

Nitrifikace jako postup zpracování fugátu vedoucí ke snížení ztráty dusíku během jeho skladování

Ing. Liz Mabel Vargas Cáceres, Ing. Pavel Švehla, Ph.D., Ing. Pavel Míchal, Prof. Ing. Pavel Tlustoš, CSc.

KAVR, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchdol,
E-mail: vargas_caceres@af.czu.cz

Souhrn

Tento příspěvek je zaměřen na zpracování fugátu vznikajícího v rámci bioplynových stanic. Byly porovnány ztráty dusíku při dlouhodobém skladování surového fugátu oproti dlouhodobému skladování nitrifikovaného fugátu v laboratorních podmínkách. V prvním kroku byla provedena 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. V průběhu experimentu byly sledovány koncentrace amoniakálního, dusitanového a dusičnanového dusíku, hodnota chemické spotřeby kyslíku, hodnota pH a koncentrace rozpuštěného kyslíku v intervalech, které se prodlužovaly od jednoho týdne na začátku experimentu do jednoho měsíce na jeho konci. Při dlouhodobém skladování surového fugátu trvajícím 100 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 ($N\text{-amon} + N\text{-NO}_2^- + N\text{-NO}_3^-$). Oproti tomu, ztráty anorganického dusíku u variant realizovaných s nitrifikovaným fugátem nepřekročily ani v případě prodloužení experimentu na 250 dnů 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 v případě aplikace nitrifikace jako předúpravy fugátu mohou být ztráty dusíku při dlouhodobém skladování významně sníženy ve srovnání se skladováním surového fugátu.

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 metanu a oxid uhlíčitý, 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; Tlustoš a kol., 2014). Digestát může být podroben separaci na pevnou a kapalnou frakci, které jsou snadněji skladovatelné a lépe se přepravují (Al Seadi et al., 2013; Fuchs and Drosig, 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. 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.

Materiály a metody

Zdroj použitého fugátu

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.

Nitrifikace fugátu

V nitrifikačním reaktoru pracujícím na principu směšovací aktivace byla provedena nitrifikace fugátu (Švehla et al., 2017). Hodnota pH v nitrifikačním reaktoru byla udržována na $7,0 \pm 0,1$ dávkováním roztoku NaOH (2,5 mol/l). Základní charakteristiky surového a nitrifikovaného fugátu použitého pro experimenty jsou uvedené v Tabulce 1.

Tabulka 1. Základní charakteristiky surového a nitrifikovaného fugátu

| Parameter | Surový fugát | Nitrifikovaný fugát |
|---------------------------------------|--------------|---------------------|
| CHSK _{RL} (mg/l) | 7540 | 3630 |
| N-NO ₂ ⁻ (mg/l) | 1,1 | 2,9 |
| N-NO ₃ ⁻ (mg/l) | 0,0 | 5070 |
| N-amon (mg/l) | 5240 | 26,2 |
| pH (-) | 8,1 | 7,0 |

Skladování surového a nitrifikovaného fugátu

S cílem kvantifikace ztrát dusíku při skladování surového fugátu byly čtyři skleněné kádinky označené S1-S4 byly naplněny 750 ml surového fugátu. Další čtyři označené N1-N4 byly naplněny 750 ml nitrifikovaného fugátu a sloužily ke kvantifikaci ztrát dusíku při skladování nitrifikovaného fugátu. V každém modelu byly simulovány různé podmínky skladování, přičemž teplota ve dvou v každé ze čtveřic kádinek (S1, S2 a N1 a N2) odpovídala laboratorní teplotě (25 ± 2 °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 čtveřic kádinek (S3, S4 a N3 a N4) byly skladovány v termostatané skříni při teplotě $10,0 \pm 0,5$ °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). Tyto testy byly prováděny po dobu 100 dnů (S1-S4, N3 a N4), přičemž u variant N1 a N2 byla doba trvání testů prodloužena na 250 dní.

Analytické metody

Odběr a analýza vzorků byly prováděny v intervalech, které se prodlužovaly od jednoho týdne na začátku experimentu do jednoho měsíce na jeho konci. Po odběru 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.

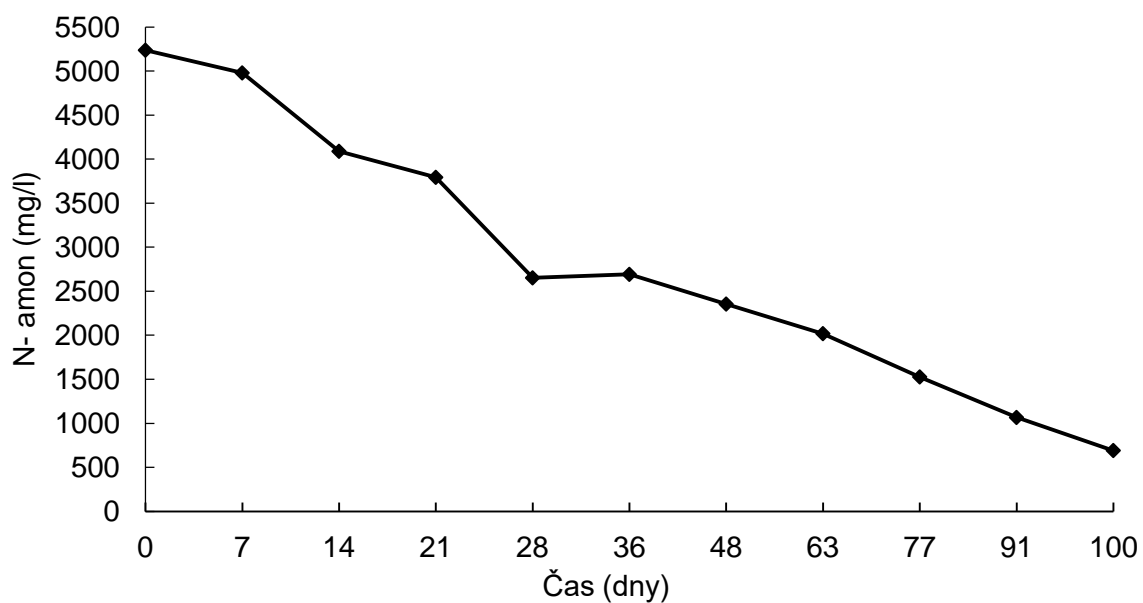
Výsledky a diskuze

Změny během skladování surového fugátu

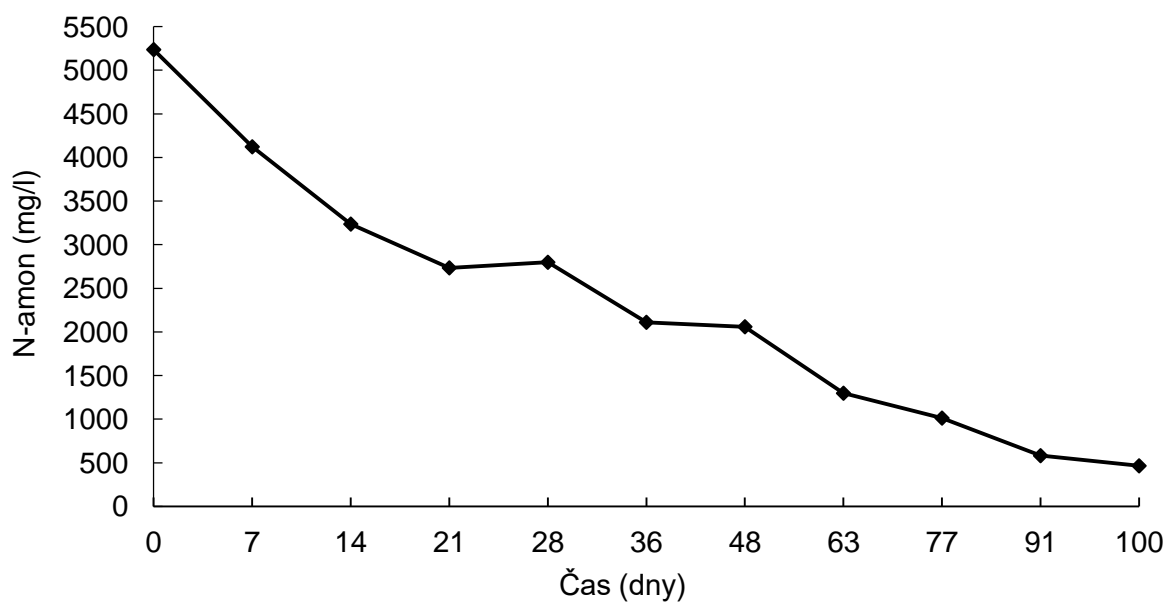
Vzhledem k nízké koncentraci N-NO_2^- v surovém fugátu nepřesahující 2 mg/l a prakticky nulové koncentraci N-NO_3^- byl N-amon považován za jedinou formu celkového anorganického dusíku vyskytující se v surovém fugátu. Z důvodu relativně vysoké hodnoty pH surového fugátu dosahující 8,1 byla významná část 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).

Všechny vzorky surového fugátu byly charakterizovány tím, že obsahovaly N-amon ve vysoké počáteční koncentraci dosahující 5240 mg/l. Pokles koncentrace N-amon byl ve variantách S1 – S4 velmi rychlý a poměrně stabilní ve všech vzorcích. 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. Výsledky z S1 a S3 naznačují, že ve sledovaném období došlo k poklesu koncentrace z 5240 mg/l (den 0) na přibližně 700 mg/l (Obrázek 1 a 3). Ještě o něco vyšší ztráty N-amon byly zaznamenány u S2 a S4 (viz obrázek 2 a 4). Koncentrace N-amon se u těchto variant snížily na přibližně 400 mg/l (S2) a 200 mg/l (S4). 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 ze vzorků fugátu, které byly během letního skladování v polních podmínkách (90 dní) ve výši 32 - 35 %. 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.

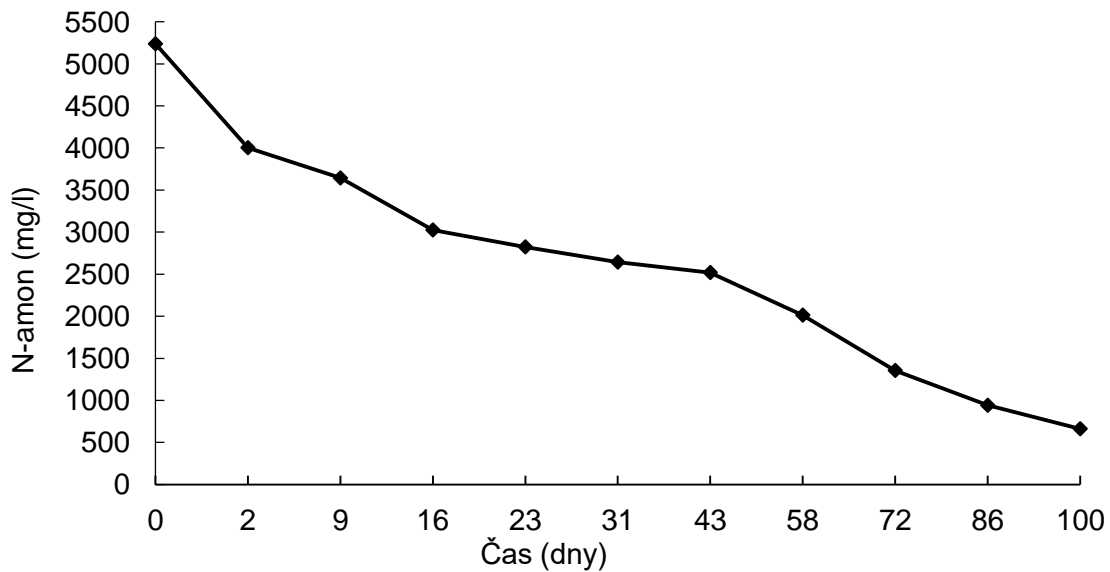
Průměrné procento ztrát N-amon vypočtené z lineární regrese vztahu mezi koncentrací N-amon a dobou skladování činilo přibližně 6 % (pro S1 a S3), resp. 7 % (pro S2 a S4) za týden. Podobné výsledky získali také Whelan et al. (2010), kteří zaznamenali významné snížení koncentrací N-amon při skladování, a to přibližně 7,6 % za týden.



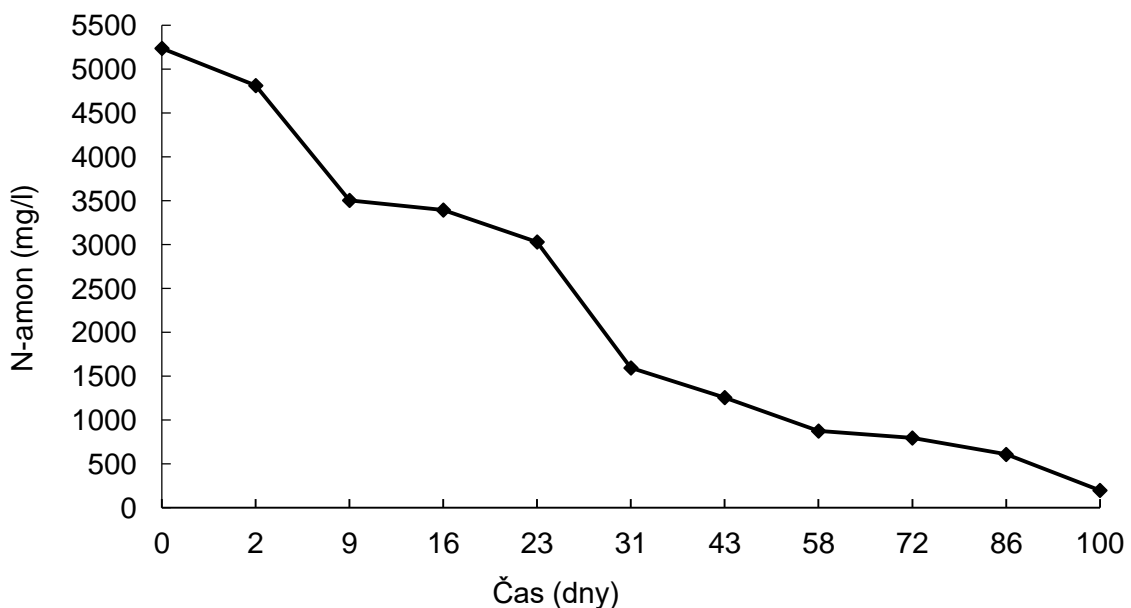
Obrázek 1. Koncentrace N-amon v průběhu skladování (S1)



Obrázek 2. Koncentrace N-amon v průběhu skladování (S2)



Obrázek 3. Koncentrace N-amon v průběhu skladování (S3)

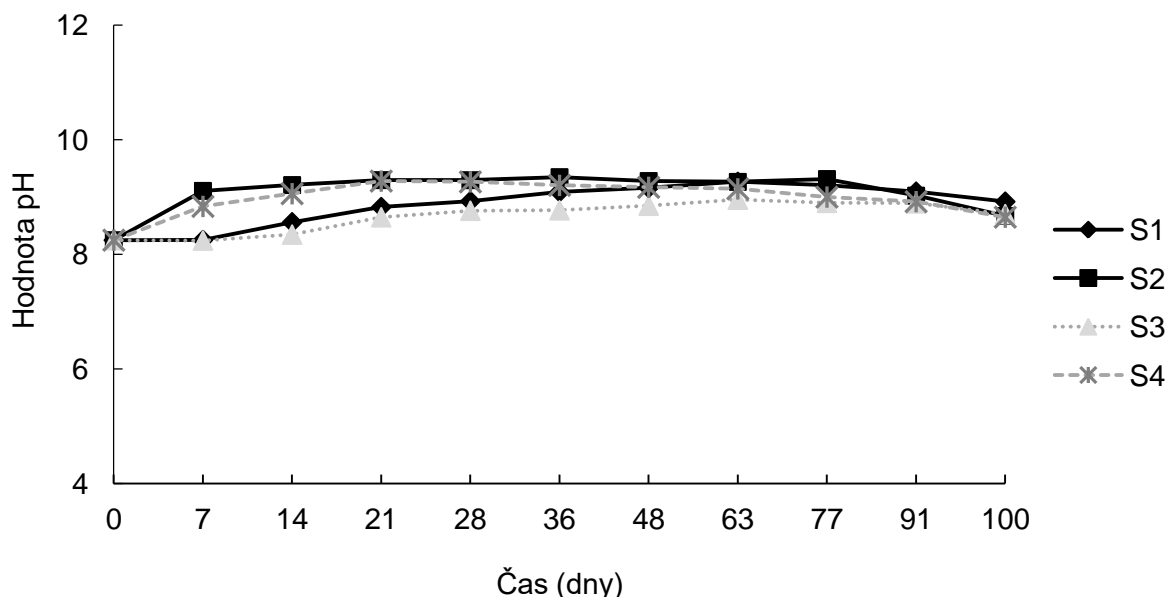


Obrázek 4. Koncentrace N-amon v průběhu skladování (S4)

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 (Obrázek 5). 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. emise 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 mohou 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 nižších mastných kyselin (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 prevalencí 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.



Obrázek 5. Hodnota pH v průběhu skladování

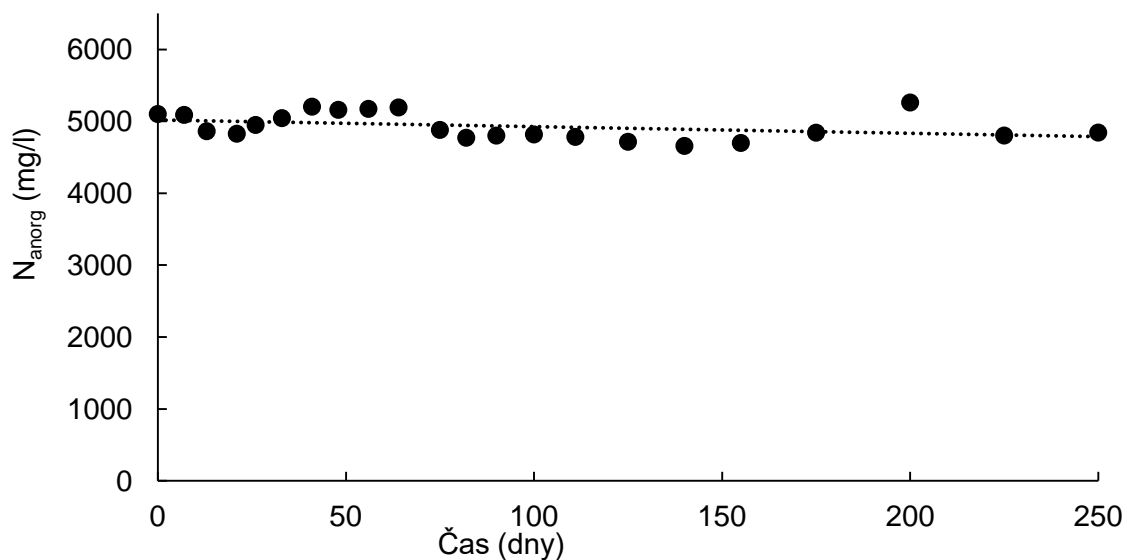
Stručně řečeno, faktorů přispívajících k řízení intenzity úniku NH_3 při skladování surového fugátu je celá řada, a navíc mohou v různých kombinacích působit společně. Pro experimenty provedené v rámci tohoto příspěvku jsou tyto faktory především pH, aerobní biodegradace organických látek a snížená produkce 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

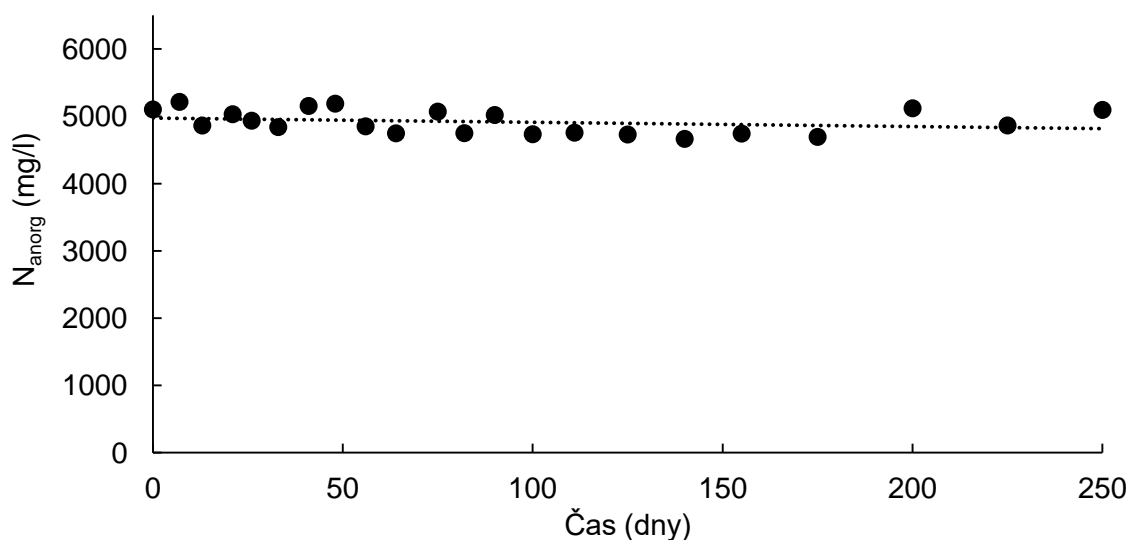
N-NO_3^- představoval dominantní formu celkového anorganického dusíku (N_{anorg}). Z lineární regrese vztahu mezi koncentrací N_{anorg} ($\text{N-amon} + \text{NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$) a dobou skladování byla určena průměrná týdenní ztráta celkového anorganického dusíku během testu. Na rozdíl od S1, S2, S3 a S4, kde ztráty N ve formě N-amon činily 87 - 96 % původní koncentrace po 100 dnech skladování, byly ztráty N ve formě celkového anorganického dusíku během skladování nitrifikovaného fugátu ve všech vzorcích velice malé (Obrázky 6 až 9). Například po 100 dnech skladování bylo procento ztrát N asi 1 % (N1), resp. 4 % (N2). Po 250 dnech skladování pak činily 4 % u N1 a 11 % u N2. Na druhé straně, po 100 dnech skladování se u N3 a N4 koncentrace celkového anorganického dusíku dokonce zvýšily o přibližně 1, resp. 2 %.

I z lineární regrese vztahu a mezi koncentracemi celkového anorganického dusíku v nitrifikovaném fugátu a dobou skladování u N1, N2, N3 a N4 bylo zjištěno, že průměrná míra ztráty N je výrazně nižší než ztráty zaznamenané při skladování surového fugátu. Průměrná ztráta celkového anorganického dusíku byla 0,1% týdně u N1 a 0,3 % u N2. Průměrná týdenní míra nárůstu N byla u N3 0,06 % a u N4

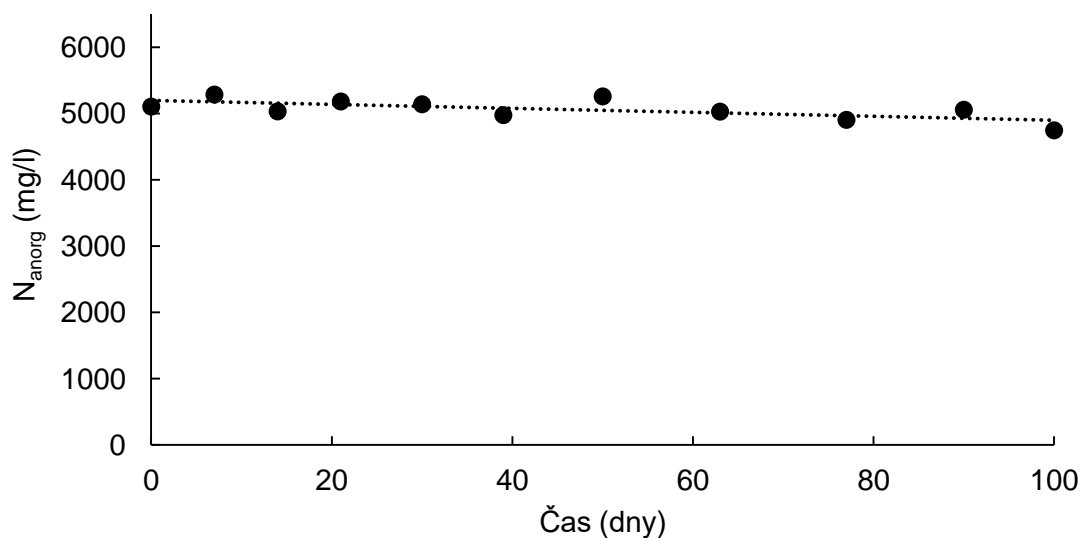
0,2 %, zatímco pro S1 a S3 činila průměrná ztráta N přibližně 6 %, resp. 7, % týdně. Zvýšení koncentrací celkového anorganického dusíku v průběhu skladování u variant N3 a N4 mohlo být způsobeno mineralizací organického dusíku. Je však pravděpodobné, že při minimálních změnách v koncentraci sloučenin dusíku v průběhu testu mohly určitou roli sehrát i analytické chyby, neboť nejistota měření u použitých analytických postupů se pohybuje v jednotkách %. Teplota ani míchání neměly v rámci testů provedených s nitrifikovaným fugátem větší vliv na ztráty N.



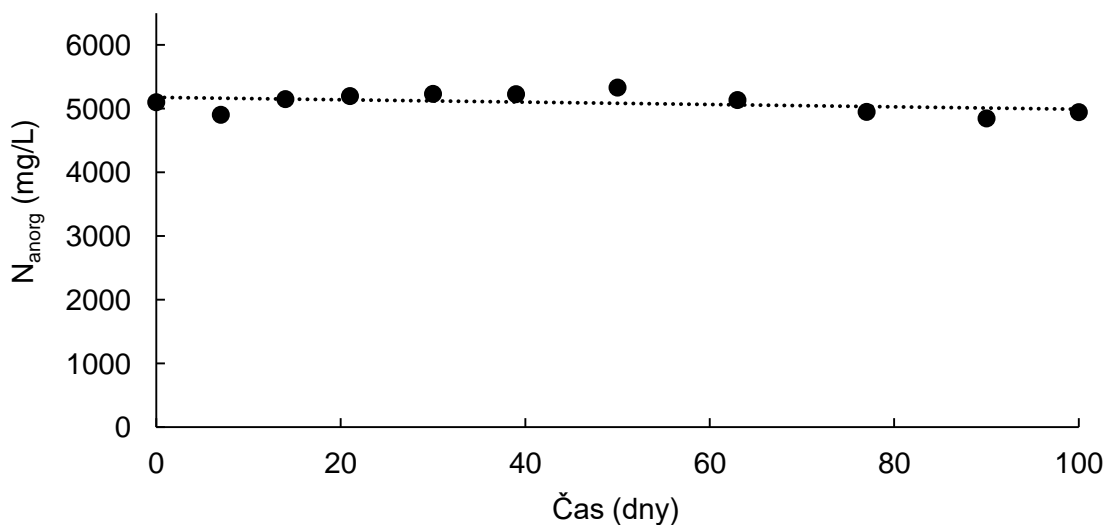
Obrázek 6. Koncentrace N_{anorg} v průběhu skladování (N_1)



Obrázek 7. Koncentrace N_{anorg} v průběhu skladování (N_2)



Obrázek 8. Koncentrace N_{anorg} v průběhu skladování (N_3)



Obrázek 9. Koncentrace N_{anorg} v průběhu skladování (N_4)

Závěr

Výsledky z této práce naznačují, že v případě aplikace nitrifikace jako postupu pro úpravu fugátu mohou být ztráty dusíku při dlouhodobém skladování nitrifikovaného fugátu výrazně nižší než při skladování surového fugátu. Budoucí výzkum, který se zaměří na skladování nitrifikovaného fugátu v terénních podmínkách, je však nezbytný k potvrzení tohoto předpokladu. Dále výsledky ukazují, že míchání skladovaného surového fugátu způsobené například větrem může zvýšit emise NH_3 během skladování, a proto je účelné se mu vyhnout.

Poděkování

Příspěvek byl vypracován v rámci řešení projektu podporovaného MZe ČR v rámci NAZV, registrační číslo projektu QK1710176. Autoři děkují poskytovateli dotace za finanční podporu výzkumu.

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>

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.

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.

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., Pacek, 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.

Whelan, M.J., Everitt, T., Villa, R. 2010. A mass transfer model of ammonia volatilisation from anaerobic digestate. *Waste Management*. 30(10). 1808-1812.