# Inhibiční vliv amoniakálního dusíku při vermikompostování čistírenského kalu a možnosti jeho potlačení

***Pavel MÍCHAL, 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 – Suchdol,*
*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 akumulovat, resp. degradovat, 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 prostředí kalu. V rámci popsaného experimentu bylo zjištěno, že amoniakální dusík, resp. nedisociovaný amoniak, může v prostředí čistírenského kalu způsobovat masívní úhyn žížal. Na druhou stranu se zdá, že v případě realizace dvoustupňového kompostování kalu, při kterém žížaly přicházejí do kontaktu s kalem až v pozdější fázi biologického procesu při podstatně nižší koncentraci amoniakálního dusíku, resp. nedisociovaného amoniaku, je možno udržet aktivitu žížal v systému i v případě, že čistírenský kal je prakticky jediným zdrojem substrátu pro žížaly. Na základě těchto zjištění se tedy jeví jako smysluplné realizovat výzkum zaměřený na studium možnosti eliminace mikropolutantů z kalu s využitím procesu vermikompostování.*

***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[1,2,3,4]. 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, přičemž pozornost je věnována chemickým ukazatelům znečištění i počtům patogenních organismů[5]. 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. Technologie, které jsou schopny z kalu vybrané látky (zejména sloučeniny fosforu) získat, jsou většinou založeny na destruktivních postupech tepelného zpracování kalu[6]. Většina cenných látek je v těchto případech degradována a není je tedy možno využít v zemědělské praxi.

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[7]. 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[8,9,10]. Na druhou stranu však není možno vyloučit inhibiční působení různých látek obsažených v kalu na aktivitu žížal, případně i toxický efekt těchto látek vůči žížalám. Kromě obecně známých rizikových látek, mezi které spadají i výše zmíněné mikropolutanty, může na žížaly negativním způsobem působit i amoniakální dusík (N-amon), který představuje jednu z nejvýznamnějších živin obsažených v kalu[11,12].

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 částečky 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[13].

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.

V řadě případů je kal produkovaný v rámci malých ČOV převážen ke zpracování do objektů větších ČOV. Proces biologické stabilizace kalu v anaerobních i aerobních podmínkách probíhá zpravidla při celkové sušině kalu pohybující se v jednotkách procent (koncentrace nerozpuštěných látek nejčastěji 10 – 60 $g \cdot dm^{-3}$). Stabilizovaný kal je tedy nutno odvodnit na sušinu mezi cca 20 a 30 %. Vlastnosti anaerobně a aerobně stabilizovaného kalu se mohou do určité míry lišit, což může ovlivnit i průběh vermikompostování kalu.

Amoniakální dusík (N-amon) je při anaerobní i aerobní stabilizaci kalu primárním produktem mineralizace dusíku obsaženého v organické hmotě. Vzhledem k redukčním podmínkám charakteristickým pro metanizační nádrže je také dominující formou anorganického dusíku v anaerobně stabilizovaném kalu. Při aerobní stabilizaci kalu však v závislosti na podmínkách může docházet při tomto procesu k nitrifikaci N-amon na dusičnanový dusík[14], který již zdaleka nemá tak vysoký potenciál působit inhibičně na aktivitu žížal při vermikompostování.

Toxicita N-amon vůči živým organismům je kromě jeho celkové koncentrace také silně závislá na aktuální hodnotě pH a na teplotě[12,15,16]. 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 ($N\text{-}NH_3$). Její zastoupení při dané celkové koncentraci N-amon roste s rostoucí hodnotou pH a s rostoucí teplotou. Koncentraci $N\text{-}NH_3$ ($c(N\text{-}NH_3)$) je při znalosti celkové koncentrace N-amon (c(N-amon)), hodnoty pH a teploty ve °C (T) možno přibližně vypočítat dle následující rovnice (1)[15]:

$$c(N-NH_3) = \frac{c(N-amon) \cdot 10^{pH}}{\exp\left(\frac{6334}{273+T}\right) + 10^{pH}} \qquad (1)$$

Cílem tohoto příspěvku je shrnout prvotní výsledky experimentů zaměřených na vermikompostování čistírenského kalu, respektive jeho směsi s dalšími substráty, za účelem navržení parametrů pro navazující experimenty zaměřené na využití žížal k eliminaci různých mikropolutantů z čistírenského kalu. Hlavní důraz byl kladen na potenciální vliv amoniakálního dusíku, resp. nedisociovaného amoniaku, na počet živých žížal při procesu vermikompostování testovaného kalu.

## Experimentální část

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[16]. Základní charakteristiky materiálů využitých v rámci experimentu jsou uvedeny v tabulce 1.

Zahradní bioodpad a jeho směsi s čistírenskými kaly (tabulka 2) byly nejprve 14 dní předkompostovány ve speciálních fermentorech[17]. 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 o objemu 13 l byl dodán substrát se žížalami rodu *Eisenia* o objemu 3 l, který obsahoval přibližně 600 kusů žížal. Počáteční množství žížal v 1 kg vlhké hmoty je uvedené v tabulce 2. 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: Základní charakteristiky použitých substrátů***

| | **Sušina %** | **Org. sušina %** | **pH** | **$N_{tot}$ % (v sušině)** | **$N\text{-}NH_4^+$ $mg \cdot kg_{sušiny}^{-1}$** |
|---|---|---|---|---|---|
| Zahradní bioodpad | 46,5 | 87,9 | 6,5 | 1,8 | 607 |
| Čistírenský kal | 35,1 | 49,0 | 7,8 | 2,7 | 1324 |

***Tabulka 2: Schéma vermikompostovacího experimentu***

| **Varianta** | **Složení** | **Počáteční množství žížal ($ks \cdot kg^{-1}$)** |
|---|---|---|
| 1 | čistírenský kal (50 % obj.) + zahradní bioodpad (50 % obj.) | 0 |
| 2 | zahradní bioodpad (100 % obj.) | 140 |
| 3 | čistírenský kal (50 % obj.) + zahradní bioodpad (50 % obj.) | 169 |
| 4 | čistírenský kal (75 % obj.) + zahradní bioodpad (25 % obj.) | 129 |
| 5 | čistírenský kal (100 % obj.) | 72 |

Vzorky byly odebírány na začátku vermikompostování (1. odběr, čas 0) a dále v pěti cca měsíčních intervalech. Po 3. odběru (po 67 dnech) byl do variant 3 – 5 přidán opět substrát se žížalami v objemu 3 l (to odpovídá celkovému množství žížal cca 600 ks). S ohledem na hmotnost zpracovávaného substrátu činil obsah žížal na 1 kg vlhké hmoty v okamžiku jejich přídavku 50 žížal pro variantu 3; 57 žížal pro variantu 4 a 59 žížal pro variantu 5. Při každém odběru byl materiál z misky vysypán, zvážen a zjištěn objem. Poté bylo odebráno 200 g vzorku (vždy ve třech opakováních), ze kterého byly ručně vybrány žížaly. Byl zjištěn jejich počet přepočtený na 1 kg vlhké hmoty vermikompostovaného substrátu, resp. průměrná hodnota tohoto počtu ze tří opakování. Žížaly se již zpět do odebraného vzorku nevracely. Vzorek byl usušen při teplotě 40 °C do konstantní sušiny a rozemlet. Za účelem dosažení homogenity byl vzorek analyzován v suchém stavu.

Koncentrace N-amon byla kvantifikována po extrakci 0,01 $mol \cdot dm^{-3}$ $CaCl_2$. Následně byly výsledky přepočteny na hodnotu v mg $N \cdot kg_{suš.}^{-1}$. Stanovení proběhlo segmentovou průtokovou analýzou s kolorimetrickým stanovením na přístroji SKALAR$^{plus}$SYSTEM (Skalar, Holandsko). Hodnota pH substrátu podrobeného vermikompostování byla stanovována potenciometricky ve výluhu připraveného z vlhkého substrátu a demineralizované vody v poměru 1 : 10 přístrojem WTW pH 340i. Výpočet aktuální koncentrace $N\text{-}NH_3$ byl proveden podle rovnice (1).

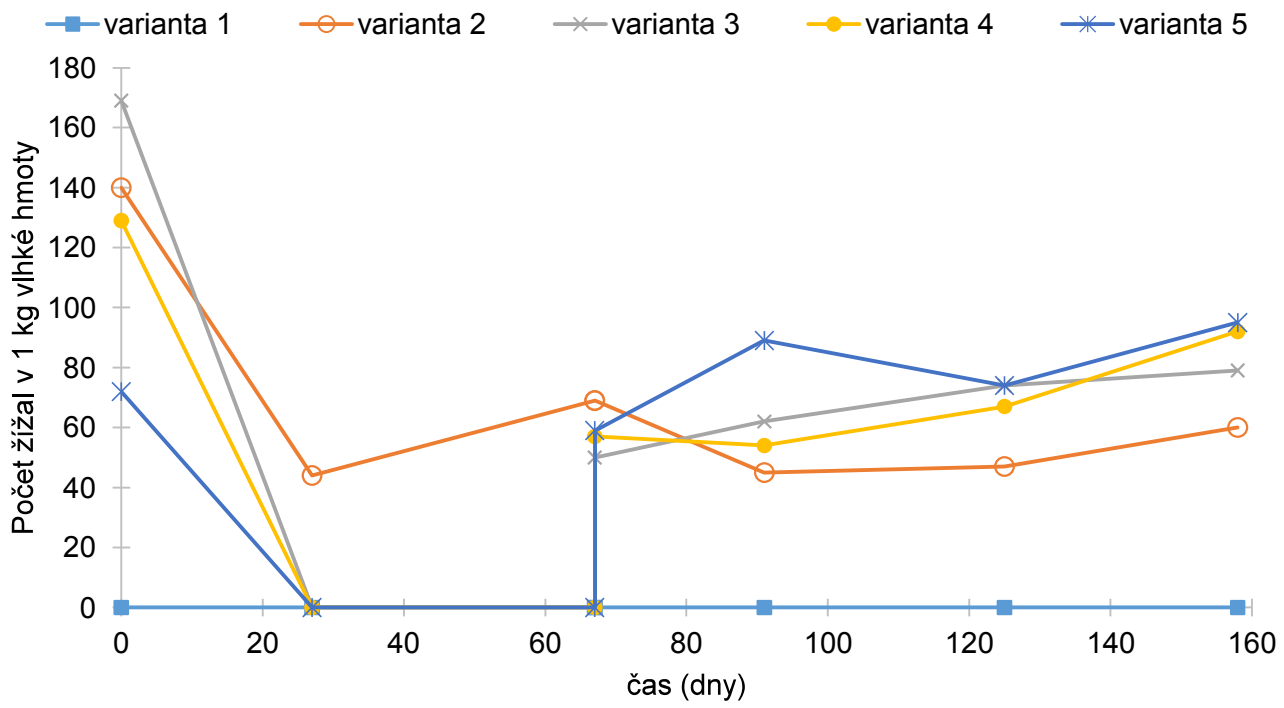
## Výsledky a diskuse

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

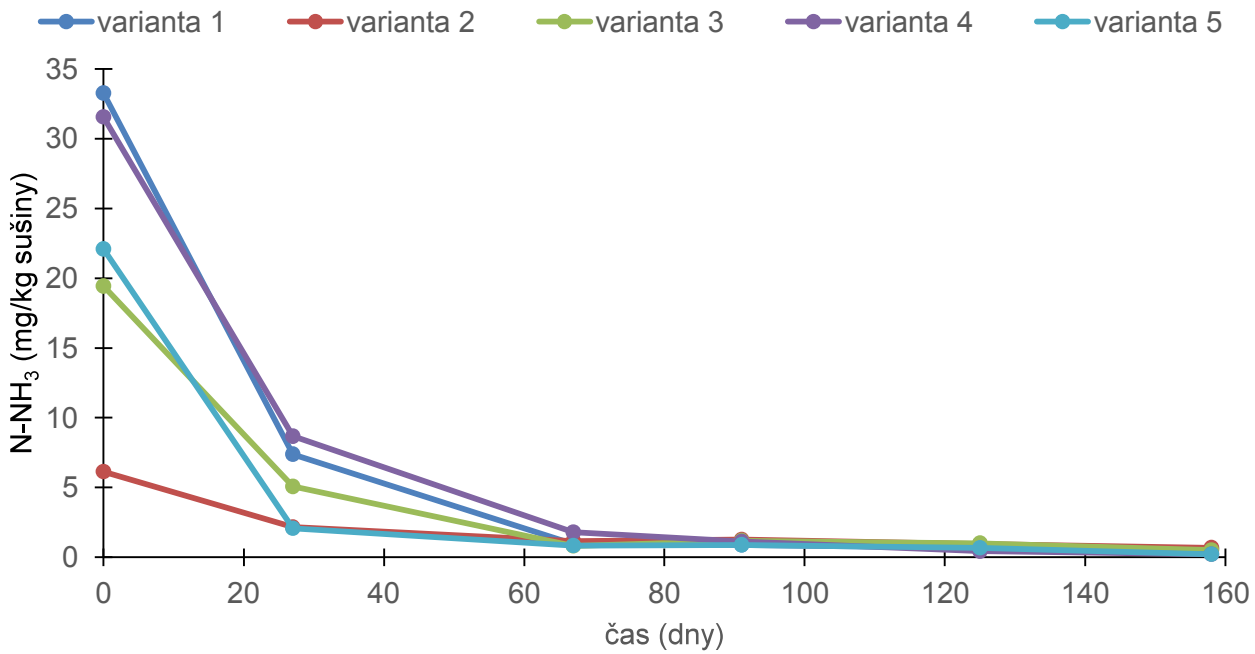
Z vývoje počtu žížal ve vzorcích během vermikompostovacího procesu je zřejmé, že přestože bylo u variant 1 – 4 provedeno předkompostování, při kterém proběhla termofilní fáze procesu, podmínky byly ve vermikompostovací zakládce v první fázi procesu ve variantách obsahujících čistírenský kal pro život 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 obrázek 1). Je však zajímavé, že po přídavku dalších žížal, ke kterému došlo po 67 dnech vermikompostování, již byly žížaly schopné v substrátu bez větších problémů přežít.

Vezmeme-li v úvahu, že počet dospělých žížal bezprostředně po jejich přidání činil u jednotlivých variant cca 50 – 60 kusů na 1 kg vlhké hmoty substrátu (viz obrázek 1), zdá se, že došlo při experimentu v určité míře i k jejich rozmnožování. Na konci pokusu se totiž jejich počet u variant 3 – 5 pohyboval mezi 80 a 95 kusy na 1 kg vlhké hmoty (obrázek 1). V rámci těchto úvah je však zapotřebí brát zřetel na proměnlivost obsahu vody v substrátu, na životní cyklus žížal (jejich zařazení mezi dospělé jedince atd.), omezenou možnost odběru plně representativního vzorku a na další faktory ovlivňující objektivitu určení počtu žížal v substrátu.

V každém případě se však v rámci těchto prvotních experimentů ukázalo, že je reálné v průběhu kompostování čistírenského kalu, resp. jeho směsi s dalšími substráty, docílit stavu, při kterém bude možno udržet aktivitu žížal i při velice vysokém podílu kalu v substrátu či dokonce i v případě, že kal by byl jediným substrátem.




***Obrázek 1: Počet žížal v průběhu vermikompostování***




***Obrázek 2: Koncentrace N-NH$_3$ v průběhu vermikompostování***

Z obrázku 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$^{-1}$, po 67 dnech, kdy byly přidány další žížaly, již nepřevyšovala 2 mg·kg$^{-1}$.

U daného vzorku kalu se tedy zdá, že udržení podmínek umožňujících přežití žížal, resp. udržení jejich aktivity, v systému vermikompostování kalu souvisí skutečně zejména s aktuální koncentrací amoniakálního dusíku, resp. nedisociovaného amoniaku. To vyplývá již z práce Hanče a kol.[11], 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[12,15,16]. V každém případě získané výsledky naznačují, že význam dalších faktorů, které mohou potenciálně omezovat aktivitu žížal v prostředí kalu (obsah těžkých kovů či jiných mikropolutantů, konzistence kalu atd.) nemusí být zásadní a z tohoto pohledu uvedené faktory nemusí být nutně překážkou pro iniciaci a dlouhodobé udržení procesu vermikompostování kalu.

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

Varianta bez přídavku čistírenského kalu (varianta 2) vykazovala na začátku experimentu koncentraci N-NH$_3$ cca 6 mg·kg$^{-1}$, 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-NH$_3$ na hodnoty okolo 2 mg·kg$^{-1}$, resp. nižší, což vedlo ke stabilizaci počtu žížal na hodnotách mezi 45 a 69 kusy na 1 kg (viz obrázek 1).

## *Transformace sloučenin 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 $NH_3$ do atmosféry[18]. Tyto faktory vedou k postupnému poklesu koncentrace toxického $NH_3$ v prostředí materiálu podrobeném kompostování, resp. vermikompostování. To je dobře dokumentováno i v obrázku 2.

Vysoká koncentrace N-$NH_3$ 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[13] a poměrně vysokou hodnotou pH použitého kalu, která dosahovala cca 7,8.

V rámci předkompostování (varianty 1 – 4) a následného vermikompostování mohla část $NH_3$ v závislosti na aktuální hodnotě pH a na teplotě postupně vytěkat. Pokles koncentrace $NH_3$ byl však patrně způsoben zejména průběhem nitrifikace, který je doprovázen postupným nárůstem koncentrace N-$NO_3^-$ ve zpracovávaném substrátu v důsledku transformace N-amon na N-$NO_3^-$ [11]. Význam mohl mít i pokles hodnoty pH pohybující se na konci vermikompostování v jednotlivých variantách v rozmezí cca 6,9 až 7,3.

Průběh přeměn sloučenin dusíku při vermikompostování však patrně bude velice variabilní v závislosti na původu čistírenského kalu, resp. na podmínkách, při kterých kal vznikl. Například kal, který prošel aerobní stabilizací kalu, nemusí obsahovat na počátku vermikompostování příliš vysoké koncentrace amoniakálního dusíku, který je v aerobních podmínkách stabilizace převáděn v důsledku nitrifikace na N-$NO_3^-$ [14].

Na druhou stranu nelze v těchto případech vyloučit přechodný nárůst koncentrace N-amon v průběhu vermikompostování. Ten může být aktuální zejména v případě omezené dostupnosti kyslíku ve vermikompostovací zakládce. Nelze tedy vyloučit, že toxický efekt amoniaku se projeví nikoliv v první fázi kontaktu žížal s kalem, ale až později. Popsaný problém může být významný zejména v případě omezené účinnosti stabilizace kalu v případě aplikace aerobní, ale i anaerobní stabilizace kalu v objektech ČOV. Při zpracování nedokonale stabilizovaného kalu totiž může docházet k intenzívní mineralizaci organického dusíku až při vermikompostování takového kalu. Inhibiční vliv amoniakálního dusíku, resp. nedisociovaného amoniaku, se pak může projevit v důsledku vyšší rychlosti mineralizace organického dusíku na N-amon, než je součet rychlostí odstranění N-amon nitrifikací a těkáním amoniaku do ovzduší. Následně pak může být N-amon v systému akumulován, což může znemožnit přežití žížal při vermikompostování.

## *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 podmínky v systému 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 mikroogranismů 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[8,9,10]. Zároveň tímto způsobem můžeme předejít negativnímu působení vysoké teploty na aktivitu žížal[7] v tzv. termofilní fázi kompostovacího procesu.

### *Náměty na navazující výzkum*

Výzkum v oblasti vermikompostování čistírenského kalu za účelem eliminace mikropolutantů je zatím v počátcích. V každém případě výsledky provedených experimentů naznačují, že v případě záměru vermikompostovat substrát obsahující čistírenský kal bude zapotřebí, kromě vysoké teploty v první fázi kompostování neumožňující život žížal, řešit také problém vysokého obsahu N-amon, resp. $NH_3$. Z dosud provedených experimentů lze vyvodit závěr, že koncentrace N-$NH_3$ pohybující se v řádu desítek mg na 1 kg sušiny neumožňují udržení žížal v systému (obrázky 1 a 2). V rámci varianty 2 bez přídavku čistírenského kalu vedla koncentrace N-$NH_3$ okolo 6 mg na 1 kg sušiny k výraznému poklesu počtu žížal, nicméně nedošlo k úhynu všech jedinců. Hodnoty nižší než 2 mg na 1 kg sušiny se zatím jeví jako žížalami v plné míře akceptovatelné. V každém případě bude však zapotřebí potvrdit, resp. upřesnit, tyto hraniční hodnoty v rámci rozsáhlejšího výzkumu a s ohledem na další podmínky ve vermikompostovací zakládce.

Zatímco termofilní fáze zpracování směsí zahradního bioodpadu, při které teplota může přechodně vystoupat až na cca 65 °C, netrvá zpravidla déle než týden[19], diskutované výsledky naznačují, že toxický efekt amoniakálního dusíku může ve vermikompostovací zakládce přetrvávat podstatně déle. V rámci provedeného experimentu toto období trvalo cca 2 – 3 měsíce. Zdá se však jako naprosto reálné vyřešit oba problémy (nárůst teploty a toxický efekt $NH_3$ vůči žížalám) rozdělením kompostovacího procesu do dvou samostatných fází (viz výše).

Doba potřebná k odeznění inhibičního, resp. toxického, efektu amoniakálního dusíku v první fázi bude patrně silně závislá na podmínkách v kompostovací zakládce. V tomto směru bude zásadní zejména chemické složení zpracovávaného kalu (míra jeho stabilizace ovlivněná zejména technologií zpracování kalu v rámci ČOV, obsah dusíkatých látek v kalu determinovaný skladbou vody zpracovávané v objektu dané ČOV atd.) a velice důležité budou také podmínky kompostovacího procesu v první fázi (intenzita aerace, okolní teplota, případné použití dalších substrátů ve směsi s čistírenským kalem atd.). Jeví se tedy jako účelné realizovat výzkum zaměřený na identifikaci optimální délky jednotlivých fází popsaného dvoustupňového systému s ohledem na místní podmínky.

Jako zajímavý námět pro navazující výzkum se jeví také sledování efektivity odstranění jednotlivých mikropolutantů v jednotlivých stupních procesu. Je možno předpokládat, že u řady látek dojde k biologické degradaci již ve fázi klasického kompostování[20].

V rámci navazujících experimentů bude také potřeba s definitívní jistotou určit konkrétní chemickou formu N-amon, která působí toxicky, resp. inhibičně, na žížaly. Přestože výše presentované výsledky i literární údaje[12] naznačují, že touto formou je N-$NH_3$, nelze vyloučit, že vliv může mít i disociovaný iont $NH_4^+$. Vzhledem k tomu, že trend v obsahu N-amon a $NH_3$ v průběhu kompostování, resp. vermikompostování, je zpravidla podobný, bude zapotřebí provést testy při srovnatelné koncentraci N-amon a zároveň při proměnlivé koncentraci N-$NH_3$. K tomu bude zapotřebí provést simulaci vermikompostovacího procesu paralelně s původním vzorkem a se vzorky, ve kterých bude v různé míře vhodným způsobem upravena hodnota pH.

Jedním z hlavních faktorů, které budou determinovat aplikovatelnost testované technologie, bude schopnost systému zajistit nároky na hygienické zabezpečení kalu, které bude splňovat přísné nároky plynoucí z aktuálních legislativních předpisů[5]. Nicméně, z dostupných literárních pramenů[21] se i tento požadavek jeví jako splnitelný. Je však nezbytné v rámci pokračování výzkumu prokázat, že systém je z pohledu odstranění patogenních mikroorganismů dostatečně efektivní.

## Závěry

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. V případě záměru využít aktivitu žížal za účelem odstranění různých mikropolutantů z kalu bude zapotřebí realizovat dvoustupňové kompostování, přičemž v první fázi dojde s využitím aktivity mikroorganismů k odeznění termofilní fáze procesu a k eliminaci inhibičního vlivu amoniakálního dusíku.

***Patronem tohoto čísla je***

V rámci druhé fáze pak bude využito schopností žížal dokončit rozkladný proces a odstranit mikropolutanty. Určení optimálních podmínek pro jednotlivé fáze procesu v závislosti na vlastnostech zpracovávaného kalu a ověřit schopnost systému zajistit efektivní hygienizaci zpracovávaného kalu bude cílem navazujícího výzkumu.

## *Poděkování*

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

## Literatura

1. Hanč A.: *Disertační práce.* Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha 2003.
2. Ezechias M., Cajthaml T.: Toxicology *393*, 26 (2018).
3. Racz L., Goel R. K.: J. Environ. Monit. *12*, 58 (2010).
4. Butkovskyi A., Ni G., Hernandez Leal L., Rijnaarts H. H. M., Zeeman G.: J. Hazard. Mater. *303*, 41 (2016).
5. Vyhláška č. 437/2016 Sb. *o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě*. Sbírka zákonů 2016, částka 178, str. 6994.
6. Kos M.: *Kaly a odpady 2016, 17. – 18. března 2016*, Senec – Slovenská republika (Bodík I., Hutňan M., Fáberová M, ed.), str. 17, Bratislava 2016.
7. Domínguez J., Edwards C. A., v knize: *Vermiculture Technology* (Edwards C. A., Arancon N. Q., Sherman R., ed.), kapitola 2, str. 11. Taylor & Francis Group: CRC Press, Boca Raton 2011.
8. Rorata A., Wloka D., Grobelak A., Grosser A., Sosnecka A., Milczarek M., Jelonek P., Vandenbulcke F., Kacprzak M.: J. Eviron. Manage. *187*, 347 (2017).
9. He X., Zhang Y., Shen M., Zeng G., Zhou M., Li M.: Bioresour. Technol. *218*, 867 (2016).
10. Sidhu H., O'Connor G., Ogram A., Kuldip Kumar K.: Sci. Total Environ. *650*, 18 (2019).
11. Hanč A., Vašák F., Švehla, P.: *Racionální použití hnojiv 2011, 30. listopadu 2011*, Praha – Česká republika (Vaněk V., Balík J., Pavlíková D., Tlustoš P., ed), str. 88, Praha 2011.
12. Hill G. B., Baldwin S. A., Vinnerås B.: Waste Manage. *33*, 1602 (2013).
13. Dohányos M., Zábranská J., Jeníček P., Fialka P., Kajan M.: *Anaerobní čistírenské technologie*. NOEL 2000, Brno 1998.
14. Pitter P.: *Hydrochemie*. Vydavatelství VŠCHT Praha, Praha 2009.
15. Anthonisen A. C., Loehr R. C., Prakasam T. B. S., Srinath E. G.: J. Water Pollut. Control Fed. *48*, 835 (1976).
16. Ip Y. K., Chew S. F., Randall D. J: Fish Physiol. *20*, 109 (2001).
17. Hanc A., Novak P., Dvorak M., Habart J., Svehla P.: Waste Manage. *31*, 1450 (2011).
18. Hanc A., Ochecova P., Vasak F.: Environ. Technol. *38*, 1751 (2017).
19. Velasco-Velasco J., Parkinson R., Kurib V.: Bioresour. Technol. *102*, 10959 (2011).
20. Poulsen T. G., Bester, K.: Environ Sci Technol. 44, 5086 (2010).
21. Eastman B. R., Kane P. N., Edwards C. A., Trytek L., Gunadi B.: Compost Sci. Util. *9*, 38 (2001).

# Inhibiting Effect of Ammonia during Vermicomposting of Sewage Sludge and the Possibilities of its Elimination

***Pavel MÍCHAL, Aleš HANČ, Pavel ŠVEHLAa***
*Department of agroenvironmental chemistry and plant nutrition, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, Prague 6 – Suchdol*

## Summary

*Vermicomposting represents one of the possibilities of sewage sludge treatment before its application onto soil. The results presented in literature indicate that the earthworms are able to accumulate and/or degrade different micro-pollutants, for example heavy metals, endocrine disruptors or pharmaceutical residues. However, the application of vermicomposting for sludge treatment may be complicated by earthworm's sensitivity towards other chemical substances, especially towards ammonia. This paper aims to summarize primary knowledge resulting from the research oriented on the evaluation of earthworm's activity in the environment of sewage sludge. It was found that ammonia, or more precisely un-dissociated ammonia, may cause massive death of the earthworms in the environment of sludge. On the other hand, the results indicate that two-stages composting consisting from pre-composting using microorganisms activity and subsequent phase of vermicomposting under significantly lower ammonia (or rather un-dissociated ammonia) concentration represents suitable variant. Under such conditions, it was possible to keep earthworms alive and active even in the case that the sludge represents the only substrate for earthworms. Based on these finding, it seems to be reasonable to start more intensive research on the topics related to the elimination of micro-pollutants from sludge using vermicomposting.*

***Keywords:*** *sewage sludge, vermicomposting, micro-pollutants, inhibiting factors, ammonia*