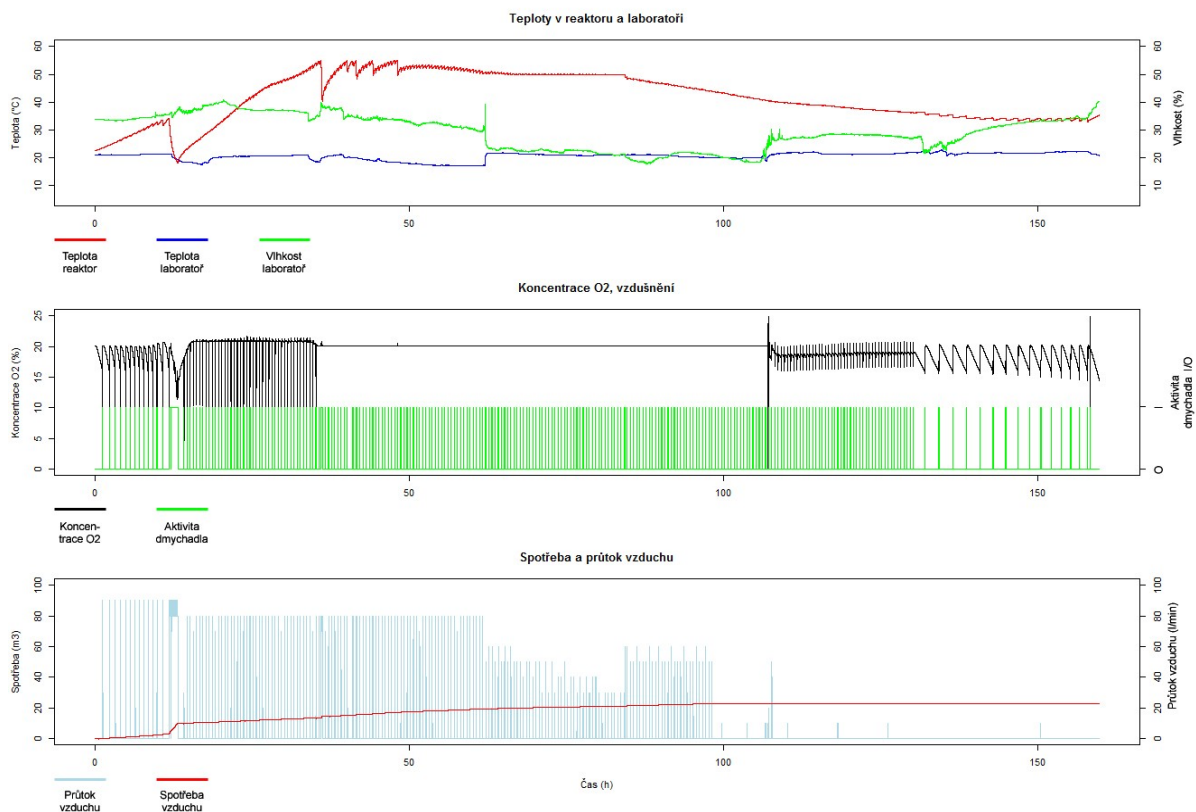
Vliv různých teplotních profilů na sledované parametry byl vyhodnocen pomocí jednocestné analýzy ANOVA a post hoc Tukeyho testu v programu STATISTICA verze 13.3.

5. Výsledky a diskuse

5.1 Výsledky – Optimální poměr vylehčovacího materiálu – čtvrtprovozní testy I

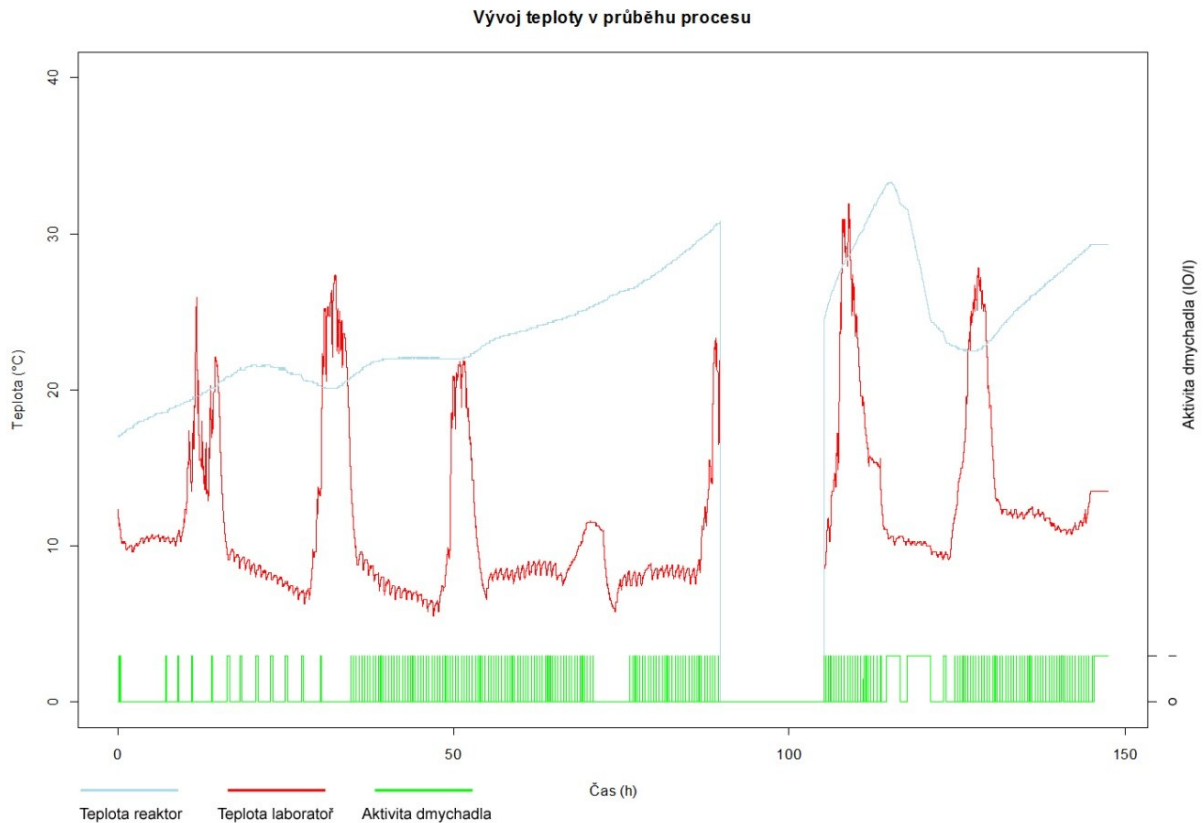
První cykly čtvrtprovozního reaktoru biosušení byly prováděny za účelem otestování funkce reaktoru a nalezení vhodného poměru kalu a štěpky. Sledovanými indikátory pro určení optimálního poměru štěpky byl obsah sušiny na konci procesu a teploty dosažené během procesu.

V cyklu I při poměru míchání kalu a štěpky 5:1 došlo k rychlému vzestupu teploty v reaktoru až do termofilní fáze, které bylo dosaženo po 32 hodinách. Maximální dosažená teplota v cyklu I byla 55°C. Termofilní fáze byla udržena po dobu 41 hodin. Poté začala teplota klesat do mezofilní fáze až po 150 hodinách klesla na 30°C. Viz obr. č. 5. Teplotní průběh procesu byl podobný jako v obdobných pracích, kde byly sušeny čistírenské kaly – viz kapitolu 2.3 část o čistírenských kalech. Na konci procesu bylo dosaženo obsahu sušiny $44,7 \pm 3$ % z původních 32 ± 8 %. Podobných výsledků dosáhli Villegas a Huiliñir (2014a). Celkový objem prošlého vzduchu byl 22,9 m³. Viz. tabulka č. 9.



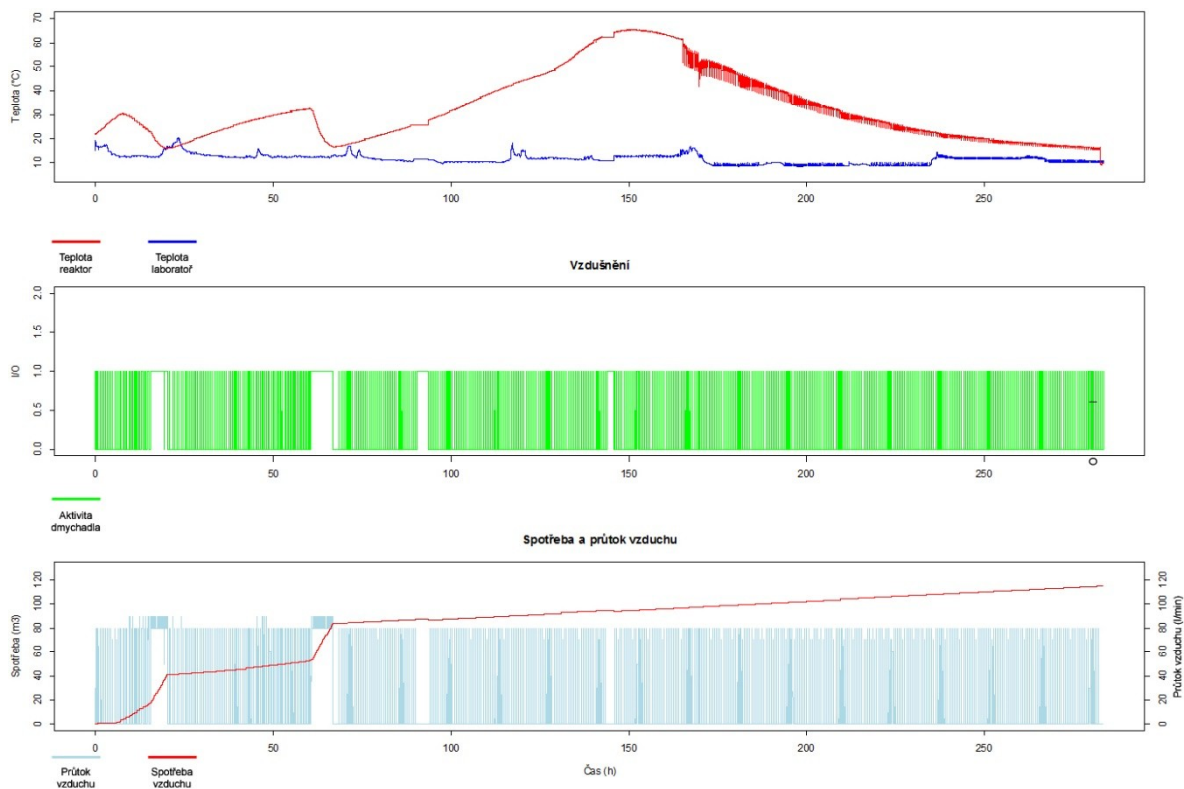
Obr. č. 5 Vývoj sledovaných parametrů v průběhu pilotního cyklu I čtvrtprovozního reaktoru (poměr kal/štěpka 5:1). O resp. I u aktivity dmychadla znamená vypnuto, resp. zapnuto.

V cyklu II při poměru míchání kalu a štěpky 5:2,5 vůbec nebylo dosaženo termofilní fáze. Po celou dobu procesu teplota nepřekročila 35°C. Viz obr. č. 6. Obsah sušiny zůstal prakticky stejný jako na začátku procesu – počáteční hodnota 49,5±2 %, konečná hodnota 49,4±1 %. Celkový objem prošlého vzduchu byl 69 m³. Viz tabulku č. 9. Popsaný stav byl pravděpodobně způsoben vysokým poměrem přidání březové dřevní štěpky, která obsahuje více hůře rozložitelných organických látek. Při zvolené míře provzdušnění se tedy proces vůbec nenastartoval. Podobné výsledky ukazují i Li et al. (2015a) při sušení digestátu z bioplynové stanice zpracovávající čistírenské kaly. V této práci rovněž nebyl proces biosušení nastartován v případě, že nebylo přidáno dostatečné množství snadno rozložitelných organických látek.



Obr. č. 6 Vývoj sledovaných parametrů v průběhu pilotního cyklu II čtvrtprovozního reaktoru (poměr kal/štěpka 5:2,5). 0 resp. 1 u aktivity dmychadla znamená vypnuto, resp. zapnuto.

Při cyklu III byl pozorován pomalejší nárůst teploty. Termofilní fáze bylo dosaženo až po 130 hodinách od spuštění testu. Z tohoto důvodu byla doba trvání cyklu prodloužena. Maximální dosažená teplota byla 65,2°C. Následně byl pozorován postupný pokles teploty až na úroveň teploty v laboratoři. Tento pokles trval 12 dní. Viz obr. č. 7. Obsah sušiny stoupl z původních 50,2±3 % na 82,3±2 %. Obdobných výsledků míry vysušení dosáhli při sušení čistírenských kalů i Zhao et al. (2012), Zhang et al. (2015), Hao et al. (2018), Hao a Jhang (2019), Yu et al. (2023). Celkový objem prošlého vzduchu byl 115,2 m³. Viz tabulku č. 9. Vyšší míra vysušení může být v případě tohoto cyklu dosažena i z důvodu celkově delšího času sušení a vyššího objemu prošlého vzduchu. To potvrzují i výsledky Navaee-Ardeh et al. 2010, kteří pozorovali vyšší míru vysušení při delší době zdržení substrátu v reaktoru. Zde je ovšem nutno podotknout, že delší doby zdržení mohlo být dosaženo pouze díky vyšším dosaženým teplotám po delší dobu, což je pro míru vysušení klíčový parametr, jak ostatně uvádí i Ma a Zhang (2016), Zhang et al. (2018a).



Obr. č. 7 Vývoj sledovaných parametrů v průběhu pilotního cyklu III čtvrtprovozního reaktoru (poměr kal/štěpka 5:2). O resp. I u aktivity dmyhadla znamená vypnuto, resp. zapnuto.

Jak je možné vidět z tabulky č. 9 nejvyšší míry vysušení bylo dosaženo při použití poměru štěpka:kal 5:2. Tento poměr byl následně využíván v dalších experimentech.

Tabulka č. 9: Výsledky měření obsahu sušiny na výstupu z procesu, jedná o směrodatné odchylky a průměr ze 3 vzorků

Vstupní a výstupní hodnoty sušiny zakládky.

	Sušina Výstup (%)
Cyklus I	44,7±3
Cyklus II	49,4±1
Cyklus III	82,3±2

5.2 Výsledky – Efektivita sušení v závislosti na režimu provzdušňování – čtvrtprovozní testy II

Nejdůležitějším provozním parametrem procesu biosušení je režim a intenzita provzdušnění. Na tomto parametru závisí míra odstranění vody, rozklad organické složky substrátu a také celková energetická bilance celého procesu (Adani et al. (2002), Velis et al. (2009)). Tato část práce byla zaměřena na optimalizaci režimu provzdušňování pro směs čistírenských kalů s dřevní štěpkou.

V Tabulce č. 10 jsou uvedeny hodnoty maximálních dosažených teplot pro čtyři provedené experimentální cykly. Podle očekávání byl zjištěn rozdíl maximálních dosažených teplot pro zkoumané režimy provzdušnění.

Tabulka č. 10 Maximální dosažené teploty v jednotlivých vrstvách reaktorů R1 a R2

Cyklus	Spodní R1(°C)	Střední R1(°C)	Horní R1(°C)	Spodní R2 (°C)	Střední R2(°C)	Horní R2(°C)
VII	46,8	43,6	53,9	63,6	70,8	70,9
VIII	46,9	48,8	55,7	66,8	69,3	70,5
IX	46,8	43,6	53,9	63,6	70,8	70,9
X	45,1	44,4	48,1	55,5	62,6	65
XI	53,3	45,5	53,1	54,9	62,6	65

Tabulka č. 11 ukazuje změnu obsahu sušiny před a po cyklu biosušení pro reaktory 1 a 2. V případě cyklu VII došlo sice k malé nicméně na hladině významnosti 95% signifikantní změně obsahu sušiny. V cyklu IX jsou naměřené výsledky a intervaly spolehlivosti pro sušiny na výstupu natolik velké, že tento cyklus nelze použít pro hodnocení změny sušiny. V cyklu X nedošlo v případě reaktoru 1 k signifikantní změně výhřevnost na hladině významnosti 95 %. V případě reaktoru 2 pak ano. V cyklu XI byla naměřena nejvyšší změna obsahu sušiny. V případě obou reaktorů byla změna signifikantní na hladině významnosti 95 % oproti vstupní sušině. Změna obsahu vstupní sušiny byla cca 15 %. Podobných výsledků dosáhli i Villegas a Huiliñir (2014a), Cai et al. (2015), Cai et al. (2016), Cai et al. (2017), Cai et al. (2018b), Liu et al. (2018a), Liu et al. (2018b), Wang et al. (2020). Z pohledu porovnání signifikantních změn tedy podával lepší výsledky reaktor 2, kde bylo nastaveno fixní řízení

provzdušnění. Při porovnání obsahu sušiny na konci procesu u obou reaktorů došlo k signifikantnímu rozdílu na hladině významnosti 95 % pouze v případě cyklu VIII. Zde byla zaznamenána vyšší změna sušiny v případě reaktoru 2. Jako efektivnější z hlediska zvyšování obsahu sušiny byl tedy vyhodnocen proces s fixním řízením provzdušnění. Výsledky jsou v souladu s prací Maia et al. (2023), kteří pozorovali lepší výsledky z hlediska odstranění obsahu vody při přerušovaném provzdušnění nežli při provzdušňování kontinuálním, kterému se režim řízený podle teploty a koncentrace kyslíku svým charakterem přibližuje.

Tabulka č. 11 Výsledky měření obsahu sušiny na vstupu a výstupu z procesu pro reaktory R1 a R2 pro cykly VIII – XI, jedná se o průměr ze 4 vzorků a intervaly spolehlivosti na hladině významnosti 95%

Cyklus	Sušina vstup (%)	Sušina výstup R1 (%)	Sušina výstup R2 (%)
VIII	37,6 ± 2,4	41,8 ± 0,8	44,9 ± 0,4
IX	50,7 ± 4,8	43,9 ± 10,2	51,3 ± 12,1
X	47,0 ± 2,0	52,7 ± 5,4	56,7 ± 4,5
XI	45,0 ± 4,5	60,0 ± 7,3	59,4 ± 3,9

V Tabulce č. 12 jsou uvedeny změny spalného tepla sušeného substrátu před a po proběhnutí procesu v reaktorech 1 a 2. Výsledky ukazují, že v případě obou reaktorů nedošlo k signifikantní změně spalného tepla před a po proběhnutí procesu při hladině významnosti 95 %. To ukazuje, že i přes značný rozdíl v dosažené maximální teplotě v případě obou režimů řízení nedošlo k významnému rozložení organické složky odpadu. To je pozitivní výsledek z hlediska udržení celkového energetického obsahu sušeného substrátu, a tedy i z palivářského pohledu. Tento výsledek je v rámci prací zabývajících se biosušením čistírenského kalu spíše neobvyklý. Prakticky všechny citované práce ukazují pokles prchavých organických látek nebo přímo i spalného tepla.

Tabulka č. 12 Výsledky měření spalného tepla na vstupu a výstupu z procesu pro reaktory R1 a R2 pro cykly VIII – XI, u posledního řádku jedná se o průměr ze 4 předchozích řádků a intervaly spolehlivosti na hladině významnosti 95%

Cyklus	Spalné teplo vstup (MJ/kg)	Spalné teplo výstup R1 (MJ/kg)	Spalné teplo výstup R2 (MJ/kg)
VIII	16,5	16,5	17,5
IX	18	17,5	17,7
X	18,4	18,2	17,7
XI	18,6	18,4	18,0
Průměrná hodnota ze všech cyklů	17,9 ± 0,8	17,7 ± 0,7	17,7 ± 0,2

V tabulce č. 13 jsou uvedeny změny výhřevnosti před a po proběhnutí procesu pro reaktory 1 a 2. Výsledky ukazují, že na hladině významnosti 95 % nedošlo k ani v jednom z obou případů k signifikantní změně výhřevnosti. To bylo způsobeno pravděpodobně malým měřítkem reaktorů. Zajímavé je, že většina citovaných prací, které se zabývaly sušením čistírenských kalů zmiňuje pouze změny obsahu vody, a nikoliv změny výhřevnosti. např. Winkler et al. (2013), Cai et al. (2016), Cai et al. (2018a), Cai et al. (2018b), Liu et al. (2019), Zhang et al. (2018b), Wang et al. (2020), Yu et al. (2023) a naopak zmiňuje jako účel procesu i přípravu hnojiva, rekultivačního substrátu nebo stabilizaci kalu před uložením na skládku. Winkler et al. (2013) jako jedni z mála autorů uvádějí i úroveň dosažené výhřevnosti – 7,7 – 10,4 MJ/t. Do tohoto intervalu spadá i většina výsledků z cyklů provedených v této práci.

Z hlediska porovnání obou režimů z hlediska efektivity zvyšování výhřevnosti rovněž nebyl pozorován signifikantní rozdíl na hladině významnosti 95 %. V průměru nicméně lepší výsledky podal reaktor 2 s fixním režimem provzdušnění.

Tabulka č. 13 Výsledky měření výhřevnosti na vstupu a výstupu z procesu pro reaktory R1 a R2 pro cykly VIII – XI, u posledního řádku jedná se o průměr ze 4 předchozích řádků a intervaly spolehlivosti na hladině významnosti 95%

Cyklus	Výhřevnost vstup (MJ/kg)	Výhřevnost výstup R1 (MJ/kg)	Výhřevnost výstup R2 (MJ/kg)
VIII	4,80	5,81	6,67
IX	7,87	6,51	7,79
X	7,43	8,31	8,68
XI	7,18	9,65	9,32
Průměr ze všech cyklů	6,82 ± 1,17	7,57 ± 1,48	8,12 ± 0,98

Tabulka č. 14 ukazuje výsledky měření emisí při spalování výsledného paliva z reaktoru, kde docházelo k periodickému provzdušňování. Výsledky ukazují, že pokud by toto palivo mělo být spalováno samotné v zařízení, které by muselo splňovat podmínky pro spalovny odpadů podle vyhlášky č. 415/2012 Sb., o přípustné úrovni znečišťování ovzduší, byly by limity významně překročeny. Stejný výsledek je možné pozorovat i v případě cementářských pecí a ostatních stacionárních zařízení spoluspalujících odpad společně s palivem. V posledním případě se emisní limity stanovují individuálně na základě výpočtu založeného na objemu spalin pocházejícího ze splovaného paliva a odpadu. Z toho tedy vyplývá, že při spalování pouze paliva tohoto typu pravděpodobně nepůjde dosáhnout zmiňovaných emisních limitů výhradně primárními opatřeními (suchá aditivní metoda odsíření + dehalogenace, stupňovitý přívod vzduchu, selektivní nekatalytická redukce apod.) v kotelní části zařízení a optimalizací provozních podmínek (přebytek vzduchu, teplota apod.), ale bude nutné navrhnout komplexní čistící trať. K situaci, že by palivo tohoto typu bylo spalováno ve 100 % dodávaného množství však v praxi v podstatě nedochází. Naměřený výsledek tedy takto připravené palivo nediskvalifikuje z používání. Toto palivo je tedy vhodné spalovat ve směsi s jinými palivy tak, aby bylo dosaženo splnění zmiňovaných emisních limitů, přičemž technolog zařízení musí mít na vědomí, že toto palivo může zvyšovat výsledné emise příslušných látek a podle toho musí upravit složení palivové směsi.

V případě cementáren byla možnost spalování kalů v cementárně konzultována se společností CEMEX. Z jednání v cementárně CEMEX v Prachovicích dne 5. 9. 2018, kterého se zúčastnili RNDr. Petra Innemanová, Ph.D. (PřF UK, DEKONTA, a.s.), Michal Plodík (ECOWASTE ENERGY) a Ing. Milena Slepíčková (CEMEX) vyplynulo, že palivo na bázi směsi kalů z ČOV a dřevní štěpky je pro provoz cementárny výhodné nejen z hlediska úspory emisních povolenek. Při výhřevnosti cca 10 MJ/kg může toto palivo sloužit jako vhodný doplněk extrémně výhřevného tuhého alternativního paliva (TAP) na bázi odpadních plastů, které způsobuje přehřívání rotační pece a negativně tak ovlivňuje provoz cementárny vzhledem k vyšší produkci NO_x.

V případě ostatních stacionárních zařízení spalujících odpad otevřela cestu ke spalování tohoto typu paliva nově vydaná vyhláška č. 169/2023 Sb., o stanovení podmínek, při jejichž splnění přestává být tuhé palivo z odpadu odpadem. Tato vyhláška umožňuje zařízením s výkonem větším než 20 MW spalovat palivo vyrobené z odpadu pod emisními limity pro spalování odpadu, aniž by musela disponovat povolením k provozu zařízení pro nakládání s odpady. Spektrum takových zařízení v ČR je poměrně široké stejně jako možnosti pro využití tohoto paliva. Ve srovnání např. s hnědým uhlím (výhřevnost od 10,2 MJ/kg) toto palivo není příliš energeticky zajímavé (Ministerstvo průmyslu a obchodu, 2015). Další zlepšení výhřevnosti nicméně lze předpokládat při škálování experimentu.

Tabulka č. 14 Průměrné emise a konverze prvků do spalin během ustáleného chodu spalovacího experimentu

Sledovaná látka	Emise ^a (mg/m ³)	Emisní limit – spalovny ^{a,b} (mg/m ³)	Emisní limit – cementárny ^{a,c} (mg/m ³)	Emisní limit – ostatní stac. Zdr. ^{a,d} (mg/m ³)
CO	2107	50	-	-
SO ₂	1085	50	50	150
NO _x	654	200	500	150
N ₂ O	60,3	-	-	-
TZL	226	10	30	10
HCl	6,68	10	10	-
HF	0,7	1	1	-

^a průměrná koncentrace ve spalinách; přepočítáno na suché spaliny, 0°C, 101 kPa, ref. Obsah O₂ = 11 obj. %; bez započtení transportního plynu

^b specifické limity pro spalovny odpadu dle vyhlášky č. 415/2012 Sb., o přípustné úrovni znečištění ovzduší, příloha č. 4 část 1, bod 1, tabulka 1.1

^c specifické limity pro cementářské pece spoluspalující odpad dle vyhlášky č. 415/2012 Sb., o přípustné úrovni znečištění ovzduší, příloha č. 4, část 1, bod 2, tabulka 2.1

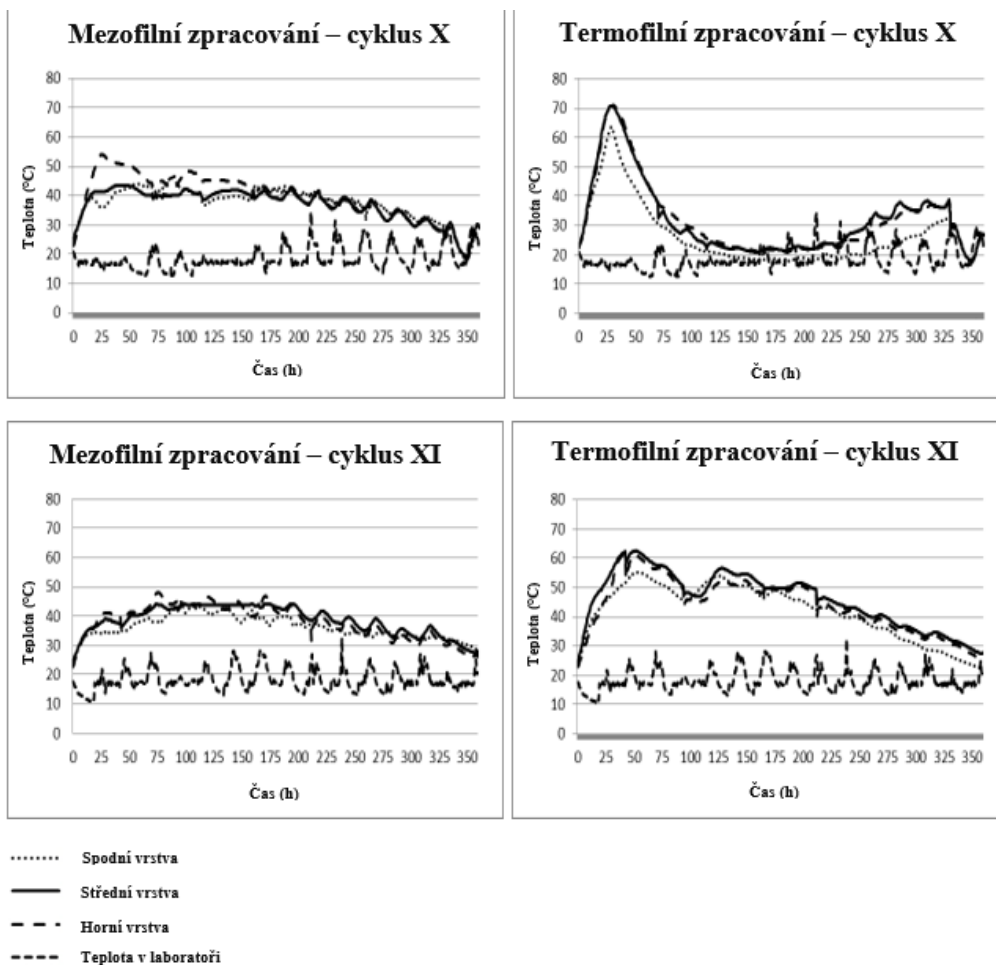
^d specifické limity pro ostatní stacionární zařízení spoluspalující odpad společně s palivem dle vyhlášky č. 415/2012 Sb., o přípustné úrovni znečištění ovzduší, příloha č. 4, část 1, bod 1, tabulka 2.2.2.2 – výkon and 300 MW – nejpřísnější limity

5.3 Výsledky – Účinnost hygienizace, odstranění residuálních inhibičních látek a mikropolutantů – čtvrtprovozní testy III

Cílem této části práce bylo posoudit, zda lze biosušení odvodněného, anaerobně stabilizovaného kalu považovat za možný proces předúpravy před použitím kalu jako hnojiva v zemědělství. V této části byl zkoumán vliv dvou různých teplotních úprav používaných v reaktorech na eliminaci vybraných patogenů a xenobiotik z odvodněného čistírenského kalu ze středně velké ČOV. Jeden z teplotních režimů byl nastaven tak, aby byla zachována pouze mezofilní fáze kompostovacího procesu (dále jen „mezofilní zpracování“), zatímco druhý dosahoval plného teplotního profilu kompostování, včetně termofilní fáze (dále jen „termofilní zpracování“). Pozornost byla věnována detekci vybraných endokrinně disruptivních látek detekovatelných v kalu a reziduální inhibiční aktivitě související s přítomností antibiotik v sušeném materiálu. Pro posouzení změn v mikrobiální diverzitě byla zvolena metoda stanovení obsahu PLFA charakteristických pro určité skupiny mikroorganismů, jako jsou bakterie, G+ a G- bakterie, aktinobakterie nebo houby. Výsledky stanovení PLFA během čtvrtprovozních testů jsou předmětem diplomové práce Stránská (2019).

5.3.1 Vývoj teploty v reaktorech a režim provzdušňování během čtvrtprovozních testů III

Na obr. č. 8 je jasně patrný zřetelný rozdíl mezi průběhem teploty v mezofilním a termofilním zpracování. Velmi podobné trendy byly pozorovány u dvou nezávislých experimentálních cyklů X a XI. Průběh teploty během experimentálního cyklu byl však méně předvídatelný v případě termofilního zpracování s pevným režimem provzdušňování, zejména pokud jde o udržení dosažené teploty po delší dobu. Teplotní maxima pro mezofilní a termofilní zpracování byla 53,9 °C, resp. 70,9 °C v cyklu X a 48,1 °C, resp. 62,6 °C v cyklu XI. Po 14 dnech procesu se směs uvnitř reaktorů ochladila na teplotu okolí. Tyto výsledky potvrzují výsledky Adani et al. (2002) a Rada, Ragazzi (2012), kteří pozorovali podobný průběh procesu v reaktorové komoře o podobném objemu.

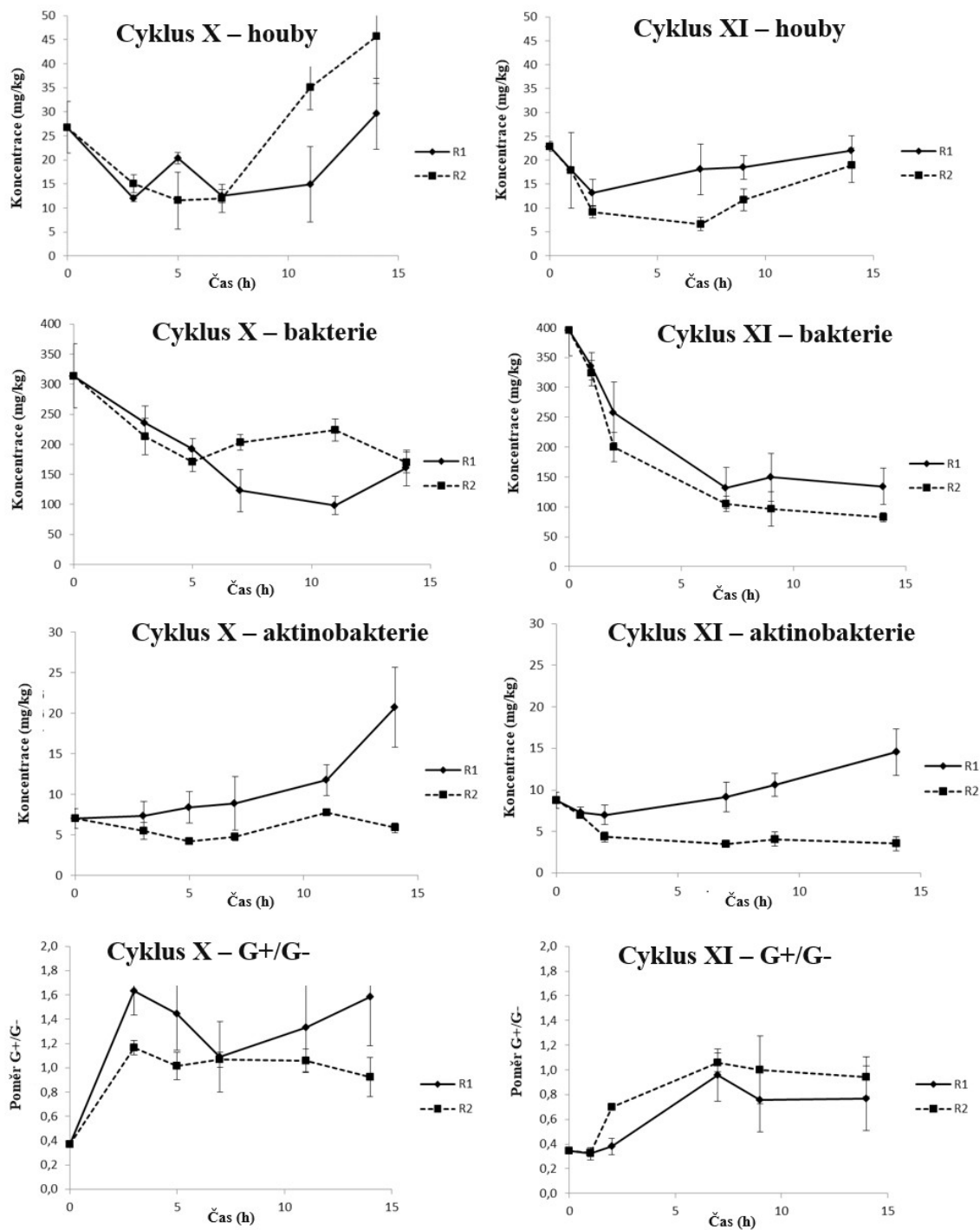


Obr. č. 8 Změny teploty ve třech vrstvách reaktoru během biosušení kalu s různými režimy provzdušňování (mezofilní zpracování a termofilní zpracování) ve dvou nezávislých experimentálních cyklech (X a XI)

5.3.2 Výsledky analýzy PLFA během čtvrtprovozních testů III

Detailním zmapováním vývoje mikrobiální biomasy pomocí PLFA se zabývá diplomová práce Stránská (2019). V následujícím textu jsou uvedeny pouze výsledky, které byly dosaženy u experimentálních cyklů, během nichž byla navíc monitorován obsah vybraných mikropolutantů (včetně endokrinních disruptorů) a reziduální inhibiční aktivita a jsou popsány v publikaci Pilnáček et al. (2019).

Obr. č. 9 ukazuje změny koncentrací (průměr ze 6 vzorků) PLFA vztahujících se k houbám, bakteriím, poměru G+/G- a aktinobakteriím během mezofilního a termofilního zpracování během experimentálních cyklů X a XI.



Obr. č. 9 Změny mikrobiální biomasy specifických skupin v reaktorech R1 (mezofilní úprava) a R2 (termofilní úprava) během experimentálních cyklů X a XI odhadnuté pomocí analýzy PLFA (G+: grampozitivní bakterie, G-: gramnegativní bakterie).

Podle očekávání zvýšená teplota zjevně ovlivnila mikrobiální populaci v reaktorech. Zatímco klesající trend houbové biomasy vedl v cyklu X v druhé polovině experimentu k jejímu rychlému opětovnému nárůstu, koncentrace bakteriálních PLFA zůstala ve sledovaném

časovém období snižená. Mezi mezofilním a termofilním zpracováním nebyly pozorovány žádné významné rozdíly. Podobný opětovný výskyt hub v post termofilní fázi byl dokumentován i v jiných pracích (Amir et al., 2010, Herrmann, Shann, 1997, Klamer a Bååth, 1998, Ryckeboer et al., 2003, Cai et al., 2017, Liu et al., 2019). Podle očekávání se poměr G+/G- během každého experimentálního cyklu zvyšoval. Podobný rostoucí trend poměru G+/G- během termofilní fáze kompostování byl popsán také dříve (Antizar-Ladislao et al., 2008) a lze jej vysvětlit růstem termofilních organismů tvořených převážně grampozitivními aktinobakteriemi a bacily (Antizar-Ladislao et al., 2007). Podobné výsledky ukazuje i Li et al. (2015a), Liu et al. (2018a), Ma et al. (2019), Yu et al. (2023). Na druhou stranu byl zaznamenán významný rozdíl ($p < 0,01$) mezi mezofilním a termofilním zpracováním, pokud jde o vývoj biomasy aktinobakterií v obou experimentálních cyklech. Zatímco vyšší teploty dosažené při termofilním zpracování v cyklech X a XI vedly k mírnému poklesu nebo stagnaci biomasy aktinobakterií, při mezofilním zpracování byl pozorován výrazný nárůst této mikrobiální skupiny (teplotní maxima 54 °C a 48 °C v cyklech X a XI). Po velmi krátké termofilní fázi (rychlá regulace na nižší teploty, tj. mezofilní zpracování) Aktinobakterie zřejmě uspěly v konkurenčním prostředí. Podobné výsledky ukazují i další práce. Teplotní optimum pro růst aktinobakterií při kompostování je přibližně 40 °C, a proto jsou preferovány mezofilní podmínky (Herrmann a Shann, 1997).

5.3.3 Hygienizační účinek, rozklad vybraných mikropolutantů a reziduální inhibiční aktivita během čtvrtprovozních testů

Hlavním předmětem této části práce bylo hodnocení míry biodegradace vybraných mikropolutantů ze skupiny PPCPs, hygienizační potenciál studovaného procesu a obsah antibiotik hodnocený jako reziduální inhibiční aktivita substrátu. Výsledky mikrobiologických analýz na základě kultivačních metod jsou uvedeny v tabulce 15. Sledovány byly čtyři skupiny bakterií. *E. coli* a enterokoky, které jsou podle české legislativy považovány za hlavní indikátorové organismy fekálního znečištění. Je zřejmé, že zvýšené teploty dosažené v obou reaktorech během procesu biosušení vedly k určité hygienizaci zpracovávaného materiálu. Tento efekt je běžně využíván v kompostářské praxi (Pourcher et al., 2005). Insam et al. (2007) popisuje, že pro hygienizaci je důležitá nejen teplota během termofilní fáze kompostování, ale také přítomnost velmi specifické mikroflóry, v níž dominují aktinobakterie, které rovněž produkují látky s antibiotickým účinkem. Po ukončení obou experimentálních cyklů byl zaznamenán očekávaný pokles koncentrace všech sledovaných skupin bakterií. Nicméně nebyl pozorován žádný rozdíl v účinnosti hygienizace mezi dvěma použitými

režimy provzdušňování. Koncentrace hlavního indikátorového organismu *E. coli* klesla pod mez detekce z počátečních hodnot $1,6 \times 10^3$ CFU/g a $8,3 \times 10^3$ CFU/g v cyklu X. Podobný výsledek byl zaznamenán u enterokoků v případě cyklu XI s počáteční koncentrací $6,5 \times 10^3$ CFU/g. Výstup z procesu tak splňuje požadavky české legislativy na využití na zemědělské půdě.

Tabulka č. 15 Přítomnost patogenů ve vstupních a výstupních materiálech. - směrodatné odchylky (průměr ze 3 vzorků). X a XI představují dva nezávislé experimentální cykly

Materiál	Koliformní bakterie	<i>E.coli</i>	Enterokoky	Termotolerantní koliformní bakterie
	(CFU/g)	(CFU/g)	(CFU/g)	(CFU/g)
X-vstup	$6.1 \times 10^3 \pm 1.1 \times 10^3$	$1.6 \times 10^3 \pm 8.1 \times 10^3$	$8 \cdot 10^4 \pm 1.7 \times 10^4$	$1.7 \times 10^3 \pm 8 \times 10^3$
X-výstup R1	5.3±9.2	< m.d.	10±7.2	< m.d.
X-výstup R2	16.7±15.3	< m.d.	12.7±18.6	< m.d.
XI-vstup	$5.0 \times 10^3 \pm 0.2 \times 10^3$	$8.3 \times 10^3 \pm 0.8 \times 10^3$	$6.5 \times 10^3 \pm 1.4 \times 10^3$	$1.2 \times 10^4 \pm 0.1 \times 10^4$
XI-výstup R1	< m.d.	< m.d.	< m.d.	< m.d.
XI-výstup R2	< m.d.	< m.d.	< m.d.	< m.d.

m.d. mez detekce použité metody

Přítomnost Salmonella sp. nebyla v kalu použitým během experimentů zjištěna

Tabulka č. 16 shrnuje parametry, jejichž analýza není podle české legislativy vyžadována. U eliminace reziduální inhibiční aktivity nebyl pozorován žádný rozdíl mezi účinností mezofilního a termofilního zpracování. 14 dní procesu biosušení vedlo k úplné eliminaci reziduální inhibiční aktivity detekovatelné použitou metodou AST (viz tabulka č. 16). To potvrzuje práce Kima et al. (2012) a Shi et al. (2016), které ukazují, že degradace antibiotik nemusí být ve všech případech závislá na teplotě.

Mezi sedmi analyzovanými endokrinními disruptory byly v počáteční směsi kalu a vylehčovacího materiálu detekovatelné pouze bisfenol-A a irgasan. Vyšší degradační účinnosti sledovaných látek během procesu biosušení byly pozorovány po mezofilním

zpracování, při kterém bylo v obou cyklech dosaženo nižších maximálních teplot než u termofilního zpracování. Rychlosti odstraňování bisfenolu-A byly obecně vyšší než u irgasanu (triclosan), který je jako antimikrobiální látka obecně odolnější vůči mikrobiálnímu rozkladu (Cabana et al., 2007). Zejména v případě termofilního zpracování nebylo pozorováno žádné významné odstranění irgasanu v žádném z experimentálních cyklů. Na druhé straně byla pozorována vysoká rychlost odstraňování bisfenolu-A, zejména v reaktoru R1. Podobně Antizar-Ladislao et al. (2007 a 2008) popsali, že vyšší teploty, zejména nad 70 °C, vedly k nižší účinnosti biodegradace kompostování PAU. Podle Barnabé et al. (2009) je rozklad endokrinních disruptorů způsoben činností mikroorganismů. Nicméně nebyly pozorovány žádné významné rozdíly v poměrech PLFA u hub, G+/G- bakterií a bakterií v mezofilní a termofilní úpravě. To tedy nevysvětluje různé rychlosti eliminace endokrinních disruptorů. Jak bylo uvedeno výše, významný rozdíl byl pozorován v případě PLFA odpovídající biomase aktinobakterií. Rozdíl v rychlosti odstraňování mezi mezofilním a termofilním zpracováním lze tedy vysvětlit vyšší početností aktinobakterií během druhé poloviny procesu. To by mohlo souviset s účinnější degradací endokrinních disruptorů při mezofilním zpracováním než při termofilním (viz tabulka č. 16). Biodegradace irgasanu a bisfenolu-A čistými izoláty různých druhů rodu *Actinobacteria* je obecně možná a již byla popsána např. *Mycobacterium vaccae* degraduje irgasan (Lee a Chu, 2013) a *Streptomyces sp.* Degraduje bisphenol A (Kang a Kondo, 2004). Presentované výsledky naznačují, že aktinobakterie by pravděpodobně mohly hrát podstatnou roli v biodegradaci vybraných endokrinních disruptorů do dvou týdnů od procesu biosušení. Podobné výsledky ukazuje i Hanč et al. (2024). Řízení teplotního profilu směrem k nižší teplotě dosažené během termofilní fáze (pomocí regulace provzdušňování) vedlo k vytvoření vhodnějšího prostředí pro aktinobakterie a tím pravděpodobně k vyšší účinnosti odstraňování irgasanu a bisphenolu A. Výsledky ukazují, že podobný trend lze očekávat u biodegradace dalších mikropolutantů, včetně endokrinních disruptorů, tj. látek vyskytujících se ve velmi nízkých počátečních koncentracích. Tyto rozdíly jsou významné i přesto, že proces trval pouhé dva týdny.

Tabulka č. 16 Antibiotická aktivita a koncentrace detekovatelných endokrinních disruptorů ve vstupních a výstupních vzorcích (ATB: antibiotika, ED: endokrinní disruptory, IRG: irgasan, BPA: bisfenol-A). Hodnoty v závorkách znamenají směrodatné odchylky (průměr ze 3 vzorků). X a XI znamenají dva nezávislé experimentální cykly. Indexy a, b a c označují statisticky homogenní skupiny ($p < 0,05$)

Parametry	ATB aktivita	BPA	BPA pokles	IRG	IRG pokles
	(mm)*	(ng/g)	(%)	(ng/g)	(%)
X-vstup	4,0±0,1	736,4±7 ^a	-	717,0±120,5 ^a	-
X-výstup R1	0	155,0±30,3 ^b	79,0	397,0±81,1 ^b	44,7
X-výstup R2	0	338,0±66,6 ^b	54,0	871,0±125,7 ^a	0
XI-vstup	3,7±0,6	1429,0±320,2 ^a	-	1077,0±44,6 ^a	-
XI-výstup R1	0	167,0 ±87,4 ^b	88,3	564,0±165,1 ^b	47,7
XI-výstup R2	0	570,0±90,4 ^c	60,1	868,0±111,8 ^a	0

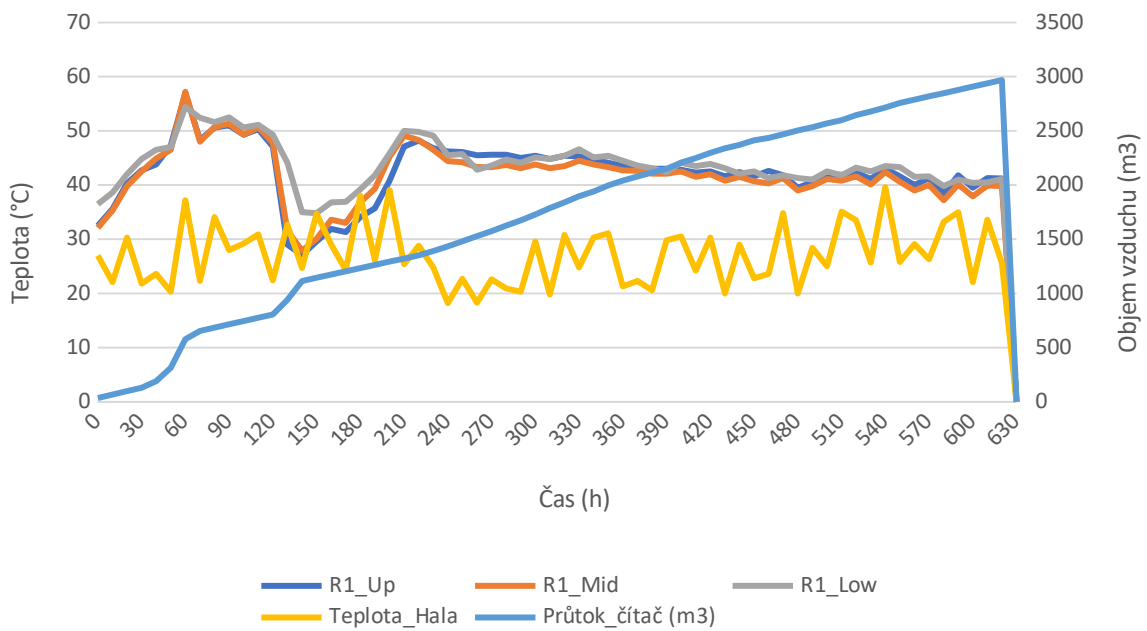
* velikost čisté zóny na agarové misce v mm

5.4 Výsledky poloprovozních testů

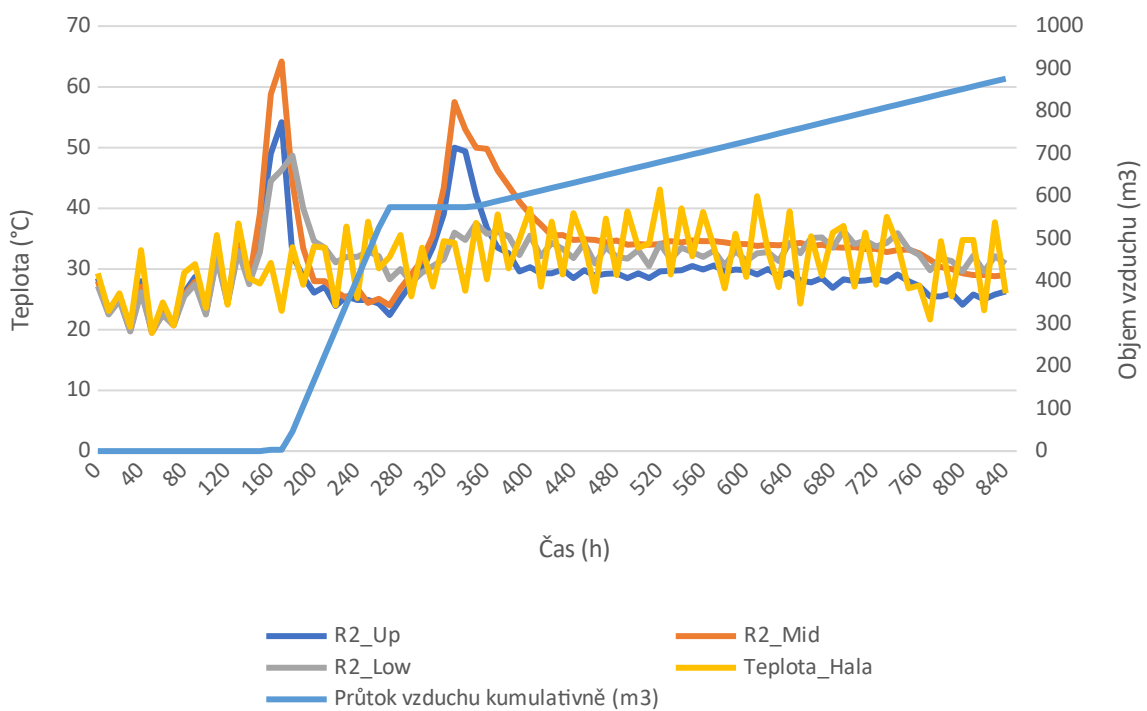
5.4.1 Vývoj teplot během poloprovozních testů

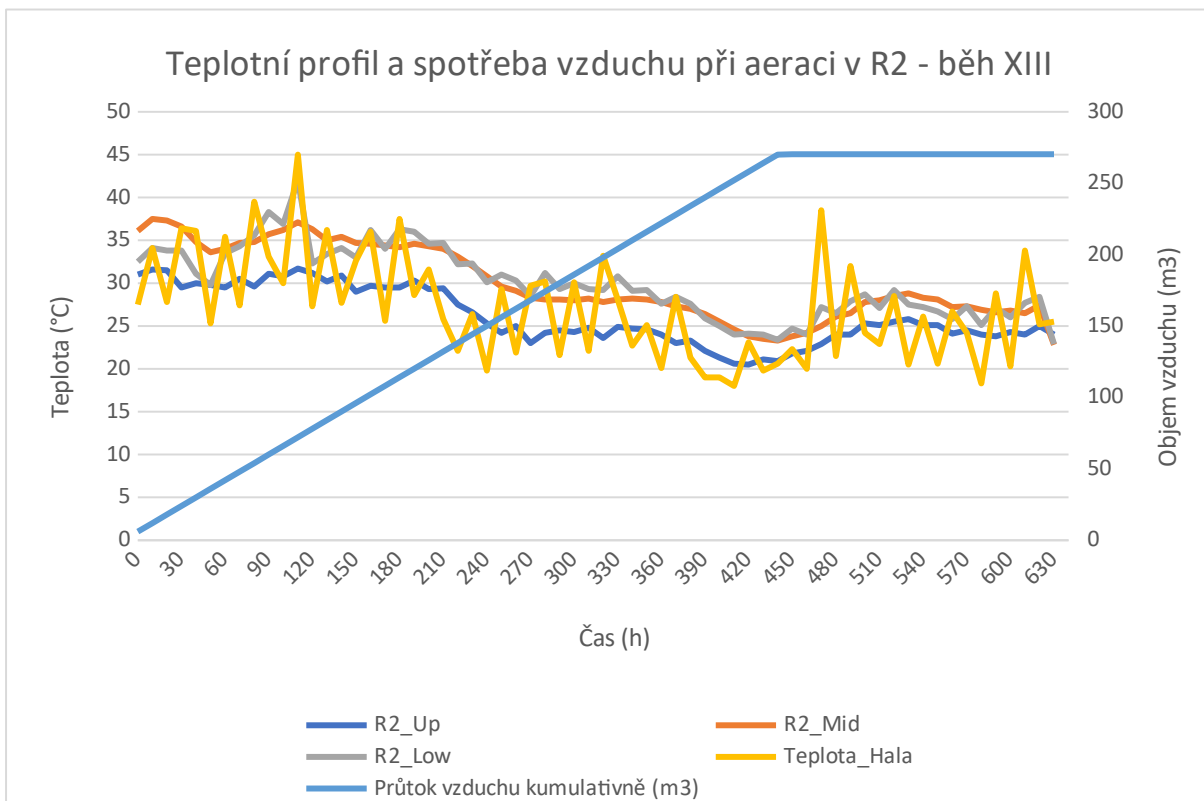
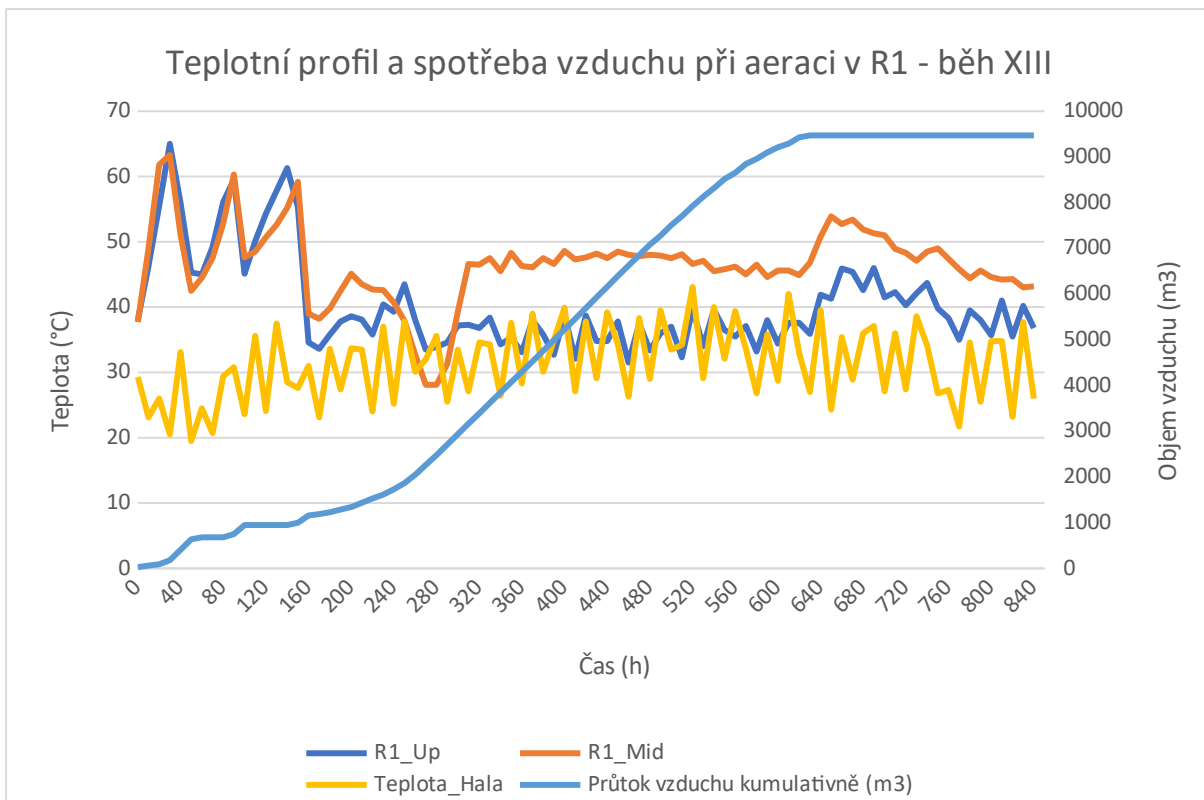
Navzdory shodné receptuře při míchání vstupního materiálu a stejnému způsobu regulace průchodu vzduchu v obou pokusech byl průběh procesu biosušení v každém pokusu odlišný. V obou cyklech byl použit kal ze stejné čistírny odpadních vod (pouze odebraný v jinou dobu), ale s velmi podobným obsahem sušiny. Dřevní štěrka byla odebrána ze stejné zásobní hromady, ale rozdíl v době skladování v délce jednoho měsíce zřejmě ovlivnil její kvalitu, pravděpodobně měrnou hmotnost. To může být důvodem, proč se při smíchání kalu a dřevní štěrky, jejichž obsah sušiny byl v běžích XII a XIII ve stejném objemovém poměru velmi podobný, výsledná směs tolik liší v obsahu vody. Z obr. č. 10 je patrné, že průběh teplotní křivky je odlišný. Zatímco při cyklu XII bylo maximálně dosaženo teploty 64,2 °C, při pokusu XIII byl pozorován prudký nástup termofilní fáze, takže došlo ke zvýšení intenzity provzdušňování. Odstranění vody při biologickém sušení je dáno několika faktory. Přednostně odstraňována tzv. volná voda. Záznam teploty (obr. č. 10) ukazuje, že v obou pokusech XII i XIII se teplota ve fázi R1 udržovala nad 40 °C téměř po celou dobu trvání cyklu. Při překročení této teploty dochází k většímu uvolňování volné vody a zároveň byl v literatuře popsán pokles obsahu tzv. vázané vody při zvýšení teploty z 50 °C na 60 °C (Cai et al., 2016). Vázaná voda (původně fixovaná uvnitř biomasy), kterou nelze odstranit během předchozího mechanického kroku odvodnění kalu (Chen et al., 2002), představuje komplikaci pro biosušení, zejména u tohoto konkrétního materiálu. Během procesu je také určité množství vody generováno, což má také vliv na celkový stupeň sušení. Jedná se o generování vody v důsledku mikrobiálního metabolismu a vlhkosti dodávané prouděním vzduchu (Cai et al., 2012). Tato kombinace faktorů spolu s proměnlivým složením vstupní směsi bez ohledu na dodržení receptury míchání směsi (jak je patrné ze zkoušek XII a XIII) vede k obtížné předvídatelnosti průběhu procesu biosušení ve větším měřítku, a proto je s výhodou před každou plně-provozní realizací zajistit studii proveditelnosti, podle které je následně možné vhodně nastavit procesní parametry.

Průběh teploty a objemu prošlého vzduchu v horní reaktorové komoře - běh XII



Teplotní profil a spotřeba vzduchu při aeraci - běh XII - R2





Obr. č. 10 Záznam průběhu teploty ze třech profilech reaktorové komory R1 a R2 během experimentálních cyklů XI a XIII a spotřeby vzduchu pro aeraci. V komoře R1 došlo během

cyklu XIII k výpadku čidla ve spodní části komory, proto je v grafu uveden pouze teplotní záznam ze dvou zbývajících čidel.

5.4.2 Efektivita sušení během poloprovozních testů

Výsledky stanovení obsahu sušiny ($n=5$), spalného tepla ($n=3$) a vypočtené výhřevnosti ve vstupní směsi a na výstupu horní reaktorové komory a spodní reaktorové komory jsou uvedeny v tabulce č. 17, 18 a 19. Rozdílný průběh teplotní křivky u cyklů XII a XIII vedl ke dvěma rozdílným scénářům sušení kalu, a tedy k rozdílné míře odstranění vlhkosti u obou zkoušek. Počáteční obsah vody se v případě cyklu XII pohybuje v doporučeném rozmezí 50–70 %, které bylo zjištěno Yang et. Al. (2013) pro biologické sušení kalu smíchaného s pilinami a dále Villegas, a Huiliñir (2014a), Yang a Jangh (2015), Yuan et al. (2018a) pro další substráty. V případě cyklu XIII se obsah vody na začátku procesu nachází mírně mimo toto rozmezí, nicméně průběh procesu biosušení tím zřejmě není limitován (Colomer-Mendoza et al., 2012). Jak je patrné z tabulky č. 17, 18 a 19 nejvyšší dosažený obsah sušiny ($79,9 \pm 1,4$ %) a výhřevnosti byla pozorována v horní komoře u cyklu XIII. Největší míra odstranění vlhkosti však byla pozorována u cyklu A, kdy rozdíl mezi vstupním a výstupním obsahem sušiny v horní komoře činil 30,8 %. Po přesunu vysušeného materiálu do spodní komory a dalším měsíci trvání procesu se konečný obsah sušiny navíc zvýšil na konečných 74,7 %. Podobných výsledků dosahuje na provozní lince i Zhang et al. (2015).

Winkler et al. (2013) popisují ve své práci plně-provozní linku na sušení čistírenských kalů pocházejících zejména z čistíren komunálních odpadních vod. Na lince je běžně dosahováno hodnoty sušiny 67 % a výhřevnosti 7 700–10 400 MJ/t. Již vstupní hodnota výhřevnosti u cyklu XIII se blíží tomuto rozmezí, což je zřejmě způsobeno vyšším podílem štěpky, jak bylo popsáno dříve. Lepší distribuce vzduchu a nižší tlaková ztráta v případě cyklu XIII vedla k rychlému startu termofilní fáze a tím odlišnému teplotnímu profilu v horní reaktorové komoře. Souvisí to ale s mnohem vyšší spotřebou vzduchu, která je oproti cyklu XII přibližně trojnásobná. Vyšší obsah sušiny na vstupu do procesu proto není ekonomicky příliš výhodný, požadovaného výsledku lze dosáhnout i s nižším vstupním obsahem sušiny a nižší spotřebou vzduchu. V cyklu XII se naopak podařilo dosáhnout teplotního profilu, který pomohl udržet dostatečně dlouhou dobu teplotu v rozmezí 40–50 °C, což koresponduje s výsledky Adani et al. (2002) a jeho doporučenou teplotou v reaktoru 45°C. Jako málo opodstatněné se jeví využití druhého stupně – spodní reaktorové komory – pro dosušení substrátu s využitím metabolického tepla z horní reaktorové komory. Zejména u cyklu XIII se projevila slabina

tohoto uspořádání, kdy naopak došlo k opětovnému zvlhčení materiálu. Přestože vzduch, který je ve spirále výměníku tepla přiváděn do spodní reaktorové komory nepřichází do styku s čerstvým (a tedy vlhkým) materiálem v horní reaktorové komoře, v tomto uspořádání není možné zajistit hermetické oddělení obou komor. Druhý stupeň dosoušení je z toho důvodu vhodnější vynechat, využít pro jiný způsob úpravy (např. vermikompostování) nebo zvolit uspořádání vedle sebe, nikoliv pod sebou.

Po senzorické stránce výsledný materiál z obou pokusů odpovídal vysušené směsi kompostu a nerozložené dřevní štěpky. Takový materiál lze přímo použít jako palivo nebo bezpečně skladovat před další manipulací. Je také vhodný k prosévání, pokud se uvažuje o použití vysušených kalů na zemědělské půdě. Nerozložená dřevní štěpka pak může být recyklována v procesu biosušení. Jak uvádí Ma et al. (2019), opětovné použití biologicky nerozložitelných nebo obtížně rozložitelných objemových materiálů by mohlo zlepšit ekonomiku celého procesu.

Z tabulky č. 18 jsou patrné signifikantní rozdíly mezi spalným teplem na vstupu do procesu a spalným teplem na výstupu z horní reaktorové komory. To potvrzuje, že v horní reaktorové komoře docházelo k intenzivnějšímu rozkladu organické složky substrátu. Pokles spalného tepla po proběhnutí procesu ve spodní reaktorové komoře již není signifikantní v případě cyklu XII. V případě cyklu XIII došlo dokonce k nárůstu. To lze spíše ale přikládat chybě měření. K výraznějšímu poklesu spalného tepla došlo v případě cyklu A. To lze vysvětlit tím, že se teplota ve všech vrstvách držela po delší dobu v termofilním režimu a docházelo k intenzivnějšímu rozkladu organické složky. Snížení obsahu organické složky bylo nicméně ve výsledném zvýšení výhřevnosti zcela převáženo efektem snížení obsahu vody. Podobné výsledky ukazuje i Yuan et al. (2019). Z hlediska změny výhřevnosti došlo k signifikantním změnám v případě obou cyklů. Jak již bylo zmíněno zvýšení výhřevnosti koresponduje se snížením obsahu vody. V případě výstupu z dolní komory v cyklu XIII tak došlo vlivem opětovného zvlhčení materiálu k snížení výhřevnosti. To naznačuje, že pro přípravu paliva by mohlo být dostačující provádět proces pouze v jednostupňovém uspořádání. Z hlediska výhřevnosti lze výstupní produkt přirovnat k méně kvalitnímu hnědému uhlí (Ministerstvo průmyslu a obchodu, 2015) a lze jej tedy považovat za použitelný. Z palivářského hlediska je tedy proces biosušení zajímavý.

Tabulka č. 17 Obsah sušiny na vstupu a výstupu z poloprovozního reaktoru pro cykly XII a XIII, jedná se o průměry ze 3 hodnot a směrodatné odchylky

Experimentální cyklus	Sušina – vstup (%)	Sušina – výstup horní komora (%)	Sušina – výstup spodní komora (%)
Cyklus XII	39,1 ± 3,2	69,9±6,8	74,65±2,5
Cyklus XIII	51,3 ± 3,6	79,9±1,4	73,6±3

Tabulka č. 18 Spalné teplo na vstupu a výstupu z poloprovozního reaktoru pro cykly XII a XIII, jedná se o průměry ze 3 hodnot a směrodatné odchylky

Experimentální cyklus	Spalné teplo – vstup (MJ/kg)	Spalné teplo – výstup horní komora (MJ/kg)	Spalné teplo – výstup spodní komora (MJ/kg)
Cyklus XII	18,1 ± 0,2	16,1 ± 0,1	15,8 ± 0,2
Cyklus XIII	16,9 ± 0,3	15,4 ± 0,1	16,6 ± 0,2

Tabulka č. 19 Výhřevnost na vstupu a výstupu z poloprovozního reaktoru pro cykly XII a XIII, jedná se o průměry ze 3 hodnot a směrodatné odchylky

Experimentální cyklus	Výhřevnost – vstup (MJ/kg)	Výhřevnost – výstup horní komora (MJ/kg)	Výhřevnost – výstup spodní komora (MJ/kg)
Cyklus XII	6,0±0,1	9,9±0,2	10,5±0,1
Cyklus XIII	7,4±0,1	11,0±0,1	10,8±0,1

5.4.3 Vývoj koncentrace rizikových látek během poloprovozních testů

Metoda biosušení kalů může být využita nejen k produkci paliva, ale také biologicky stabilizovaného substrátu, který je využitelný například v zemědělství (Cai et al., 2016) nebo při rekultivaci kontaminovaných míst, případně jako překryv skládky odpadů (Cai et al., 2018b). Z toho důvodu je důležité znát také obsah rizikových látek, které by mohly být tímto způsobem zaneseny do životního prostředí.

Seznam sledovaných nebezpečných látek vychází z požadavků české legislativy pro aplikaci kalů na zemědělské půdě (Ministerstvo životního prostředí, 2021). Výsledná koncentrace je součtem dvou protichůdných jevů. Za prvé ředění kalu přídavkem vylehčujícího materiálu, jako je v tomto případě štěpka a za druhé postupné snižování hmotnosti směsi v důsledku částečné mineralizace organické hmoty při kompostování. Z hlediska následné použitelnosti upraveného kalu na zemědělské půdě je však zásadní koncentrace rizikových látek na výstupu z procesu (Innemanová et al., 2022). Legislativní limit je uveden v posledním sloupci tabulky č. 20. Zvláštní pozornost je třeba věnovat těžkým kovům, protože během biosušení mohou být tyto látky v sušeném substrátu zakonzentrovány (Yang et al., 2017).

Jak je patrné z tabulky č. 20, tyto limity byly splněny jak pro vstupní materiál, tak pro výstup z první fáze procesu – horní reaktorové komory. Obsah kontaminantů na vstupu do reaktoru byl měřen před namícháním kalů se štěpkou, aby bylo předejito pochybnostem o záměru splnění limitů vyhlášky pouhým naředěním nekontaminovaným materiálem. Výsledky ukazují, že efekt ředění převládl nad efektem zakonzentrování kontaminantů popsaným výše.

Tabulka č. 20 Obsahy kontaminantů podle vyhlášky č. 273/2021 Sb., o využívání kalů na zemědělské půdě před a po proběhnutí procesu. V případě, že je uvedena směrodatná odchylka, jedná se o průměrnou hodnotu měření 3 vzorků, u ostatních nedopatřením došlo pouze k odběru 1 vzorku

Parametr (mg/kg)	Experimentální cyklus XII			Experimentální cyklus XIII			Limit – vyhláška
	Vstup	Výstu p HK	Výstup DK	Vstup	Výstup HK	Výstup DK	
As	4,5±0,8	3,24	2,3±0,1	7,4	3,6±0,2	4,5±0,2	30
Cd	5,1±0,1	3,9	3,0±0,0	3,2	1,8±0,2	20,0±0,1	5
Cr	46,8±1,9	32	38,05±1,3	46,9	27,75±1,2	28,75±0,8	200
Cu	305,7±8,1	179	157,0±2,8	264	146,0±12,7	183,5±4,9	500
Hg	1,1±0,3	0,6	0,7±0,3	1,1	0,6±0,4	0,7±0,2	4
Ni	33,1±1,5	23,3	24,95±0,1	30,8	17,55±0,4	20,55±0,8	100
Pb	31,9±2,4	25	20,05±0,8	34,3	19,55±1,9	22,0±0,1	200
Zn	1481,3±37,8	1150	1000,5±0,7	1250	756,5±61,5	781,5±26,2	2500
AOX	309,3±17,2	91	205,5±12,0	160	178,5±0,7	226,5±113,8	500
∑ 12 PAU	2,0±0,5	0,3	0,3±0,0	0,4	0,4±0,0	1,1±0,2	10
∑ 7 PCB	0,1±0,03	<0,03	0,04±0,01	<0,03	<0,03	<0,03	0,6

5.4.5 Účinnost hygienizace během poloprovozních testů

Z tabulky č. 21 je patrné, že obsah *E. coli* byl po ukončení prvního stupně procesu vyšší než 10^3 KTJ/g v případě cyklu XII i XIII. Po druhém stupni procesu byl negativní v případě cyklu XII a v řádu 10^2 KTJ/g v případě cyklu XIII. To společně s negativním výskytem *Salmonella spp.* Splňuje požadavky pro kal kategorie I přílohy č. 38 k vyhlášce č. 273/2021 Sb. (mikrobiologická kritéria pro upravený kal pro aplikaci na zemědělské půdě). Podobných výsledků dosahuje i Wolny-Koładka et al. (2021). Možnost redukce populace *E. coli* popisuje i Cai et al. (2022) a to až o 89,41 %. Splnění podmínek pro kal kategorie I je důležité pro možnost využití kalů na širší spektrum plodin, a tedy je v kontextu práce považováno za prioritní. Nicméně pokud by bylo cílem dosáhnout pouze splnění limitů pro kal kategorie II, pro který jsou podmínky splněny již na vstupu, bylo by v tomto případě dostačující provedení

procesu pouze v jednodušším uspořádání z důvodu snížení obsahu PPCPs a zlepšení manipulovatelnosti s materiálem.

V případě intestinálních enterokoků bylo v cyklu A dosaženo po proběhnutí prvního stupně procesu koncentrace v řádu 10^3 KTJ/g, po druhém stupni pak koncentrace v řádu 10^2 KTJ/g. V případě cyklu XII by tedy byla kritéria pro kal kategorie I rovněž splněna. V případě cyklu XIII došlo po proběhnutí prvního stupně procesu na redukci koncentrace intestinálních enterokoků na řád 10^4 KTJ/g, po druhém stupni pak na řád 10^3 KTJ/g. V tomto případě by kritéria pro využití na zemědělskou půdu splněna nebyla, pokud by jako indikátorový organismus byly zvoleny enterokoky. To lze vysvětlit přerušováním termofilní fáze intenzivním provzdušňováním substrátu za účelem dosažení maximálního vysušení. Splnění kritéria pro hygienizaci materiálu by vyžadovalo adekvátní prodloužení termofilní fáze procesu a s velkou pravděpodobností je reálné. Přestože byly podmínky poloprovozu v roce 2018 zaměřeny na produkci paliv, je pravděpodobné, že při patřičné úpravě režimu provzdušňování může být testovaný provoz využíván k úpravě kalů před aplikací na zemědělskou půdu v případech, kdy se tato možnost prokáže jako výhodnější. Nutno podotknout, že legislativa umožňuje zvolit pro jaký indikátorový organismus (*E. coli* nebo intestinální enterokoky) bude limit ověřován. V případě monitorování *E. coli* by výsledný produkt bylo možné na zemědělskou půdu použít v případech obou cyklů. Možnost snížení obsahu intestinálních enterokoků prostřednictvím procesu biosušení ukazuje i Cai et al. (2022). Početnost populace enterokoků se v této práci podařilo snížit až o 75,64 %.

Tabulka č. 21 Vývoj koncentrace vybraných skupin bakterií a porovnání s mikrobiologickými kritérii podle vyhlášky č. 437/2016 Sb., o využívání kalů na zemědělské půdě před a po proběhnutí procesu (průměrná hodnota a směrodatná odchylka, n=5)

Parametr (KTJ/g)	Experimentální cyklus XII			Experimentální cyklus XIII			Limit – kategorie I *
	Vstup	Výstup HK	Výstup DK	Vstup	Výstup HK	Výstup DK	
<i>Escherichia Coli</i>	$7,8 \cdot 10^4 \pm 1,2 \cdot 10^4$	$8,0 \cdot 10^3 \pm 1,4 \cdot 10^3$	< m.d.	$4,0 \cdot 10^5 \pm 5,2 \cdot 10^4$	$4,0 \cdot 10^3 \pm 1,4 \cdot 10^3$	$1,3 \cdot 10^2 \pm 22$	< 10^3 KTJ/g (4 vzorky z 5) < $5 \cdot 10^3$ KTJ/g (1 vzorek z 5)
Termotolerantní koliformní bakterie	$9,35 \cdot 10^4 \pm 1,4 \cdot 10^4$	$3,7 \cdot 10^4 \pm 3,3 \cdot 10^3$	72±23	$5,1 \cdot 10^5 \pm 9,0 \cdot 10^4$	$1,3 \cdot 10^4 \pm 2,3 \cdot 10^3$	$1,2 \cdot 10^4 \pm 1,3 \cdot 10^3$	-
Intestinální enterokoky	$4,6 \cdot 10^3 \pm 6,7 \cdot 10^2$	$2,4 \cdot 10^4 \pm 3,8 \cdot 10^3$	$2,2 \cdot 10^2 \pm 32$	$1,3 \cdot 10^5 \pm 2,3 \cdot 10^4$	$2,0 \cdot 10^4 \pm 3,2 \cdot 10^3$	$1,1 \cdot 10^3 \pm 1,5 \cdot 10^3$	< 10^3 KTJ/g (4 vzorky z 5) < $5 \cdot 10^3$ KTJ/g (1 vzorek z 5)
Koliformní bakterie	$3,15 \cdot 10^3 \pm 3,4 \cdot 10^2$	$4,7 \cdot 10^4 \pm 1,1 \cdot 10^4$	$1,2 \cdot 10^2 \pm 23$	$7,6 \cdot 10^5 \pm 4,8 \cdot 10^4$	$2,8 \cdot 10^5 \pm 3,8 \cdot 10^4$	$5,2 \cdot 10^3 \pm 2,9 \cdot 10^3$	-
<i>Salmonella spp.</i>	< m.d.	< m.d.	< m.d.	< m.d.	< m.d.	< m.d.	< m.d.

*Je možné stanovit vybrat a stanovit jeden z uvedených parametrů

5.4.5 Výsledky monitoringu obsahu mikropolutantů ze skupiny PPCPs během poloprovozních testů

Zatímco limity pro obsah některých nebezpečných látek jsou předepsány zmíněnými právními předpisy, některé nově sledované látky, zejména ze skupiny mikropolutantů, jsou v současné době předmětem diskusí.

Ze sledovaných mikropolutantů bylo ve vysušeném materiálu zjištěno osm, jejichž koncentrace jsou uvedeny v tabulce č. 22. K signifikantnímu poklesu na hladině významnosti 95 % došlo zejména u farmaka Metoprololu a přípravku osobní hygieny triclosanu a v případě cyklu XIII u farmaka Diklofenaku. Pokles koncentrace Diklofenaku byl zaznamenán i v práci Hanč et al. (2024) a zmiňuje jej rovněž Lü et al. (2023). Lü et al. (2023) rovněž zmiňují obdobné výsledky při degradaci Triclosanu. Pokles sledovaných látek pokračoval i ve fázi dosoušení ve spodní reaktorové komoře obou cyklů. Většinou se již ale nejednalo o signifikantní změny. To je pravděpodobně způsobeno poklesem mikrobiální aktivity způsobeným stupněm vysušení materiálu. Colomer-Mendoza et al. (2012) uvádí 35 % obsahu vody jako hranici, kdy je mikrobiální aktivita výrazně potlačena, protože mikroorganismy upadají do klidového stavu. Jedinou výjimkou byl signifikantní pokles v případě Diklofenaku v cyklu XIII. Tyto výsledky ukazují, že z hlediska odstranění PPCPs již není potřeba zařazovat druhý stupeň procesu.

Tabulka č. 22 Obsah farmak vybraných mikropolutantů ze skupiny PPCPs před a po proběhnutí procesu (průměrná hodnota a směrodatná odchylka, n=3)

Parametr (ng/g)	Experimentální cyklus XII			Experimentální cyklus XIII		
	Vstup	Výstup HK	Výstup DK	Vstup	Výstup HK	Výstup DK
Diklofenak	29,5±8	12,1±11,6	1,0±13,9	26,9±5,8	1,2±5,3	0,0
Hydrochlorothiazid	4,9±4,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Karbamazepin	36,6±0,7	26,9±14,7	24,9±9,4	35,0±3,7	19,6±13,9	19,2±9,7
Kofein	18,3±0,3	18,4±18,9	14,6±5,6	22,1±11,0	12,1±11,0	19,5±11,8
Metoprolol	51,0±6,6	11,7±9,9	6,1±13,2	50,8±7,3	8,4±6,0	11,1±3,8
Sulfapyridin	28,7±13,3	19,1±12,6	7,9±6,8	33,7±12,2	12,7±11,9	9,1±12,1
Tramadol	6,6±16,8	3,5±1,7	1,4±9,8	4,4±13,0	2,0±10,2	1,9±3,9
Triclosan	86,9±0,6	50,6±23,8	27,3±13,9	76,5±11,0	60,9±8,1	38,6±5,5

5.4.6 Výsledky stanovení obsahu PLFA v průběhu poloprovozních testů

Obr. č. 11 znázorňuje vývoj koncentrace PLFA charakteristických pro skupiny bakterií, aktinobakterií a hub v průběhu procesu sušení v cyklech XII a XIII. Protože se vstupní koncentrace PLFA sledovaných skupin mikroorganismů u cyklů XII a XIII liší, byla pro vzájemné porovnání analyzovaných skupin vypočtena jejich relativní koncentrace v % ze součtu skupin bakterií, aktinobakterií a hub. Výsledek porovnání ve třech stěžejních bodech procesu – na vstupu a výstupu z horní komory a na výstupu ze spodní komory – je uveden na obr č. 12.

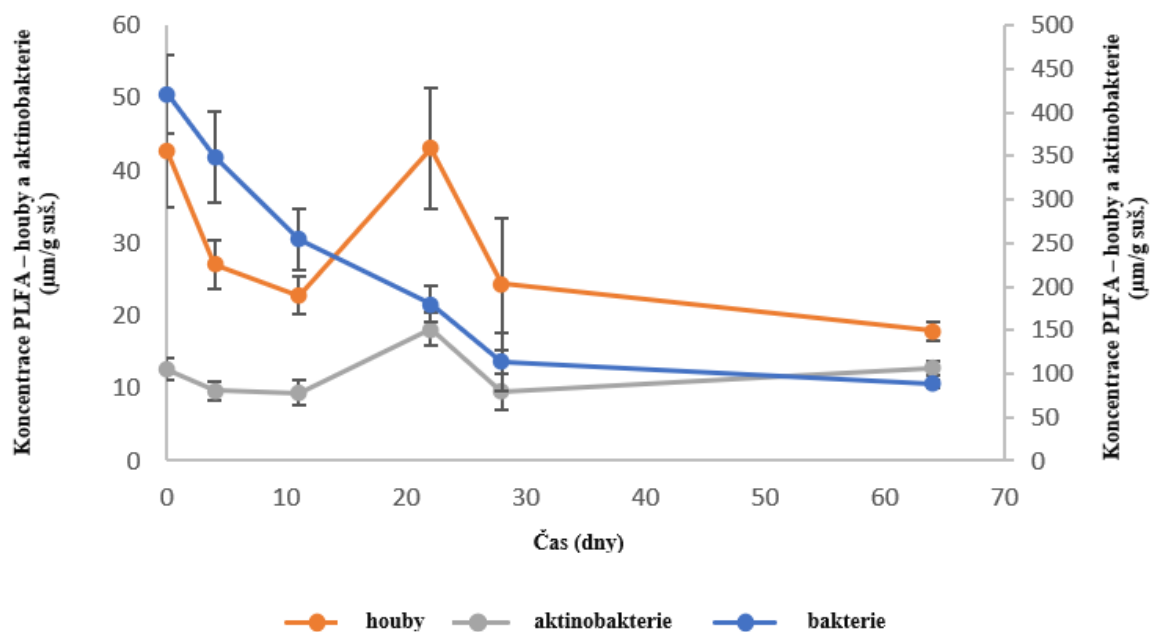
Během obou pokusů došlo k významnému poklesu ($p < 0,01$) v množství bakterií v horní reaktorové komoře.

U obou cyklů byl zaznamenán zvyšující se poměr G+/G- bakterií. Mezi G+ bakteriemi se vyskytují i striktně termofilní kmeny, které se mohou rozvíjet i během vysokých teplot (Amir et al., 2010), přičemž G- bakterie nejsou příliš termotolerantní (Steel et al., 2013). Zatímco u cyklu XII tento poměr průběžně roste až do 22. dne měření, u cyklu XIII dochází po dvou týdnech ke stagnaci tohoto ukazatele. Průběžně narůstající přítomnost G+ bakterií u cyklu XII může být podpořena dostupností organických substrátů v důsledku rozpadu lignocelulózových sloučenin. Při nižších teplotách cyklu XII mohlo dojít k pomalejší spotřebě organických látek, než je běžně pozorováno v termofilních fázích (Cai et al., 2016a; Liu et al., 2019).

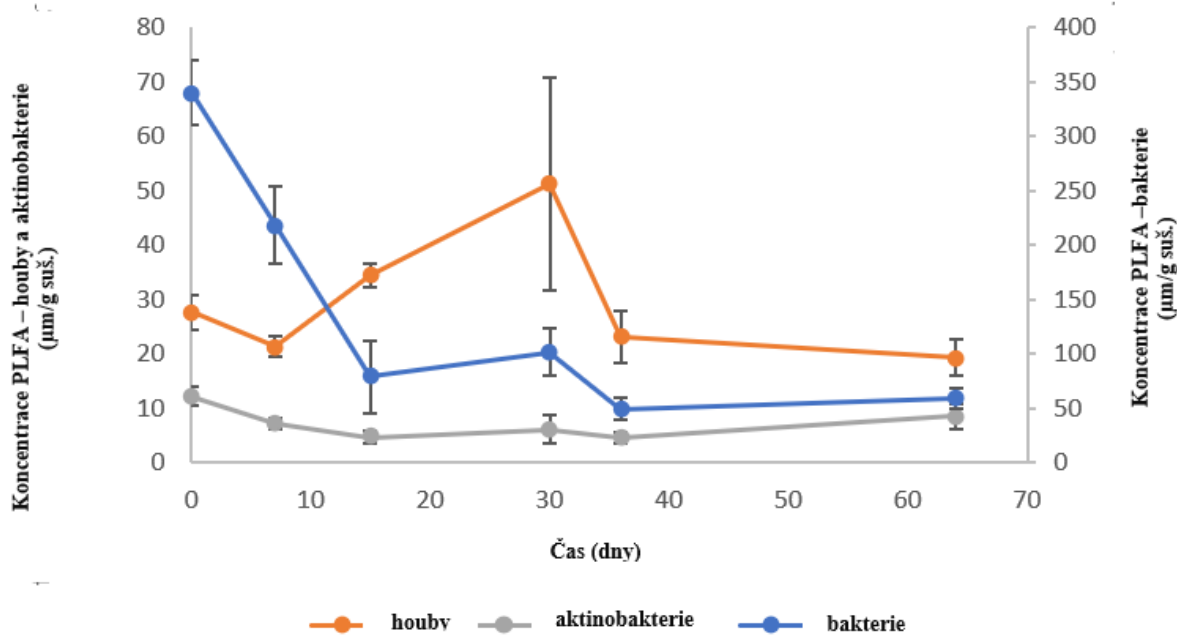
V průběhu obou cyklů byl pozorován spíše stagnující obsah PLFA charakteristických pro aktinobakterie. V případě cyklu XII došlo k významnému nárůstu 22. den pokusu a dále k poklesu na původní úroveň. Během cyklu XIII byl pozorován významný pokles ihned po nastoupení termofilní fáze. Biomasa aktinobakterií poté stagnovala až do výstupu ze spodní reaktorové komory, kdy došlo k jejímu obnovení na počáteční úroveň. Optimum teploty pro růst aktinobakterií se pohybuje v rozmezí 25 – 30°C. Nárůst této skupiny mikroorganismů proto bývá pozorován zejména během mezofilních fází procesu (Bolta et al., 2003; Zhao et al., 2018), což koresponduje s porovnáním relativního obsahu biomasy aktinobakterií, který byl významně vyšší u cyklu XII. Nicméně existují také termotolerantní druhy například z čeledi *Thermoactinomycetaceae*, které mohou zvyšovat svoji početnost v průběhu termofilní fáze, kde rozkládají zejména lignocelulózu a další látky. S poklesem teploty jejich abundance klesá (Li et al., 2022). U kompostování dochází k rozvoji aktinobakterií zejména v pozdějších fázích, protože se stávají konkurenceschopnější při nižším obsahu živin (Gajalakshmi et al.,

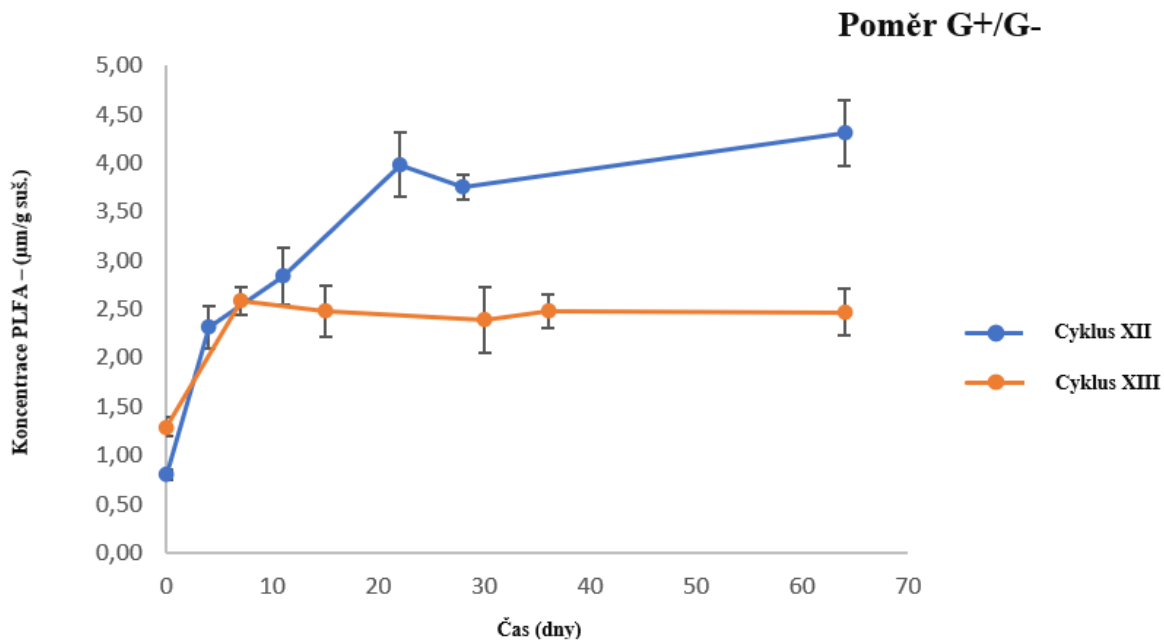
2008), Výraznější nárůst obsahu aktinobakterií v závěru procesu biosušení nemohl být pozorován zřejmě v důsledku nízkého obsahu vody. Nicméně alespoň stagnující úroveň může souviset s udržením určité úrovně degradační aktivity i v pozdějších fázích procesu, která se může týkat také látek z okruhu mikropolutantů (Thelusmond et al., 2018).

Cyklus XII

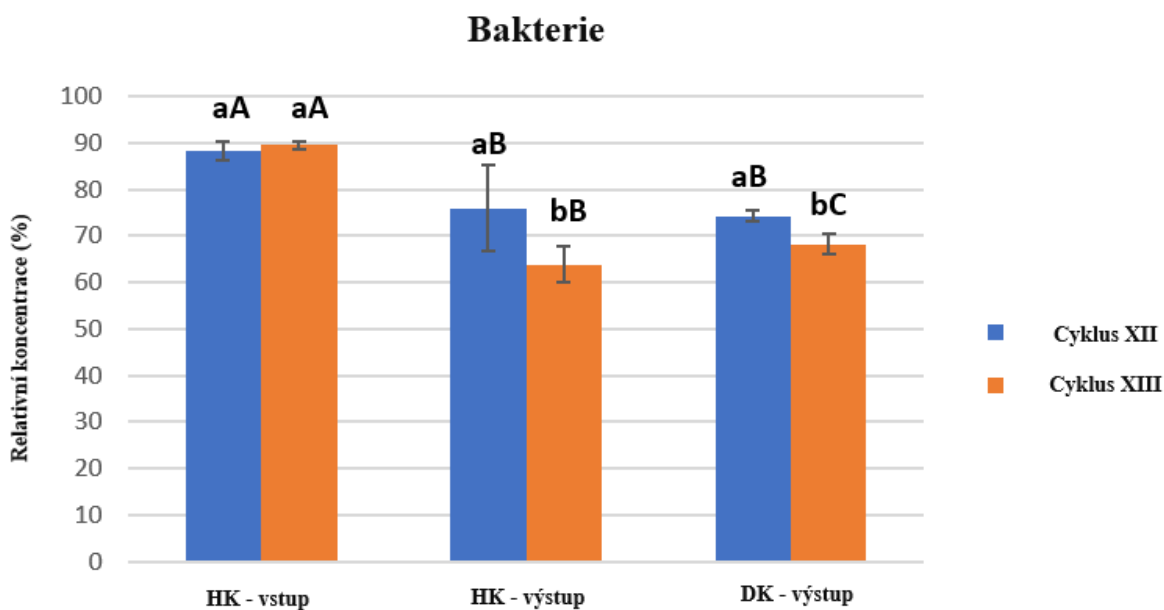


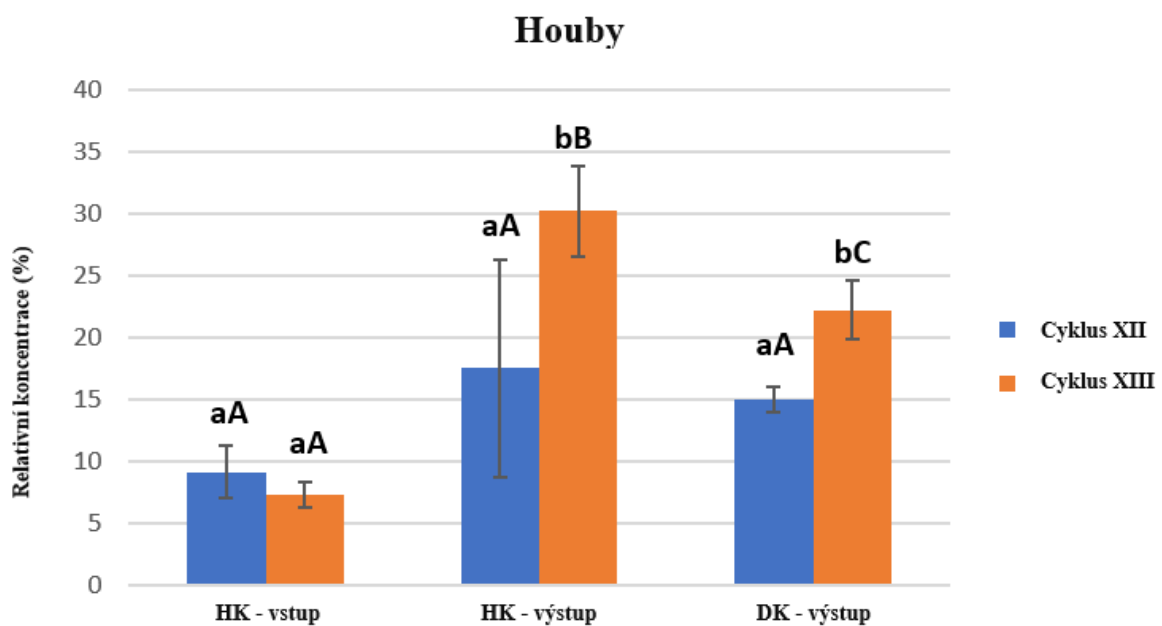
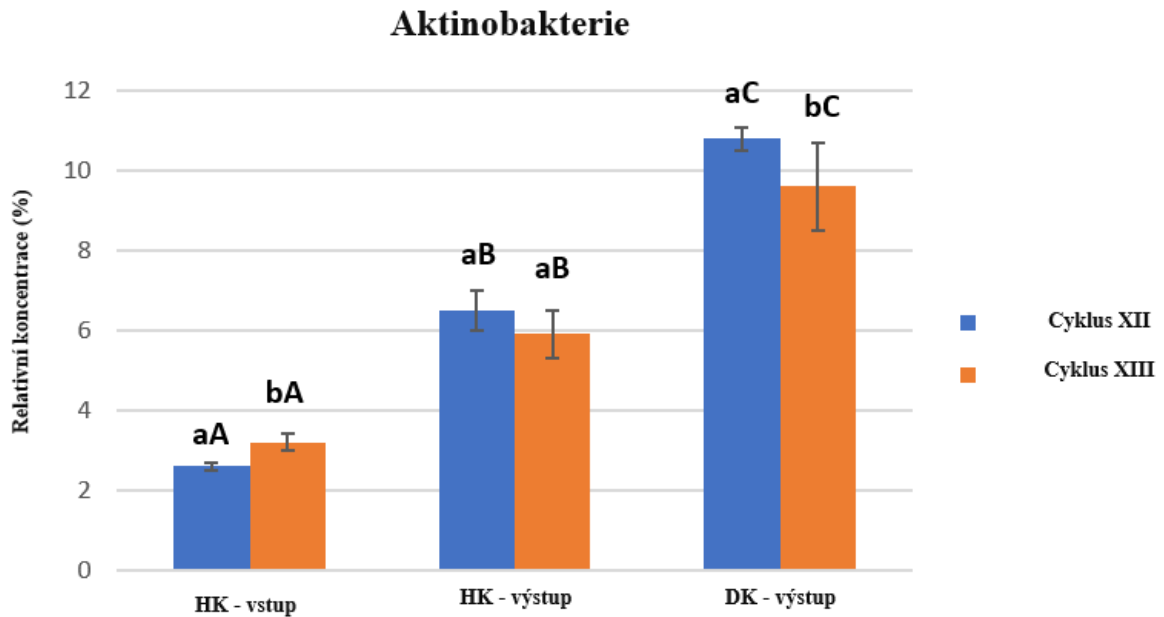
Cyklus XIII





Obr. č. 11 Vývoj koncentrace PLFA charakteristických pro skupiny bakterií, aktinobakterií a hub a vývoj poměru G+/G- během procesu sušení v pokusech XII a XIII (chybové úsečky představují relativní směrodatnou odchylku průměru, n=5).





Obr. č. 12 Relativní koncentrace PLFA sledovaných skupin v % ze sumy bakterií, aktinobakterií a hub na vstupu a výstupu HK a výstupu DK. Malá písmena představují statisticky významný rozdíl ($p < 0,05$) mezi pokusy XII a XIII, velká písmena rozdíl mezi jednotlivými hodnotami jednotlivých variant (chybové úsečky znázorňují směrodatnou odchylku, $n=5$).

U biomasy hub byl zaznamenán trend, který je běžně pozorován v procesech kompostování, kdy po počátečním poklesu následuje jejich rozvoj (Cahyani et al., 2002). Tento trend je

výraznější v případě cyklu XIII, jak je patrné z porovnání relativního obsahu hub na obr. č. 11. Kromě toho může být nárůst hub ke konci procesu dán jejich konkurenční výhodou degradovat hůře rozložitelné látky, jako je celulóza a lignin (Albrecht at al., 2010; Langarica-Fuentes at al., 2014). Zároveň mohou houby přispívat k degradaci farmaceuticky aktivních látek, jak referuje např. Angeles-de Paz (2023). Signifikantní nárůst biomasy hub po třech, resp. čtyřech týdnech procesu u cyklů XII a XIII byl ale následován dalším poklesem na konci procesu, který byl zřejmě způsoben nedostatkem vody pro rozvoj hub.

6. Závěry

Čtvrťprovozní testy biosušení odvodněného anaerobně stabilizovaného kalu ze středně velké ČOV sloužily k nastavení optimálních procesních parametrů pro zvyšování měřítka procesu. Z testovaných poměrů míchání kalu s vylehčujícím substrátem (březová štěpka) byl zvolen jako optimální hmotnostní poměr 5:2 (kal:štěpka). Optimálním režimem provzdušnění pro udržení optimální teploty pro sušení byl režim s fixně nastavenými intervaly vzduchových pulzů.

Z hlediska produkce paliva se tímto způsobem podařilo připravit směs o výhřevnosti až 11 MJ/kg v případě poloprovozního reaktoru. Takové palivo je z hlediska energetického obsahu srovnatelné s méně kvalitním hnědým uhlím běžně spalovaném v českých hnědouhelných elektrárnách. Spalovací zkouška nicméně ukázala, že při spalování tohoto paliva v mono zdroji by bylo krajně obtížné dosáhnout splnění emisních limitů nastavených českou legislativou. Toto palivo by tak bylo třeba spoluspalovat ve směsi s jinými palivy nebo odpady. To je nicméně v rámci České republiky běžnou praxí např. v rámci cementářského průmyslu, průmyslu vápna nebo v případě výroby tepla, kdy je spalováno uhlí např. ve směsi s odpady na bázi biomasy. Uplatnitelnost takového paliva by tedy mohla být reálná.

Vzhledem k nezanedbatelnému potenciálu čistírenských kalů jako hnojiva na zemědělskou půdu byla podstatná část práce věnována problematice využitelnosti procesu biosušení pro úpravu kalů právě před tímto způsobem využití. Výsledky zkoušek již za čtvrtprovozních podmínek ukázaly, že díky procesu biosušení je možné při podpoře termofilního režimu reaktoru docílit dostačujících výsledků hygienizace kalů v kontextu české legislativy. To bylo dále potvrzeno i v poloprovozním reaktoru. Z hlediska obsahu rizikových látek (toxické kovy, PCB, PAU) hrozí kvůli rozložení organické složky sušeného substrátu jejich zakoncentrování a tedy potenciálně i překročení legislativních limitů. Poloprovozní testy s kalem ze středně velké ČOV poskytly výsledky splňující legislativní limity. Z hlediska české legislativy je tedy proces biosušení použitelný pro úpravu kalů z čistíren odpadních vod před využitím na zemědělskou půdu, nicméně kvalita kalu z každé konkrétní ČOV musí být posuzována individuálně.

Během monitoringu procesů v čtvrtprovozních i poloprovozních podmínkách byly zohledněny rovněž sloučeniny, které česká legislativa doposud nereguluje, nicméně podle

současného stavu poznání jsou rovněž potenciálně nebezpečné pro životní prostředí a lidské zdraví, a sice – látky ze skupiny prostředků osobní péče zahrnující také farmaka. Některé z těchto látek jsou zároveň prokázány endokrinními disruptory nebo látky s residuální inhibiční aktivitou – látky s obsahem antibiotik. Během čtvrtprovozních testů bylo prokázáno, že proces biosušení lze s úspěchem využít pro eliminaci látek s residuální inhibiční aktivitou. V případě endokrinních disruptorů byly zaznamenány potenciálně zajímavé výsledky, které naznačují, že během procesu biosušení dochází k částečné eliminaci také těchto látek. Dobrých výsledků bylo dosaženo v případě látek jako je irgasan a bisfenol-A v případě čtvrtprovozních reaktorů a diclofenac, metoprolol a triclosan v případě poloprovozního reaktoru.

Výsledky posouzení eliminace endokrinních disruptorů během čtvrtprovozních testů naznačily, že se tyto látky daří s vyšší účinností odbourávat při mezofilních teplotách, což má pravděpodobně souvislost se zvýšenou aktivitou aktinobakterií. Signifikantní úbytek těchto látek rovněž v případě poloprovozních testů koreloval se zvýšenou aktivitou hub. V poloprovozním měřítku bylo dosaženo degradace i v případě termofilních teplot, kterých se bude s největší pravděpodobností dosahováno v plně provozním měřítku.

Co se týká efektivity použití dvoustupňového uspořádání poloprovozního reaktoru, nebylo zařazením druhého stupně dosaženo zásadních zlepšení v palivářské oblasti – zvýšení obsahu sušiny a výhřevnosti. V případě přípravy paliva by tedy mělo k dosažení dostatečných hodnot těchto parametrů postačovat jednostupňové uspořádání. V případě oblasti předúpravy před využitím na zemědělské půdě dvoustupňové uspořádání nemělo zásadní efekt v oblasti degradace PPCPs. Na druhé straně limitů odstranění patogenů pro kal kategorie I bylo dosaženo pouze ve dvoustupňovém uspořádání. Zde by tedy toto uspořádání mohlo mít smysl. V případě, že by postačovalo dosažení splnění limitů pro kal kategorie II (omezené spektrum využití), plně by postačovalo jednostupňové uspořádání.

Závěrem lze konstatovat, že proces biosušení lze s úspěchem využít jak pro výrobu paliva, tak i hnojiva nebo pomocné látky pro aplikaci na zemědělskou půdu. Rozhodujícím faktorem, kterým ze zmíněných směrů je třeba se vydat, je obsah rizikových látek ze skupiny toxických kovů. V případě, že je kaly obsahují v nadlimitní koncentraci, je vhodné zaměřit proces biosušení na produkci paliva vhodného ke spalování. V případě, že je koncentrace zmíněných kontaminantů podlimitní měla by být preferována cesta přípravy hnojiva. Proces biosušení pak lze považovat za klíčovou metodu v nakládání s odvodněným kalem, protože

má, stejně jako kompostování, potenciál snižovat obsah škodlivých látek a zlepšovat manipulační vlastnosti materiálu. Oproti kompostování se však jedná o proces s výrazně kratší dobou trvání.

7. Použitá literatura

Adani, F., Baido, D., Calcaterra, E., Genevini, P., 2002. The influence of biomass temperature on biostabilization-biodrying of municipal solid waste. *Bioresour. Technol.* 83, 173–9.

Albrecht, R., Périssol, C., Ruaudel, F., Petit, J. Le, Terrom, G., 2010. Functional changes in culturable microbial communities during a co-composting process: Carbon source utilization and co-metabolism. *Was. Man.* 5, 764–770. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.12.008>

Amir, S., Abouelwafa, R., Meddich, A., Souabi, S., Winterton, P., Merlina, G., Revel, J.C., Pinelli, E., Hafidi, M., 2010. PLFAs of the microbial communities in composting mixtures of agro-industry sludge with different proportions of household waste. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 64, 614–621. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2010.01.012>

Amir, S., Abouelwafa, R., Meddich, A., Souabi, S., Winterton, P., Merlina, G., Revel, J.C., Pinelli, E., Hafidi, M., 2010. PLFAs of the microbial communities in composting mixtures of agro-industry sludge with different proportions of household waste. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 64, 614–621. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2010.01.012>

Amir, S., Abouelwafa, R., Meddich, A., Souabi, S., Winterton, P., Merlina, G., Revel, J.-C., Pinelli, E., Hafidi, M., 2010. PLFAs of the microbial communities in composting mixtures of agroindustry sludge with different proportions of household waste. *Inter. Biodeterior. and Biodegrad.* 7, 614–621. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2010.01.012>

Angeles-de Paz, G., León-Morcillo, R., Guzmán, S., Robledo-Mahón, T., Pozo, C., Calvo, C., Aranda, E., 2023. Pharmaceutical active compounds in sewage sludge: Degradation improvement and conversion into an organic amendment by bioaugmentation-composting processes. *Was. Man.* 168, 167-178.

Annamalai, J., Namasivayam, V., 2015. Endocrine disrupting chemicals in the atmosphere: Their effects on humans and wildlife. *Environ. Int.* 76, 78–97. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.12.006>

Annamalai, J., Namasivayam, V., 2015. Endocrine disrupting chemicals in the atmosphere: Their effects on humans and wildlife. *Environ. Int.* 76, 78–97.

<https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.12.006>

Antizar-Ladislao, B., Beck, A.J., Spanova, K., Lopez-Real, J., Russel, N.J., 2007. The influence of different temperature programmes on the bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a coal-tar contaminated soil by in-vessel composting. *J. Hazard. Mater.*, 144, 340-347

Antizar-Ladislao, B., Spanova, K., beck, A.J., Russell, N.J., 2008. Microbial community structure changes during bioremediation of PAHs in an aged coal-tar contaminated soil by in-vessel composting. *Int. Biodeterior. & Biodegrad.* 61, 357-364

Avalos Ramirez, A., Godbout, S., Léveillé, F., Zegan, D., Larouche, J.-P., 2012. Effect of temperature and air flow rate on carbon and nitrogen compounds changes during the biodrying of swine manure in order to produce combustible biomasses. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 87, 831–836. <https://doi.org/10.1002/jctb.3744>

Barnabé, S., Brar, S.K., Tyagi, R.D., Beauchesne, I., Surampalli, R.Y., 2009. Pre-treatment and bioconversion of wastewater sludge to value-added products-Fate of endocrine disrupting compounds. *Sci. Total Environ.* 407, 1471–1488. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.11.015>

Barnabé, S., Brar, S.K., Tyagi, R.D., Beauchesne, I., Surampalli, R.Y., 2009. Pre-treatment and bioconversion of wastewater sludge to value-added products-Fate of endocrine disrupting compounds. *Sci. Total Environ.* 407, 1471–1488.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.11.015>

Barnabé, S., Brar, S.K., Tyagi, R.D., Beauchesne, I., Surampalli, R.Y., 2009. Pre-treatment and bioconversion of wastewater sludge to value-added products-Fate of endocrine disrupting compounds. *Sci. Total Environ.* 407, 1471–1488.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.11.015>

Bolta, S. V., Mihelic, R., Lobnik, F., Lestan, D., 2003. Microbial community structure during composting with and without mass inocula. *Comp. Scien. and Util.* 1, 6–15. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2003.10702104>

Cabana, H., Jiwan, J.H., Rozenberg, R., Elisashvili, V., Penninckx, M., Agathos, S.N., Jones, J.P., 2007. Elimination of endocrine disrupting chemicals nonylphenol and bisphenol A and personal care product ingredient triclosan using enzyme preparation from the white rot fungus *Coriolopsis polyzona*. *Chemosphere*. 67, 770–778.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.10.037>

Cabana, H., Jiwan, J.H., Rozenberg, R., Elisashvili, V., Penninckx, M., Agathos, S.N., Jones, J.P., 2007. Elimination of endocrine disrupting chemicals nonylphenol and bisphenol A and personal care product ingredient triclosan using enzyme preparation from the white rot fungus *Coriolopsis polyzona*. *Chemosphere*. 67, 770–778.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.10.037>

Cahyani, V. R., Watanabe, A., Matsuya, K., Asakawa, S., Kimura, M., 2002. Succession of microbiota estimated by phospholipid fatty acid analysis and changes in organic constituents during the composting process of rice straw. *Soil Sci. and Plant Nut.* 5, 735–743. <https://doi.org/10.1080/00380768.2002.10409264>

Cai, L., Gao, D., Hong, N., 2015. The Effects of Different Mechanical Turning Regimes on Heat Changes and Evaporation During Sewage Sludge Biodrying. *Dry. Technol.* 33, 1151–1158. <https://doi.org/10.1080/07373937.2015.1016574>

Cai, L., Gao, D., Chen, T.B., Liu, H.T., Zheng, G.D., Yang, Q.W., 2012. Moisture variation associated with water input and evaporation during sewage sludge bio-drying. *Biores. Technol.* 117, 13-19.

Cai, L., Chen, T. Bin, Gao, D., Yu, J., 2016. Bacterial communities and their association with the bio-drying of sewage sludge. *Water Res.* 90, 44–51. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.12.026>

Cai, L., Chen, T., Zheng, S., Liu, H., Zheng, G., 2018a. Chemosphere Decomposition of lignocellulose and readily degradable carbohydrates during sewage sludge biodrying , insights of the potential role of microorganisms from a metagenomic analysis. *Chemosphere* 201, 127–136. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.177>

Cai, L., Chen, T.-B., Gao, D., Yu, J., 2016. Bacterial communities and their association with the bio-drying of sewage sludge. *Wat. Res.* 90, 44–51. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.12.026>

Cai, L., Krafft, T., Chen, T. Bin, Lv, W.Z., Gao, D., Zhang, H.Y., 2017. New insights into biodrying mechanism associated with tryptophan and tyrosine degradations during sewage sludge biodrying. *Bioresour. Technol.* 244, 132–141. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.118>

Cai, L., Krafft, T., Chen, T., Gao, D., Wang, L., 2016. Bioresource Technology Structure modification and extracellular polymeric substances conversion during sewage sludge biodrying process. *Bioresour. Technol.* 216, 414–421. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.05.102>

Cai, L., Krafft, T., Chen, T.-B., Gao, D., Wang, L., 2016. Structure modification and extracellular polymeric substances conversion during sewage sludge biodrying process. *Bioresour. Technol.* 216, 414–421. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.05.102>

Cai, L., Krafft, T., Chen, T.B., Gao, D., Wang, L., 2016. Structure modification and extracellular polymeric substances conversion during sewage sludge biodrying process. *Biores. Technol.* 216, 414-421

Cai, L., Zheng, S.W., Shen, Y.J., Zheng, G. Di, Liu, H.T., Wu, Z.Y., 2018b. Complete genome sequence provides insights into the biodrying-related microbial function of *Bacillus thermoamylovorans* isolated from sewage sludge biodrying strategy. *Bioresour. Technol.* 260, 141–149. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.121>

Cai, Lu, Tong-Bin Chen, Ding Gao, Guo-Di Zheng, Hong-Tao Liu a Tian-Hao Pan., 2013. Influence of forced air volume on water evaporation during sewage sludge bio-drying. *Wat. Res.* 47, 4767-4773. DOI: 10.1016/j.watres.2013.03.048.

Cao, M.K., Guo, H.T., Zheng, G. Di, Chen, T. Bin, Cai, L., 2021. Microbial succession and degradation during kitchen waste biodrying, highlighting the thermophilic phase. *Bioresour. Technol.* 326, 124762. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124762>

Colomer-Mendoza, F.J., Herrera-Prats, L., Robles-Martínez, F., Gallardo-Izquierdo, a., Piña-Guzmán, a. B., 2013. Effect of airflow on biodrying of gardening wastes in reactors. *J. Environ. Sci.* 25, 865–872. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(12\)60123-5](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(12)60123-5)

Colomer-Mendoza, F.J., Robles-Martinez, F., Herrera-Prats, L., Gallardo-Izquierdo, A., Bovea, M.D., 2012. Biodrying as a biological process to diminish moisture in gardening and harvest wastes. *Environ. Dev. Sustain.* 14, 1013–1026. <https://doi.org/10.1007/s10668-012-9369-1>

Covino, S., Fabianová, T., Křesinová, Z., Čvančarová, M., Burianová, E., Filipová, A., Voříšková, J., Baldrian, P., Cajthaml, T., 2016. Polycyclic aromatic hydrocarbons degradation and microbial community shifts during co-composting of creosote-treated wood. *J. Hazard. Mat.* 301, 17–26. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.08.023>

Covino, S., Fabianová, T., Křesinová, Z., Čvančarová, M., Burianová, E., Filipová, A., Voříšková, J., Baldrian, P., Cajthaml, T., 2016. Polycyclic aromatic hydrocarbons degradation and microbial community shifts during co-composting of creosote-treated wood. *J. Hazard. Mat.* 301, 17–26. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.08.023>

Čvančarová M., Moeder M., Filipová A., Cajthaml T., 2015. Biotransformation of fluoroquinolone antibiotics by ligninolytic fungi – Metabolites, enzymes and residual antibacterial activity. *Chemosphere* 136, 311-320.

De Guardia, A., C. Petiot, J.C. Benoist, C. Druilhe., 2012. Characterization and modelling of the heat transfers in a pilot-scale reactor during composting under forced aeration. *Was. Man.*, 32, 1091-1105. DOI: 10.1016/j.wasman.2011.12.028.

Dominczyk, A., Krzystek, L., Ledakowicz, S., 2014. Biodrying of Organic Municipal Wastes and Residues from the Pulp and Paper Industry. *Dry. Technol.* 32, 1297–1303. <https://doi.org/10.1080/07373937.2014.901349>

Dos Reis, R.F., Sergio Cordeiro, J., Font, X., Laguna Achon, C., 2020. The biodrying process of sewage sludge—a review. *Dry. Technol.* 38, 1247-1260.

Dume, B., Hanč, A., Švehla, P., Michal, P., Pospíšil, V., Grasserová, A., Nigussie, A., 2023. Influence of earthworms on the behaviour of organic micropollutants in sewage sludge. *Jour. of Clean. Prod.*, 137869.

Fang, H., Cai, L., Yu, Y., Zhang, T., 2013. Metagenomic analysis reveals the prevalence of biodegradation genes for organic pollutants in activated sludge. *Bioresource technol.* 129, 209-218.

Fischer, K., Majewsky, M., 2014. Cometabolic degradation of organic wastewater micropollutants by activated sludge and sludge-inherent microorganisms. *Appl. Microbiol. and biotechnol.* 98, 6583-6597.

Frei, K.M., Cameron, D., Stuart, P.R., 2004. Novel Drying Process Using Forced Aeration Through a Porous Biomass Matrix. *Dry. Technol.* 22, 1191–1215. <https://doi.org/10.1081/DRT-120038587>

Gajalakshmi, S., Abbasi, S. A., 2008. Solid waste management by composting: State of the art. *Critical Rev. in Environ. Sci. and Technol.* 5, 311–400. <https://doi.org/10.1080/10643380701413633>

González, D., Guerra, N., Colón, J., Gabriel, D., Ponsá, S., Sánchez, A., 2019. Filling in sewage sludge biodrying gaps: Greenhouse gases, volatile organic compounds and odour emissions. *Bioresour. Technol.* 291, 121857. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121857>

Grasserová, A., Hanč, A., Innemanová, P., Cajthaml, T. Composting and vermicomposting used to break down and remove pollutants from organic waste: a mini review. *Euro. Jour. of Envir. Sci.* 2020, 10, 9-14.

Guerra-Gorostegi, N., González, D., Puyuelo, B., Ovejero, J., Colón, J., Gabriel, D., Sánchez, A., Ponsá, S., 2021. Biomass fuel production from cellulosic sludge through biodrying: Aeration strategies, quality of end-products, gaseous emissions and techno-economic assessment. *Waste Manag.* 126, 487–496. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.03.036>

Hanč, A., Dume, B., Hrebeckova, T., Michal, P., Hrccka, M., 2024. The fate of pharmaceuticals and personal care products during composting of sewage sludge. *Sustain. Chem. Pharm.* 38, 101498. <https://doi.org/10.1016/j.scp.2024.101498>

Hao, Z., Jahng, D., 2019. Variations of organic matters and extracellular enzyme activities during biodrying of dewatered sludge with different bulking agents. *Biochem. Eng. J.* 147, 126–135. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2019.04.001>

Hao, Z., Yang, B., Jahng, D., 2018. Spent coffee ground as a new bulking agent for accelerated biodrying of dewatered sludge. *Water Res.* 138, 250–263. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.049>

Hartman M., Svoboda K., Pohořelý M., Trnka O., 2005. Combustion of Dried Sewage Sludge in a Fluidized-Bed Reactor. *Ind. Eng. Chem. Res.* 44, 3432–3441

He, P., Tang, J., Zhang, D., Zeng, Y., Shao, L., 2010. Release of volatile organic compounds during bio-drying of municipal solid waste. *J. Environ. Sci.* 22, 752–759. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60173-X](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60173-X)

Herrmann, R.F.F., Shann, J.F.F., 1997. Microbial community changes during the composting of municipal solid waste. *Microb. Ecol.* 33, 78–85. <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>

Herrmann, R.F.F., Shann, J.F.F., 1997. Microbial community changes during the composting of municipal solid waste. *Microb. Ecol.* 33, 78–85. <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>

Huiliñir, C., Villegas, M., 2015. Simultaneous effect of initial moisture content and airflow rate on biodrying of sewage sludge. *Water Res.* 82, 118–128. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.04.046>

Chen, G., Lock Yue, P., Mujumdar, A.S., 2002. Sludge dewatering and drying. *Dry. Technol.* 20, 883-916.

Chen, X., Nielsen, J.L., Fungal, K., Liu, Y., Lolas, I.B., Bester, K., 2011. Biodegradation of triclosan and formation of methyl-triclosan in activated sludge under aerobic conditions. *Chemosphere* 84, 452-456.

Informace poskytlí Milena Slepíčková, podnikový ekolog Cemex, Michal Plodík, AFR Business manager, osobní jednání 5. 9. 2018

Innemanová, P., Grasserová, A., Cajthaml, T., 2022. Pilot-Scale Vermicomposting of Dewatered Sewage Sludge From Medium-Sized Wastewater Treatment Plant (WWTP). *Detritus* 18, 35–41. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2022.15166>

Insam, H., de Bertoldi, M., 2007. Microbiology of the composting process. *Compost Sci. Technol. Waste Manag. Ser.* 8, 25–48. [https://doi.org/10.1016/S1478-7482\(07\)80006-6](https://doi.org/10.1016/S1478-7482(07)80006-6)

Insam, H., de Bertoldi, M., 2007. Microbiology of the composting process. *Compost Sci. Technol. Waste Manag. Ser.* 8, 25–48. [https://doi.org/10.1016/S1478-7482\(07\)80006-6](https://doi.org/10.1016/S1478-7482(07)80006-6)

Kang, J.H., Ri, N., Kondo, F., 2004. *Streptomyces* sp. Strain isolated from river water has high bisphenol A degradability. *Lett. Appl. Microbiol.* 39, 178–180. <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2004.01562.x>

Kelessidis, A., Stasinakis, A.S., 2012. Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. *Waste Manag.* 32, 1186–1195. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.01.012>

Kelessidis, A., Stasinakis, A.S., 2012. Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. *Waste Manag.* 32, 1186–1195. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.01.012>

Kim, K.R., Owens, G., Ok, Y.S., Park, W.K., Lee, D.B., Kwon, S.I., 2012. Decline in extractable antibiotics in manure-based composts during composting. *Waste Manag.* 32, 110–116. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.07.026>

Klamer, M., Bååth, E., 1998. Microbial community dynamics during composting of straw strategy studied using phospholipid fatty acid analysis. *FEMS Microbiol. Ecol.* 27, 9–20. [https://doi.org/10.1016/S0168-6496\(98\)00051-8](https://doi.org/10.1016/S0168-6496(98)00051-8)

Křesinová, Z., Moeder, M., Ezechiáš, M., Svobodová, K., Cajthaml, T., 2012. Mechanistic study of 17 α -ethinylestradiol biodegradation by *Pleurotus ostreatus*: Tracking of extracellular and intracellular degradation mechanisms. *Environ. Sci. Technol.* 46, 13377–85.

Křesinová, Z., Moeder, M., Ezechiáš, M., Svobodová, K., Cajthaml, T., 2012. Mechanistic study of 17 α -ethinylestradiol biodegradation by *Pleurotus ostreatus*: Tracking of extracellular and intracellular degradation mechanisms. *Environ. Sci. Technol.* 46, 13377–85.

Křesinová, Z., Linhartová, L., Filipová, A., Ezechiáš, M., Mašín, P., Cajthaml, T., 2018. Biodegradation of endocrine disruptors in urban wastewater using *Pleurotus ostreatus* bioreactor. *N. Biotechnol.* 43, 53–61. <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2017.05.004>

Křesinová, Z., Linhartová, L., Filipová, A., Ezechiáš, M., Mašín, P., Cajthaml, T., 2018. Biodegradation of endocrine disruptors in urban wastewater using *Pleurotus ostreatus* bioreactor. *N. Biotechnol.* 43, 53–61. <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2017.05.004>

Langarica-Fuentes, A., Zafar, U., Heyworth, A., Brown, T., Fox, G., Robson, G. D., 2014. Fungal succession in an in-vessel composting system characterized using 454 pyrosequencing. *FEMS Microbiol. Ecol.* 2, 296–308. <https://doi.org/10.1111/1574-6941.12293>

Latare, A.M., Kumar, O., Singh, S.K., Gupta, A., 2014. Direct and residual effect of sewage sludge on yield, heavy metals content and soil fertility under rice-wheat system. *Ecol. Eng.* 69, 17–24. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.066>

Lee, D.G., Chu, K., 2013. Effects of growth substrate on triclosan biodegradation potential of oxygenase-expressing bacteria. *Chemosphere* 93, 1904–1911. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.06.069>

Li, X., Dai, X., Dai, L., Liu, Z., 2015. Two-dimensional FTIR correlation spectroscopy reveals chemical changes in dissolved organic matter during the biodrying process of raw sludge and anaerobically digested sludge. *RSC Adv.* 5, 82087–82096. <https://doi.org/10.1039/c5ra13069g>

Li, X., Dai, X., Yuan, S., Li, N., Liu, Z., Jin, J., 2015a. Bioresource Technology Thermal analysis and 454 pyrosequencing to evaluate the performance and mechanisms for deep stabilization and reduction of high-solid anaerobically digested sludge using biodrying process. *Bioresour. Technol.* 175, 245–253. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.078>

Li, X., Wang, P., Chu, S., Xu, Y., Su, Y., Wu, D., Xie, B., 2022. Short-term biodrying achieves compost maturity and significantly reduces antibiotic resistance genes during semi-continuous food waste composting inoculated with mature compost. *J. Hazard. Mater.* 427, 127915. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127915>

- Li, Y., Zeng, D., Jiang, X.L., He, D.C., Hu, J.W., Liang, Z.W., Wang, J.C., Liu, W.R., 2023. Effect comparisons of different conditioners and microbial agents on the degradation of estrogens during dairy manure composting. *Chemosphere* 345, 140312. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140312>
- Liu, T., Cui, C., He, J., Tang, J., 2018a. Insights into the succession of the bacterial microbiota during biodrying of storage sludge mixed with beer lees: Studies on its biodiversity, structure, associations, and functionality. *Sci. Total Environ.* 644, 1088–1100. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.298>
- Liu, T., Cui, C., He, J., Tang, J., 2018b. Effect of different bulking agents on water variation and thermal balance and their strategy contribution to bio-generated heat during long-term storage sludge biodrying process. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 17602–17610. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1906-5>
- Liu, T., He, J., Cui, C., Tang, J., 2019. Exploiting community structure, interactions and functional characteristics of fungi involved in the biodrying of storage sludge and beer lees. *J. Environ. Manage.* 232, 321–329. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.089>
- Liu, T., He, J., Cui, C., Tang, J., 2019. Exploiting community structure, interactions and functional characteristics of fungi involved in the biodrying of storage sludge and beer lees. *Jour. of Environ. Manag.* 232, 321–329. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.089>
- Lü, H., Chen, X.H., Mo, C.H., Huang, Y.H., He, M.Y., Li, Y.W., Feng, N.X., Katsoyiannis, A., Cai, Q.Y., 2021. Occurrence and dissipation mechanism of organic pollutants during the composting of sewage sludge: A critical review. *Bioresour. Technol.* 328, 124847. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124847>
- Ma, J., Zhang, L., Li, A., 2016. Energy-efficient co-biodrying of dewatered sludge and food waste: Synergistic enhancement and variables investigation. *Waste Manag.* 56, 411–422. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.06.007>
- Ma, J., Zhang, L., Mu, L., Zhu, K., Li, A., 2019. Multivariate insights of bulking agents influence on co-biodrying of sewage sludge and food waste: Process performance, organics degradation and microbial community. *Sci. Total Environ.* 681, 18–27. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.101>

Maia, G.D., Horta, A.C.L., Felizardo, M.P., 2023. From the conventional to the intermittent biodrying of orange solid waste biomass. *Chem. Eng. Process. – Process Intensif.* 188. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2023.109361>

Ministerstvo průmyslu a obchodu, 2015. Dlouhodobá prognóza trhu s hnědým uhlím. Dostupné online: https://www.mpo.cz/assets/cz/ministr-a-ministerstvo/tiskove-informace/2015/6/Dlouhodobá_prognóza_trhu_HU_15_6.pdf

Ministerstvo životního prostředí. Soustava indikátorů OH – ohlašovací rok 2021. Ministerstvo životního prostředí [online]. [cit. 2024-02-11]. Accesible from: [https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/odpady_podrubrika/\\$FILE/OODP-Indikatory_za%202021_final-20221031.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/odpady_podrubrika/$FILE/OODP-Indikatory_za%202021_final-20221031.pdf)

Mohammed, M., Ozbay, I., Durmusoglu, E., 2017. Bio-drying of green waste with high moisture content. *Process Saf. Environ. Prot.* 111, 420–427. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2017.08.002>

Moško, J., Pohořelý M., Cajthaml T., Jeremiáš M., Robles-Aguilar A., Skoblia S., Beňo Z., Innemanová P., Linhartová L., Michalíková K., Meers E., 2021. Effect of pyrolysis temperature on removal of organic pollutants present in anaerobically stabilized sewage sludge, *Chemosphere* 265, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129082>.

Navae-Ardeh, S., Bertrand, F., Stuart, P.R., 2010. Key variables analysis of a novel continuous biodrying process for drying mixed sludge. *Bioresour. Technol.* 101, 3379–87.

Navae-Ardeh, S., François, B., Stuart, P., 2011. Development and Experimental Evaluation of a 1D Distributed Model of Transport Phenomena in a Continuous Biodrying Process for Pulp and Paper Mixed Sludge. *Drying Technol.* 29, 2, 135-152. DOI: 10.1080/07373937.2010.482723.

Ncube, N.S., Afolayan, A.J., Okoh, A.I., 2008. Assessment techniques of antimicrobial properties of natural compounds of plant origin : current methods and future trends. *Arfrican J. Biotechnol.* 7, 1797–1806. <https://doi.org/10.5897/AJB07.613>

Ncube, N.S., Afolayan, A.J., Okoh, A.I., 2008. Assessment techniques of antimicrobial properties of natural compounds of plant origin : current methods and future trends. *African J. Biotechnol.* 7, 1797–1806. <https://doi.org/10.5897/AJB07.613>

Pilnáček, V., Inemannová P., Šereš, M., Michalíková, K., Stránská, Š., Wimmerová, L., Cajthaml, T. (2019), Micropollutant biodegradation and the hygienization potential of biodrying as a pretreatment method prior to the application of sewage sludge in agriculture. *Ecol. Eng.* 127, 212 – 219.

Pohořelý M., Svoboda K., Trnka O., Baxter D., Hartman M., 2005. Gaseous Emissions from the Fluidized-bed Incineration of Sewage Sludge. *Chem. Pap.* 59, 458–463

Pourcher, A., Morand, P., Billaudel, S., Monpocho, S., Federighi, M., 2005. Decrease of enteric micro-organisms from rural sewage sludge during their composting in straw mixture. *J. App. Microbiol.* 99, 528–539. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2005.02642.x>

Pourcher, A., Morand, P., Billaudel, S., Monpocho, S., Federighi, M., 2005. Decrease of enteric micro-organisms from rural sewage sludge during their composting in straw mixture. *J. App. Microbiol.* 99, 528–539. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2005.02642.x>

Rada, E.C., Ragazzi, M., Badea, A., The, I., Union, E., Directives, E.U., Treatments, M.B., Mbt, I., Fuel, S.R., 2012. MSW bio-drying : design criteria from a 10 years, *Mech. Engin.* 74, 209-216.

Rada, E.C., Ragazzi, M., 2022. Potential of bio-drying applied to exhausted grape marc. *Wine stud.* 1, <https://doi.org/10.4081/ws.2012.e2>

Rada, E.C., Ragazzi, M., Panaitescu, V., Apostol, T., 2005. Some research perspectives on emissions from bio-mechanical treatments of municipal solid waste in Europe. *Environ. Technol.* 26, 1297–302. <https://doi.org/10.1080/09593332608618604>

Ryckeboer, J., Mergaert, J., Coosemans, J., Deprins, K., Swings, J., 2003. Microbiological aspects of biowaste during composting in a monitored compost bin. *J. Appl. Microbiol.* 94, 127–137. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2003.01800.x>

Sadef, Y., Poulsen, T.G., Bester, K., 2015. Impact of compost process conditions on organic micro pollutant degradation during full scale composting. *Waste Manag.* 40, 31–37. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.03.003>

Sadef, Y., Poulsen, T.G., Bester, K., 2015. Impact of compost process conditions on organic micro pollutant degradation during full scale composting. *Waste Manag.* 40, 31–37. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.03.003>

Sampedro I, Giubilei M, Cajthaml T, Federici E, Federici F, Petruccioli M, D'Annibale A. 2009. Short-term impact of dry olive mill residue addition to soil on the resident microbiota. *Biores. Technol.* 100: 6098–6106. Doi:10.1016/j.biortech.2009.06.026

Sen, R., Annachhatre, A.P., 2015. Effect of air flow rate and residence time on biodrying of cassava peel waste. *Int. J. Environ. Technol. Manag.* 18, 9–29. <https://doi.org/10.1504/IJETM.2015.068414>

Shao, L.-M., He, X., Yang, N., Fang, J.-J., Lü, F., He, P.-J., 2012. Biodrying of municipal solid waste under different ventilation modes: drying efficiency and aqueous pollution. *Waste Manag. Res.* 30, 1272–80. <https://doi.org/10.1177/0734242X12462278>

Shao, L.M., Ma, Z.H., Zhang, H., Zhang, D.Q., He, P.J., 2010. Bio-drying and size sorting of municipal solid waste with high water content for improving energy recovery. *Waste Manag.* 30, 1165–1170. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.01.011>

Sharara, M.A., Sadaka, S., Costello, T.A., Vandevender, K., 2012. Influence of aeration rate on the physio-chemical characteristics of biodried dairy manure – wheat straw mixture. *Appl. Eng. in Agri.* 28, 407–415.

Sharma, B., Sarkar, A., Singh, P., Singh, R.P., 2017. Agricultural utilization of biosolids: A review on potential effects on soil and plant grown. *Waste Manag.* 64, 117–132. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.002>

Shi, H., Wang, X.C., Li, Q., Jiang, S., 2016. Degradation of typical antibiotics during human feces aerobic composting under different temperatures. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 15076–15087. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6664-7>

Skourides, I., C. Theophilou, M. Loizides, P. Hood S. R. Smith., 2006. Optimisation of an advanced biodrying technology for production of consistent auxiliary fuels from biodegradable municipal waste for industrial purposes. *Waste 2006: Sust. Was. and res. Mana*, 19-21.

Song, X., Ma, J., Gao, J., Liu, Y., Hao, Y., Li, W., Hu, R., Li, A., Zhang, L., 2015. Optimization of bio-drying of kitchen waste: inoculation, initial moisture content and bulking agents. *J. Mater. Cycles Waste Manag.* 19, 496–504. <https://doi.org/10.1007/s10163-015-0450-3>

Steel, H., Buchan, D., De Neve, S., Couvreur, M., Moens, T., Bert, W., 2013. Nematode and microbial communities in a rapidly changing compost environment: How nematode assemblages reflect composting phases. *Europ. Jour. of Soil Bio.* 56, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2013.01.003>

Stella, T., Covino, S., Burianová, E., Filipová, A., Křesinová Z., Voříšková J., Větrovský T., Baldrian, P., Cajthaml, T., 2015. Chemical and microbiological characterization of an aged PCB-contaminated soil. *Sci. Tot. Environ.* 533, 177–186. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.019>

STRÁNSKÁ, Štěpánka. Využití analýzy fosfolipidových mastných kyselin při studiu biosušení. Diplomová práce. Praha: Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze, 2019.

Sugni, M., Calcaterra, E., Adani, F., 2005. Biostabilization-biodrying of municipal solid waste by inverting air-flow. *Bioresour. Technol.* 96, 1331–7. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.11.016>

Tambone, F., Scaglia, B., Scotti, S., Adani, F., 2011. Effects of biodrying process on municipal solid waste properties. *Bioresour. Technol.* 102, 7443–50. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.05.010>

Thelusmond, J.-R., Kawk, E., Strathmann, T. J., Cupples, A. M., 2018. Diclofenac, carbamazepine and triclocarban biodegradation in agricultural soils and the microorganisms and metabolic pathways affected. *Sci. of The Tot. Envi.* 640-641, 1393-1410

Tjalfe, G.P., Bester, K., 2010. Organic Micropollutant Degradation in Sewage Sludge during Composting under Thermophilic Conditions. *Environ. Sci. Technol.* 44(13). 5086-5091.

Tjalfe, G.P., Bester, K., 2010. Organic Micropollutant Degradation in Sewage Sludge during Composting under Thermophilic Conditions. *Environ. Sci. Technol.* 44(13). 5086-5091.

Tom, A.P., Haridas, A., Pawels, R., 2016a. Biodrying Process Efficiency: -Significance of Reactor Matrix Height. *Procedia Technol.* 25, 130–137.
<https://doi.org/10.1016/j.protcy.2016.08.240>

Tom, A.P., Pawels, R., Haridas, A., 2016b. Biodrying process: A sustainable technology for treatment of municipal solid waste with high moisture content. *Waste Manag.*
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.004>

Tunçal, T., Jangam, S. V., Güneş, E., 2011. Abatement of organic pollutant concentrations in residual treatment sludges: A review of selected treatment technologies including drying. *Dry. Technol.* 29, 1601-1610

Velis, C. a, Longhurst, P.J., Drew, G.H., Smith, R., Pollard, S.J.T., 2009. Biodrying for mechanical-biological treatment of wastes: a review of process science and engineering. *Bioresour. Technol.* 100, 2747–61. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.12.026>

Verlicchi, P., Zambello, E., 2015. 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. *Sci. Total Environ.* 538, 750–767.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.108>

Verlicchi, P., Zambello, E., 2015. 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. *Sci. Total Environ.* 538, 750–767.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.108>

Villegas, M., Huiliñir, C., 2014a. Biodrying of sewage sludge: Kinetics of volatile solids degradation under different initial moisture contents and air-flow rates. *Bioresour. Technol.* 174, 33–41. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.09.136>

Villegas, M., Huiliñir, C., 2014b. Biodrying of sewage sludge: Kinetics of volatile solids degradation under different initial moisture contents and air-flow rates. *Bioresour. Technol.* 174, 33–41. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.09.136>

Vyhláška č. 169/2023 Sb., o stanovení podmínek, při jejichž splnění přestává být tuhé palivo z odpadu odpadem. In: Praha: Ministerstvo životního prostředí České Republiky, 2023, volume 2023, number 169.

Vyhláška č. 273/2021 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady. In: Praha: Ministerstvo životního prostředí České Republiky, 2021, volume 2021, number 273.

Vyhláška č. 415/2012 Sb., o přípustné úrovni znečištění ovzduší. In: Praha: Ministerstvo životního prostředí České Republiky, 2012, volume 2012, number 415.

Vyhláška č. 437/2016 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady a změně vyhlášky č. 341/2008 Sb., o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady a o změně vyhlášky č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech

Wang, K., Mao, H., Li, X., 2018. Bioresource Technology Functional characteristics and influence factors of microbial community in sewage sludge composting with inorganic bulking agent. *Bioresour. Technol.* 249, 527–535. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.10.034>

Wang, K., Wang, Y.Y., Chen, T. Bin, Zheng, G. Di, Cao, M.K., Cai, L., 2020. Adding a recyclable amendment to facilitate sewage sludge biodrying and reduce costs. *Chemosphere* 256, 127009. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127009>

Wang, X., Chen, T., Ge, Y., Jia, Y., 2008. Studies on land application of sewage3 sludge and its limiting factors. *J. Hazard. Mater.* 160, 554–558. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.03.046>

Winkler, M.K.H., Bennenbroek, M.H., Horstink, F.H., van Loosdrecht, M.C.M., van de Pol, G.J., 2013. The biodrying concept: An innovative technology creating energy from sewage sludge. *Bioresour. Technol.* 147, 124–129. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.138>

- Wolny-Koładka, K., Malinowski, M., Zdaniewicz, M., 2021. Energy-related and microbiological evaluation of the effects of bulking agents on the brewery hot trub biodrying. *Food Bioprod. Process.* 127, 398–407. <https://doi.org/10.1016/j.fbp.2021.04.001>
- Xu, M., Sun, H., Yang, M., Chen, E., Wu, C., Gao, M., Sun, X., Wang, Q., 2023. Effect of biodrying of lignocellulosic biomass on humification and microbial diversity. *Bioresour. Technol.* 384, 129336. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129336>
- Xu, M., Yang, M., Song, N., Xie, D., Meng, J., Gao, M., Wang, Q., Wu, C., 2022. Biodrying of biogas residue: Maturity and microbial diversity assessment. *J. Environ. Chem. Eng.* 10, 108757. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108757>
- Xu, M., Yang, M., Song, N., Xie, D., Meng, J., Gao, M., Wang, Q., Wu, C., 2022. Biodrying of biogas residue: Maturity and microbial diversity assessment. *J. Environ. Chem. Eng.* 10, 108757. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108757>
- Yang, B., Jahng, D., 2015. Optimization of Food Waste Bioevaporation Process Using Response Surface Methodology. *Dry. Technol.* 33, 1188–1198. <https://doi.org/10.1080/07373937.2014.943235>
- Yang, B., Zhang, L., Jahng, D., 2013. Importance of Initial Moisture Content and Bulking Agent for Biodrying Sewage Sludge. *Dry. Technol.* 32, 135–144. <https://doi.org/10.1080/07373937.2013.795586>
- Yu, B., Chen, T., Wang, X., Yang, J., Zheng, G., Fu, L., Huang, X., Wang, Y., 2023. Insights into the effect mechanism of back-mixing inoculation on sewage sludge biodrying process: Biodrying characteristics and microbial community succession. *Sci. Total Environ.* 857, 159460. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159460>
- Yuan, J., Li, Y., Wang, G., Zhang, D., Shen, Y., Ma, R., Li, D., 2019b. Bioresource Technology Biodrying performance and combustion characteristics related to bulking agent amendments during kitchen waste biodrying. *Bioresour. Technol.* 284, 56–64. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.03.115>
- Yuan, J., Li, Y., Zhang, H., Zhang, D., Chadwick, D., Li, G., Wang, G., Chi, M., Yang, F., 2018a. Effects of adding bulking agents on the biodrying of kitchen waste and the odor

emissions produced. *J. Environ. Sci. (China)* 67, 344–355.
<https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.08.014>

Yuan, J., Zhang, D., Li, Y., Li, J., Luo, W., Zhang, H., Wang, G., Li, G., 2018b. Effects of the aeration pattern, aeration rate and turning frequency on municipal solid waste biodrying performance *Jour. Of Environ. Man.* 218, 416–424.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.089>

Yuan, J., Zhang, D., Ma, R., Wang, G., Li, Y., Li, S., Tang, H., Zhang, B., Li, D., Li, G., 2019a. Effects of inoculation amount and application method on the biodrying performance of municipal solid waste and the odor emissions produced. *Waste Manag.* 93, 91–99.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.05.029>

Zambra, C.E., Rosales, C., Moraga, N.O., Ragazzi, M., 2011. Self-heating in a bioreactor: Coupling of heat and mass transfer with turbulent convection. *Int. J. Heat Mass Transf.* 54, 5077–5086. <https://doi.org/10.1016/j.ijheatmasstransfer.2011.07.025>

Zawadska, A., Krzystek, L., Stolarek, P., Ledakowicz, S., 2010a. Biodrying of Organic Fraction of Municipal Solid Wastes, *Dry. Technol.*, 28, 1220 – 1226.
<https://doi.org/10.1080/07373937.2010.483034>

Zawadzka, A., Krzystek, L., Ledakowicz, S., 2010b. Autothermal biodrying of municipal solid waste with high moisture content. *Chem. Pap.* 64, 265–268.
<https://doi.org/10.2478/s11696-009-0118-3>

ZHANG, D., HE, P., SHAO, L., 2009. Effect of leachate inoculum on biopretreatment of municipal solid waste by a combined hydrolytic-aerobic process. *J. Environ. Sci.* 21, 1162–1168. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62397-9](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62397-9)

Zhang, D., He, P., Shao, L., Jin, T., Han, J., 2008. Biodrying of municipal solid waste with high water content by combined hydrolytic-aerobic technology. *J. Environ. Sci.* 20, 1534–1540. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62562-0](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62562-0)

Zhang, D., Luo, W., Yuan, J., Li, G., 2018a. Co-biodrying of sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste: Role of mixing proportions. *Waste Manag.* 77, 333–340.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.016>

- Zhang, D., Xu, Z., Wang, G., Huda, N., Li, G., Luo, W., 2020. Insights into characteristics of organic matter during co-biodrying of sewage sludge and kitchen waste under different aeration intensities. *Environ. Technol.* 20, 101117. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101117>
- Zhang, D.-Q., He, P.-J., Jin, T.-F., Shao, L.-M., 2008. Bio-drying of municipal solid waste with high water content by aeration procedures regulation and inoculation. *Bioresour. Technol.* 99, 8796–802. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.04.046>
- Zhang, H.Y., Krafft, T., Gao, D., Zheng, G. Di, Cai, L., 2018b. Lignocellulose biodegradation in the biodrying process of sewage sludge and sawdust. *Dry. Technol.* 36, 316–324. <https://doi.org/10.1080/07373937.2017.1326502>
- Zhang, Junya, Cai, X., Qi, L., Shao, C., Lin, Y., Zhang, Jin, Zhang, Y., Shen, P., Wei, Y., 2015. Effects of aeration strategy on the evolution of dissolved organic matter (DOM) and microbial community structure during sludge bio-drying. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 99, 7321–7331. <https://doi.org/10.1007/s00253-015-6640-z>
- Zhao, C., Wang, Y., Wang, Y., Wu, F., Zhang, J., Cui, R., Wang, L., Mu, H., 2018. Insights into the role of earthworms on the optimization of microbial community structure during vermicomposting of sewage sludge by PLFA analysis. *Was. Man.* 79, 700–708. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.08.041>
- Zhao, L., Gu, W., Shao, L., He, P., 2012. Sludge Bio-drying Process at Low Ambient Temperature: Effect of Bulking Agent Particle Size and Controlled Temperature. *Dry. Technol.* 30, 1037–1044. <https://doi.org/10.1080/07373937.2012.665113>
- Zhao, L., Gu, W.-M., He, P.-J., Shao, L.-M., 2010. Effect of air-flow rate and turning frequency on bio-drying of dewatered sludge. *Water Res.* 44, 6144–52. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.002>
- Zhao, L., Gu, W.M., He, P.J., Shao, L.M., 2011. Biodegradation potential of bulking agents used in sludge bio-drying and their contribution to bio-generated heat. *Water Res.* 45, 2322–2330. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.01.014>

Seznam tabulek

Tabulka č. 1 Emisní limity pro spalování a spoluspalování odpadů podle vyhlášky č. 415/2012 Sb., o přípustné úrovni znečištění ovzduší

Tabulka č. 2 Mezní hodnoty koncentrací vybraných rizikových látek a prvků v kalech pro jejich použití na zemědělské půdě (ukazatele pro hodnocení kalů)

Tabulka č. 3 Mikrobiologická kritéria pro použití kalů na zemědělské půdě

Tabulka č. 4 Přehled parametrů zakládek pro čtvrtprovozní reaktor – testy různých poměrů kalu a vylehčující složky

Tabulka č. 5 Obsah sušiny namíchaného substrátu před zahájením procesu

Tabulka č. 6 Odběr vzorků pro on-line a off-line analýzu

Tabulka č. 7 Provozní podmínky spalovacího testu

Tabulka č. 8 Vlastnosti substrátu v experimentálních bězích poloprovozního reaktoru (n=3)

Tabulka č. 9: Vstupní a výstupní hodnoty sušiny zakládky

Tabulka č. 10 Maximální dosažené teploty v jednotlivých vrstvách reaktorů R1 a R2

Tabulka č. 11 Změna obsahu sušiny v jednotlivých bězích

Tabulka č. 12 Změna spalného tepla a výhřevnosti v jednotlivých bězích

Tabulka č. 13 Změna výhřevnosti v jednotlivých bězích

Tabulka č. 14 Průměrné emise a konverze prvků do spalin během ustáleného chodu spalovacího experimentu

Tabulka č. 15 Přítomnost patogenů ve vstupních a výstupních materiálech. Hodnoty v závorkách znamenají směrodatné odchylky (průměr ze 3 vzorků). A a B představují dva nezávislé experimentální cykly

Tabulka č. 16 Antibiotická aktivita a koncentrace detekovatelných endokrinních disruptorů ve vstupních a výstupních vzorcích (ATB: antibiotika, ED: endokrinní disruptory, IRG: irgasan,

BPA: bisfenol-A). Hodnoty v závorkách znamenají směrodatné odchytky (průměr ze 3 vzorků). A a B znamenají dva nezávislé experimentální cykly. Indexy a, b a c označují statisticky homogenní skupiny ($p < 0,05$)

Tabulka č. 17 Obsah sušiny na vstupu a výstupu z poloprovozního reaktoru

Tabulka č. 18 Spalné teplo na vstupu a výstupu z poloprovozního reaktoru

Tabulka č. 19 Výhřevnost na vstupu a výstupu z poloprovozního reaktoru

Tabulka č. 20 Obsahy kontaminantů podle vyhlášky č. 273/2021 Sb., o využívání kalů na zemědělské půdě před a po proběhnutí procesu

Tabulka č. 21 Vývoj koncentrace vybraných skupin bakterií a porovnání s mikrobiologickými kritérii podle vyhlášky č. 437/2016 Sb., o využívání kalů na zemědělské půdě před a po proběhnutí procesu (průměrná hodnota a směrodatná odchytky, $n=5$)

Tabulka č. 22 Obsah farmak vybraných mikropolutantů ze skupiny PPCPs před a po proběhnutí procesu (průměrná hodnota a směrodatná odchytky, $n=3$)

Seznam zkratek

AOX – halogenované organické sloučeniny

AST - test antimikrobiální citlivosti

ATB - antibiotika

BPA – bisfenol A

ČOV – čistírna odpadních vod

DK – dolní komora

ED – endokrinní disruptory

EO – ekvivalentní obyvatelé

G- bakterie – gramnegativní bakterie

G+ bakterie – grampozitivní bakterie

HK – horní komora

IRG -irgasan

KTJ – kolonie tvořící jednotky

m.d. mez detekce použité metody

PAU – polyaromatické uhlovodíky

PC – osobní počítač

PCB – polychlorované bifenyly

PLFA – analýza fosfolipidových mastných kyselin

Poměr C/N – poměr uhlíku a dusíku

PPCPs - Pharmaceuticals and Personal Care Products

PVC – polyvinylchlorid

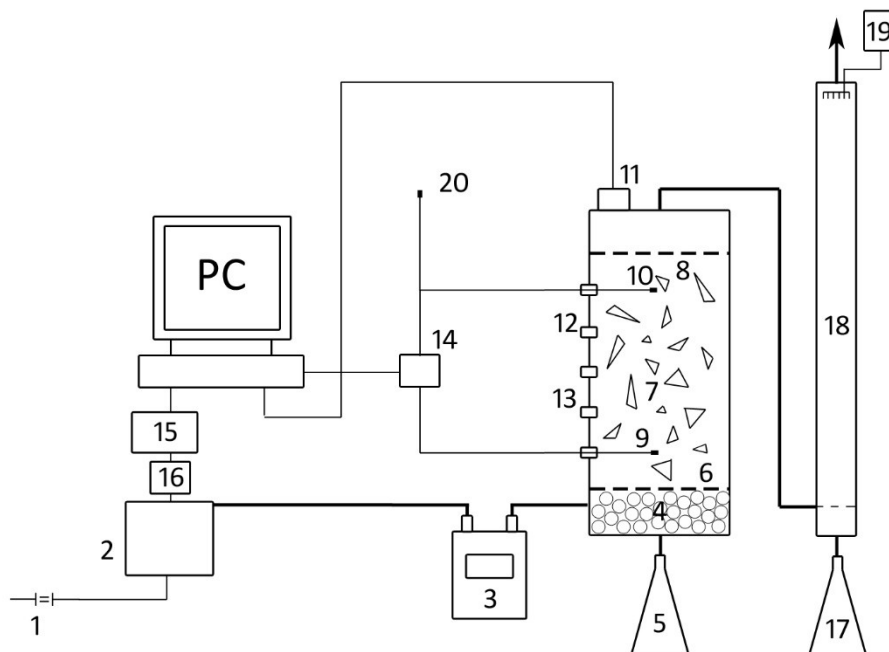
R1 – horní reaktorová komora R1

R2 – spodní reaktorová komora R2

TAP – tuhá alternativní paliva

TZL – tuhé znečišťující látky

Přílohy

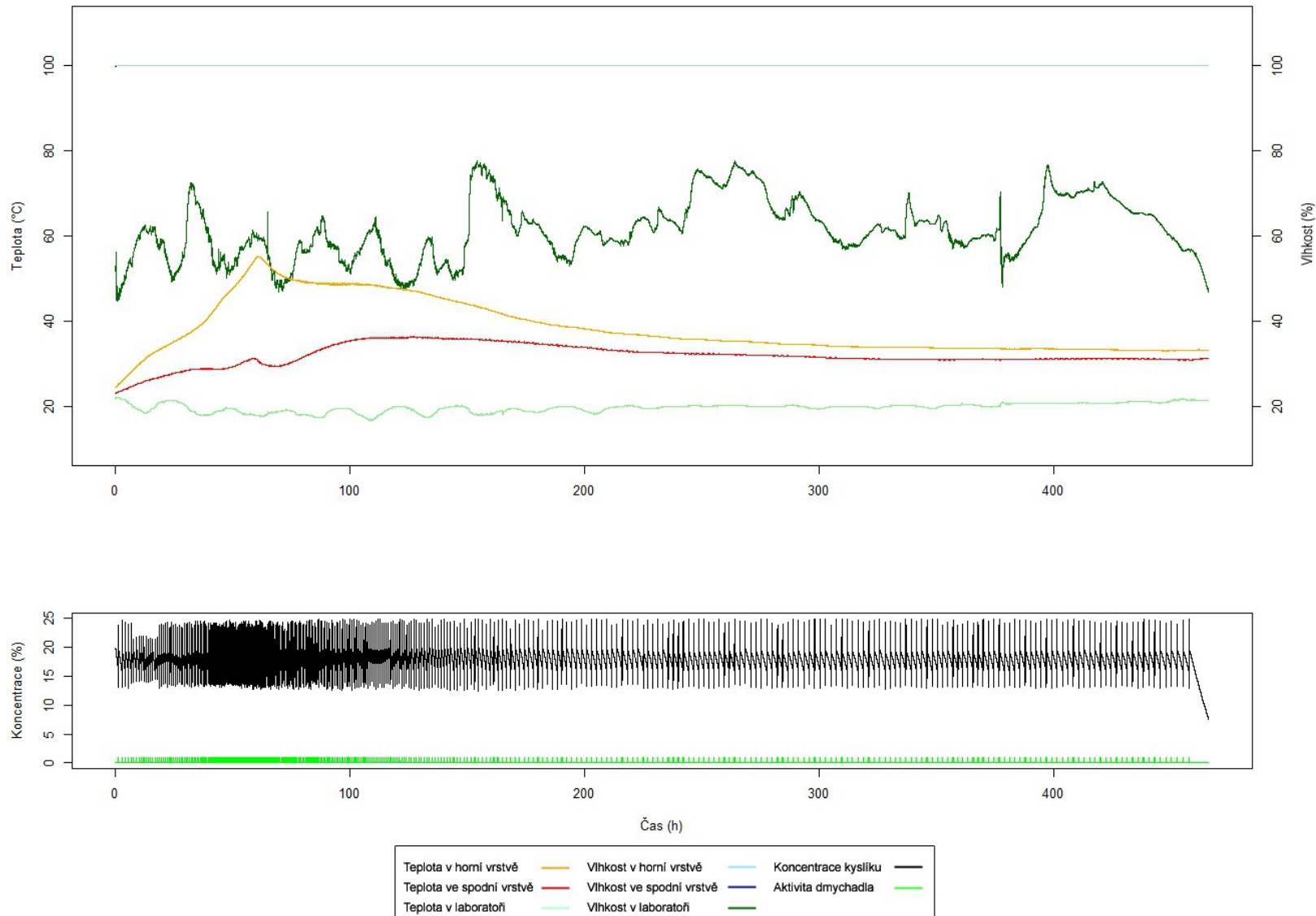


- | | |
|---|--|
| 1 Regulátor napětí | 16 Relé pro spínání zdroje vzduchu |
| 2 Zdroj vzduchu | 17 Erlenmayerova baňka pro odvod kondenzátu |
| 3 Plynoměr | 18 Náplň Biofiltru (kompost, rašelina, kůra, keramzit) |
| 4 Drenážní vrstva | 19 Živný roztok pro biofiltr |
| 5 Erlenmayerova baňka pro odvod výluhu | 20 Teploměr s vlhkoměrem |
| 6 Děrovaný plech | |
| 7 Sušený odpad | |
| 8 Děrovaný plech | |
| 9 Teploměr s vlhkoměrem | |
| 10 Teploměr s vlhkoměrem | |
| 11 Kyslíkový sensor | |
| 12 Port pro odběr vzorků | |
| 13 Port pro odběr vzorků | |
| 14 PC konvertor | |
| 15 USB I/O modul pro spínání zdroje vzduchu | |

Obr. č. I Schéma prvního experimentálního reaktoru

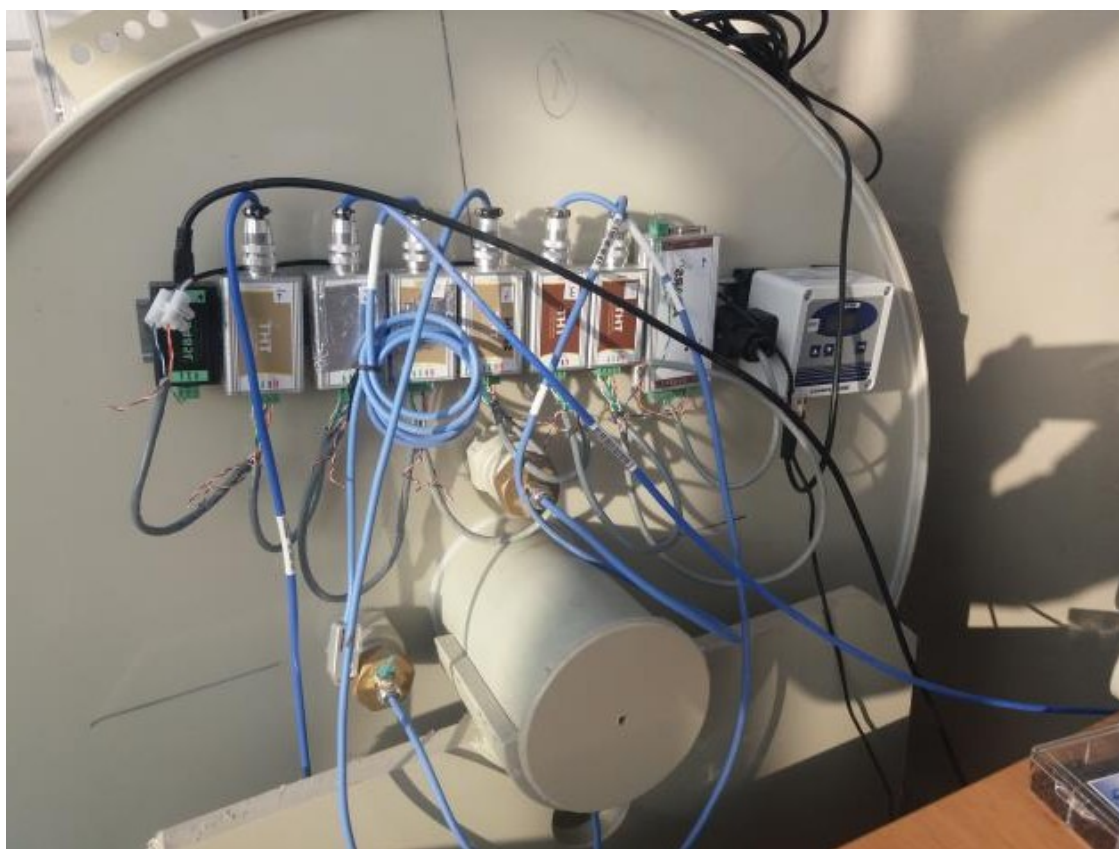


Obr. č. II První experimentální reaktor biosušení



Obr. č. III Vývoj teploty, vlhkosti, koncentrace kyslíku a aktivity dmyhadla při biosušení směsi anaerobně stabilizovaného kalu z čistírny odpadních vod v prvním experimentálním reaktoru biosušení

Obr. č. IV Čtvrtrprovozní reaktory biosušení



Obr. č. V Zapojení teplotních čidel THT2



Obr. č. VI Zapojení teplotních čidel THT2 a kyslíková sonda Aseko



Obr. č. VII Zapojení dmyhadla a plynoměru



Obr. č. VIII poloprovozní reaktor biosušení



Obr. č. IX dokumentace míchání kalu a štěrky před vložením do čtvrtprovozního reaktoru biosušení