

Vermikompostování čistírenského kalu za účelem eliminace mikropolutantů

Pavel Michal, Aleš Hanč, Pavel Švehla

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchbátka, e-mail: michalp@af.czu.cz

Souhrn

Jednou z možností úpravy čistírenského kalu před jeho aplikací na zemědělskou půdu je vermikompostování. Výsledky zahraničních studií naznačují, že žížaly mají schopnost degradovat, resp. akumulovat různé mikropolutanty, například těžké kovy, endokrinní disruptory či zbytky léčiv. Využití vermikompostování pro zpracování kalu však může bránit citlivost žížal vůči jiným látkám, zejména amoniakálnímu dusíku. Příspěvek shrnuje prvotní poznatky výzkumu zaměřeného na hodnocení aktivity žížal v kalu.

Klíčová slova: *čistírenský kal, vermikompostování, mikropolutanty, inhibiční vlivy, amoniak*

Úvod

Čistírenské kaly jsou bohatým zdrojem základních anorganických živin i organické hmoty a z tohoto pohledu jsou dobře využitelné v rostlinné výrobě. Při procesu čištění odpadních vod však do kalu přechází řada látek typu endokrinních disruptorů, reziduí léčiv, PCB, PAU či těžkých kovů (např. Hanč, 2003; Ezechias a Cajthaml, 2018; Racz a Goel, 2010; Butkovskiy a kol., 2016). To je způsobeno zejména sorpcí na pevné částice primárního či sekundárního kalu při mechanickém i biologickém čištění. V současné době dochází v této souvislosti k významnému zpřísnění podmínek aplikace čistírenského kalu na zemědělskou půdu (vyhláška č. 437/2016 Sb). Existuje tedy reálné riziko, že nebude možno využít potenciál vysokého obsahu hlavních živin v kalu, se kterým bude nutno nakládat v podstatě jako s odpadem.

Z výše uvedených důvodů se jeví jako nezbytné hledat metody, které povedou k eliminaci pestré škály mikropolutantů obsažených v čistírenském kalu i k hygienizaci kalu a zároveň k zachování obsahu cenných látek v tomto kalu obsažených. Cílem výzkumu realizovaného v současné době na pracovištích ČZU a partnerských organizací je posoudit za tímto účelem možnost využití vermikompostování jako metody zpracování kalu. Vermikompostování představuje specifickou variantu kompostovacího procesu, při které má zásadní význam aktivita žížal (Dominguez a Edwards, 2011). Tato metoda je vhodná pro zpracování pestré škály materiálů s vysokým obsahem organické hmoty. V zásadě je tedy možno očekávat, že bude aplikovatelná i pro zpracování čistírenského kalu. Navíc, mnohé studie naznačují, že žížaly mají schopnost degradovat, resp. akumulovat, celou řadu výše zmíněných mikropolutantů (např. Rorata a kol., 2017; He a kol., 2016; Sidhu a kol., 2019), avšak na ně může negativním způsobem působit i amoniakální dusík (N-amon), který představuje jednu z nejvýznamnějších živin obsažených v kalu (Hanč a kol., 2011a; Hill a kol., 2013).

Pod pojmem čistírenský kal zpravidla rozumíme odvodněný anaerobně stabilizovaný kal vznikající jako konečný produkt procesu čištění na většině městských čistíren odpadních vod. Při mechanickém, resp. primárním, čištění odpadní vody vzniká tzv. primární kal obsahující jemné částičky zejména organické povahy, které jsou z odpadní vody odstraněny ve fázi mechanického čištění. Přebytečná biomasa mikroorganismů odpovědných za biologické, resp. sekundární, čištění odpadní vody pak představuje další zdroj kalu označovaný jako sekundární kal. Směs primárního a sekundárního kalu je v rámci větších městských čistíren odpadních vod (ČOV) zpravidla zpracovávána procesem anaerobní stabilizace kalu v metanizační nádrži, přičemž je produkován energeticky využitelný bioplyn (Dohányos a kol., 1998). Nicméně, v objektech menších obecních ČOV, své uplatnění pro zpracování kalu nachází i proces aerobní stabilizace, při kterém není na rozdíl od anaerobní stabilizace kalu možno převést energii obsaženou v kalu do využitelného produktu. Tato technologie může být aplikována ve velice jednoduchých technických variantách, což je z hlediska investičních i provozních nákladů pozitivní právě při čištění odpadních vod v menších objektech.

Amoniakální dusík (N-amon) je při anaerobní i aerobní stabilizaci kalu primárním produktem mineralizace dusíku obsaženého v organické hmotě. Toxicita N-amon vůči živým organismům je kromě jeho celkové koncentrace také silně závislá na aktuální hodnotě pH a na teplotě (Anthonisen a kol.,

1976; Ip a kol., 2001; Hill a kol., 2013). Důvodem této skutečnosti je vliv pH a teploty na zastoupení disociovaného NH_4^+ a nedisociovaného volného NH_3 v rámci celkové koncentrace N-amon, která zahrnuje obě formy. Toxicky zpravidla působí nedisociovaná forma (N-NH_3). Její zastoupení při dané celkové koncentraci N-amon roste s rostoucí hodnotou pH a s rostoucí teplotou (Anthonisen a kol., 1976).

Cílem tohoto příspěvku je shrnout prvotní výsledky experimentů zaměřených na vermikompostování čistírenského kalu, respektive jeho směsi s dalšími substráty. Důraz byl také kladen na potenciální vliv amoniakálního dusíku, resp. nedisociovaného amoniaku, na počet živých žížal při procesu vermikompostování testovaného kalu.

Metodika provedených experimentů

V rámci níže popsaného experimentu byl použit anaerobně stabilizovaný čistírenský kal a zahradní bioodpad, jehož jednotlivé komponenty byly smíchány na základě složení typického pro zástavbu rodinných domů v jarním období, ve kterém převažovala tráva, drobné větve a zbytky zeminy (Hanč a kol., 2011b). Zahradní bioodpad a jeho směsi s čistírenskými kaly (tabulka 1) byly nejprve 14 dní předkompostovány ve speciálních fermentorech (Hanč a kol., 2017). Varianta s čistírenským kalem bez zahradního bioodpadu (varianta 5) nebyla podrobena fázi předkompostování. Při předkompostování substrátu proběhla termofilní fáze rozkladu organické hmoty. V rámci provzdušňování bylo dodáno 2,2 l vzduchu za hodinu na 1 kg počáteční směsi čerstvého bioodpadu.

K surovinám byl dále dodán substrát se žížalami rodu *Eisenia*. Vermikompostování probíhalo v plastových vermikompostovacích miskách o rozměrech 40 x 40 x 18 cm, které byly umístěny na kovové konstrukci. Každá varianta byla založena ve 3 opakováních. Z důvodu zabránění vysychání substrátů byla každá miska zakryta děrovaným nerezovým víkem, na jehož spodní straně byl umístěn závlahový systém.

Tabulka 1: Schéma vermikompostovacího experimentu

Varianta	Složení
1	čistírenský kal (50 % obj.) + zahradní bioodpad (50 % obj.) – varianta bez žížal
2	zahradní bioodpad (100 % obj.)
3	čistírenský kal (50 % obj.) + zahradní bioodpad (50 % obj.)
4	čistírenský kal (75 % obj.) + zahradní bioodpad (25 % obj.)
5	čistírenský kal (100 % obj.)

Výsledky a diskuse

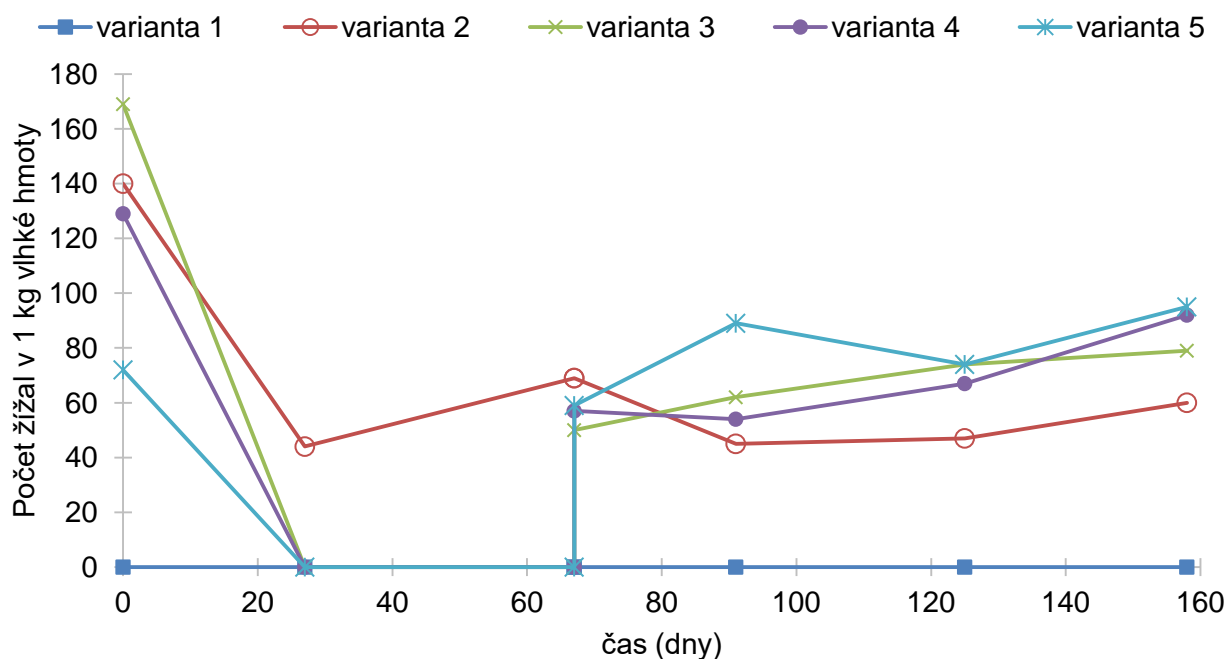
Vliv koncentrace volného amoniaku na počty žížal ve variantách obsahujících čistírenský kal

Z vývoje počtu žížal ve vzorcích během vermikompostovacího procesu je zřejmé, že přestože bylo u variant 1 – 4 provedeno předkompostování, při kterém proběhla termofilní fáze procesu, podmínky byly ve vermikompostovací základce v první fázi procesu ve variantách obsahujících čistírenský kal pro život žížal zcela nevyhovující. Počet živých dospělých žížal ve všech variantách obsahujících čistírenský kal a žížaly (varianty 3 – 5) byl v rámci druhého a třetího odběru nulový (viz graf 1). Je však zajímavé, že po přidavku dalších žížal, ke kterému došlo po 67 dnech vermikompostování, již byly žížaly schopné v substrátu bez větších problémů přežít.

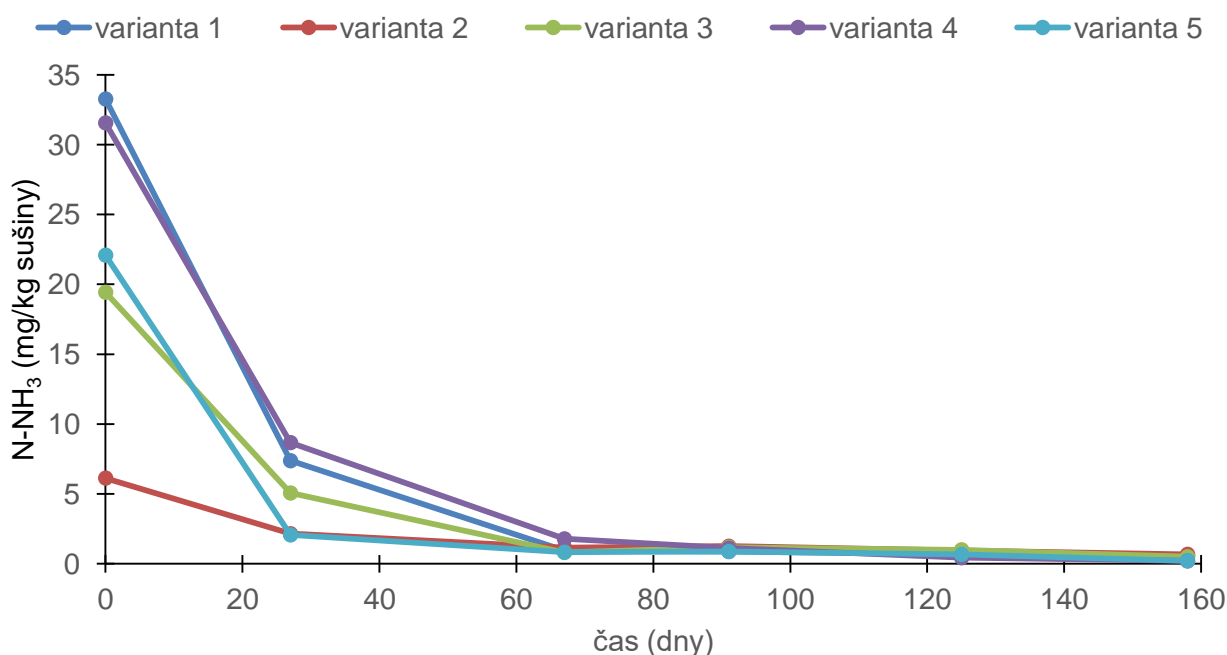
Z grafu 2 je možno učinit předpoklad, že důvodem ke změnám v toleranci žížal vůči zpracovávanému substrátu jsou silné změny v koncentraci volného amoniaku v substrátu. Zatímco na začátku vermikompostování (den 0) dosahovala koncentrace N-NH_3 ve variantách obsahujících čistírenský kal (varianty 1, 3, 4, 5) 19 – 33 mg/kg, po 67 dnech, kdy byly přidány další žížaly, již nepřevyšovala 2 mg/kg.

U daného vzorku kalu se tedy zdá, že udržení podmínek umožňujících přežití žížal skutečně souvisí s aktuální koncentrací amoniakálního dusíku, resp. nedisociovaného amoniaku. To vyplývá již z práce Hanče a kol. (2011a), ve které bylo konstatováno, že žížaly mohou přežívat v kalu při koncentraci N-amon do cca 200 ppm, resp. 200 mg na 1 kg vlhké hmoty. Výsledky presentované v tomto příspěvku vedou k předpokladu, že chemickou formou dusíku působící negativně na žížaly je NH_3 , který vykazuje

zvláště silný inhibiční efekt nejen vůči nim, ale i vůči řadě dalších organismů (Anthonisen a kol., 1976; Ip a kol., 2001; Hill a kol., 2013).



Graf 1: Počet žížal v průběhu vermikompostování



Graf 2: Koncentrace N-NH₃ v průběhu vermikompostování

Vliv koncentrace volného amoniaku na počty žížal ve variantě bez čistírenského kalu

Varianta bez přidavku čistírenského kalu (varianta 2) vykazovala na začátku experimentu koncentraci N-NH₃ cca 6 mg/kg, přičemž počet žížal mezi prvním odběrem (nultý den) a druhým odběrem (27. den) sice výrazně poklesl (ze 140 na 44 kusů na 1 kg vlhké hmoty substrátu), nicméně na rozdíl od ostatních variant nedošlo zdaleka k jejich úplnému vymizení. V dalším průběhu experimentu došlo k poklesu

koncentrace N-NH₃ na hodnoty okolo 2 mg/kg, resp. nižší, což vedlo ke stabilizaci počtu žížal na hodnotách mezi 45 a 69 kusy na 1 kg (graf 1).

Transformace sloučení dusíku v průběhu vermikompostování kalu a jejich vliv na průběh procesu

V průběhu kompostování, resp. vermikompostování, zpravidla dochází k poklesu koncentrace N-amon v důsledku průběhu nitrifikace. Současně může v řadě případů v průběhu procesu docházet i k poklesu hodnoty pH, případně i k těkání NH₃ do atmosféry (Velasco-Velasco a kol., 2011). Tyto faktory vedou k postupnému poklesu koncentrace toxického NH₃ v prostředí materiálu podrobenému kompostování, resp. vermikompostování. To je dobře dokumentováno i v grafu 2.

Vysoká koncentrace N-NH₃ na začátku vermikompostovacího procesu byla způsobena akumulací N-amon v kalu v průběhu anaerobní stabilizace, při které byl N-amon produkován v důsledku mineralizace organického dusíku obsaženého v surovém kalu (Dohányos et al., 1998) a poměrně vysokou hodnotou pH použitého kalu, která dosahovala cca 7,8. V rámci předkompostování (varianty 1 – 4) a následného vermikompostování mohla část NH₃ v závislosti na aktuální hodnotě pH a na teplotě postupně vytékat. Pokles koncentrace NH₃ byl však patrně způsoben zejména průběhem nitrifikace, který je doprovázen postupným nárůstem koncentrace N-NO₃⁻ ve zpracovávaném substrátu v důsledku transformace N-amon na N-NO₃⁻ (Hanč a kol., 2011a). Význam mohl mít i pokles hodnoty pH pohybující se na konci vermikompostování v jednotlivých variantách v rozmezí cca 6,9 až 7,3.

Zpracování čistírenského kalu ve dvoustupňovém systému kompostování

Na základě výše diskutovaných výsledků je možno předpokládat, že při kompostování čistírenského kalu, resp. směsi tohoto kalu s dalšími substráty, bude možno identifikovat okamžik, od kterého budou v systému panovat podmínky kompatibilní s životními nároky žížal. Proto se v případě působení N-amon jako jediného, resp. nejsilnějšího, inhibičního faktoru limitujícího aktivitu žížal při vermikompostování kalu jeví jako reálné provádět dvoustupňové kompostování kalu, resp. jeho směsi s dalšími substráty, kdy v první fázi bude využito pouze aktivity mikroorganismů a žížaly budou k substrátu přidány až ve druhé fázi. Při tomto uspořádání by v první fázi v důsledku přirozeného průběhu nitrifikace, popřípadě i v důsledku těkání amoniaku, došlo k eliminaci toxického vlivu amoniaku a ve druhé fázi by pak v plné míře mohla být využita aktivita žížal za účelem eliminace sledovaných mikropolutantů (Rorata a kol., 2017; He a kol., 2016; Sidhu a kol., 2019 atd.).

Závěr

Bylo potvrzeno, že žížaly mohou přežít a být aktivní i v prostředí obsahujícím čistírenský kal. Nicméně, průběh procesu může být dramatickým způsobem ohrožen v důsledku negativního působení N-amon, resp. nedisociovaného amoniaku na žížaly. Za účelem odstranění různých mikropolutantů z kalu bude zapotřebí realizovat dvoustupňové kompostování, díky kterému dojde k odeznění termofilní fáze procesu a k eliminaci inhibičního vlivu amoniakálního dusíku. V následné fázi pak bude využito schopností žížal dokončit rozkladný proces a odstranit mikropolutanty. Cílem navazujícího výzkumu bude nalezení optimálních podmínek a ověření efektivní hygienizace zpracovávaného kalu.

Poděkování

Příspěvek byl vypracován v rámci řešení projektu podporovaného MZe ČR v rámci NAZV, registrační číslo projektu QK1910095. Autoři děkují poskytovateli dotace za finanční podporu výzkumu.

Literatura

- Anthonisen A.C., Loehr R.C., Prakasam T.B.S., Srinath E.G., 1976. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. Journal of the Water Pollution Control Federation 48, 835-852.
- Butkovskiy A., Ni G., Hernandez Leal L., Rijnaarts H.H.M., Zeeman G., 2016. Mitigation of micropollutants for black water application in agriculture via composting of anaerobic sludge. Journal of Hazardous Materials 303, 41-47.
- Dohányos M., Zábranská J., Jeníček P., Fialka P., Kajan M., 1998. Anaerobní čistírenské technologie. NOEL 2000, Brno, 343 stran.

- Domínguez J., Edwards C.A., 2011. Relationships between composting and vermicomposting. In: *Vermiculture Technology* (Eds. Edwards C.A., Arancon N.Q., Sherman R.), Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis Group, 11-25.
- Ezechias M., Cajthaml T., 2018. Receptor partial agonism and method to express receptor partial activation with respect to novel Full Logistic Model of mixture toxicology. *Toxicology* 393, 26-33.
- Hanc A., Ohecova P., Vasak F., 2017. Changes of parameters during composting of bio-waste collected over four seasons. *Environmental Technology* 38, 1751-1764.
- Hanč A. *Mobilita kadmia a zinku v čistírenských kalech*. Doktorská disertační práce, ČZU v Praze, 2003, 150 stran.
- Hanč A., Vašák F., Švehla P., 2011a. Vliv obsahu amonného dusíku na vermikompostování čistírenského kalu. Sborník z konference Racionální použití hnojiv 2011. Praha, 30. 11. 2011. PowerPrint, Praha. ISBN 978-80-2013-2224-0.
- Hanc A., Novak P., Dvorak M., Habart J., Svehla P., 2011b. Composition and parameters of household bio-waste in four seasons. *Waste Management* 31, 1450-1460.
- He X., Zhang Y., Shen M., Zeng G., Zhou M., Li M., 2016. Effect of vermicomposting on concentration and speciation of heavy metals in sewage sludge with additive materials. *Bioresource Technology* 218, 867-873.
- Hill G.B., Baldwin S.A., Vinnerås B., 2013. Evaluation of Solvita compost stability and maturity tests for assessment of quality of end-products from mixed latrine style compost toilets. *Waste Management* 33, 1602–1606.
- Ip Y.K., Chew S.F., Randall D.J., 2001. Ammonia toxicity, tolerance, and excretion. *Fish Physiology*, 20, 109-148
- Racz L., Goel R.K., 2010. Fate and removal of estrogens in municipal wastewater. *Journal of Environmental Monitoring* 12, 58-70.
- Rorata A., Wloka D., Grobelak A., Grosser A., Sosnecka A., Milczarek M., Jelonek P., Vandenbulcke F., Kacprzak M., 2017. Vermiremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in sewage sludge composting proces. *Journal of Environmental Management* 187, 347-353.
- Sidhu H., O'Connor G., Ogram A., Kuldip Kumar K., 2019. Bioavailability of biosolids-borne ciprofloxacin and azithromycin to terrestrial organisms: Microbial toxicity and earthworm responses. *Science of the Total Environment* 650, 18-26.
- Velasco-Velasco J., Parkinson R., Kurib V., 2011. Ammonia emissions during vermicomposting of sheep manure. *Bioresource Technology*, 102, 10959-10964.
- Vyhláška č. 437/2016 Sb. o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě. Ministerstvo životního prostředí ve spolupráci s Ministerstvem zemědělství a Ministerstvem zdravotnictví.