

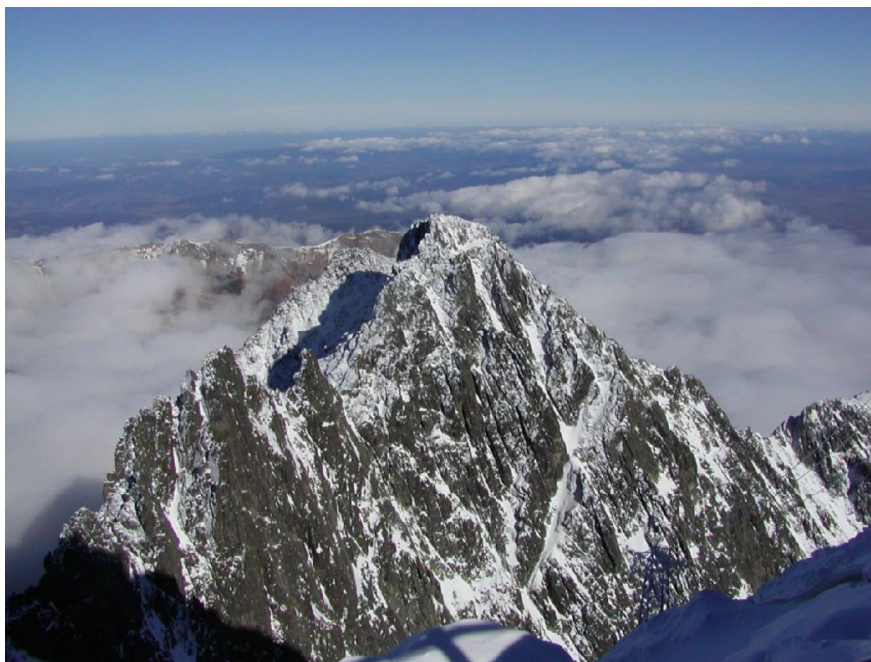
Asociácia čistiarenských expertov SR



Asociácia vodárenských spoločností
Oddelenie environmentálneho inžinierstva ÚChEI FCHPT STU Bratislava
Výskumný ústav vodného hospodárstva Bratislava
Katedra zdravotného a environmentálneho inžinierstva SvF STU Bratislava

Zborník posterov
10. bienálnej konferencie s medzinárodnou účasťou

ODPADOVÉ VODY 2018



Štrbské Pleso, 17.-19. október 2018

Mediálni partneri



Vydal:

© Asociácia čistiarenských expertov Slovenskej republiky, 2018

Editori:

prof. Ing. Igor Bodík, PhD.

Ing. Lucia Ivanová

prof. Ing. Miroslav Hutňan, PhD.

Programový výbor a recenzenti:

Ing. Marián Bilanin, PhD., StVPS a.s. Veolia Voda B.Bystrica - predseda

Ing. Miloš Dian, ZsVS a.s. – zodpovedný za sekcie Fórum 33

prof. Ing. Ján Derco, DrSc., OEI FChPT STU Bratislava

prof. Ing. Miloslav Drtil, PhD., OEI FChPT STU Bratislava

Ing. Pavel Chudoba, PhD., Veolia Voda ČR Praha

prof. Ing. Pavel Jeníček, PhD., ÚTVP VŠChT Praha

Ing. Karol Kucman, PhD., VUVH Bratislava

doc. Ing. Marek Sokáč, PhD., KZEI SvF STU Bratislava

prof. Ing. Štefan Stanko, PhD., KZEI SvF STU Bratislava

prof. Ing. Jiří Wanner, DrSc., ÚTVP VŠChT Praha

Texty uverejnené v tomto materiáli neboli po jazykovej stránke upravované

ISBN 978-80-973196-0-1

POROVNÁNÍ ZTRÁT DUSÍKU PŘI SKLADOVÁNÍ SUROVÉHO A NITRIFIKOVANÉHO FUGÁTU PRODUKOVANÉHO V RÁMCI PROVOZU BIOPLYNOVÝCH STANIC

Liz Mabel Vargas Caceres, Pavel Švehla, Pavel Michal, Pavel Thustoš

KAVR, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchbát

Souhrn

Tento příspěvek se zabývá kvantifikací a porovnáním ztrát dusíku při dlouhodobém skladování surového fugátu oproti dlouhodobému skladování nitrifikovaného fugátu v laboratorních podmínkách. Důraz byl kladen na rozdíly mezi výše uvedenými variantami. Prvním krokem k dosažení výše uvedeného cíle bylo provedení nitrifikace fugátu v nitrifikačním reaktoru pracujícím na principu směšovací aktivace. Následně byly čtyři skleněné kádinky naplněny 750 ml surového fugátu a další čtyři byly naplněny 750 ml nitrifikovaného fugátu. V každém modelu byly simulovány různé podmínky skladování, přičemž pozornost byla věnována zejména studiu vlivu teploty a případného promíchávání objemu uskladňovací nádrže zejména vlivem větru. Odběr a analýza vzorků byly prováděny v intervalech, které se prodlužovaly od jednoho týdne na začátku experimentu do jednoho měsíce na jeho konci. V průběhu experimentu byly sledovány koncentrace amoniakálního, dusitanového a dusičnanového dusíku, hodnota chemické spotřeby kyslíku, hodnota pH a koncentrace rozpuštěného kyslíku. Při dlouhodobém skladování surového fugátu trvajícím 104, resp. 99 dnů, bylo během jednoho týdne ztraceno přibližně 6 - 7 % dusíku ve formě N-amon, přičemž na konci experimentu byl v jednotlivých variantách zaznamenán úbytek 87 – 96 % anorganického dusíku ($\text{N-amon} + \text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$). Oproti tomu, ztráty anorganického dusíku u variant realizovaných s nitrifikovaným fugátem nepřekročily ani v případě prodloužení experimentu na 236 11 % za celé období testu. Zatímco vliv teploty nebyl v daných podmínkách příliš významný, ukázalo se, že promíchávání fugátu při skladování může vést k poměrně významnému nárůstu intenzity ztrát dusíku. Přestože je (zejména v případě skladování surového fugátu) možno předpokládat, že v reálných podmínkách bude intenzita ztrát odlišná od výsledků tohoto laboratorního experimentu, bylo prokázáno, že předúprava fugátu nitrifikací může významně snížit ztráty dusíku plynoucí z nakládání s fugátem.

Klíčová slova: fermentační zbytek, fugát, nitrifikace, denitrifikace, ztráty dusíku, těkání amoniaku

Úvod

Anaerobní digesce (AD) efektivně převádí biologicky rozložitelné odpady na bioplyn sestávající převážně z methanu, který se používá k výrobě elektřiny a tepla v kogeneračních jednotkách. Na konci procesu zůstává tzv. fermentační zbytek (digestát) se sušinou obvykle okolo 10 % (Nkoa, 2014; Thustoš a kol., 2014). V důsledku podpory obnovitelných zdrojů energie a v důsledku skutečnosti, že produkce metanu prostřednictvím AD spadá mezi účinné způsoby snižování emisí skleníkových plynů (Holm-Nielsen et al., 2009; Möller, 2015), se počet bioplynových stanic v Evropě v průběhu posledního desetiletí neustále zvyšuje. Například Evropská asociace pro biomasu uvedla, že v současné době je v Evropě v provozu přibližně 17 000 bioplynových stanic. Z toho 554 je jich provozováno v České republice, přičemž 383 z nich spadá do kategorie zemědělských bioplynových stanic (European biomass association, 2016). Přestože bioplyn představuje velkou příležitost k výrobě energie z obnovitelných zdrojů, ekologická účinnost výroby bioplynu závisí také na udržitelném hospodaření s digestátem (Fuchs and Drosch, 2013; Vaneeckhaute et al., 2017).

Digestát může být podroben separaci na pevnou a kapalnou frakci, které jsou snadněji skladovatelné a lépe se přepravují (Fuchs and Drosch, 2013). Pevná frakce je označována jako separát, kapalná frakce pak jako fugát. Většina sloučenin fosforu je po separaci obsažena v separátu, hlavní podíl sloučení dusíku pak ve fugátu. Fugát obsahuje relativně velké množství živin, zejména N-amon ($\text{NH}_4^{++} + \text{NH}_3$). Vysoká koncentrace N-amon ve fugátu je způsobena skutečností, že během AD jsou organické látky degradovány na různé konečné produkty, zejména pak na CH_4 a CO_2 . Organická forma dusíku je při tom z velké části mineralizována právě do amoniakální formy (Tambone et al., 2009; Schievano et al., 2009; Teglia et al., 2011), která po separaci digestátu zůstává ve fugátu. Fugát je současně charakteristický poměrně vysokou hodnotou pH dosahující přibližně 7,5 až 8,5 a proto při manipulaci s ním hrozí intenzivní úniky těkavého amoniaku do atmosféry (Botheju et al., 2010). Nejběžnějším využitím fugátu je jeho přímá aplikace na zemědělskou půdu (Nkoa, 2014). Použití fugátu v zemědělství je však

přísně omezeno a je upraveno Evropskou tzv. nitrátovou směrnicí (Směrnice Rady 91/676/EHS), jejímž cílem je ochrana podzemních a povrchových vod před znečištěním dusičnany produkovanými zemědělskými zdroji. To často vede k nutnosti dlouhodobého skladování fugátu, což má za následek nedostatečné skladovací kapacity a únik NH_3 do ovzduší. Ten nejenže snižuje kvalitu fugátu jako hnojiva, ale také znečišťuje životní prostředí (Botheju et al., 2010; Perazzolo et al., 2016).

Mezi postupy zpracování fugátu minimalizující výše nastíněné problémy je možno zařadit nitrifikaci. Nitrifikace je biochemická oxidace amoniakálního dusíku na dusičnany (NO_3^-). Ty jsou charakteristické tím, že jsou z hlediska potenciálních ztrát dusíku stabilnější formou než N-amon a zároveň jsou ve srovnání s ním i mobilnějším zdrojem dusíku pro rostliny (Botheju et al., 2010). Dosud však nebyla vyloučena možnost intenzivnějšího průběhu denitrifikace při skladování nitrifikovaného fugátu, který by mohl významně snížit benefity plynoucí z úpravy fugátu nitrifikací.

Tento příspěvek se zabývá stanovením a porovnáním ztrát dusíku při dlouhodobém skladování surového fugátu oproti dlouhodobému skladování nitrifikovaného fugátu v laboratorních podmínkách, přičemž je kladen důraz na rozdíly mezi výše uvedenými variantami. Hypotéza vycházela z předpokladu, že rychlost ztrát dusíku denitrifikačním procesem při dlouhodobém skladování nitrifikovaného fugátu bude výrazně nižší ve srovnání se ztrátami dusíku vyvolanými těkáním amoniaku při skladování surového fugátu.

Materiál a metody

Prvním krokem k dosažení výše uvedených cílů bylo provedení nitrifikace fugátu v nitrifikačním reaktoru pracujícím na principu směšovací aktivace (Švehla et al., 2017). Fugát pocházel z bioplynové stanice Rebios s.r.o. (Vyškov, Česká republika), která zpracovává biologicky rozložitelné odpady z kuchyní a stravoven (gastroodpady) a další bioodpady.

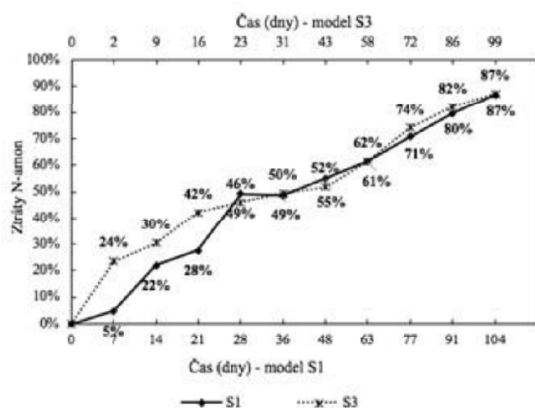
Čtyři skleněné kádinky označené S1-S4 byly naplněny 750 mL surového fugátu (kvantifikace ztrát dusíku při skladování surového fugátu) a další čtyři označené N1-N4 byly naplněny 750 mL nitrifikovaného fugátu (kvantifikace ztrát dusíku při skladování nitrifikovaného fugátu). V každém modelu byly simulovány různé podmínky skladování, přičemž teplota ve dvou v každé ze čtyřic kádinek (S1, S2 a N1 a N2) odpovídala laboratorní teplotě ($25 \pm 2^\circ\text{C}$), z nichž objem jedné byl vždy kontinuálně míchán (S2 a N2), aby se ověřilo chování vzorku za mírně větrných podmínek. Zbývající dvě v každé ze čtyřic kádinek (S3, S4 a N3 a N4) byly skladovány v termostátované skříni při teplotě $10,0 \pm 1,0^\circ\text{C}$, přičemž jedna byla vždy nepřetržitě míchána (S4 a N4) s rychlostí míchání 100 ot./min (otáčky za minutu) za použití magnetického mikro-míchadla (Velp Scientifica, Itálie). Vzorky byly analyzovány v pravidelných intervalech, které se postupně prodlužovaly. Nejprve byly vzorky centrifugovány při 9500 ot./min po dobu 12 minut pomocí odstředivky Rotina 420 (Andreas Hettich GmbH & Co.KG, Německo). Následně byla s využitím spektrofotometru HACH DR/4000V (Hach-Lange, Německo) stanovována koncentrace amoniakálního dusíku (N-amon), N-NO_2^- , N-NO_3^- a hodnota chemické spotřeby kyslíku (CHSK). Měření pH se provádělo za použití pH metru WTW pH 340i (WTW, Německo) a koncentrace rozpuštěného kyslíku byla měřena za použití oximetru WTW Oxi 340i (WTW, Německo). K hodnocení testů s nitrifikovaným fugátem byla vzhledem k obtížně identifikovatelnému trendu v koncentraci sloučenin dusíku použita jednoduchá lineární regrese za použití programu R (R Development Core Team 2012).

Všechny analytické metody byly provedeny v souladu se standardními metodami podle Horáková a kol. (2003) v laboratořích Katedry agroenvironmentální chemie a výživy rostlin České zemědělské univerzity v Praze.

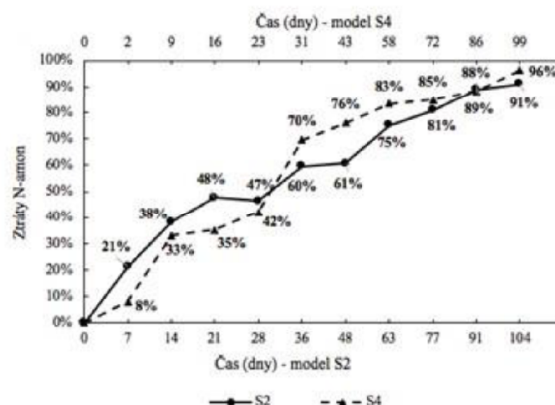
Výsledky

Kvantifikace ztrát dusíku při skladování surového fugátu

Tyto testy byly prováděny celkem 104 (S1 a S2), resp. 99, dní (S3 a S4). Všechny vzorky byly charakterizovány tím, že obsahovaly N-amon ve vysoké počáteční koncentraci dosahující 5200 mg/L. Výsledky z S1 a S3 naznačují, že ve sledovaném období došlo k odvětrání přibližně 87 % N-amon původně obsaženého ve fugátu (Obrázek 1). To představuje pokles koncentrace z 5200 mg/L (den 0) na přibližně 700 mg/L (den 99 pro S3 a 104 pro S1). Ještě o něco vyšší ztráty N-amon byly zaznamenány u S2 a S4 (viz obrázek 2). Koncentrace N-amon se se snížily o 91, resp. 96 % v porovnání s počáteční koncentrací N-amon z 5200 mg/L na přibližně 400 mg/L (S2) a 200 mg/L (S4). Z lineární regrese vztahu mezi koncentrací N-amon a dobou skladování bylo zjištěno, že týdně došlo v rámci testů ke ztrátě přibližně 6 % (S1 a S3), resp. 7 % (S2 a S4) dusíku ve formě N-amon.



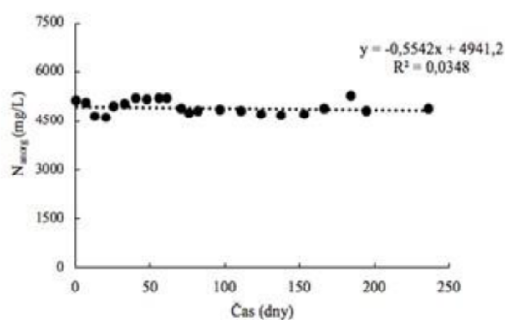
Obrázek 1. Ztráta N-amon v S1 a S3



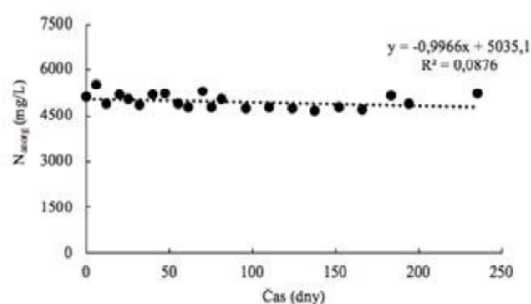
Obrázek 2. Ztráty N-amon ve S2 a S4

Kvantifikace ztrát dusíku při skladování nitrifikovaného fugátu

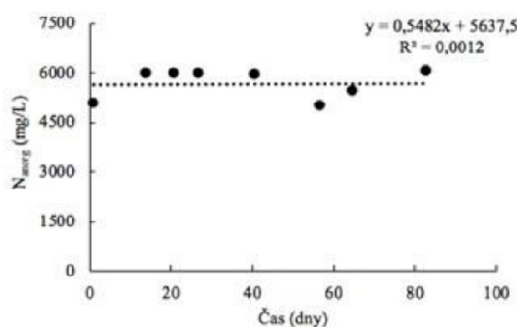
N-NO_3^- představoval dominantní formu celkového anorganického dusíku (N_{anorg}). Z lineární regrese vztahu mezi koncentrací N_{anorg} ($\text{N-amon} + \text{NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$) a dobou skladování byla určena průměrná týdenní ztráta celkového anorganického dusíku během testu (Obrázky 3 až 6). Tato ztráta činila přibližně 0,1 % a 0,3 % týdně u N1 a N2. U N3 pak nárůst činil 0,06 %, u N4 pak 0,2 % za týden.



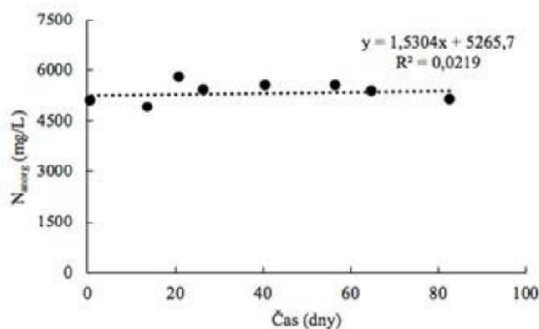
Obrázek 3. Koncentrace N_{anorg} v průběhu skladování (N1)



Obrázek 4. Koncentrace N_{anorg} v průběhu skladování (N2)



Obrázek 5. Koncentrace N_{anorg} v průběhu skladování (N3)



Obrázek 6. Koncentrace N_{anorg} v průběhu skladování (N4)

Diskuze

Změny během skladování surového fugátu

Vzhledem k nízké koncentraci N-NO_2^- surového fugátu (N-NO_2^- nepřesahující 2 mg/L) a prakticky nulové koncentraci N-NO_3^- byl N-amon považován za jedinou formu celkového dusíku vyskytující se v surovém fugátu. Z důvodu relativně vysoké hodnoty pH surového fugátu dosahující 8,2 byla významná část N-amon přítomna ve formě NH_3 . Ztráty N byly tedy způsobeny odvětráváním těkavého NH_3 . Průběh nitrifikačního procesu nebyl vzhledem k podmínkám panujícím v skladovaném fugátu očekáván (Patni a Jui, 1991).

Pokles koncentrace N-amon byl ve variantách S1 – S4 velmi rychlý a poměrně stabilní ve všech vzorcích. Prvním signálem, že došlo k úniku NH_3 , byla emise charakteristického štiplavého zápachu NH_3 , který byl pozorován od prvních dnů experimentu. Průměrné procento ztrát N-amon, vypočtené z lineární regrese vztahu mezi koncentrací N-amon a dobou skladování činilo přibližně 6 % (pro S1 a S3), resp. 7 % (pro S2 a S4) za týden. Podobné výsledky získali také Whelan et al. (2010), kteří zaznamenali významné snížení koncentrací N-amon při skladování, a to přibližně 7,6 % za týden.

Mezi vzorky, které simulovaly letní (tj. S1 a S2) a zimní skladování (tj. S3 a S4), nebyly zjištěny žádné významné rozdíly. Mezi vzorky, jejichž objem nebyl promícháván (tj. S1 a S3) a vzorky promíchávanými (tj. S2 a S4) rozdíly zjištěny byly. Koncentrace N-amon v S1 poklesla ve sledovaném období o 87 %, zatímco ve S2 se snížila o 91 %. Podobně u vzorků, které simulovaly skladování v zimě, byl sledován pokles o 87 % (S3), resp. o 96 % (pro S4). Tyto výsledky se liší od výsledků publikovaných v práci Perazzolo et al. (2017), kteří pozorovali v míchaném vzorku omezenou ztrátu N přibližně 9 % a v nemíchaných vzorcích přibližně 2 % během zimního skladování fugátu v terénních podmínkách (90 dní) oproti ztrátám z fugátu, které byly během letního skladování v polních podmínkách (90 dní) ve výši 35 % a 32 %. Obecně platí, že vysoké teploty zvyšují riziko ztrát N, protože se zvyšující se teplotou se zvyšuje zastoupení těkavého NH_3 v N-amon (Patni a Jui, 1991). Rozdíl mezi výsledky této práce a výsledky Perazzolo et al. (2017) lze přičíst skutečnosti, že pokusy popsané v této práci byly provedeny v laboratorních podmínkách, a proto jejich výsledky nebyly ovlivněny proměnlivostí klimatických podmínek, jako je teplota vzduchu, srážky, sluneční záření, relativní vlhkost vzduchu, rychlost a směr větru atd., podobně jako u výše uvedeného autora.

Koncentrace rozpuštěného kyslíku v S2 měla tendenci se zvyšovat od 11. týdne skladování (nárůst z 0,1 na 2,5 mg/L), zatímco u S4 se začaly zvyšovat po dvou dnech skladování a stále stoupaly, přičemž na konci experimentálního období dosáhly téměř 10 mg/L. Možným vysvětlením je, že rozpustnost kyslíku se zvyšuje s poklesem teploty a naopak. Navíc při vyšších teplotách je biodegradace organické hmoty intenzivnější (Pitter, 2009). Proto kyslík, který prošel do vzorku z atmosféry přes vodní hladinu, mohl být spotřebován rychleji v S2 než v S4. Na druhé straně koncentrace rozpuštěného kyslíku v obou variantách bez míchání (S1 a S3) dosáhly maximálně 0,1 mg/L a zůstaly nezměněny až do konce experimentu.

Rovněž bylo zjištěno, že hodnoty pH ve všech vzorcích (S1 – S4) se postupně zvyšovaly od prvního týdne skladování a začaly se snižovat dva týdny před koncem experimentálního období. Vysoké hodnoty pH mohou vést k vyšším emisím NH_3 . Vyšší pH vede k posunu rovnováhy od ionizovaného NH_4^+ k NH_3 , což zvyšuje intenzitu úniku dusíku (Koirala et al., 2013). Jak demonstroval Hafner et al. (2013), biodegradace organické hmoty způsobuje produkci, resp. emisi CO_2 , které mohou v průběhu času způsobit kolísání pH. Navíc mohou být hodnoty pH ovlivněny také vlastními emisemi NH_3 a rozkladem nebo naopak produkcí nižších mastných kyselin (NMK) během skladování. Emise CO_2 může vést ke zvýšení hodnot pH, a tím ke zvýšení rychlosti ztrát NH_3 (Hafner et al., 2013). Na druhé straně emise NH_3 mají tendenci snižovat pH, protože se ztrácí alkalický plyn. Navíc, při produkci NMK, které zůstávají ve fugátu, mají hodnoty pH také tendenci klesat (Perazzolo et al., 2015). Pokles pH dva týdny před koncem experimentů by mohl být způsoben prevencí výše zmíněných faktorů, které způsobují pokles pH, nad faktory, které způsobují zvýšení hodnot pH. Je však obtížné přesně definovat význam vlivu jednotlivých faktorů ovlivňujících v dané fázi experimentu hodnoty pH.

Stručně řečeno, faktorů přispívajících k řízení intenzity úniku NH_3 při skladování surového fugátu je celá řada, a navíc mohou v různých kombinacích působit společně. Pro experimenty provedené v rámci tohoto příspěvku jsou tyto faktory především pH, aerobní biodegradace organických látek a sní spojená produkce CO_2 a jeho případné emise. Je velmi vhodné snížit ztráty živin zakrytím skladovacích nádrží. Další možností, jak minimalizovat ztráty dusíku při skladování surového fugátu je snížení hodnoty pH (Perazzolo et al., 2016). Použití fugátu s nízkým pH jako hnojiva na zemědělských půdách však může být sporné vzhledem k riziku okyselování půdy.

Změny během skladování nitrifikovaného fugátu

Na rozdíl od S1, S2, S3 a S4, kde ztráty N ve formě N-amon činily 87 - 96 % původní koncentrace po 104, resp. 99 dnech skladování, byly ztráty N ve formě celkového anorganického dusíku během skladování nitrifikovaného fugátu ve všech vzorcích velice malé. Například po 83 dnech skladování bylo procento ztrát N asi 1 % (N1), resp. 4 % (N2). Po 236 dnech skladování pak činily 4 % u N1 a 11 % u N2. Na druhé straně, po 83 dnech skladování se u N3 a N4 koncentrace celkového anorganického dusíku dokonce zvýšily o přibližně 1, resp. 2 %.

I z lineárnej regrese vzťahu a medzi koncentraciami celkového anorganického dusíku v nitrifikovanom fugátu a dobou skladovania u N1, N2, N3 a N4 bolo zistené, že priemerná miera ztráty N je výrazne nižšia než ztráty zaznamenané pri skladovaní surového fugátu. Priemerná ztráta celkového anorganického dusíku bola 0,1% týdně u N1 a 0,3 % u N2. Priemerná týždenná miera nárastu N bola u N3 0,06 % a u N4 0,2 %, zatiaľ čo pre S1 a S3 činila priemerná ztráta N približne 6 %, resp. 7, % týdně. Zvýšenie koncentrácií celkového anorganického dusíku v priebehu skladovania u variant N3 a N4 mohlo byť spôsobeno mineralizáciou organického dusíku. Je však pravdepodobné, že pri minimálnych zmenách v koncentrácii sloučenín dusíku v priebehu testu mohli určitou rolu sehráť i analytické chyby, pretože nejistota meraní u použitých analytických postupů se pohybuje v jednotkách %. Teplota ani miešanie nemeli v rámci testů provedených s nitrifikovaným fugátom väčší vliv na ztráty N.

Záver

Výsledky z tejto práce naznačujú, že v prípade aplikácie nitrifikácie ako postupu pro úpravu fugátu môžu byť ztráty dusíku pri dlhodobom skladovaní nitrifikovaného fugátu výrazne nižšie než pri skladovaní surového fugátu. Budúci výskum, ktorý sa zameriá na skladovanie nitrifikovaného fugátu v terénnych podmienkach, je však nevyhnutný k potvrdeniu tohoto predpokladu. Ďalej výsledky ukazujú, že miešanie skladovaného surového fugátu spôsobené napríklad vetrom môže zvýšiť emisie NH_3 během skladovania, a preto je účelné sa mu vyhnúť.

Poděkování

Príspevek bol vypracovaný v rámci řešení projektu podporovaného MZe ČR v rámci NAZV, registrační číslo projektu QK1710176. Autoři děkují poskytovateli dotace za finanční podporu výzkumu. Autoři příspěvku děkují také panu Behnadovi Ahmarimu za jeho podíl při realizaci chemických rozborů.

Seznam literatury

- Al Seadi, T., Drosch, B., Fuchs, W., Rutz, D., Janssen, R. 2013. Biogas digestate quality and utilization. In: Wellinger, A., Murphy, J., Baxter, D. (eds.). The Biogas Handbook – Science, production and applications. Woodhead Publishing Limited. Cambridge. p. 267–301. ISBN: 9780857094988.
- Botheju, D., Svalheim, Ø., Bakke, R. 2010. Digestate Nitrification for Nutrient Recovery. The Open Waste Management Journal. 3. 1–12.
- Evropská unie, Směrnice Rady 91/676/EHS, ze dne 12. prosince 1991, o ochraně vod před znečištěním dusičnany ze zemědělských zdrojů (Nitrátová směrnice). 1991. Dostupné také z <http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/predpisy-es-eu/Legislativa-EU_x1991-2000_smernice-1991-676-nitratova.html>
- European Biomass Association. 2016. AEBIOM statistical report. AEBIOM. Brussels. p. 334.
- Fuchs, W., Drosch, B. 2013. Assessment of the state of the art of technologies for the processing of digestate residue from anaerobic digesters. Water Science and Technology. 67 (9). 1984–1993.
- Hafner, S.D., Montes, F., Rotz, A.C. 2013. The role of carbon dioxide in emission of ammonia from manure. Atmospheric Environment. 66. 63–71.
- Horáková, M. (ed.). 2003. Analytika vody. VŠCHT. Praha. 335 s. ISBN: 807080520X.
- Holm-Nielsen, J. B., Al Seadi, T., Oleskowicz-Popiel, P. 2009. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. Bioresource Technology. 100 (22). 5478–5484.
- Koirala, K., Ndegwa, P. M., Joo, H. S., Frear, C., Stockle, C. O., Harrison, J. H. 2013. Impact of Anaerobic Digestion of Liquid Dairy Manure on Ammonia Volatilization Process. Transactions of the ASABE. 56(5). 1959–1966.
- Martens, D.A. 2005. Denitrification. In: Hillel, D. (ed). Encyclopedia of Soils in the Environment. Elsevier. Oxford. p. 378–382. ISBN: 9780123485304.
- Möller, K., Müller, T. 2012. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. Engineering in Life Sciences. 12 (3). 242–257.
- Möller, K. 2015. Effects of anaerobic digestion on soil carbon and nitrogen turnover, N emissions, and soil biological activity. A review. Agronomy for Sustainable Development. 35 (3). 1021–1041.
- Nkoa, R. 2014. Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: A review. Agronomy for Sustainable Development. 34 (2). 473–492.
- Patni, N. K., Jui, P. Y. 1991. Nitrogen concentration variability in dairy-cattle slurry stored in farm tanks. Transactions of the ASAE. 34(2). 609–615.
- Perazzolo, F., Mattachini, G., Tambone, F., Misselbrook, T., Provolo, G. 2015. Effect of mechanical separation on emissions during storage of two anaerobically codigested animal slurries. Agriculture, Ecosystems and Environment. 207. 1–9.
- Perazzolo, F., Mattachini, G., Tambone, F., Calcante, A., Provolo, G. 2016. Nutrient losses from cattle co-digestate slurry during storage. Journal of Agricultural Engineering. 47(500). 94–99.

- Perazzolo, F., Mattachini, G., Riva, E., Provolo, G. 2017. Nutrient Losses during Winter and Summer Storage of Separated and Unseparated Digested Cattle Slurry. *Journal of Environmental Quality*. 46(4). 879-888.
- Pitter, P. 2009. *Hydrochemie*. 4th ed. VŠCHT. Praha. 568 s. ISBN 9788070807019.
- R Development Core Team. 2012. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. The R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Schievano, A., Adani, F., Tambone, F., Imporzano, G. D., Scaglia, B., Genevini, P. L. 2009. What Is the Digestate? In: Adani, F., Schievano, A., Boccasile, G. (eds.). *Anaerobic digestion: opportunities for agriculture and environment*. ARAL. Milano. p. 7–18. ISBN: 9788890374609.
- Švehla, P., Radechovska, H., Páček, L., Michal, P., Hanč, A., Tlustoš, P. 2017. Nitrification in a completely stirred tank reactor treating the liquid phase of digestate: The way towards rational use of nitrogen. *Waste Management*. 64. 96–106.
- Tambone, F., Genevini, P., D'Imporzano, G., Adani, F. 2009. Assessing amendment properties of digestate by studying the organic matter composition and the degree of biological stability during the anaerobic digestion of the organic fraction of MSW. *Bioresource Technology*. 100 (12). 3140–3142.
- Teglia, C., Tremier, A., Martel, J. L. (2011). Characterization of solid digestates: Part 1, review of existing indicators to assess solid digestates agricultural use. *Waste and Biomass Valorization*. 2 (1). 43–58.
- Tlustoš, P., Kaplan, L., Dubský, M., Bazalová, M., Száková, J. 2014. Stanovení fyzikálních a chemických vlastností pevných a kapalných složek digestátu bioplynových stanic. *Česká zemědělská univerzita v Praze*. Praha. 25 s. ISBN. 9788021325135.
- Vaneekhaute, C., Lebuf, V., Michels, E., Belia, E., Vanrolleghem, P.A., Tack F. M. G., Meers, E. 2017. Nutrient Recovery from Digestate: Systematic Technology Review and Product Classification. *Waste Biomass Valor.* 8. 21 – 40.
- Whelan, M.J., Everitt, T., Villa, R. 2010. A mass transfer model of ammonia volatilisation from anaerobic digestate. *Waste Management*. 30(10). 1808-1812.