



ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

**Minimalizace ztrát dusíku při nakládání
s kapalnou frakcí fermentačního zbytku
s využitím procesu nitrifikace**

certifikovaná metodika

Pavel Švehla a kol.



© Česká zemědělská univerzita v Praze
Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin, FAPPZ
165 00 Praha-Suchbátov
<http://www.af.czu.cz>

Vydavatelství Česká zemědělská univerzita v Praze

ISBN 978-80-213-3074-0

Praha 2021

Certifikovaná metodika byla zpracována v rámci řešení výzkumného projektu
NAZV č. QK1710176

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Minimalizace ztrát dusíku při nakládání s kapalnou frakcí fermentačního zbytku s využitím procesu nitrifikace

CERTIFIKOVANÁ METODIKA

Pavel Švehla a kol.

Certifikovaná metodika byla zpracována v rámci řešení výzkumného projektu NAZV č. QK1710176

CERTIFIKOVANÁ METODIKA

Dedikace: Ke zpracování certifikované metodiky bylo použito výsledků výzkumných aktivit realizovaných v rámci řešení výzkumného projektu NAZV QK1710176 „Dvoustupňová úprava kapalné frakce fermentačního zbytku umožňující racionální využití živin a vody“.

Kolektiv autorů:

Ing. Pavel Švehla, Ph.D.¹
Ing. Pavel Míchal, Ph.D.¹
prof. Ing. Pavel Tlustoš, CSc., dr. h. c.¹
Ing. Liz Mabel Vargas Caceres¹
Ing. Jan Procházka, Ph.D.²
Miroslav Liberský²
Ing. Mgr. Lukáš Pacek, Ph.D.¹
Bc. František Humpál¹
Bc. Jan Blabolil¹
Bc. Šimon Klimuškin¹

¹ČZU v Praze, Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin

²Agro Podlesí, a.s.

Minimalizace ztrát dusíku při nakládání s kapalnou frakcí fermentačního zbytku
s využitím procesu nitrifikace

Pavel Švehla a kol.

Vydání první, 2021

Vydavatelství: Česká zemědělská univerzita v Praze

Tisk Powerprint s.r.o., Brandejsovo nám. 1219/1, 165 00 Praha Suchdol, www.powerprint.cz

Obálka: Uskladňovací jímka digestátu BPS Červené Janovice (foto: Pavel Míchal)

© Česká zemědělská univerzita v Praze

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin, FAPPZ ČZU v Praze

Kamýcká 129, 165 00 Praha 6 - Suchdol

tel.: +420 224 382 736, <http://www.af.czu.cz>

ISBN 978-80-213-3074-0

Abstrakt

Certifikovaná metodika je zaměřena na využití biologického procesu nitrifikace při zpracování kapalné frakce fermentačního zbytku (tzv. fugátu) vznikající při provozu zemědělských bioplynových stanic. Jsou zmíněny výhody tohoto postupu z pohledu minimalizace ztrát dusíku při manipulaci s fermentačním zbytkem, diskutována je i možnost aplikace procesu jakožto potenciální předúpravy fugátu pro následné tepelné zahuštění nitrifikovaného fugátu. Vysvětleny jsou výhody metody oproti jiným technologiím zpracování fugátu. Jsou presentovány výsledky laboratorních a poloprovozních experimentů zaměřených na studium vlivu různých faktorů na průběh nitrifikace fugátu. Tyto výsledky jednoznačně potvrzují možnost iniciace a dlouhodobého udržení procesu v extrémních podmínkách fugátu. Jsou definovány parametry procesu, které jsou optimální z hlediska udržení vysoké aktivity nitrifikačních organismů a z pohledu vlastností nitrifikovaného fugátu. Jsou navrhována doporučení pro prevenci výskytu rizikových jevů při případném zhoršení efektivity procesu.

Klíčová slova: Fermentační zbytek, fugát, nitrifikace, ztráty dusíku, recyklace živin

Abstract

The certificated methodology is focused on the application of nitrification biological process for the liquid phase of the digestate. The advantages of the process are the minimization of nitrogen losses during the handling with the digestate and potential application of the process as the pre-treatment method for subsequent thermal thickening of nitrified liquid phase of digestate. Also, the other advantages of this technology are discussed. The results of laboratory and pilot plant experiments oriented on the study of the different factors influencing on the nitrification process applied for the liquid phase of digestate treatment are presented. The results definitely proved the possibility to initiate and satisfactory operate on a long-term basis the process even under extreme conditions prevailing in the liquid phase of the digestate. Optimal conditions essential for high activity of nitrification bacteria achievement and for suitable nitrified liquid phase of digestate properties are defined. The methods leading to the prevention of potential risk phenomenon decreasing the stability of the process are also discussed.

Keywords: Digestate, liquid phase of digestate, nitrification, nitrogen losses, nutrients recycling

OBSAH

I. Cíl metodiky	1
II. Vlastní popis metodiky	1
2.1. Úvod	1
2.2. Testy zaměřené na ověření možnosti využití nitrifikace jakožto metody pro zpracování fugátu .	6
2.3. Výsledky laboratorních experimentů zaměřených na nitrifikaci fugátu.....	13
2.4. Výsledky poloprovozních experimentů zaměřených na nitrifikaci fugátu	22
2.5. Výsledky laboratorních testů zaměřených na porovnání ztrát dusíku při dlouhodobém skladování surového a nitrifikovaného fugátu	26
2.6. Závěry a doporučení pro dosažení optimálních parametrů nitrifikačního procesu	31
III. Srovnání novosti postupů	33
IV. Popis uplatnění metodiky	34
V. Ekonomické aspekty	35
VI. Seznam použité literatury	35
VII. Seznam publikací, které předcházely metodice	38
VIII. Jména oponentů a názvy jejich organizací	39
IX. Dedikace	39
X. Ostatní náležitosti certifikované metodiky	39

I. Cíl metodiky

Cílem předkládané metodiky je seznámit provozovatele zemědělských bioplynových stanic a další zájemce s možností zpracování kapalné frakce fermentačního zbytku (tzv. fugátu) biologickou nitrifikací. Záměrem je také prezentovat benefity spojené s aplikací této metody s hlavním důrazem na možnost minimalizace ztrát dusíku při manipulaci s fugátem. Budou hodnocena potenciální rizika spojená s řízením průběhu procesu nitrifikace aplikovaného za účelem zpracování fugátu a budou navržena opatření vedoucí k minimalizaci těchto rizik. Pozornost bude věnována vlivu různých faktorů na průběh nitrifikace v prostředí fugátu. Na základě výsledků laboratorních a poloprovozních testů budou definovány podmínky umožňující iniciaci a dlouhodobé udržení biologického procesu nitrifikace v agresivních podmínkách fugátu, identifikovány budou optimální parametry procesu z hlediska vlastností nitrifikovaného fugátu.

II. Vlastní popis metodiky

2.1. Úvod

V České republice je v současné době v provozu okolo 400 zemědělských bioplynových stanic (BPS). Jejich hlavním ekonomickým profitem je výroba elektrické energie s využitím kogenerační jednotky, v níž je spalován bioplyn vznikající anaerobním rozkladem biomasy. Vedle energeticky bohatého bioplynu je dalším produktem činnosti BPS vodní suspenze hmoty, která již prošla anaerobním rozkladným procesem. Jedná se o kapalný materiál se sušinou obvykle do 10 %, který bývá označován jako digestát, respektive fermentační zbytek. Ten je obvykle bez dalších úprav využíván jako hnojivo.

2.1.1. Vznik fugátu a jeho základní vlastnosti

Digestát je v objektech řady BPS provozovaných na území ČR separován na dvě fáze, pevný separát se sušinou cca 20 - 30 % a kapalnou frakci – tzv. fugát. Výhodou separace digestátu na pevnou a kapalnou složku je zakoncentrování většiny cenných látek obsažených původně v digestátu do separátu a s tím související usnadnění přepravy tohoto materiálu a jeho aplikace na půdu. Separát může být následně dosoušen a využit pro řadu účelů (hnojivo, stelivo, pěstební substrát či jeho složka, surovina pro výrobu kompostu či vermikompostu apod.) (Tlustoš et al., 2014; Hanč et Vašák, 2015). Fugát charakteristický sušinou 2 - 5 % představuje v tomto případě v podstatě odpadní materiál, přičemž nakládání s ním je spojeno s řadou problémů (Al Seadi et al., 2013).

Na druhou stranu i fugát obsahuje relativně velké množství živin. Zatímco uhlík přechází při degradaci organické hmoty v anaerobním reaktoru do plynné fáze (do bioplynu) ve formě CH_4 a CO_2 a nerozložené zbytky organické hmoty i větší část sloučenin fosforu zůstávají v pevné frakci digestátu, většina amoniakálního dusíku (N-amon) vznikajícího přeměnou organicky vázaného dusíku se uvolňuje do kapalné fáze digestátu. Proto koncentrace N-amon ve fugátu může dosahovat 5 – 15 % sušiny, respektive 1 až 6 g/l. Relativně vysoký je ve fugátu i obsah draslíku, hořčíku a vápníku, přes zachycení většiny sloučenin fosforu v pevné frakci je i obsah tohoto prvku ve fugátu poměrně vysoký (Tlustoš et al., 2014; Straka et al., 2010; Smatanová, 2012; Koszel and Lorencowicz, 2015; Bolzonella et al., 2018; Vaneeckhaute et al., 2017; Shi et al., 2018).

N-amon se vyskytuje ve dvou disociačních formách, kterými jsou amonný kationt (NH_4^+) a nedisociovaný amoniak (NH_3). Distribuce těchto forem je dána fyzikálně-chemickými podmínkami, přičemž zásadní význam má v tomto ohledu zejména hodnota pH a teplota. Zastoupení těkavého NH_3 se zvyšuje s rostoucí hodnotou pH a s rostoucí teplotou (Anthonisen et al., 1976; Pitter, 1999; Park and Bae, 2009). Fugát je stejně jako neseparovaný kapalný digestát charakteristický mírně zásaditou hodnotou pH (cca 7,5 – 8,5) (Dohányos et al., 1998; Straka et al., 2010). Za těchto podmínek je již zastoupení nedisociovaného NH_3 poměrně vysoké, v závislosti na teplotě činí cca 4 – 20 %.

2.1.2. Současné přístupy k nakládání s fugátem a z něj plynoucí rizika

Současnou běžnou praxí nakládání s fugátem je jeho relativně dlouhodobé skladování v uskladňovacích nádržích a jeho následná aplikace přímo na zemědělskou půdu. Podobně se zpravidla nakládá i s tekutým digestátem v případě, že separace na separát a fugát není aplikována. Hnojení surovým fugátem s sebou nese ekonomické nevýhody spojené i s environmentálními riziky. Relativně malý podíl sušiny ve velkém objemu balastní vody výrazně navyšuje náklady na přepravu a následnou aplikaci, což je spojeno i se zvýšeným rizikem zhutnění půdy častým pojezdem aplikační techniky. Těkavý NH_3 při skladování fugátu (respektive tekutého digestátu) i přímo během jeho aplikace na půdu může unikat do ovzduší, což je nežádoucí jak z environmentálního (Butterbach-Bahl et al., 2011, Renard et al., 2004), tak z ekonomického hlediska (ztráta dusíku jako cenné živiny).

Podíl ztrát při skladování fugátu může činit až 30 % (Hlušek, 2004; Perazzolo et al., 2017; Li et al., 2018). K dalším ztrátám dusíku, které mohou činit až cca 40 % zbylého dusíku, pak dochází přímo při aplikaci fugátu na půdu (Nicholson et al., 2017). Problémy s uplatněním fugátu tak omezují možnosti separace digestátu na separát a fugát v objektech současných BPS. Přitom vyvinutí vhodné technologie pro

zpracování fugátu může vést k častějšímu využití separace digestátu a celkově i k racionalizaci využití látek v něm obsažených.

2.1.3. Postupy vedoucí k optimalizaci využití živin obsažených ve fugátu

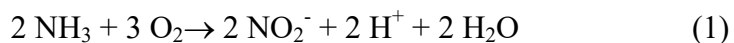
Optimalizovat využití živin obsažených ve fugátu je možno různými přístupy, které jsou zpravidla založeny na zakoncentrování živin či jejich získání v relativně čisté podobě. Známé jsou fyzikálně-chemické metody vedoucí k získání amonného dusíku, popřípadě k současnému získávání amonného dusíku a fosforu – například stripování amoniaku, srážení struvitu či sorpce na biochar či jiné materiály (Münch and Barr, 2001; Song et al., 2011; Guštin and Marinšek-Logar, 2011; Kizito et al., 2015). Čistě biologickou metodou je převedení živin obsažených ve fugátu do biomasy řas či vyšších rostlin (Prajapati et al., 2014). Zmíněné způsoby zpracování fugátu jsou však více či méně selektivní. Při stripování amoniaku jsme schopni získávat pouze jednu živinu v podobě N-amon. Srážení struvitu umožní kromě zisku N-amon v koncentrované podobě současně získat fosfor. Ani inkorporace do biomasy řas nevede k úplnému převedení všech cenných látek do konečného produktu. Navíc jsou všechny výše uvedené postupy spojeny s produkcí odpadního materiálu, tedy vody zbavené vybraných živin. Nezbyvá pak často jiné řešení než ho přímo v areálu bioplynové stanice nebo v objektu logisticky dostupné čistírny odpadních vod zpracovávat jako odpadní vodu. Čištění takové odpadní vody je přitom velice problematické, neboť obsahuje velké množství špatně sedimentujících nerozpuštěných látek. Extrémně vysoké bývají hodnoty CHSK při poměrně nízké hodnotě BSK, velká část organických látek obsažených ve fugátu je totiž v podstatě inertní vůči biologickému rozkladu. Poměrně vysoký může být i zbytkový obsah sloučenin dusíku a fosforu. Za těchto podmínek zůstává velká část cenných látek obsažených původně v surovém fugátu nevyužita.

Pokud chceme minimalizovat množství, resp. objem, fugátu a využít všechny látky obsažené v surovém fugátu včetně vody, přichází v úvahu v zásadě aplikace membránových procesů nebo tepelné zahušťování fugátu. Membránové procesy vedou k zahuštění chemických látek původně obsažených ve fugátu do koncentráту, permeát je relativně čistou vodou, jejíž vlastnosti závisí na použité membráně a na dalších podmínkách procesu (Al Seadi et al., 2013; Holloway et al., 2007). Přestože byly v posledních letech vyvinuty speciální varianty membránových procesů pro zpracování fermentačního zbytku, resp. fugátu, založené například na tzv. membránové destilaci (Khan and Nordberg, 2018; Khan and Nordberg, 2019), aplikace membránových procesů pro tak heterogenní materiál, kterým je fugát, je stále velice technicky a ekonomicky složitým procesem. Tepelné zahušťování je po energetické stránce velice náročným procesem. Uvážíme-li však, že řada zemědělských BPS provozovaných v ČR nenachází dostatečné uplatnění pro teplo produkované kogeneračními jednotkami, stává se variantou (alespoň ve srovnání s dalšími postupy připadajícími

v úvahu pro zpracování fugátu) vcelku reálnou (Chiumenti et al., 2013; Vondra et al., 2016; Vondra et al., 2018). Významným problémem však je těkavost amoniaku a z ní plynoucí tendence této formy dusíku přecházet při tepelném zahušťování do destilátu. Vysoký obsah N-amon v destilátu je nežádoucí z pohledu dalšího využití destilátu. Zároveň je převedením amoniaku do destilátu o živiny ochuzen tepelně zahuštěný fugát, jehož hodnota jako komplexního hnojiva je tím významně snížena.

2.1.4. Využití nitrifikace pro zpracování fugátu

Jednou z možností zpracování fugátu, která může minimalizovat ztráty dusíku při skladování fugátu a při jeho aplikaci na půdu, je využití procesu nitrifikace (Botheju et al., 2010; Svehla et al., 2017). Nitrifikace je biologický proces probíhající přirozeně ve vodním prostředí i v jiných složkách životního prostředí, například v půdě. Je využívána také při biologickém čištění odpadních vod, přičemž je součástí procesů vedoucích k odstranění dusíkatého znečištění. Skládá se ze dvou kroků a podílejí se na ní dvě nezávislé skupiny nitrifikačních bakterií. N-amon je nejprve oxidován na dusitanový dusík (N-NO_2^-) činností nitritačních organismů (ammonium oxidizing bacteria - AOB) rodů *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus* a dalších. Následně je N-NO_2^- převáděn na dusičnanový dusík (N-NO_3^-) v rámci činnosti nitratačních organismů (nitrite oxidizing bacteria - NOB) rodů *Nitrobacter*, *Nitrospira* a dalších (Pitter, 1999). Průběh nitrifikace je popsán v rovnicích 1 – 3.



Sumárně:



Oxidovaný dusík ve formě N-NO_3^- či N-NO_2^- není na rozdíl od amoniaku těkavý a z tohoto hlediska je možno ho považovat za „stabilní“ formu bezpečnou z pohledu ztrát dusíku při skladování fugátu a jeho aplikaci na zemědělskou půdu.

Z hlediska potenciálního provozu systému pro nitrifikaci fugátu za účelem minimalizace ztrát dusíku je zásadní také fakt, že v první (nitritační) fázi procesu nitrifikace je uvolňován iont H^+ (viz rovnice 1). Tato skutečnost vede při nitrifikaci ve vodním prostředí obsahujícím extrémně vysoké koncentrace N-amon při relativně nízké hodnotě kyselinové neutralizační kapacity (což jsou typické vlastnosti fugátu) k poklesu hodnoty pH (Pitter, 1999; Jenicek et al., 2004). Díky tomu může nitrifikace ztráty dusíku při manipulaci s fugátem snížit i v případě, že zdaleka ne veškerý N-amon obsažený původně ve fugátu je převeden na oxidované formy. Pokles pH vyvolaný průběhem nitrifikačního procesu totiž vede k radikálnímu snížení zastoupení těkavého NH_3 , který přechází na netěkavý NH_4^+ . V případě záměru iniciovat pro-

ces nitrifikace ve fugátu je však nezbytné brát zřetel na skutečnost, že mikroorganismy nitrifikačního procesu jsou na hodnotu pH velice citlivé. Obecně se uvádí, že již pokles na 6,0 až 6,5 může transformaci N-amon zpomalit či dokonce zastavit (Pitter, 1999).

Zpracování fugátu nitrifikací může být velice dobře využito také jako předstupeň pro jeho tepelné zahuštění zmiňované výše. Abychom při tepelném zahušťování zabránili únikům amoniaku do destilátu, je nutné nejprve upravit hodnotu pH fugátu do mírně kyselé oblasti ($\leq 6,0$). Nejjednodušší metodou, jak tohoto cíle dosáhnout, je dávkování minerální kyseliny (Chiumenti et al., 2013). Nevýhodou tohoto přístupu je vysoká spotřeba chemikálií a z ní plynoucí rostoucí provozní náklady. Problémem může být i okyselování půdy po dlouhodobé aplikaci takto upraveného fugátu (Rorison, 1973). Nabízí se však možnost „stabilizace“ dusíku vedoucí k jeho udržení v tepelně zahuštěném produktu právě s využitím nitrifikace, která jednak převede N-amon, resp. jeho významnou část, na netěkavé oxidované formy dusíku a jednak vede k poklesu pH (viz výše).

2.1.5. Potenciální problémy spojené s aplikací nitrifikace při zpracování fugátu

Se zpracováním fugátu s využitím nitrifikace nejsou v ČR a ani ve světě dosud žádné provozní zkušenosti. Na druhou stranu je však za účelem optimalizace tohoto procesu možno využít výsledky získané při dlouhodobých experimentech zaměřených na zpracování kalové vody či jiných odpadních vod charakteristických vysokou koncentrací sloučenin dusíku (Jenicek et al., 2004; Švehla et al., 2007; Švehla et al., 2014; Pacek et al., 2015; Pacek et al., 2016 atd.). Překážkou pro úspěšnou iniciaci a dlouhodobé udržení nitrifikačního procesu v prostředí fugátu může být vysoká koncentrace N-amon. Ten je sice substrátem pro AOB, ale zároveň na tyto organismy (zejména ve formě volného amoniaku – free ammonia, FA) od určité koncentrace působí inhibičně. Ještě citlivější jsou v tomto směru NOB. Navíc, přechodná akumulace N-NO_2^- , ke které dochází v případě činnosti AOB a současně částečné či úplné inhibici aktivity NOB, může nitrifikační organismy sekundárně inhibovat ještě silněji z důvodu zvýšeného výskytu volné kyseliny dusité (free nitrous acid – FNA) (Anthornisen et al., 1976; Švehla et al., 2014). Vzhledem k tomu, že nitrifikační bakterie patří do kategorie litotrofních organismů, může být problémem i extrémně vysoký obsah organických látek ve fugátu (Chudoba et al., 1991). Otázkou zůstává, zda budou nitrifikační bakterie skutečně schopny dostatečné aktivity i po poklesu pH v důsledku nitrifikace, neboť optimální hodnoty pH se u jednotlivých rodů pohybují zpravidla v mírně alkalické oblasti a při poklesu pH pod 6 – 6,5 byl v mnoha případech při čištění odpadních vod zaznamenán útlum nitrifikačního procesu (Pitter, 1999).

Přestože je možno oxidované formy dusíku (N-NO_3^- i N-NO_2^-) produkované v rámci nitrifikačního procesu považovat za stabilní z pohledu jejich případných pří-

mých ztrát těkáním, existuje reálné riziko sekundárních ztrát dusíku způsobených průběhem procesu denitrifikace v prostředí nitrifikovaného fugátu. Při dlouhodobém skladování nitrifikovaného fugátu by v případě dosažení podmínek vhodných pro denitrifikační organismy v důsledku průběhu denitrifikace mohlo docházet k významným ztrátám dusíku uvolňováním plyných produktů tohoto biochemického procesu (především N_2) (Chudoba et al., 1991). Míru tohoto rizika je nutno ověřit experimentálně.

2.2. Testy zaměřené na ověření možnosti využití nitrifikace jakožto metody pro zpracování fugátu

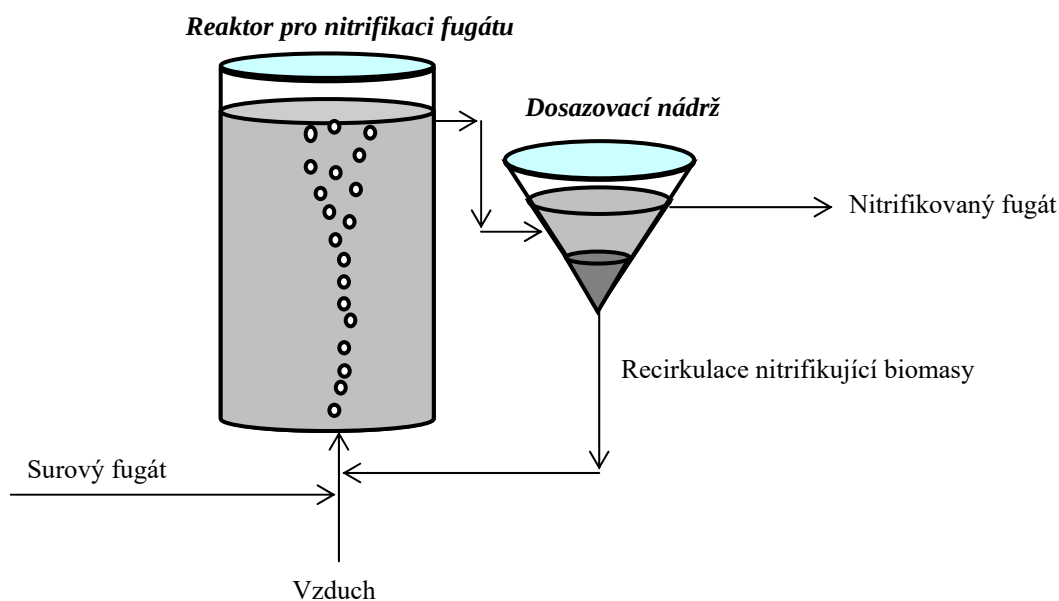
V rámci řešení tohoto projektu byly dlouhodobě realizovány experimenty zaměřené na simulaci procesu nitrifikace fugátu v laboratorních podmínkách. Jejich hlavním cílem bylo ověřit, že je možno dosáhnout uspokojivé aktivity nitrifikačních organismů i v extrémních podmínkách panujících ve fugátu a navrhnout optimální parametry procesu. Následně byly závěry z laboratorních testů ověřovány v poloprovozním zařízení instalovaném přímo v objektu reálné zemědělské bioplynové stanice. Při realizaci experimentů byly využity zkušenosti z biologického čištění městských odpadních vod a zvláště pak zkušenosti z odděleného čištění kalové vody vznikající při zahušťování a odvodňování anaerobně stabilizovaného kalu (Svehla et al., 2014; Pacek et al., 2015; Pacek et al., 2016). Vzhledem ke specifickým vlastnostem fugátu z BPS a faktu, že s nitrifikací tohoto proudu nebyly dosud prakticky žádné zkušenosti, však bylo v prvních fázích testů zapotřebí identifikovat optimální přístup k řízení procesu.

Veškeré experimenty probíhaly s fugátem odebraným v objektech zemědělských BPS zpracovávajících kejdu skotu, kukuřičnou siláž a travní hmotu jako hlavní substráty pro výrobu bioplynu. Separace fermentačního zbytku na fugát a separát je v rámci všech těchto BPS zajištěna mechanickým šnekovým separátorem. Koncentrace N-amon v použitém fugátu dosahovala 1,7 – 5,5 g/l při sušině 3 – 8 % a celkové hodnotě CHSK 25 – 80 g/l.

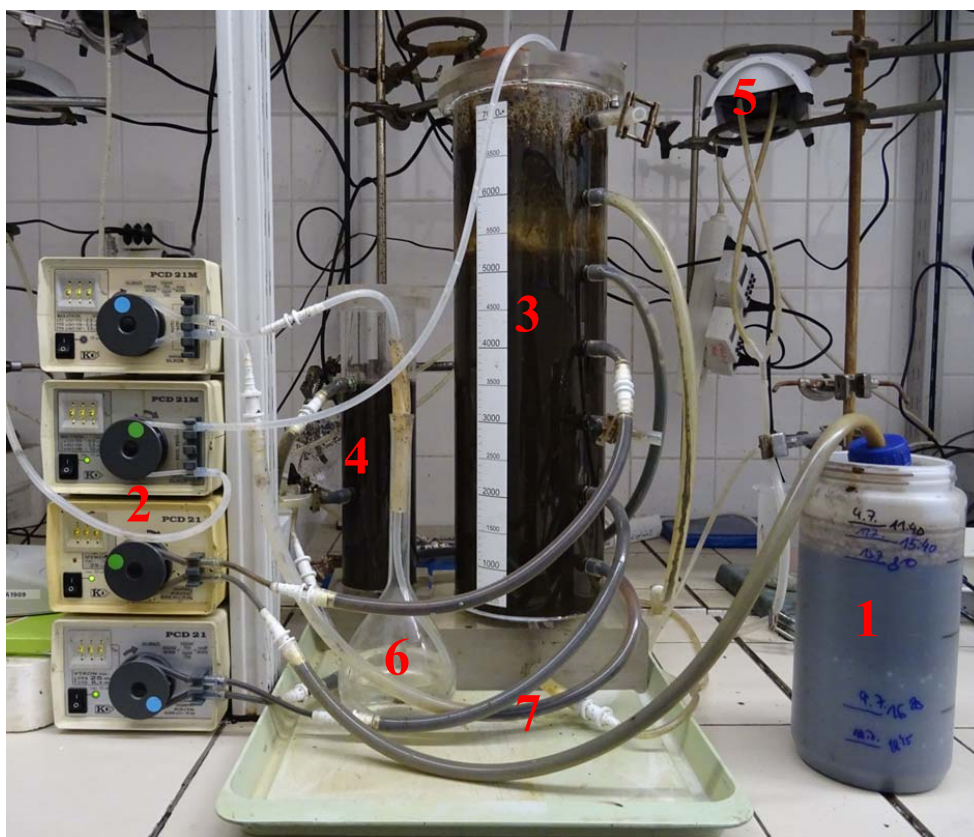
Za účelem ověření vlivu nitrifikace fugátu na intenzitu ztrát dusíku byly v laboratorních podmínkách realizovány také testy simulující dlouhodobé skladování fugátu. Tyto testy byly provedeny paralelně se surovým fugátem a s nitrifikovaným fugátem vystupujícím z laboratorního modelu nitrifikačního reaktoru. Při testech s nitrifikovaným fugátem byla sledována míra ztrát dusíku těkáním amoniaku. V rámci testů s nitrifikovaným fugátem byla pozornost soustředěna zejména na případné ztráty dusíku procesem denitrifikace.

2.2.1. Metodika laboratorních testů zaměřených na nitrifikaci fugátu

Simulace procesu nitrifikace fugátu v laboratorních podmínkách probíhala s využitím dvou laboratorních modelů biologického reaktoru, které byly vytvořeny z plexiskla. Pracovní objem reaktorů činil 5 l. Za reaktorem byla vždy zařazena dosazovací nádrž o objemu 1,0 l. Zjednodušené schéma laboratorního modelu je uvedeno na obrázku 1. Vlastní reaktor je zobrazen na obrázku 2. Každý laboratorní model se skládá z vlastního biologického reaktoru, ve kterém probíhá nitrifikace fugátu. Surový fugát je do reaktoru kontinuálně dávkován ze zásobníku fugátu s využitím peristaltického čerpadla. Vzduch je do nitrifikačního reaktoru dodáván akvaristickými vzduchovacími motorky. Dosazovací nádrž slouží k separaci nitrifikační biomasy od zpracovaného fugátu a k její recirkulaci zpět do nitrifikačního reaktoru. Hodnota pH v reaktoru byla regulována dávkováním roztoku hydroxidu sodného o koncentraci 100 g/l, přičemž dávkování roztoku bylo řízeno s využitím měřicího a regulačního systému GRYF Magic XBC (GRYF HB, spol. s r.o.). Recirkulace biomasy i dávkování NaOH zajišťovala peristaltická čerpadla.



Obrázek 1: Základní schéma laboratorního modelu nitrifikačního reaktoru pro zpracování fugátu



*Obrázek 2: Laboratorní model nitrifikačního reaktoru pro zpracování fugátu
(1 – zásobník vstupního fugátu; 2 – čerpadla pro transport fugátu a dalších tekutin;
3 – nitrifikační reaktor; 4 – dosazovací nádrž; 5 – vzduchovací motorek; 6 – zásobník pro roztok NaOH; 7 – hadičky pro transport tekutin v rámci modelu)*

Výzkum realizovaný s využitím laboratorních modelů se skládal ze čtyř základních fází, přičemž v jednotlivých fázích byly dle aktuálních potřeb měněny podmínky panující v nitrifikačním reaktoru. K inokulaci systému nitrifikující biomasou byl v první a druhé fázi laboratorního výzkumu využit vratný aktivovaný kal odebraný z regenerační zóny biologického stupně čištění odpadních vod v objektu městské čistírny odpadních vod. V okamžiku zahájení provozu reaktoru byl celý objem reaktoru nejprve naplněn aktivovaným kalem o koncentraci nerozpuštěných látek cca 10 g/l. Teprve poté bylo zahájeno dávkování fugátu ve zvoleném množství. V případě třetí a čtvrté fáze laboratorního výzkumu již byla pro inokulaci reaktoru využita biomasa vykultivovaná přímo v laboratorních modelech v rámci předchozích fází výzkumu. Reaktory byly ve všech fázích výzkumu provozovány jako simulace aktivačního systému v režimu směšovací aktivace (Chudoba et al., 1991). Provzdušňování aktivační směsi bylo zajištěno akvaristickými vzduchovacími motorky. Za účelem minimalizace tvorby pěny v reaktoru byl do systému dávkován odpěňovač BURST EP 8100 (BASF, Německo). Přecherpávání tekutin v rámci modelů bylo zajištěno pomocí peristaltických čerpadel. Za účelem regulace hodnoty pH v modelu byl ve vybraných fázích jeho provozu s využitím měřicího a regulačního systému Magic XBC

(GRYF HB, spol. s r.o., ČR) do systému dávkován roztok NaOH o hmotnostní koncentraci 100 g/l.

V průběhu celého experimentu bylo v týdenních intervalech prováděno spektrofotometrické stanovení koncentrace N-amon ve vstupním fugátu a koncentrací jednotlivých forem dusíku (N-amon, N-NO_2^- a N-NO_3^-) na odtoku z reaktoru, resp. z dosazovací nádrže. Ve stejném intervalu byla sledována i hodnota CHSK fugátu na vstupu a výstupu. Kontinuálně pak byla pomocí měřicího systému Magic XBC (GRYF HB, spol. s r.o., ČR) měřena teplota, hodnota pH a koncentrace rozpuštěného kyslíku v reaktoru. Koncentrace kyslíku byla ve snaze zabránit limitaci výkonnosti reaktoru nedostatkem kyslíku (Pacek et al., 2015) udržována na hodnotách převyšujících 2,5 mg/l. Všechny analytické rozborů vzorků byly prováděny ve shodě s postupy uvedenými v práci Horáková et al. (2003).

2.2.2. Metodika poloprovozních experimentů zaměřených na nitrifikaci fugátu

Poloprovozní ověření závěrů plynoucích z laboratorních testů probíhalo v areálu bioplynové stanice v Červených Janovicích, která je provozována společností Agro Podlesí, a.s.. V objektu této bioplynové stanice byla instalována jednotka pro nitrifikaci fugátu, která se skládala z nitrifikačního reaktoru o pracovním objemu až 1 m³ a z dosazovací nádrže o objemu 200 l (obrázek 3). Základní uspořádání zařízení vycházelo z funkce laboratorních modelů, systém se tudíž skládal z analogických komponentů jako v případě laboratorních modelů (zásobníky surového a nitrifikovaného fugátu, vlastní nitrifikační reaktor, dosazovací nádrž, peristaltická čerpadla pro transport tekutin v rámci zařízení a systém zajišťující aeraci v nitrifikačním reaktoru - membránové dmychadlo).

K inokulaci reaktoru nitrifikující biomasou byl stejně jako v případě laboratorních testů využit aktivovaný kal odebraný v regenerační zóně biologického stupně městské ČOV. Jednalo se však o jinou ČOV než v případě inokulace laboratorního modelu. Při zahájení provozu byl reaktor naplněn kalem do objemu 600 l. K postupnému nárůstu pracovního objemu na 1000 l došlo v důsledku postupného přidávání zpracovávaného fugátu. Průtok fugátu byl v okamžiku zahájení experimentů nastaven na 50 l za den při zatížení reaktoru dusíkem cca 0,15 kg/(m³·d), hodnota pH byla s využitím měřicího a regulačního systému GRYF XBP (GRYF HB, spol. s r.o., ČR) a dávkování 40% roztoku NaOH nastavena na $6,0 \pm 0,1$, koncentrace kyslíku přesahovala 2,5 mg/l. Reaktor byl po technologické stránce provozován analogicky jako laboratorní modely, přičemž pro transport tekutin byla i v rámci poloprovozní jednotky využita peristaltická čerpadla. Vzduch zajišťující aerobní podmínky v reaktoru byl do systému vháněn pomocí membránového dmychadla Secoh JDK-S-500 (Secoh, Japonsko). Fugát vstupující do poloprovozního reaktoru byl v pravidelných intervalech odebírán přímo ze separátoru fermentačního zbytku provozovaného v rámci bio-

plynové stanice a před vstupem do reaktoru byl uchováván v IBC nádrži o objemu 1 m³. Stejná nádrž byla použita i pro akumulaci fugátu zpracovaného v nitrifikačním reaktoru. Do této nádrže byl odtok ze systému odváděn z dosazovací nádrže. Analytické rozборы vzorků z poloprovozního reaktoru byly realizovány analogickým způsobem jako v případě laboratorních modelů.



Obrázek 3: Fotografie poloprovozního nitrifikačního reaktoru pro zpracování fugátu
(1 – zásobník vstupního fugátu; 2 – čerpadla pro transport fugátu a dalších tekutin;
3 – vlastní nitrifikační reaktor; 4 – dosazovací nádrž; 5 – membránové dmychadlo)

2.2.3. Metodika laboratorních testů zaměřených na porovnání ztrát dusíku při dlouhodobém skladování surového a nitrifikovaného fugátu

Laboratorní experimenty zaměřené na kvantifikaci ztrát dusíku při skladování fugátu byly realizovány v nádobách s počátečním pracovním objemem 750 ml. Testy byly provedeny se surovým fugátem a s nitrifikovaným fugátem. Surový fugát byl odebrán v objektu zemědělské BPS zpracovávající hnůj skotu, kukuřičnou siláž a travní hmotu jako hlavní substráty pro výrobu bioplynu. Nitrifikovaný fugát byl získán jako odtok z laboratorního modelu nitrifikačního reaktoru popsaného výše, který zpracovával fugát z bioplynové stanice, ze které byl odebrán i surový fugát pro experiment zaměřený na kvantifikaci ztrát dusíku. Základní charakteristiky fugátu použitého v rámci tohoto experimentu jsou uvedeny v tabulce 1.

Tabulka 1: Základní charakteristiky fugátu použitého pro simulaci dlouhodobého skladování fugátu

parametr (jednotka)	surový fugát	nitrifikovaný fugát
pH (-)	8,2 ± 0,0	6,9 ± 0,0
N-amon (mg/l)	5 240 ± 190	26 ± 2
N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,0 ± 0,0	5 070 ± 110
N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	1,1 ± 0,1	2,9 ± 0,2
*N _{anorg} (mg/l)	5 241 ± 190	5 100 ± 110
**N _{org} (mg/l)	350 ± 20	240 ± 10
***N _{celk} (mg/l)	5 591 ± 200	5 340 ± 120
nerozpuštěné látky (mg/l)	5 640 ± 350	1 380 ± 110
CHSK (mg/l)	16 400 ± 630	7 840 ± 410

*N_{anorg} – koncentrace anorganického dusíku (součet koncentrace N-amon, N-NO₂⁻ a N-NO₃⁻)

**N_{org} – koncentrace organického dusíku

***N_{celk} – koncentrace celkového dusíku

Za účelem kvantifikovat ztráty dusíku těkáním amoniaku při skladování surového fugátu byly čtyři skleněné kádinky označené R1-R4 naplněny surovým fugátem. Další čtyři označené N1-N4 byly naplněny nitrifikovaným fugátem a sloužily ke kvantifikaci ztrát dusíku způsobených při skladování nitrifikovaného fugátu procesem denitrifikace. V každé variantě byly simulovány různé podmínky skladování, přičemž teplota ve variantách R1, R2, N1 a N2 odpovídala laboratorní teplotě (25 ± 2 °C). Varianty R3, R4, N3 a N4 byly skladovány v termostatované skříni při teplotě 10,0 ± 1,0 °C. Fugát ve variantách R2, R4 a N2 a N4 byl kontinuálně promícháván rychlostí 100 otáček za minutu. Popsané experimenty byly prováděny po dobu 100 dnů (R1-R4, N3 a N4), u variant N1 a N2 a byla doba trvání testů vzhledem k průběhu experimentů prodloužena na 250 dní. Přehled jednotlivých variant je k dispozici v tabulce 2.

Tabulka 2: Kvantifikace ztrát dusíku při skladování fugátu (přehled jednotlivých variant)

varianta	fugát	teplota	míchání
R1	surový	25 ± 2 °C	ne
R2	surový	25 ± 2 °C	ano
R3	surový	10 ± 1 °C	ne
R4	surový	10 ± 1 °C	ano
N1	nitrifikovaný	25 ± 2 °C	ne
N2	nitrifikovaný	25 ± 2 °C	ano
N3	nitrifikovaný	10 ± 1 °C	ne
N4	nitrifikovaný	10 ± 1 °C	ano

V průběhu simulace skladování surového i nitrifikovaného fugátu byly postupy zmíněnými výše sledovány koncentrace jednotlivých forem dusíku. Ztráta dusíku v % byla pro jednotlivé varianty vypočtena porovnáním koncentrace anorganického dusíku (N_{anorg}) na začátku a na konci experimentu. Vzhledem k tomu, že v případě nitrifikovaného fugátu byly změny v koncentraci N_{anorg} na úrovni analytické chyby stano-

vení, bylo k určení ztráty dusíku v těchto případech použito navíc ještě porovnání počátečních a konečných koncentrací N_{anorg} vypočtených z lineární regrese závislosti měřené koncentrace na době experimentu.

2.2.4. Použité výpočty

Aktuální koncentrace volného amoniaku – FA (C_{FA}) a volné kyseliny dusité – FNA (C_{FNA}) v laboratorních modelech nitrifikačního reaktoru i v reaktoru poloprovozní jednotky v mg/l byly vypočteny dle Anthonisen et al. (1976) (rovnice 4 a 5):

$$C_{\text{FA}} = \frac{17}{14} \cdot \frac{c(\text{N-amon}) \cdot 10^{\text{pH}}}{\exp\left(\frac{6334}{273+t}\right) + 10^{\text{pH}}} \quad (4)$$

$$C_{\text{FNA}} = \frac{46}{14} \cdot \frac{c(\text{N-NO}_2)}{\exp\left(\frac{-2300}{273+t}\right) \cdot 10^{\text{pH}}} \quad (5)$$

kde $c(\text{N-amon})$ a $c(\text{N-NO}_2^-)$ představují aktuální koncentraci N-amon, resp. N-NO_2^- v mg/l a t je teplota uváděná ve stupních celsia.

Objemové zatížení nitrifikačního reaktoru amoniakálním dusíkem ($B_{\text{V-N}}$) bylo vypočteno v souladu s rovnicí 6:

$$B_{\text{V-N}} = Q_1 \cdot \rho_1 / V \quad (6)$$

kde ρ_1 je koncentrace N-amon (kg/m^3) ve zpracovávaném fugátu, Q_1 je průtok fugátu na vstupu do nitrifikačního reaktoru (m^3/d) a V představuje objem reaktoru v m^3 .

Objemová rychlost oxidace N-amon ($r_{\text{V-N}}$) v nitrifikačním reaktoru byla kvantifikována s využitím vztahu definovaného v rovnici 7:

$$r_{\text{V-N}} = Q_1 \cdot (\rho_1 - \rho_2) / V \quad (7)$$

kde symboly ρ_1 , Q_1 a V mají stejný význam jako v případě výpočtu $B_{\text{V-N}}$. ρ_2 je koncentrace N-amon na odtoku z reaktoru.

Pro hodnocení účinnosti procesu v nitrifikačním reaktoru byl použit parametr „účinnost převedení N-amon na oxidované formy“ ($E(\text{ox})$), který byl vypočten podle rovnice 8:

$$E(\text{ox}) = 100 \% - \left(\frac{\rho_2}{\rho_1} \cdot 100 \%\right) \quad (8)$$

ve které (stejně jako v předcházejících rovnicích) ρ_1 a ρ_2 představují koncentraci N-amon v přítoku a v odtoku z reaktoru.

Zastoupení dusitanového (N-NO_2 (%)) a dusičnanového (N-NO_3 (%)) dusíku mezi produkty nitrifikace v % bylo vypočteno dle rovnic 9 a 10:

$$\text{N-NO}_2 (\%) = \frac{c(\text{N-NO}_2)}{c(\text{N-NO}_2) + c(\text{N-NO}_3)} \cdot 100 \% \quad (9)$$

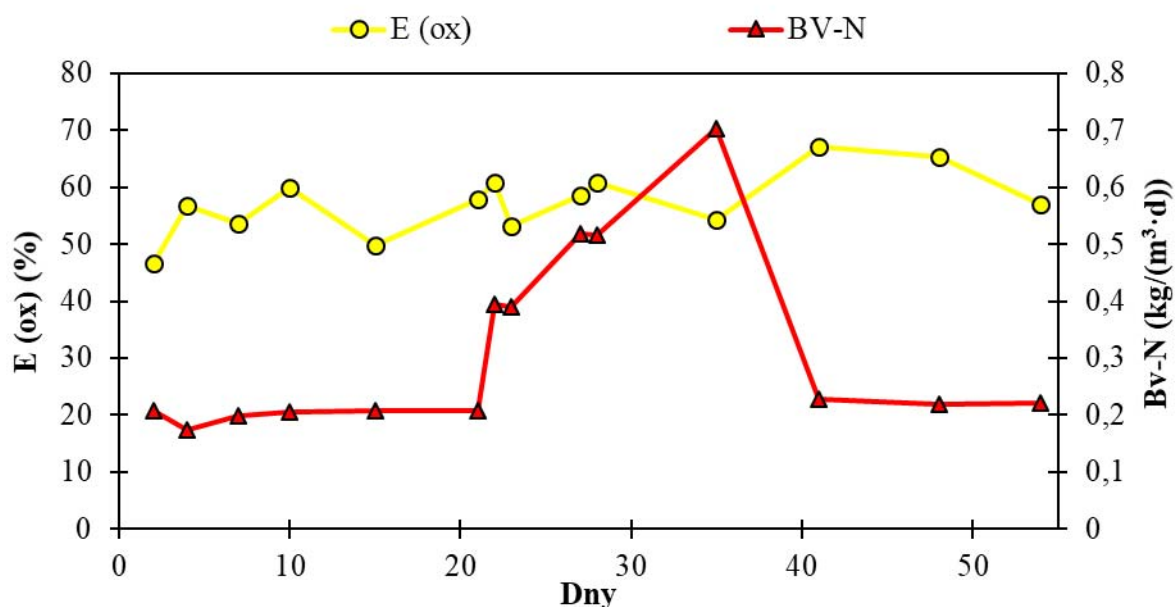
$$\text{N-NO}_3 (\%) = \frac{c(\text{N-NO}_3)}{c(\text{N-NO}_2) + c(\text{N-NO}_3)} \cdot 100 \% \quad (10)$$

kde $c(\text{N-NO}_2)$ a $c(\text{N-NO}_3)$ představuje aktuální koncentraci N-NO_2^- a N-NO_3^- v odtoku z reaktoru.

2.3. Výsledky laboratorních experimentů zaměřených na nitrifikaci fugátu

2.3.1. První fáze laboratorního výzkumu - průběh experimentu bez regulace pH v podmínkách s rychlými změnami v zatížení reaktoru dusíkem

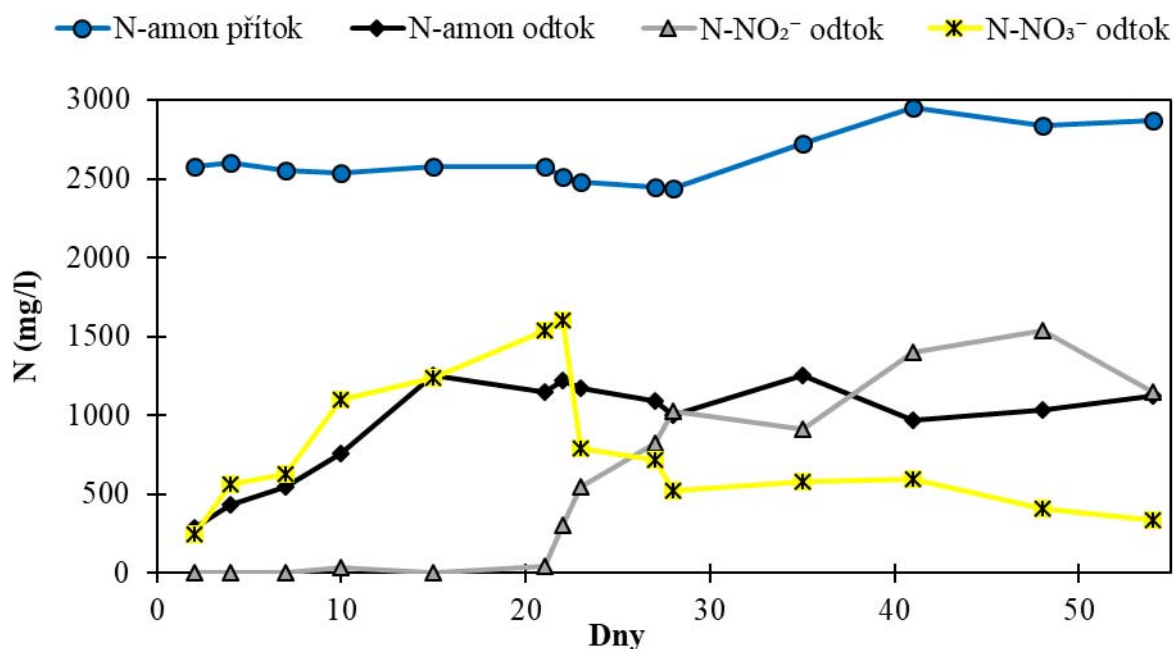
Laboratorní model nitrifikačního reaktoru byl v rámci první fáze provozován po dobu 54 dnů. Zpočátku byla udržována stabilní hodnota objemového zatížení dusíkem dosahující do 21. dne $0,2 \pm 0,02 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$. Vzhledem k tomu, že bylo záměrem co nejrychleji maximalizovat výkon nitrifikačního reaktoru, zatížení dusíkem bylo mezi 21. a 35. dnem postupně zvýšeno až na cca $0,7 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$. S ohledem na průběh procesu (viz dále) bylo zatížení systému dusíkem po 35. dnu opět sníženo na hodnoty srovnatelné se stavem před 21. dnem (obrázek 4).



Obrázek 4: Experiment bez regulace pH – objemové zatížení dusíkem a účinnost převedení N-amon na oxidované formy dusíku (E (ox) – účinnost převedení N-amon na oxidované formy dusíku; Bv-N – objemové zatížení reaktoru dusíkem)

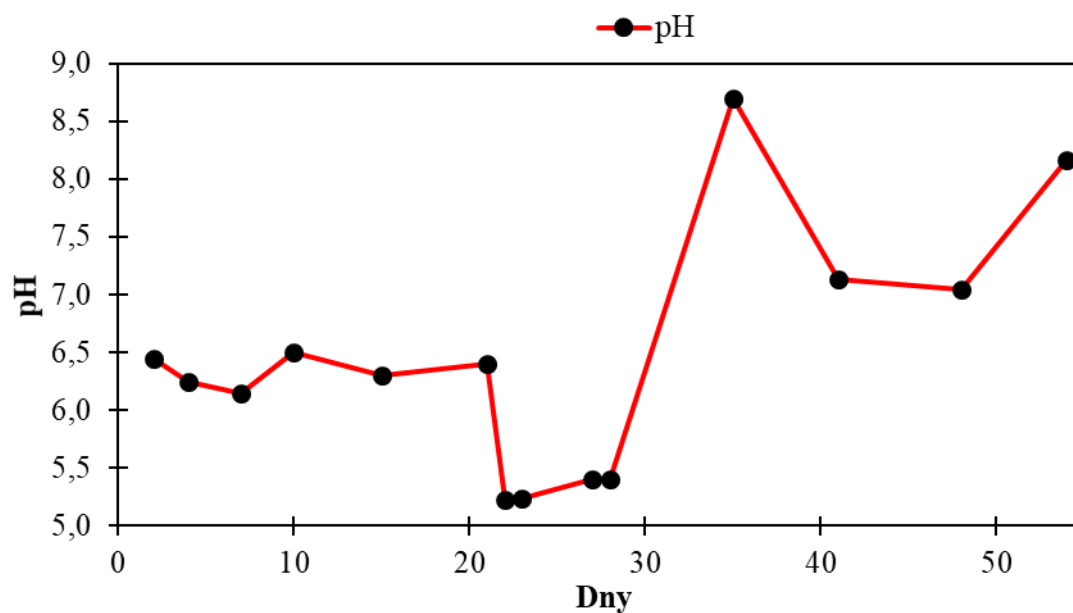
Přes extrémně vysokou koncentraci N-amon a organických látek ve zpracovávaném fugátu se podařilo od počátku experimentu iniciovat nitrifikační proces s dusičnany jako konečným produktem. To svědčí o vysoké aktivitě AOB i NOB. Již dva dny po zahájení experimentu byla v odtoku z reaktoru zaznamenána koncentrace N-NO_3^- 250 mg/l, přičemž do 21. dne rovnoměrně stoupala až na 1540 mg/l (obrázek 5). Současně docházelo k nárůstu koncentrace N-amon v odtoku. Produkce N-NO_2^- byla do 21. dne provozu reaktoru velice nízká. Po 21. dni experimentu byl zaznamenán pozvolný nárůst koncentrace N-NO_2^- , který byl doprovázen poklesem koncentrace N-NO_3^- . Zatímco 21. den byla naměřena koncentrace N-NO_2^- 47 mg/l, 28. den již činila 1022 mg/l. Koncentrace N-amon v odtoku se od 15. dne ustálila na hodnotách

mezi 950 a 1250 mg/l. Hodnoty E (ox) se po celou dobu provozu reaktoru pohybovaly v rozmezí 47 – 67 % (obrázek 4).

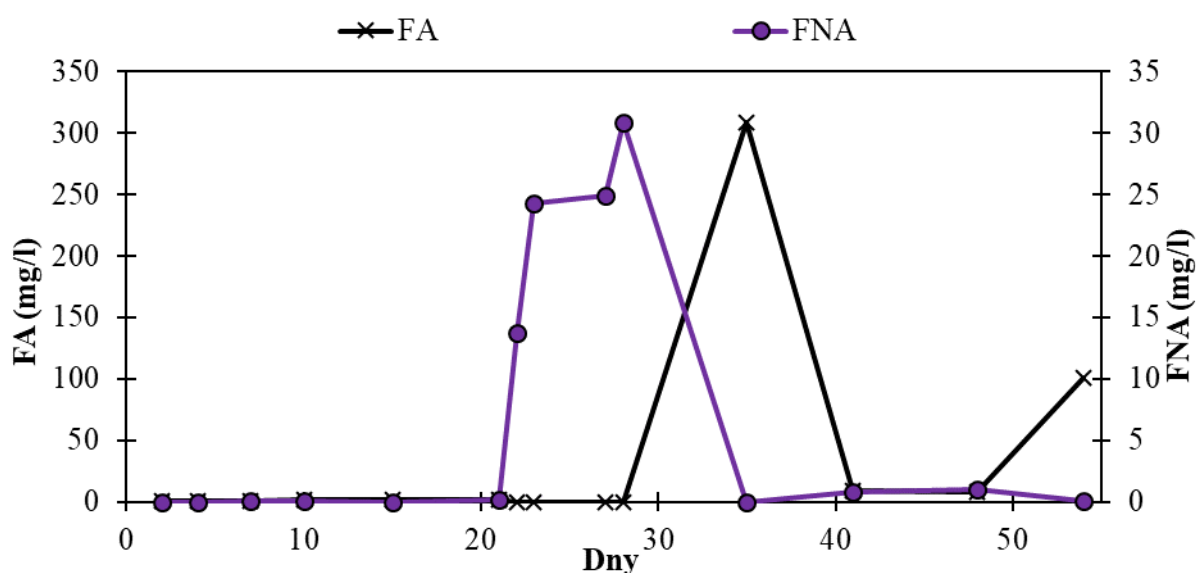


Obrázek 5: Experiment bez regulace pH – koncentrace N-amon ve vstupním fugátu a koncentrace N-amon, N-NO₂⁻ a N-NO₃⁻ v odtoku z reaktoru.

Hodnota pH v reaktoru se v prvních 21 dnech pohybovala mezi 6,1 a 6,5 (obrázek 6). Bezprostředně po prvním razantnějším zvýšení zatížení reaktoru dusíkem (z cca 0,2 na cca 0,4 kg/(m³·d), viz obrázek 4) ale došlo k poklesu pH až na 5,2. To mělo i při relativně nízké koncentraci N-NO₂⁻ (47 mg/l měřeno 21. den) za následek poměrně významný nárůst koncentrace FNA (0,15 mg/l). Z tohoto důvodu byla patrně od 21. dne ve významné míře inhibována činnost NOB. Není vyloučena ani možnost, že NOB nebyly po zvýšení zatížení reaktoru dusíkem po 21. dnu schopny zpracovávat veškerý N-NO₂⁻. V každém případě došlo v důsledku nedostatečné aktivity NOB ke strmému nárůstu koncentrace N-NO₂⁻ a současně i k dalšímu navýšení koncentrace FNA (obrázek 7). Ta dosáhla 28. den extrémní hodnoty 30,9 mg/l. Za těchto podmínek již došlo i k potlačení aktivity AOB, což se v důsledku absence acidifikace prostředí při jejich činnosti projevilo strmým nárůstem pH až na 8,7 (měřeno 35. den experimentu). Tento nárůst pH na jedné straně eliminoval inhibiční působení FNA, na druhou stranu však vyvolal nárůst koncentrace FA až na extrémní hodnoty dosahující 35. den až 308 mg/l. Za těchto podmínek již nelze na základě literárních údajů (Anthonisen et al., 1976) očekávat uspokojivou funkci NOB ani AOB.



Obrázek 6: Experiment bez regulace pH – hodnota pH v reaktoru



Obrázek 7: Experiment bez regulace pH – koncentrace volného amoniaku (FA) a volné kyseliny dusité (FNA)

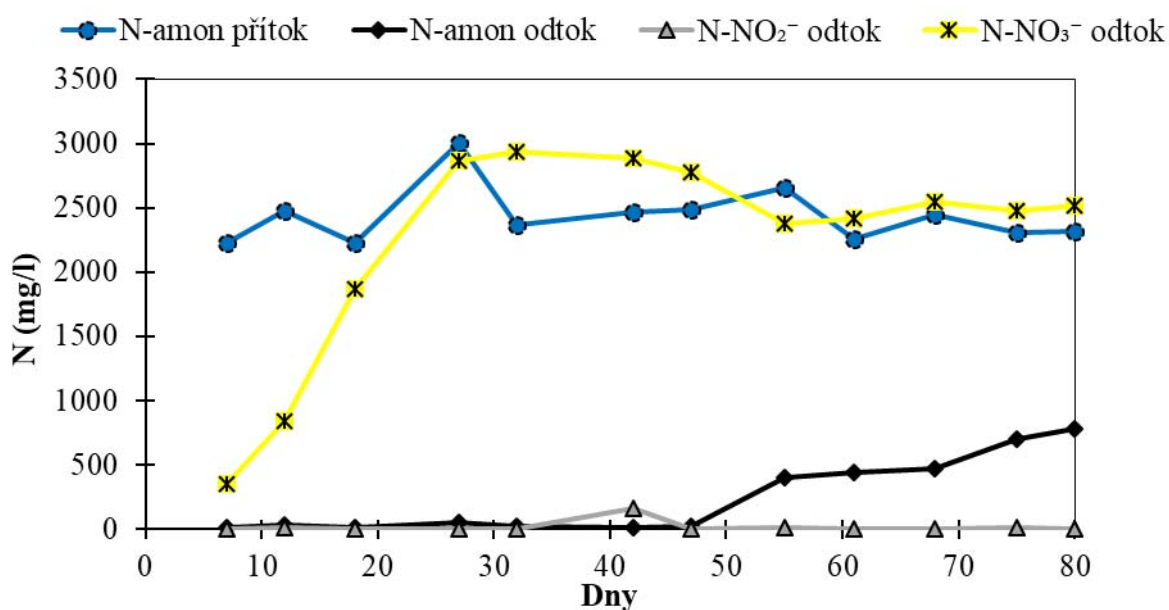
V rámci první fáze laboratorních experimentů se tedy potvrdilo, že nitrifikace může za určitých okolností uspokojivě probíhat i v extrémních podmínkách panujících v prostředí fugátu. Je zřejmé, že udržet v nitrifikačním reaktoru pro zpracování fugátu potřebnou aktivitu NOB bude vzhledem k jejich citlivosti vůči FA a FNA podstatně náročnější než v případě AOB. Ukázalo se, že v případě absence racionálního řízení procesu v daných podmínkách hrozí dokonce reálné riziko inhibice aktivity AOB. Je zřejmé, že provoz reaktoru bez regulace hodnoty pH je vzhledem k možnosti jeho razantních (a v podstatě samovolných) výkyvů vysoce rizikový. Bylo také zjiš-

těno, že změny v zatížení reaktoru bude zapotřebí realizovat velmi pozvolna. V každém případě se ale v rámci první fáze laboratorních experimentů potvrdilo, že iniciovat v extrémních podmínkách prostředí obsahujícího fugát biochemický proces nitrifikace je možné. Toto zjištění je možno považovat za hlavní závěr první fáze laboratorního výzkumu.

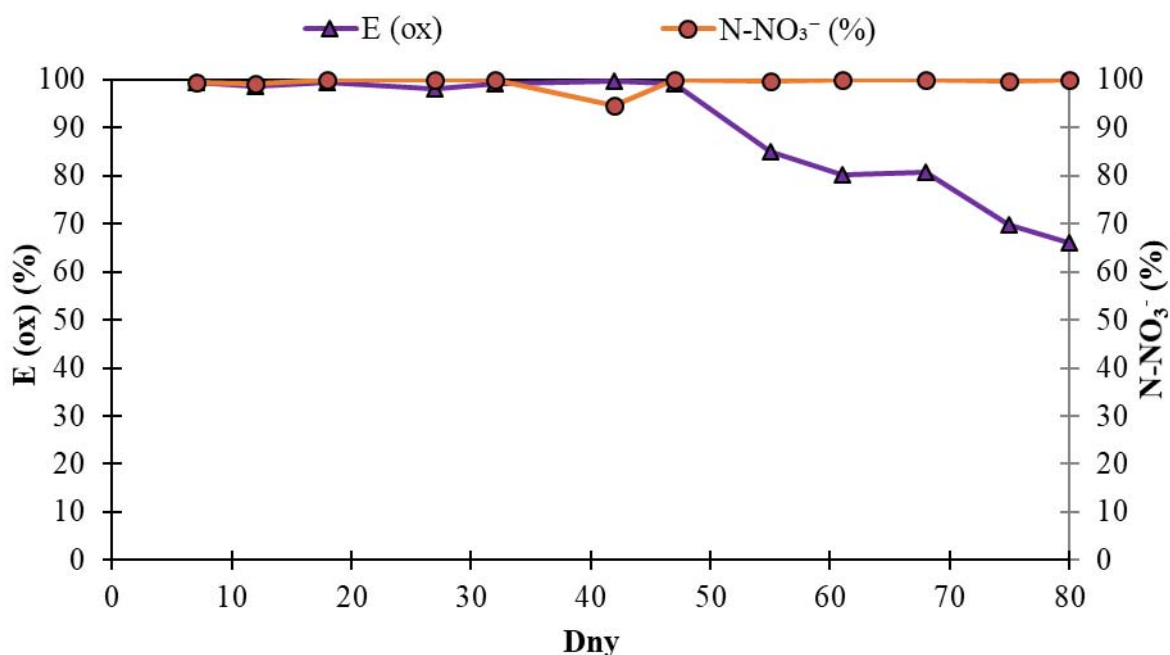
2.3.2. Druhá fáze laboratorního výzkumu - průběh experimentu s regulací pH na hodnotě 6,5 – 7,0 v podmínkách se stabilním zatížením reaktoru

Vzhledem k tomu, že provoz systému bez regulace pH se ukázal jako rizikový z pohledu silných výkyvů koncentrace látek inhibujících aktivitu nitrifikačních organismů, ve druhé fázi experimentu byl reaktor po dobu 80 dnů provozován s regulací hodnoty pH. V období prvních 50 dnů byla hodnota pH udržována na 7,0. Poté byla až do konce experimentu nastavena na 6,5. Na základě závěrů plynoucích z první fáze laboratorních experimentů bylo záměrem udržovat v reaktoru stabilní hodnotu objemového zatížení dusíkem. Ta činila v průběhu druhé etapy $0,3 \pm 0,1 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$.

Podobně jako v případě testů bez regulace pH byl N-amon od počátku převáděn na N-NO_3^- (obrázek 8). Koncentrace N-amon nepřevyšovala do 47. dne 60 mg/l. Její nárůst po 47. dnu až k hodnotě 780 mg/l zaznamenané 80. den experimentu je možno přičíst změně strategie při regulaci pH (od 50. dne byla požadovaná hodnota nastavena na 6,5; nikoliv 7,0 jako doposud). Regulace pH v reaktoru v souladu s předpokladem vedla k významnému zvýšení stability nitrifikačního procesu. Udržování hodnoty pH okolo 7,0 umožnilo v prvních 47 dnech dosáhnout účinnosti převedení N-amon na oxidované formy E (ox) převyšující 98 % (obrázek 9).



Obrázek 8: Experiment s regulací pH – koncentrace N-amon ve vstupním fugátu a koncentrace N-amon, N-NO_2^- a N-NO_3^- v odtoku z reaktoru



Obrázek 9: Experiment s regulací pH – účinnost převedení N-amon na oxidované formy ($E(ox)$) a zastoupení $N-NO_3^-$ mezi produkty nitrifikace ($N-NO_3^-$ (%))

Snížení požadované hodnoty pH ze 7,0 na 6,5 vedlo k postupnému snížení $E(ox)$ až na hodnotu 66 % pozorovanou poslední den experimentu. Byl tak potvrzen pozitivní vliv regulace pH na účinnost nitrifikace ve vodním prostředí s vysokou koncentrací N-amon a nízkou kyselinovou neutralizační kapacitou (Jenicek et al., 2004). Zároveň bylo potvrzeno, že i pokles pH do velice mírně kyselé oblasti může za určitých okolností vést ke snížení účinnosti procesu nitrifikace (Pitter, 1999).

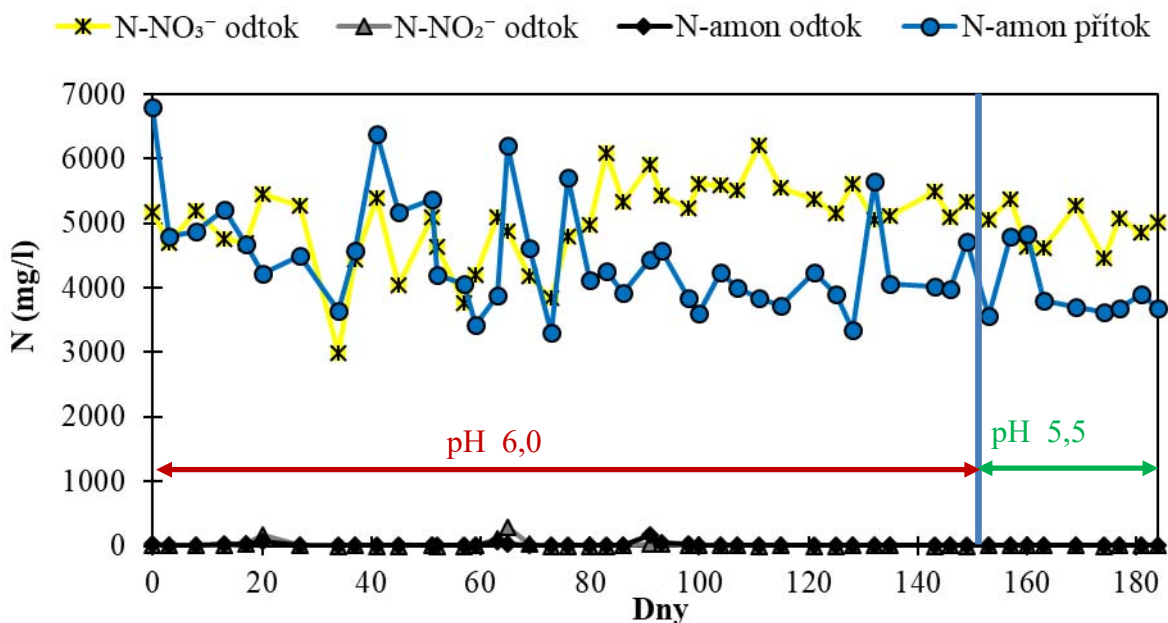
V rámci experimentu bylo zjištěno, že provoz reaktoru bez extrémních výkyvů v pH minimalizuje při stabilním zatížení dusíkem riziko hromadění dusitanů v důsledku výkyvů v koncentraci FA a/nebo FNA. Hodnota $N-NO_3^-$ (%) činila průměrně 99,3 %, přičemž ani pokles nastavené hodnoty pH ze 7,0 na 6,5 na ní neměl prakticky žádný vliv (obrázek 9). Je tedy zřejmé, že zamezení nekontrolovatelným výkyvům v hodnotě pH může vést k minimalizaci rizika omezení aktivity NOB, ke kterému došlo v průběhu první fáze laboratorního výzkumu.

Hodnoty pH, při kterých testy v rámci druhé fáze provozu reaktoru probíhaly (6,5 – 7,0), jsou poměrně vysoké, což vede k významné spotřebě neutralizačního činidla. Zároveň je z hlediska minimalizace ztrát dusíku při manipulaci s fugátem žádoucí aplikovat co nejnižší hodnoty pH (viz výše). Proto byl učiněn závěr, že v rámci navazujícího výzkumu bude zapotřebí ověřit možnost uspokojivé funkce reaktoru při podstatně nižších provozních hodnotách pH.

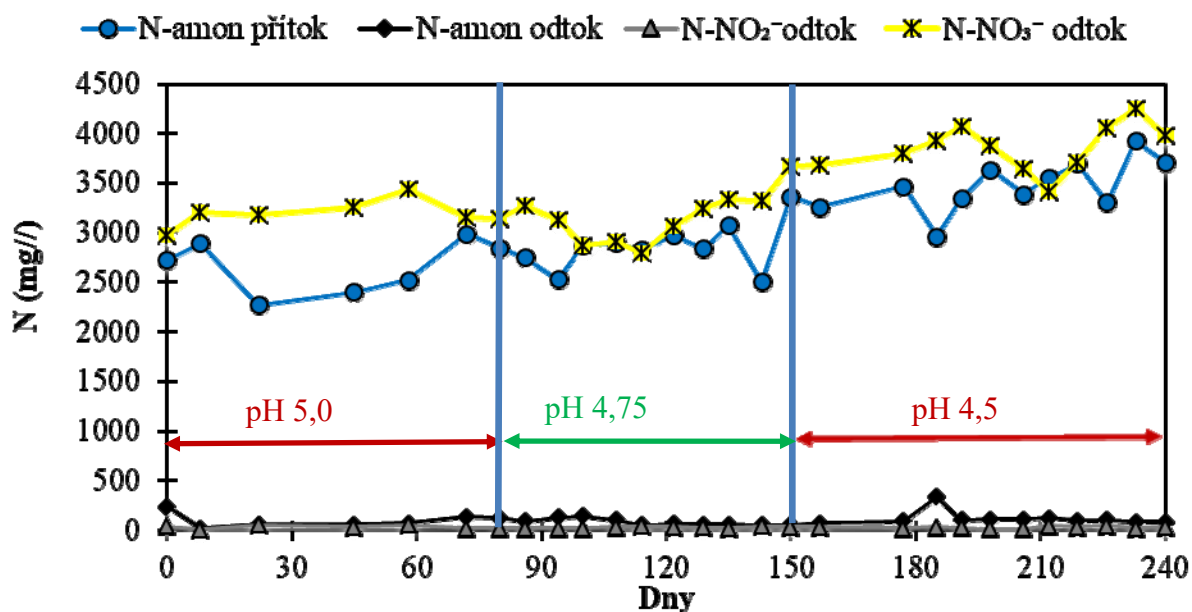
2.3.3. Třetí fáze laboratorního výzkumu – postupné snižování provozní hodnoty pH

Na základě zkušeností z první a druhé fáze výzkumu byla za účelem stabilizace nitrifikačního procesu hodnota pH v nitrifikačním reaktoru regulována. Oproti druhé fázi však byla hodnota pH postupně snižována za účelem snížení rizika ztrát dusíku a minimalizace nákladů na provoz reaktoru. Vzhledem k výše diskutovanému potenciálnímu vlivu zatížení reaktoru dusíkem na základní charakteristiky systému bylo zatížení reaktoru ponecháno stabilně na poměrně nízkých hodnotách $0,25 \pm 0,05 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$. Třetí fáze laboratorního výzkumu pokračovala ve dvou etapách ve stejném reaktoru jako druhá fáze výzkumu. Nebylo tedy nutno systém znovu zapracovávat, byla využita biomasa vykultivovaná v rámci druhé fáze.

Pro třetí fázi byl využit fugát odebraný v objektu jiné BPS než tomu bylo v případech první a druhé fáze. Nejprve byl do reaktoru dávkován tento fugát po období jednoho měsíce při hodnotě pH 6,5 charakteristické pro závěr druhé fáze. Toto období bylo charakterizováno jako přechodné a není hodnoceno v rámci výsledků této studie. První etapa třetí fáze byla zahájena po ukončení tohoto přechodného období. V rámci první etapy třetí fáze trvající celkem 184 dnů byla hodnota pH nejprve nastavena po dobu 149 dnů na 6,0. Po dobu dalších 35 dnů pak reaktor pracoval při hodnotě pH 5,5. Poté začala druhá etapa třetí fáze laboratorního výzkumu trvající 240 dnů, v rámci které byla provozní hodnota pH postupně snižována z 5,0 až na 4,5. Obr. 10 a 11 popisují provoz nitrifikačního reaktoru v rámci první a druhé etapy třetí fáze laboratorního výzkumu.

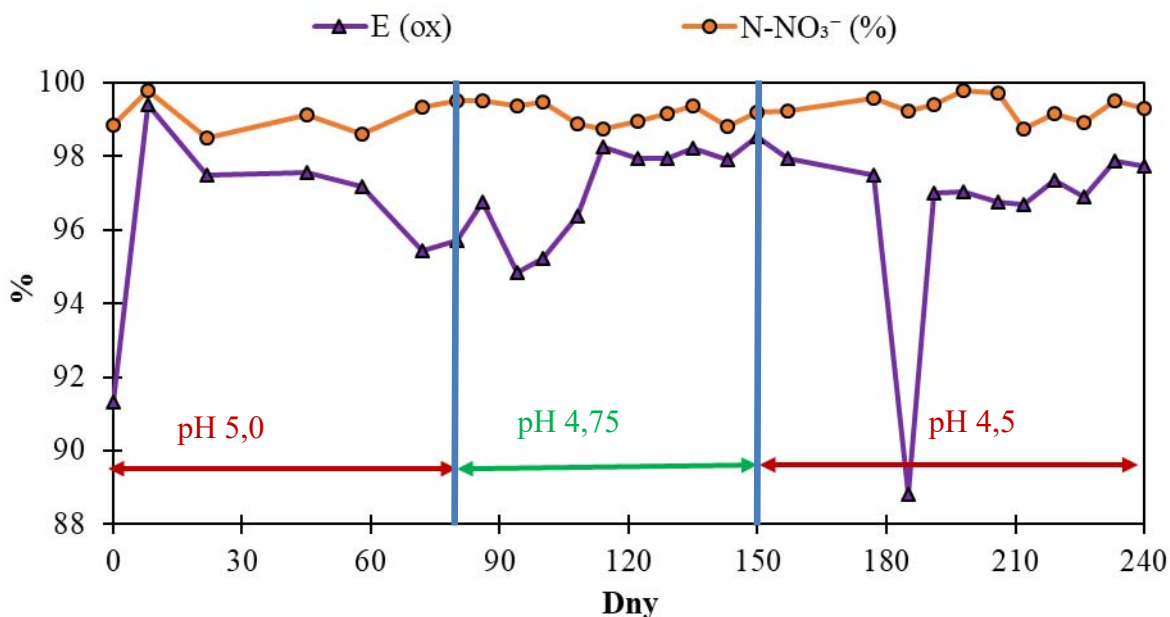


Obrázek 10: Postupné snižování provozní hodnoty pH – koncentrace jednotlivých forem dusíku (Etapa 1)



Obrázek 11: Postupné snižování provozní hodnoty pH – koncentrace jednotlivých forem dusíku (Etapa 2)

Z grafů je patrné, že z dlouhodobého hlediska docházelo v obou etapách této fáze k efektivní transformaci amoniakálního dusíku na dusičnanovou formu. Koncentrace amoniakálního dusíku byly udržovány do 150 mg/l s výjimkou dnů 0 a 185 ve druhé etapě, kdy bylo dosaženo 240, resp. 330 mg/l. Dále je z grafů patrné, že pouze v několika málo případech došlo ke krátkodobému zvýšení koncentrace dusitanového dusíku. Ani v těchto fázích však jeho koncentrace nepřekročila 300 mg/l, přičemž zastoupení N-NO_2^- (%) mezi konečnými produkty nitrifikace nepřekročilo 6 %. V rámci druhé etapy dokonce přes extrémně nízké hodnoty pH průměrná hodnota N-NO_3^- (%) (viz rovnice 10) činila 99,2 % (obrázek 12) při koncentracích N-NO_2^- nepřesahujících 50 mg/l. Zajímavé je, že přestože byla hodnota pH ve třetí fázi výzkumu nižší než v posledních 30-ti dnech druhé fáze, odtokové koncentrace N-amon byly v rámci třetí fáze podstatně nižší. Z nich odvozená účinnost převedení N-amon na oxidované formy dosahující v první etapě třetí fáze průměrně 99,5 % a ve druhé etapě třetí fáze 96,7 % (obrázek 12) pak byla oproti posledním 30-ti dnům etapy logicky podstatně vyšší. Důvodem může být postupná adaptace nitrifikačních organismů na podmínky panující v reaktoru (jednotlivé etapy třetí fáze trvaly podstatně déle než období provozu reaktoru při pH 6,5 ve druhé fázi). Vliv může mít i skutečnost, že se v jednotlivých fázích výzkumu pracovalo s fugátem pocházejícím z různých zdrojů.



Obrázek 12: Postupné snižování provozní hodnoty pH – účinnost oxidace N-amon a zastoupení N-NO_3^- mezi konečnými produkty nitrifikace (Etapa 2)

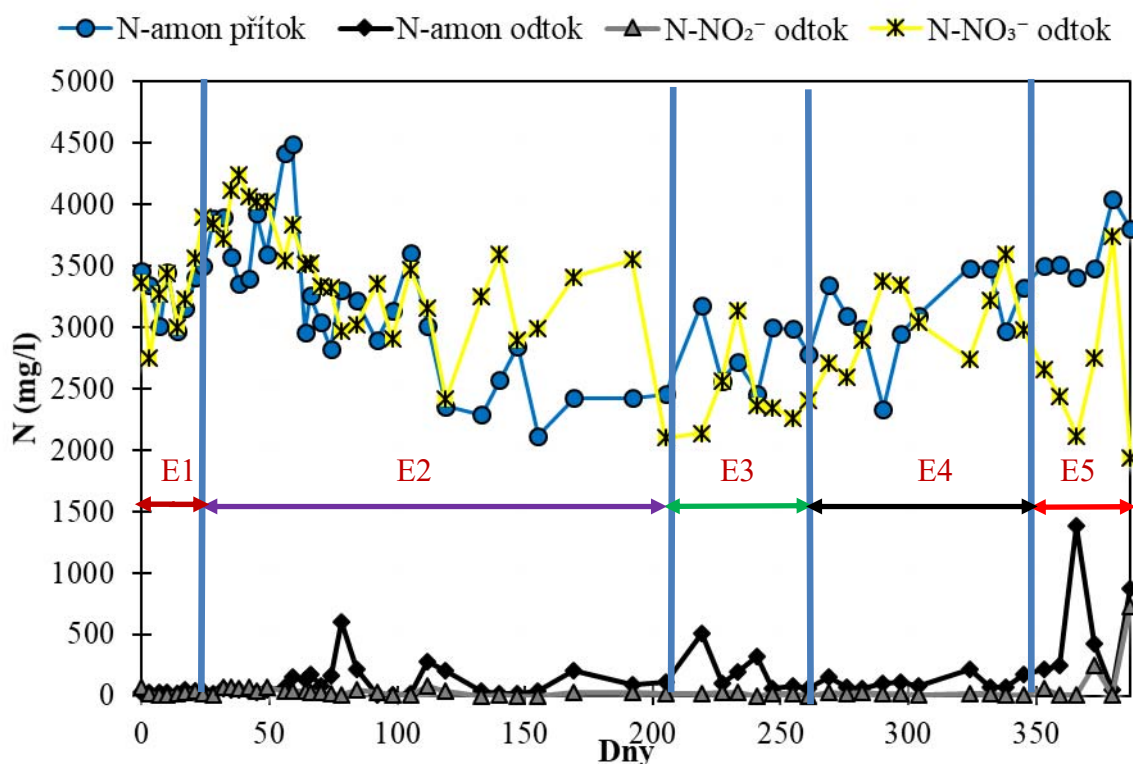
Experimenty realizované v rámci třetí fáze laboratorního výzkumu vedly ke zjištění, že v případě racionálního přístupu k řízení nitrifikačního procesu je možno vykultivovat v prostředí postupnou adaptací mikroorganismů velice odolnou nitrifikující kulturu a docílit tak vysoké aktivity AOB i NOB i při extrémně nízké hodnotě pH dosahující cca 4,5, tedy v podmínkách, které jsou v literárních zdrojích (Pitter, 1999) označovány pro nitrifikaci za krajně nevhodné. To je velice nadějně z hlediska minimalizace ztrát dusíku při manipulaci s nitrifikovaným fugátem v případě, že v něm bude obsaženo větší množství zbytkového N-amon, i z hlediska nákladů na provoz reaktoru pro zpracování fugátu.

2.3.4. Čtvrtá fáze laboratorního výzkumu – zvyšování zatížení systému dusíkem při stabilní hodnotě pH

Čtvrtá fáze laboratorního výzkumu byla realizována s využitím laboratorního modelu, ve kterém docházelo k postupnému zvyšování zatížení dusíkem. Hodnota pH v tomto modelu byla konstantně udržována na $6,0 \pm 0,2$. Tento reaktor byl inokulován odtokem z nitrifikačního reaktoru použitého pro první až třetí fázi laboratorního výzkumu, tedy nitrifikovaným fugátem obsahujícím dostatek aktivních nitrifikačních bakterií. Po inokulaci byl reaktor po dobu 30ti dnů v rámci přechodného období provozován při objemovém zatížení $0,15 \pm 0,05 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, přičemž toto období sloužilo ke stabilizaci funkce reaktoru a není zahrnuto do vlastní čtvrté fáze laboratorního výzkumu. Vlastní provoz reaktoru ve čtvrté fázi laboratorního výzkumu byl rozdělen do pěti etap, v rámci kterých se lišila průměrná hodnota objemového zatížení reaktoru

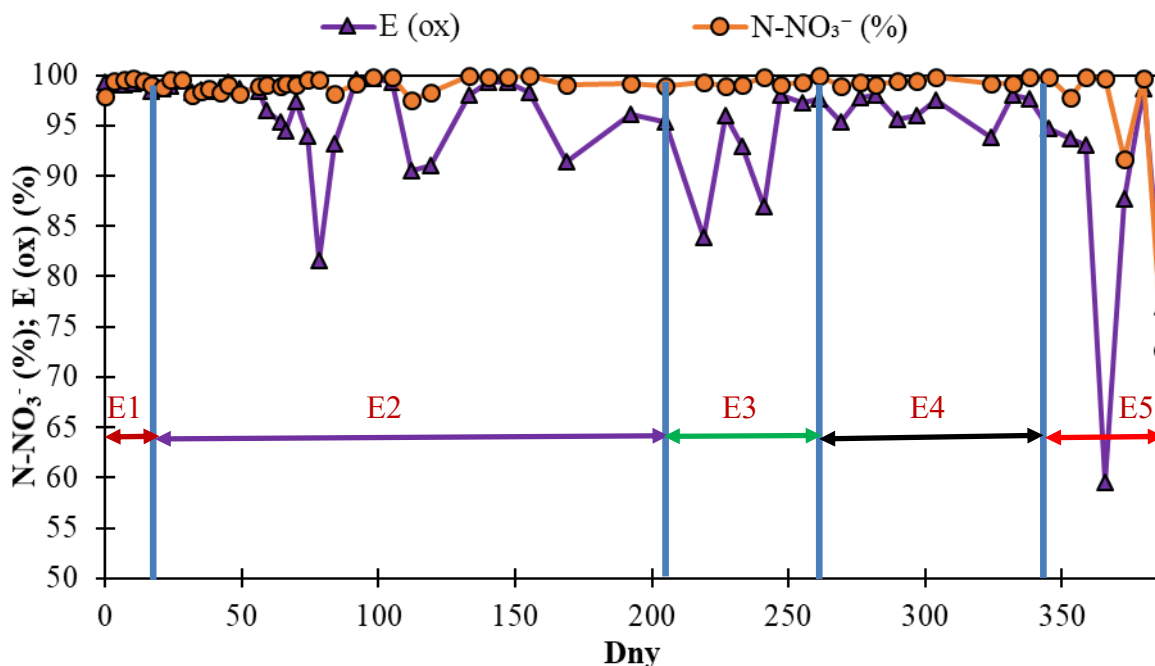
dusíkem. Ta v průběhu jednotlivých etap (E1 – E5) dosahovala postupně $0,15 \pm 0,05$; $0,35 \pm 0,10$; $0,60 \pm 0,10$; $0,70 \pm 0,10$ a $0,80 \pm 0,10$ $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$.

Z grafu uvedeného na obrázku 13 je zřejmé, že odtokové koncentrace jednotlivých forem dusíku byly v rámci čtvrté fáze výzkumu poměrně stabilní. Ani při zatížení dosahujícím cca $0,7 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ nedocházelo v dlouhodobějším měřítku k významnějšímu zvyšování koncentrace N-amon a N-NO_2^- v odtoku z reaktoru. K jednorázovým nárůstům koncentrace N-amon až na 610 mg/l (78. den) došlo v rámci E1 – E4 pouze několikrát. Koncentrace N-NO_2^- nepřesáhla za celé období E1 – E4 80 mg/l . Z toho plynou i vysoké hodnoty E (ox) a zejména N-NO_3^- (%) v těchto fázích výzkumu, viz obrázek 14. V průběhu E1 – E4 dosahovala E (ox) průměrně 96,3 % a N-NO_3^- (%) dokonce 99,2 %.



Obrázek 13: Postupné zvyšování zatížení – koncentrace jednotlivých forem dusíku

Po zvýšení zatížení dusíkem na $0,80 \pm 0,10 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ realizovaném v rámci E5 však již byly pozorovány určité výkyvy v hodnotách E (ox) i N-NO_3^- (%). To je zřejmé z grafu uvedeného na obrázku 14. 366. den poklesla E (ox) až na 59 %, 387. den pak N-NO_3^- (%) klesla na nejnižší hodnotu pozorovanou v rámci celé čtvrté fáze laboratorního výzkumu (73 %).



Obrázek 14: Postupné zvyšování zatížení – účinnost oxidace N-amon ($E(ox)$), zastoupení $N-NO_3^-$ mezi konečnými produkty nitrifikace ($N-NO_3^-$ (%))

Hlavním závěrem čtvrté fáze laboratorního výzkumu je tedy zjištění, že provoz reaktoru pro nitrifikaci fugátu při objemovém zatížení reaktoru dusíkem převyšujícím $0,70 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ se v daných podmínkách jeví jako rizikový. Zvláště případné hromadění dusitanového dusíku v odtoku v důsledku přetížení reaktoru může být velmi nebezpečné z důvodu inhibičního vlivu $N-NO_2^-$, resp. FNA na nitrifikační proces (viz závěry plynoucí z první fáze laboratorního výzkumu).

2.4. Výsledky poloprovozních experimentů zaměřených na nitrifikaci fugátu

Poloprovozní jednotka pro zpracování fugátu byla uvedena do chodu postupem popsaným v kapitole 2.2. Provoz nitrifikačního reaktoru, který je součástí poloprovozní jednotky pro zpracování fugátu, potvrzuje závěry, ke kterým vedl provoz laboratorních reaktorů. I v tomto případě se ukázalo, že zásadní roli pro aktivitu nitrifikačních organismů hraje aktuální koncentrace FA a zejména FNA, resp. koncentrace N-amon a $N-NO_2^-$ s přihlédnutím k aktuální hodnotě pH v systému. Velice významný je také vliv zatížení reaktoru dusíkem.

2.4.1. Průběh nitrifikace v prvních dnech provozu reaktoru

Vývoj koncentrace základních forem dusíku v odtoku z reaktoru je zachycen na obrázku 15, koncentrace FA a FNA je zaznamenána na obrázku 16. Od zahájení provozu docházelo k postupnému nárůstu koncentrace $N-NO_3^-$ jakožto preferovaného finálního produktu nitrifikace. Současně ale rostla v odtoku i koncentrace N-amon.

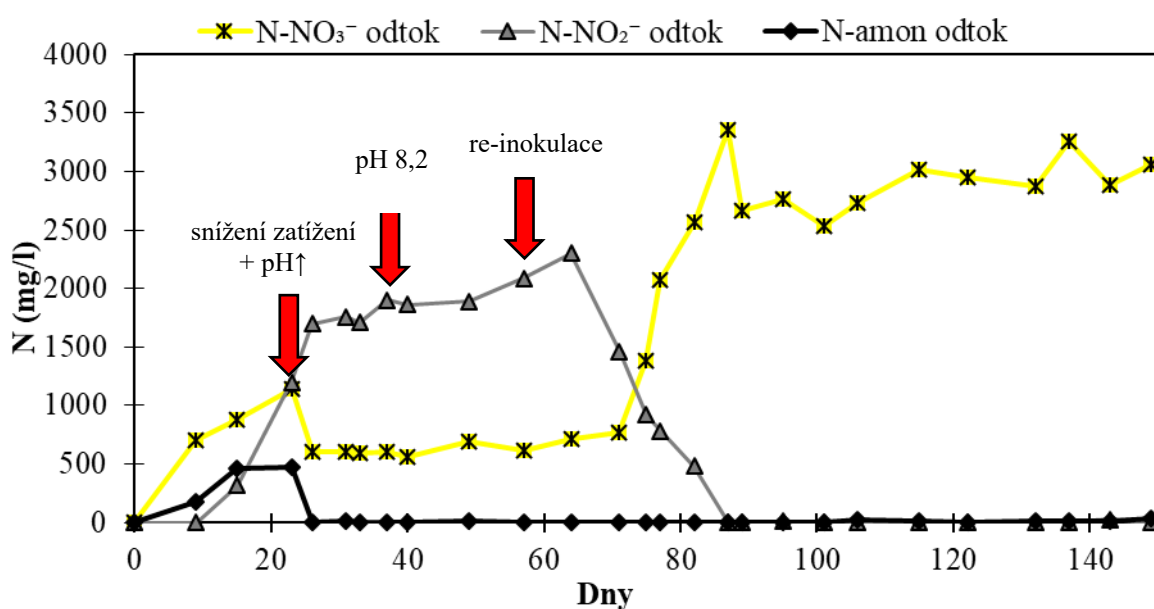
Ta dosahovala po devíti dnech 170 mg/l při koncentraci FA 0,27 mg/l, po 15ti dnech dokonce 470 mg/l (koncentrace FA činila 1,52 mg/l). Koncentrace N-NO₂⁻ dosahovala 9. dne 13 mg/l při koncentraci FNA 0,05 mg/l. Poté začala koncentrace N-NO₂⁻ významně narůstat, přičemž 15. dne dosáhla již 320 mg/l při koncentraci FNA 0,59 mg/l. 23. den stoupla koncentrace N-NO₂⁻ dokonce na 1200 mg/l při koncentraci FNA 4,32 mg/l. V této fázi začala v odtoku z reaktoru v důsledku hromadění dusitanů dokonce klesat koncentrace N-NO₃⁻.

Hromadění N-amon v reaktoru v prvních dnech jeho provozu naznačuje, že AOB nebyly schopny beze zbytku odstraňovat ze systému svůj substrát. To mohlo být v daných podmínkách způsobeno tím, že zatížení reaktoru dusíkem (0,15 kg/(m³·d)) bylo příliš vysoké. Důvodem ale mohla být i skutečnost, že hodnota pH dosahující v prvních dnech při nastavené hodnotě 6,0 ± 0,1 reálně 6,3 – 6,6 byla pro neadaptované mikroorganismy AOB příliš nízká (Pitter, 1999). V každém případě hromadění N-amon v reaktoru způsobilo i při relativně nízké hodnotě pH překročení inhibičního limitu FA vůči NOB, který činí 0,1 – 1,0 mg/l (Anthonisen et al., 1976), viz obrázek 16. To bylo patrně ve spojitosti s poměrně vysokým zatížením reaktoru dusíkem prvotním důvodem hromadění N-NO₂⁻ od 15. dne. Nárůst koncentrace N-NO₂⁻ pak inhibiční tlak vůči NOB dramaticky zvýšil, neboť byl silně překročen inhibiční limit FNA dosahující 0,2 – 2,8 mg/l (Anthonisen et al., 1976). Tento sled událostí patrně vyvolal v podstatě úplné zastavení aktivity NOB.

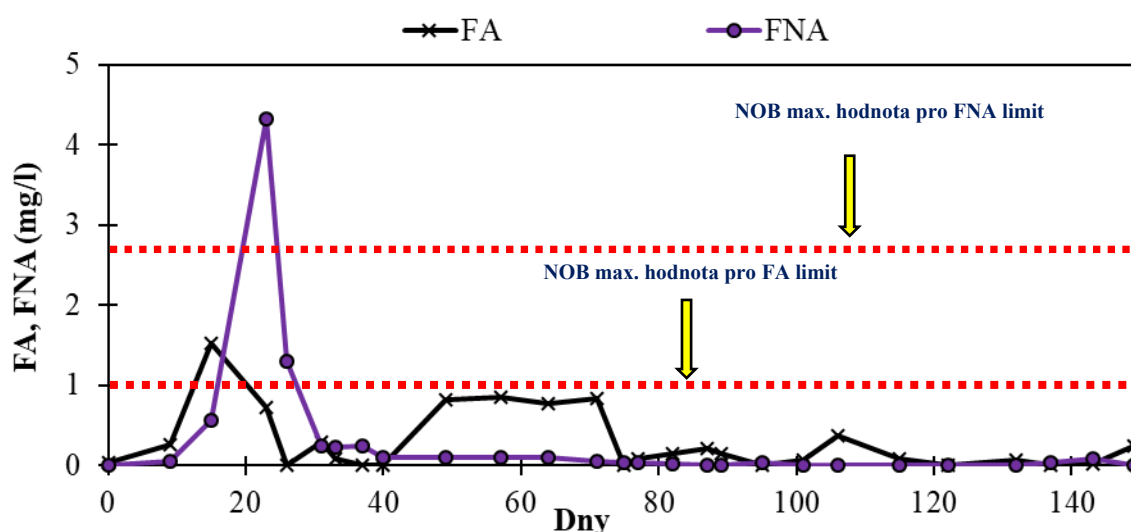
2.4.2. Strategie pro obnovení aktivity NOB po masívním nahromadění dusitanů v reaktoru

23. den se přikročilo ke snížení průtoku fugátu na ¼ a tím i k adekvátnímu snížení zatížení reaktoru z původní hodnoty dosahující při zahájení experimentu cca 0,15 kg/(m³·d) na cca 0,04 kg/(m³·d). Až do 185. dne provozu zatížení reaktoru dusíkem nepřesahovalo za účelem stabilizace nitrifikačního procesu 0,08 kg/(m³·d). Zároveň byla nastavená hodnota pH 23. den změněna z 6,0 ± 0,1 na 7,0 ± 0,1 za účelem přiblížit se optimálním podmínkám pro AOB a NOB (Pitter, 1999) a za účelem snížení inhibičního vlivu FNA. Následkem tohoto zásahu došlo k minimalizaci koncentrace N-amon v reaktoru. Ta již v dalším období nepřesahovala 10 mg/l. Aktivita AOB byla tedy za daných podmínek dostatečná pro zpracování prakticky veškerého N-amon a inhibiční vliv FA byl tedy prakticky potlačen. Ke zvýšení jejího významu došlo v souvislosti s nárůstem hodnoty pH mezi dny 49 a 71. Aktivita NOB byla v každém případě stále prakticky nulová, koncentrace N-NO₂⁻ neklesala, naopak mírně rostla. Maxima (2 300 mg/l) dosáhla 64. den experimentu. Za účelem dalšího snížení vlivu FNA byla požadovaná hodnota pH dále zvyšována, přičemž 37. den byla nastavena na 8,2. Přestože koncentrace FA ani FNA v této fázi provozu reaktoru nepřesahovaly dramaticky inhibiční hodnoty (obr. 16), aktivita NOB nebyla obnovena. Proto byl 57. dne provozu reaktor re-inokulován 50 l aktivovaného kalu

z regenerační zóny městské ČOV. Tento zásah nevedl k okamžité změně v zastoupení jednotlivých forem dusíku, koncentrace N-NO_2^- byla 64. den dokonce nejvyšší za celou dobu experimentu (viz výše). Nicméně, byl patrně hlavním důvodem pozvolného poklesu koncentrace N-NO_2^- pozorovaného od 71. dne. Od 82. dne provozu reaktoru již byla koncentrace N-NO_2^- prakticky nulová. Pokles koncentrace N-NO_2^- umožnil v období mezi 77. a 89. dnem postupné snížení nastavené hodnoty pH z 8,2 až na hodnotu 7,0.



Obrázek 15: Vývoj koncentrace jednotlivých forem dusíku v nitrifikačním reaktoru poloprovozní jednotky po zahájení jejího provozu



Obrázek 16: Koncentrace toxických forem dusíku v nitrifikačním reaktoru poloprovozní jednotky a jejich srovnání s inhibičními limity dle Anthonisen et al. (1976)

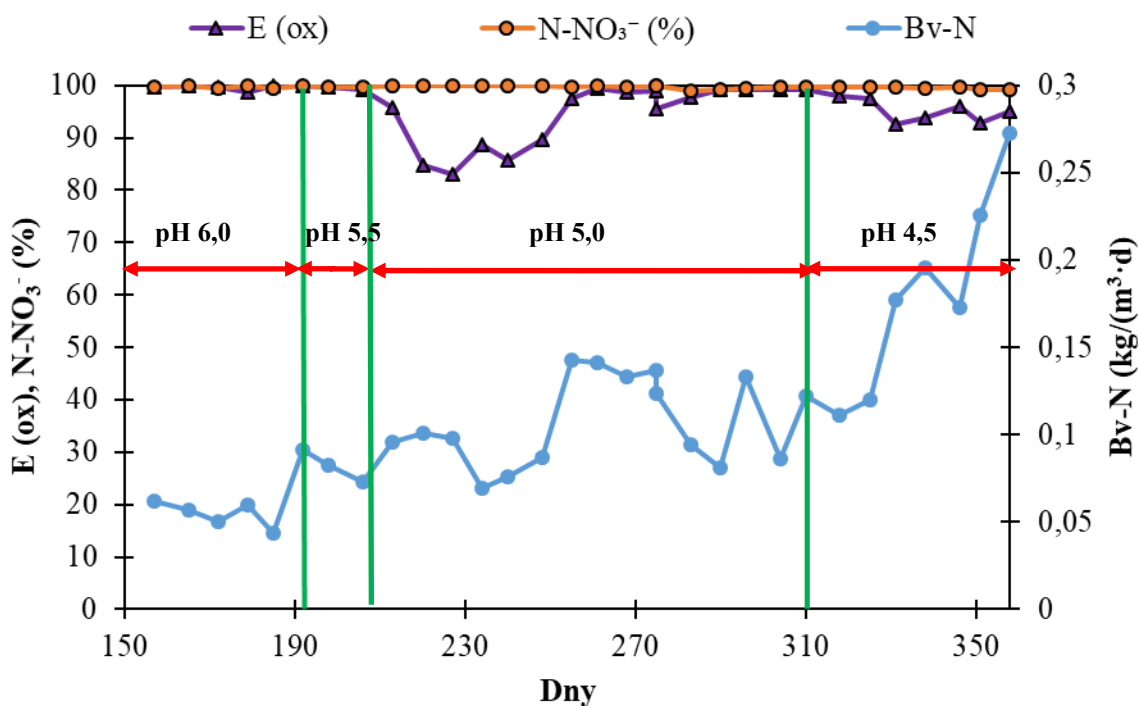
Je tedy zřejmé, že při zapracování nitrifikačního reaktoru je zapotřebí vyvarovat se, byť i jen přechodného, nahromadění FA a zejména FNA v systému. K tomu mů-

že v závislosti na aktuální hodnotě pH a na teplotě vést zejména přetížení systému, při kterém nejsou dostatečně rychle odstraňovány substráty pro AOB a NOB, tedy N-amon, resp. N-NO_2^- . K hromadění N-amon či N-NO_2^- v reaktoru mohou samozřejmě vést i různé další vlivy inhibující aktivitu AOB, resp. NOB (nedostatečný přísun kyslíku, extrémní hodnoty pH, přítomnost toxických látek atd.). V každém případě se jeví jako nezbytné při zapracování nitrifikačního reaktoru pro zpracování fugátu sledovat ve velice krátkých intervalech aktuální koncentrace N-amon a N-NO_2^- a při jejich nárůstu do řádu desítek mg/l ihned činit opatření spočívající v regulaci zatížení reaktoru dusíkem a dalších parametrů procesu. Přestože byly parametry reaktoru při jeho zapracování pečlivě nastaveny na základě výsledků laboratorních experimentů, je potřeba počítat s proměnlivostí chování reaktoru při zahájení jeho provozu v závislosti na vlastnostech použitého inokula a v závislosti na dalších místních podmínkách.

2.4.3. Průběh nitrifikace po vyřešení prvotních problémů

Provoz poloprovozního reaktoru po 87. dnu dokazuje, že nitrifikační proces v prostředí fugátu může být za předpokladu minimalizace inhibičního působení FA a FNA velice stabilní s N-NO_3^- jako dominantní formou dusíku v odtoku. Jakmile došlo k vymizení N-NO_2^- z odtoku z reaktoru (87. den provozu), bylo možno snížit nastavenou hodnotu pH (82. den na 7,8; 87. den na 7,0; 132. den na 6,5). Přes tyto změny již nedošlo v dalším období provozu reaktoru k akumulaci N-NO_2^- ani N-amon v odtoku. Do 206. dne provozu systému nepoklesla účinnost převedení N-amon na oxidované formy dusíku pod 98,5 % při zastoupení N-NO_3^- mezi produkty nitrifikace přesahujícím 99,3 %.

V následující fázi provozu poloprovozního zařízení bylo cílem snížit nastavenou provozní hodnotu pH až na 4,5. Tento pokles byl realizován postupně v jednotlivých krocích, při kterých byla nastavena hodnota 6,0; 5,5; 5,0 a 4,5 (obrázek 17). Současně docházelo postupně k nárůstu zatížení reaktoru dusíkem až na $0,27 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$. Z obrázku 17 je zřejmé, že bezprostředně po změnách v pH, resp. v zatížení reaktoru, docházelo přechodně k akumulaci N-amon v odtoku a tím i k poklesu účinnosti převedení N-amon na oxidované formy až na cca 83 %. Nicméně zastoupení N-NO_3^- nikdy nepokleslo pod 98,9 %. Tyto výsledky tedy potvrzují dříve učiněné závěry laboratorního výzkumu.



Obrázek 17: Vývoj účinnosti převedení N-amoniaku na oxidované formy ($E(ox)$) a zastoupení $N-NO_3^-$ mezi konečnými produkty nitrifikace ($N-NO_3^-$ (%)) po stabilizaci procesu

2.5. Výsledky laboratorních testů zaměřených na porovnání ztrát dusíku při dlouhodobém skladování surového a nitrifikovaného fugátu

Souhrn výsledků testů zaměřených na kvantifikaci ztrát dusíku při skladování fugátu je k dispozici v tabulce 3. Vzhledem k tomu, že koncentrace organického dusíku byla v průběhu experimentu u všech testovaných variant prakticky neměnná, bylo možno ke kvantifikaci celkových ztrát dusíku použít vyhodnocení změn v koncentraci N_{anorg} .

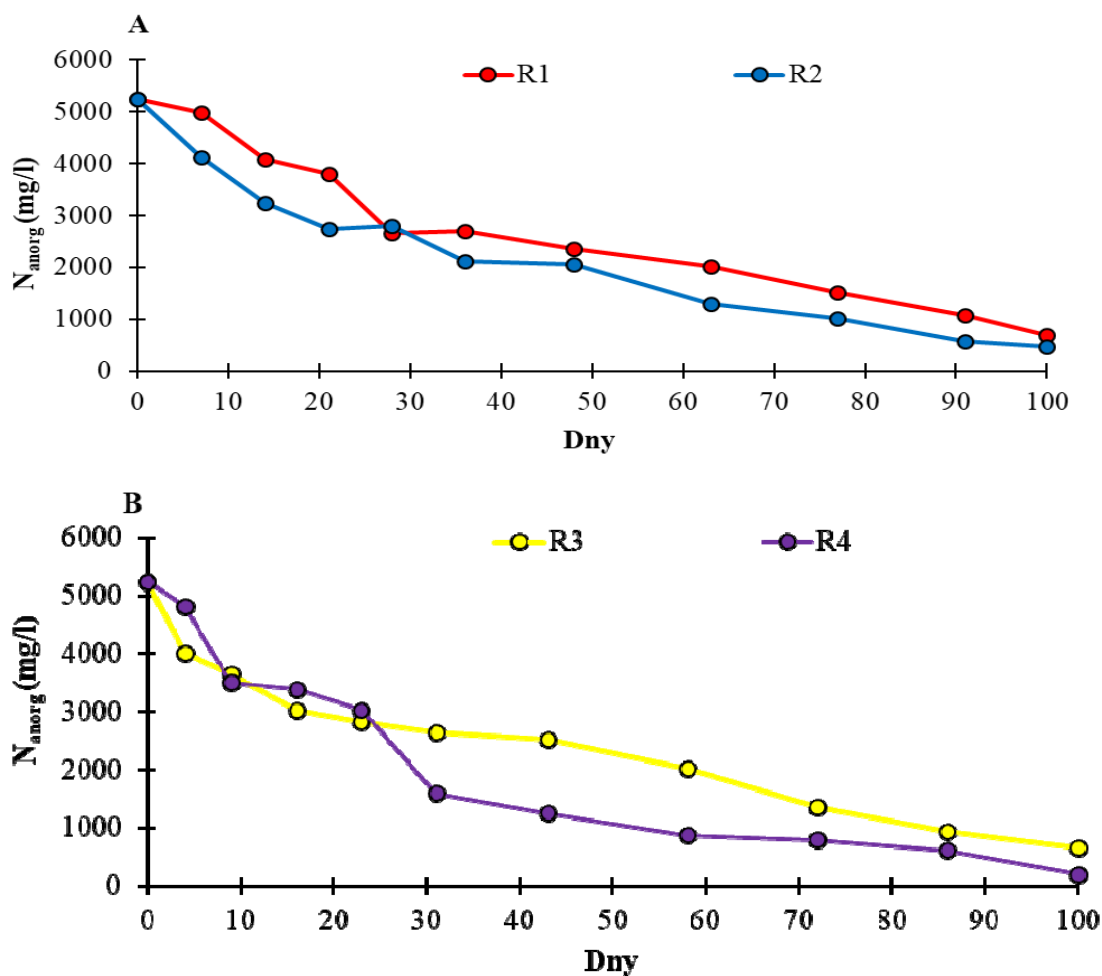
Bylo zjištěno, že při skladování surového fugátu za daných podmínek může v důsledku těkání amoniaku již po 100 dnech dojít ke ztrátě až 96 % dusíku, přičemž jedním z faktorů, které zvyšují riziko ztrát dusíku, je míchání skladovaného fugátu (viz tabulka 3). K tomu může v reálných podmínkách vést například intenzivnější proudění vzduchu nad hladinou volně uloženého fugátu. Oproti tomu, při skladování nitrifikovaného fugátu nepřesahovaly ztráty dusíku 6 %, přestože doba skladování byla u variant N1 a N2 prodloužena na 250 dnů a to ani v případě promíchávání objemu skladovaného nitrifikovaného fugátu a bez ohledu na teplotu při skladování. Takové hodnoty jsou blízké úrovni chyby stanovení množství dusíku ve zkoumaných vzorcích, o čemž svědčí i skutečnost, že v některých případech byly po 250 dnech zaznamenány nižší ztráty dusíku než po 100 dnech (tabulka 3).

Tabulka 3: Ztráty dusíku v průběhu skladování surového a nitrifikovaného fugátu a průměrné zastoupení jednotlivých forem dusíku v N_{anorg} v průběhu celého testu

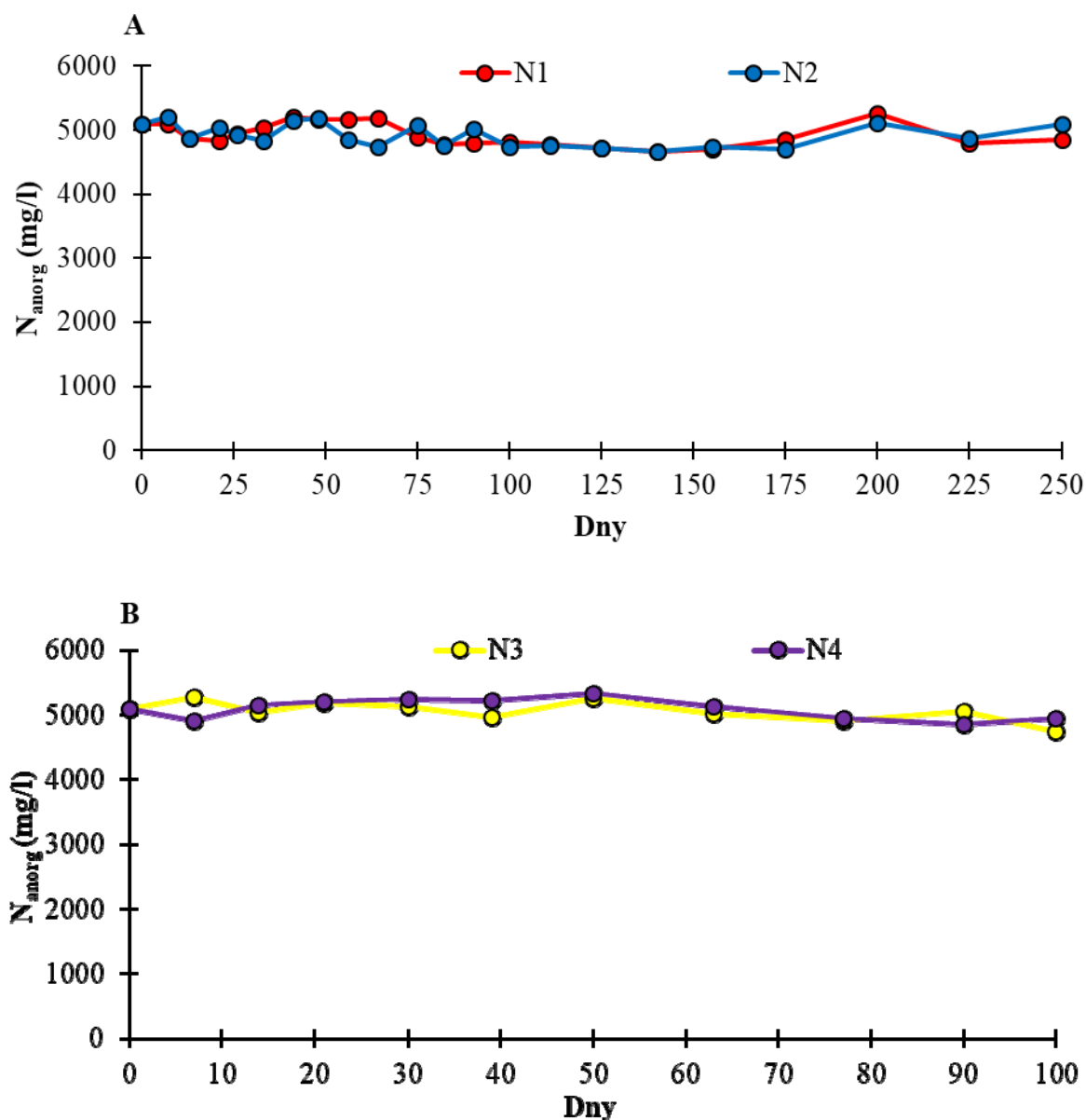
	ztráta N_{anorg} (%)	ztráta N_{anorg} (vypočteno z lineární regrese, %)	N-amon (% N_{anorg})	N- NO_3^- (% N_{anorg})	N- NO_2^- (% N_{anorg})
R1	86,83	-	99,95	0,00	0,05
R2	91,03	-	99,95	0,00	0,05
R3	87,41	-	99,94	0,00	0,06
R4	96,18	-	99,89	0,00	0,11
N1*	5,57/5,06	3,62/4,62	0,50/0,35	99,38/99,56	0,12/0,09
N2*	7,22/0,13	4,79/3,18	0,16/0,12	99,81/99,86	0,03/0,02
N3	7,02	5,80	0,37	99,59	0,04
N4	3,05	3,67	0,17	99,82	0,01

*První hodnota kvantifikuje ztrátu za 100 dnů; druhá za 250 dnů

Koncentrace anorganického dusíku v průběhu simulace dlouhodobého skladování surového a nitrifikovaného fugátu je zaznamenána na obrázcích 18 a 19. Z grafů je zřejmé, že zatímco v případě surového fugátu (varianty R1 – R4) docházelo k velmi rychlému poklesu koncentrace N_{anorg} , v případě nitrifikovaného fugátu byla koncentrace N_{anorg} velice stabilní.



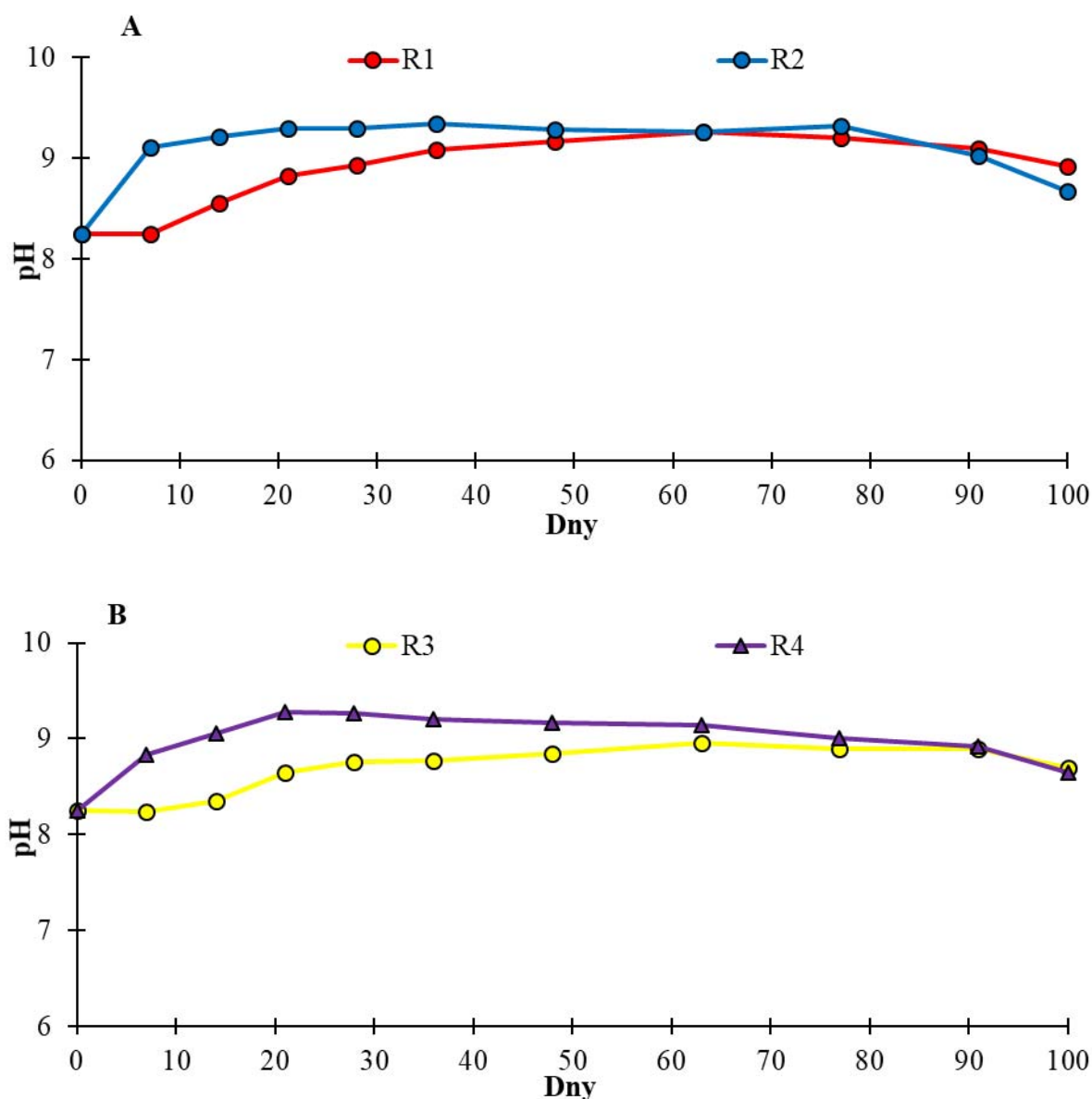
Obrázek 18: Koncentrace anorganického dusíku v průběhu simulace skladování surového fugátu (A – varianty R1 a R2; B – varianty R3 a R4)



Obrázek 19: Koncentrace anorganického dusíku v průběhu simulace skladování nitrifikovaného fugátu (A – varianty N1 a N2; B – varianty N3 a N4)

Uvážíme-li, že drtivá většina anorganického dusíku byla ve variantách se surovým fugátem zastoupena ve formě N-amon (tabulka 3) a pH přesahovalo v průběhu celého experimentu ve všech těchto variantách hodnotu 8,0 (viz obrázek 20), je zřejmé, že rychlý úbytek dusíku při simulaci skladování surového fugátu byl způsoben těkáním amoniaku. Zjištění, že skladování surového fugátu vede k významným ztrátám dusíku je ve shodě se závěry plynoucími s literárními údaji (např. Sommer, 1997; Whelan et al., 2010; Perazzolo et al., 2017; Li et al., 2018). Přestože v provozních podmínkách je díky tvorbě krusty na povrchu fugátu a dalším faktorům možno v závislosti na místních podmínkách očekávat o něco méně intenzivní úniky dusíku než při laboratorním testu, i v reálném provozu mohou již po třech měsících činit více než 30 % (Perazzolo et al., 2017). Další ztráta dusíku činící až 40 % může

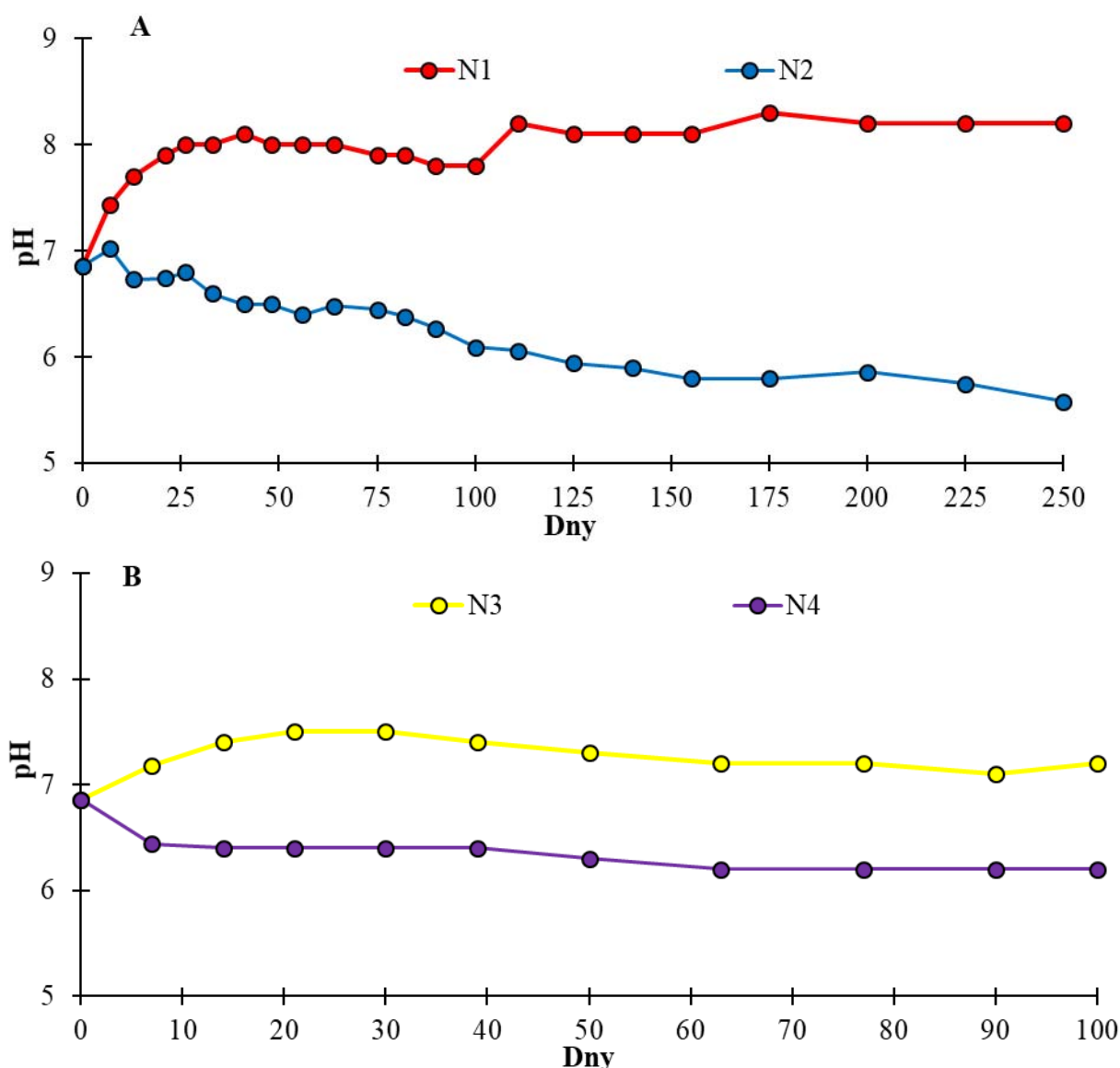
být spojena s aplikací surového fugátu na půdu (Nicholson et al., 2017). Z dusíku původně obsaženého ve fugátu se tedy k rostlinám může dostat pouze cca 40 %, neboť celkové ztráty při manipulaci s fugátem mohou běžně představovat cca 60 %.



Obrázek 20: Hodnota pH v průběhu simulace skladování surového fugátu
(A – varianty R1 a R2; B – varianty R3 a R4)

Oproti velmi vysokým ztrátám dusíku při simulaci skladování surového fugátu byl úbytek N_{anorg} při simulaci skladování nitrifikovaného fugátu minimální. Zjištěná ztráta anorganického dusíku (cca 3 – 6 %) byla patrně způsobena průběhem denitrifikace v prostředí nitrifikovaného fugátu. Přestože z mnoha úhlů pohledu panovaly při simulaci skladování nitrifikovaného fugátu ideální podmínky pro heterotrofní denitrifikační organismy vykazující aktivitu v anoxických podmínkách (Chudoba et al., 1991) (hodnota CHSK kvantifikující organické látky velice vysoká v řádu tisíců mg/l, koncentrace rozpuštěného kyslíku maximálně v řádu desetin mg/l), reálná intenzita

denitrifikačních procesů byla vzhledem k minimálnímu poklesu obsahu N_{anorg} velice nízká. To bylo patrně způsobeno tím, že téměř veškerý rozložitelný organický substrát již byl degradován v anaerobním reaktoru biologické stanice a následně v aerobním nitrifikačním reaktoru (Svehla et al., 2017), přičemž organické látky obsažené ve skladovaném nitrifikovaném fugátu již byly vůči biologickému rozkladu prakticky inertní. V každém případě jsou zjištěné ztráty dusíku při simulaci skladování nitrifikovaného fugátu maximálně v několika jednotkách % velice povzbudivé. Navíc, na rozdíl od aplikace surového fugátu, nebude díky stabilitě $N\text{-NO}_3^-$ docházet prakticky k žádným ztrátám dusíku přímo při aplikaci nitrifikovaného fugátu na zemědělskou půdu.



Obrázek 21: Hodnota pH v průběhu simulace skladování nitrifikovaného fugátu (A – varianty N1 a N2; B – varianty N3 a N4)

Z obrázku 21 je zřejmé, že v průběhu skladování nitrifikovaného fugátu dochází (podobně jako v případě surového fugátu (obrázek 19) k poměrně významným změnám v hodnotě pH. Zajímavé ale je, že zatímco trend změn pH u variant se surovým fugátem byl ve všech případech podobný, v případě nitrifikovaného fugátu se významně lišil vývoj hodnoty pH u variant s mícháním (varianty N2 a N4) a bez míchání (N1 a N3). Obecně mohou být pozorované změny v pH způsobeny různými faktory, mezi které patří vznik (a následný rozklad) organických kyselin v důsledku aktivity heterotrofních organismů, nitrifikace a denitrifikace, stripování CO_2 , popřípadě i NH_3 atd. (Blanes-Vidal et al., 2009; Perazzolo et al., 2017; Li et al., 2018). Zdá se tedy, že intenzita těchto dějů byla u variant s mícháním jiná než v případě variant bez míchání. V každém případě mohou pozorované změny pH za určitých okolností reálné ztráty dusíku při skladování nitrifikovaného fugátu silně ovlivnit. Pokud bude totiž účinnost konverze N-amon v nitrifikačním reaktoru (E (ox)) nižší, bude v nitrifikovaném fugátu stále poměrně vysoký obsah N-amon. V případě nárůstu pH při skladování fugátu jako tomu bylo u variant N1 a N3 by to pak znamenalo velké riziko významného těkání NH_3 . Nelze vyloučit, že i v případě provozu nitrifikačního reaktoru při extrémně nízké hodnotě pH (viz kapitola „Třetí fáze laboratorního výzkumu – postupné snižování provozní hodnoty pH“) dojde při skladování fugátu k nárůstu pH do rizikové oblasti (orientačně více než 7). Proto se za účelem minimalizace ztrát dusíku při skladování fugátu jeví jako účelné snažit se maximalizovat účinnost biologického procesu v nitrifikačním reaktoru.

2.6. Závěry a doporučení pro dosažení optimálních parametrů nitrifikačního procesu

Provedené experimenty, jejichž výsledky byly shrnuty v předcházejících kapitolách, jednoznačně prokázaly možnost iniciace a dlouhodobého udržení nitrifikačního procesu v extrémních podmínkách panujících ve fugátu. Simulace dlouhodobého skladování surového a nitrifikovaného fugátu pak prokázala pozitivní vliv nitrifikace na intenzitu ztrát dusíku při manipulaci s fugátem. Zpracování fugátu biologickou nitrifikací se tedy jeví jako perspektivní možnost úpravy fugátu, kterou je navíc možno výhodně kombinovat s následným tepelným zahuštěním nitrifikovaného fugátu.

Při provozu systému pro nitrifikaci fugátu může toxický vliv FA a/nebo FNA za určitých okolností silně ovlivňovat nejen zastoupení konečných produktů nitrifikace a účinnost konverze N-amon, ale v extrémních případech může vést i ke kolapsu celého procesu. Systém se jeví jako velice náchylný zejména k inhibici aktivity NOB. Vzhledem k tomu, že preferovaným konečným produktem nitrifikace N-amon je N-NO_3^- a akumulace dusitanů v reaktoru je nežádoucí, je zapotřebí klást zvláštní důraz na minimalizaci jevů, které mohou vyvolat selektivní inhibici NOB. Mezi ty patří již zmíněné výkyvy pH, dlouhodobé (ale i přechodné) snížení dostupnosti rozpuště-

ného kyslíku (jeho koncentraci je potřeba udržovat na hodnotách přesahujících 2 mg/l), přetížení reaktoru, kolísání teploty atd. Je možno očekávat, že i poměrně slabý impuls může v tomto ohledu v důsledku určitého zvýšení koncentrace dusitanů vyvolat v systému následné změny vedoucí k dlouhodobé a masívní akumulaci dusitanů v reaktoru. Z dosavadních výsledků výzkumu je zřejmé, že jedním z nejdůležitějších faktorů způsobujících inhibici NOB, je právě zvýšená koncentrace dusitanového dusíku (resp. FNA). Hodnoty uvedených parametrů ovlivňujících aktivitu nitrifikačních organismů je proto při provozu nitrifikačního reaktoru zpracovávajícího fugát pečlivě sledovat a při jejich výkyvech činit rychlá opatření.

Je zřejmé, že provoz systému pro nitrifikaci fugátu vyžaduje racionální přístup k řízení v něm probíhajícího biologického procesu a dostatek znalostí o požadavcích zainteresovaných mikroorganismů na podmínky prostředí. Z laboratorních i poloprovozních experimentů jednoznačně vyplývá, že regulace pH v nitrifikačním reaktoru umožňuje stabilní průběh procesu, přičemž může vést k optimalizaci účinnosti převedení N-amon na oxidované formy i k maximalizaci zastoupení N-NO_3^- mezi konečnými produkty nitrifikace. Bylo prokázáno, že přestože je biomasa aktivovaného kalu použitá při zahájení procesu velice náchylná ke skokovým změnám pH, přičemž rizikové jsou náhlé poklesy pH i jeho prudké nárůsty, v případě, kdy je hodnota pH upravována pozvolna a řízeně, je možno vyselektovat odolnou kulturu schopnou vykazovat vysokou aktivitu AOB i NOB i při extrémních hodnotách pH dosahujících cca 4,5. Na druhou stranu je regulace pH spojena s poměrně významnými provozními náklady. Proto se jeví jako optimální ji využít zejména v prvních fázích provozu systému a po získání kultury mikroorganismů odolných vůči extrémně nízké hodnotě pH dávkování alkalizačního činidla postupně vysazovat s tím, že bude zapotřebí mít možnost se k tomuto dávkování vrátit kdykoliv v případech samovolného prudkého poklesu hodnoty pH.

Bylo zjištěno, že i v extrémních podmínkách panujících ve fugátu je za určitých okolností možno nitrifikačním procesem dosáhnout velice vysoké rychlosti transformace N-amon na oxidované formy dusíku dosahující až cca $0,7 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$.

Ztráty dusíku při skladování fugátu podrobeného nitrifikaci způsobené denitrifikací jsou mnohonásobně nižší než ztráty dusíku při skladování surového fugátu, které jsou způsobeny těkáním amoniaku. Z hlediska minimalizace rizika sekundárních ztrát dusíku při skladování nitrifikovaného fugátu se jako optimální jeví dosažení koncentrace N-amon v nitrifikovaném fugátu nepřesahující cca 200 mg/l. I v případě provozu nitrifikačního reaktoru při extrémně nízkých hodnotách pH totiž v opačném případě hrozí reálné riziko, že při dlouhodobém skladování nitrifikovaného fugátu dojde k volatilizaci významnějšího množství NH_3 v důsledku sekundárního nárůstu hodnoty pH v průběhu skladování.

Z hlediska případné aplikace tepelného zahušťování nitrifikovaného fugátu bude stěžejní, aby fugát zpracovaný v nitrifikačním reaktoru vykazoval co nejnižší hodnotu pH, resp. co nejnižší obsah zbytkového N-amon. Kombinace těchto dvou faktorů bude determinovat riziko přechodu N-amon do destilátu. Pokud bude dosaženo v nitrifikovaném fugátu před jeho tepelným zahuštěním nejnižších hodnot ověřených v rámci popsanych experimentů (orientačně 4,5 – 5,5), nebude z hlediska rizika masivního úniku N-amon do destilátu překážkou ani situace, ve které zůstane v nitrifikovaném fugátu větší množství N-amon (orientačně až cca 1 g/l). Na druhé straně, ani při hodnotě pH nitrifikovaného fugátu 7,0 se není nutno obávat intenzivního přestupu N-amon do destilátu za předpokladu, že obsah N-amon v nitrifikovaném fugátu nepřesáhne cca 100 mg/l.

V rámci předkládané metodiky byly detailně popsány podmínky, za kterých je možno úspěšně iniciovat a dlouhodobě provozovat proces nitrifikace v agresivním prostředí fugátu. Je však potřeba si uvědomit, že transfer procesu do provozních podmínek panujících v reálných objektech bioplynových stanic a design reaktoru schopného v podmínkách dané bioplynové stanice zpracovat nitrifikací veškerou denní produkci fugátu či její podstatnou část představuje samostatný úkol, který je potřeba dále řešit. Za účelem specifikace optimálních technologických parametrů nitrifikačního reaktoru a návrhu postupu zahájení jeho provozu se proto doporučuje provést samostatnou odbornou studii.

III. Srovnání novosti postupů

Výše nastíněný postup zpracování fugátu nitrifikací, respektive dvoustupňovou úpravou nitrifikací s následným tepelným zahuštěním, je unikátní nejen v rámci ČR, ale i v celosvětovém měřítku. Výsledky popsanych experimentů prokázaly oprávněnost použití nitrifikace fugátu jako postupu vedoucího k racionalizaci nakládání s tímto materiálem, přičemž hlavním benefitem vyplývajícím z aplikace této metody je minimalizace ztrát dusíku při manipulaci s fugátem. Nitrifikaci fugátu lze navíc kombinovat s následným tepelným zahuštěním fugátu, které může snížit náklady na skladování a transport fugátu, produkuje destilát využitelný jako procesní voda a plynem z něj i další výhody. Postup zpracování fugátu s využitím procesu nitrifikace nebyl v minulosti formou certifikované metodiky publikován.

Dosud známé postupy vedoucí k minimalizaci ztrát dusíku při manipulaci s fugátem jsou založeny například na zakrývání uskladňovacích nádrží pro fugát vedoucím ke snížení množství unikajícího NH_3 při skladování fugátu či na okyselování fugátu přidavkem kyseliny, které sníží zastoupení těkavého NH_3 v rámci N-amon (Perazzolo et al., 2016). Přestože se jedná o poměrně nákladná řešení, jsou spojena s řadou problémů. Zakrytí uskladňovacích nádrží nemá vliv na ztráty dusíku při aplikaci fugátu na půdu. Ty přitom mohou dosahovat až 40 % dusíku původně obsažené-

ho ve fugátu (Nicholson et al., 2017). Okyselování fugátu a následná aplikace okyseleného fugátu jako zdroje živin pro rostliny pak může způsobovat nežádoucí okyselování půdy (Rorison, 1973). I z těchto důvodů se inovativní řešení problému prezentované v rámci této metodiky jeví jako racionální.

V posledních letech byly testovány různé varianty zpracování fugátu za účelem získání živin v koncentrované podobě (viz kapitola „Postupy vedoucí k optimalizaci využití živin obsažených ve fugátu“). Tyto metody jsou selektivně zaměřeny pouze na získání dusíku či dusíku společně s fosforem. Ostatní živiny a další látky není touto cestou zpravidla možno z fugátu získat a stávají se součástí odpadních proudů produkovaných v rámci zpracování fugátu – odpadních vod. Odpadní vody vznikající při zpracování fugátu je zapotřebí adekvátně čistit, přičemž toto čištění je velice komplikované a ani nejmodernější technologie nejsou zpravidla schopny za ekonomicky přijatelných podmínek zcela zamezit vnosu zbytkového znečištění do životního prostředí. Oproti tomu postup založený na nitrifikaci fugátu popsany v rámci této metodiky nevede k produkci odpadní vody ani jiných odpadních proudů a umožňuje využití všech cenných látek obsažených ve fugátu.

IV. Popis uplatnění metodiky

Tato certifikovaná metodika shrnuje poznatky získané v rámci výzkumu v oblasti aplikace biologického procesu nitrifikace při zpracování fugátu produkovaného v rámci provozu zemědělských BPS. Primárně je určena provozovatelům zemědělských BPS, kterým přináší shrnutí výhod vyvíjené technologie a příslušným orgánům státní správy. Shrnuty jsou návrhy na strategii vedoucí k úspěšné iniciaci procesu i jeho dlouhodobé bezproblémové funkci, nastíněna jsou potenciální rizika hrozící při provozu systému pro nitrifikaci fugátu a opatření vedoucí k jejich minimalizaci.

Závěry vyplývající z této certifikované metodiky mohou sloužit jako podklad pro návrh postupu pro výstavbu nitrifikačního reaktoru v provozních podmínkách panujících v objektech konkrétních zemědělských bioplynových stanic.

Racionalizace využití cenných látek obsažených ve fermentačním zbytku navrhovaným postupem zpracování fugátu může ve svém konečném důsledku vést k plošnější aplikaci separace digestátu na separát a fugát v objektech BPS, neboť současné problémy spojené s nakládáním s fugátem odrazují řadu provozovatelů BPS od instalace zařízení pro separaci fermentačního zbytku na pevnou a kapalnou frakci.

Informace prezentované v rámci této certifikované metodiky mohou být cenné i pro zemědělskou praxi, neboť přináší potenciální řešení pro minimalizaci ztrát dusíku v případě využívání fugátu, resp. fermentačního zbytku, jakožto zdroje dusíku pro výživu rostlin.

V neposlední řadě může být tato práce zdrojem informací pro výzkumné pracovníky a studenty vysokých škol zaměřené na oblasti provozu BPS, výživy rostlin a čiš-

tění specifických typů odpadních vod, pro které může být mimo jiné i zajímavou inspirací pro navazující výzkumné aktivity.

V. Ekonomické aspekty

Hlavním ekonomickým přínosem provozu systému pro nitrifikaci fugátu bude úspora financí potřebných pro dodávku dusíkatých hnojiv pro výživu rostlin. Pokud budeme uvažovat například hypotetickou BPS o instalovaném elektrickém výkonu 0,5 MW a denní produkci fugátu 20 m³, dojdeme k tomu, že při koncentraci N-amon 1 g/l (minimální hodnota v praxi) je v denní produkci fugátu obsaženo 20 kg N. Za předpokladu, že při skladování a aplikaci surového fugátu dojde ke ztrátě 60 % N (Hlušek, 2004; Nicholson et al., 2017; Perazzolo et al., 2017; Li et al., 2018), kdežto při skladování a aplikaci nitrifikovaného fugátu ke ztrátě pouze 5 %, dojdeme k tomu, že denně lze aplikací navrhované technologie uspořit cca 11 kg N, tedy cca 4 015 kg za rok. Při předpokládané ceně dusíkatého hnojiva cca 20 Kč/kg N (<http://www.agrozetaservis.cz/aktualni-cenik-zemedelskych-hnojiv>) to znamená denní úsporu 220 Kč, resp. roční úsporu 80 300 Kč. Pokud pak budeme uvažovat stejnou BPS (0,5 MW a denní produkci fugátu 20 m³) při koncentraci N-amon ve fugátu 5 g/l (což je hodnota přibližující se hodnotě maxima dosažitelného v praxi), budou pak úspory logicky pětinasobné, tedy 1 100 Kč denně, resp. 401 500 Kč ročně.

V budoucnu lze předpokládat zpřísnění legislativy v oblasti emisí do ovzduší při provozu BPS a souvisejících aktivitách. Při nedodržení nastavených pravidel, resp. nastavených emisních limitů, pak patrně budou hrozit finanční sankce. Z hlediska emisí NH₃ pak navrhovaný postup nabízí řešení, jak těmto sankcím zabránit. I tato skutečnost by pak zlepšila ekonomickou bilanci instalace a provozu daného zařízení. Také růst cen ropy by vedl k růstu cen minerálních dusíkatých hnojiv a tím i k růstu úspor při aplikaci upraveného fugátu.

VI. Seznam použité literatury

- Al Seadi, T., Drosch, B., Fuchs, W., Rutz, D., Janssen, R. (2013). The Biogas Handbook - Science, Production and Applications. Chapter 12 – Biogas digestate quality and utilization. Woodhead Publishing Limited. DOI: 10.1533/9780857097415.2.267.
- Anthonisen, A. C., Loehr, R. C., Prakasam, T. B. S., Srinath, E. G. (1976). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. Journal WPC. 48 (5), 835-852.
- Blanes-Vidal, V., Sommer, S.G., Nadimi, E.S. (2009). Modelling surface pH and emissions of hydrogen sulphide, ammonia, acetic acid, and carbon dioxide from a pig waste lagoon. Biosystems Engineering. 104. 510-521.
- Bolzonella, D., Fatone, F., Gottardo, M., Frison, N. (2018). Nutrients recovery from anaerobic digestate of agro-waste: Techno-economic assessment of full scale applications. Journal of Environmental Management. 216. 111-119.
- Botheju, D., Svalheim, Ø., Bakke, R. (2010). Digestate nitrification for nutrient recovery. Open Waste Management. 3. 1-12.
- Butterbach-Bahl, K., Gundersen, P., Ambus, P., Augustin, J., Beier, C., Boeckx, P., et al. (2011). Nitrogen processes in terrestrial ecosystems. In: Sutton, M.A., Howard, C.M.,

- Erismann, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., van Grinsven, H., Grizzetti, B. (eds). The European Nitrogen Assessment. Cambridge University Press, 99-125.
- Chiumenti, A., da Borso, F., Chiumenti, R., Teri, F., Segantin, P. (2013). Treatment of digestate from a co-digestion biogas plant by means of vacuum evaporation: Tests for process optimization and environmental sustainability. *Waste Management*. 33(6). 1339-1344.
- Chudoba, J., Dohányos, M., Wanner, J. (1991). Biologické čištění odpadních vod, SNTL Praha.
- Dohányos, M., Zábranská, J., Jeníček, P., Fialka, P., Kajan, M. (1998). Anaerobní čistírenské technologie. NOEL 2000, Brno.
- Guštin, S., Marinšek-Logar, R. (2011). Effect of pH, temperature and air flow rate on the continuous ammonia stripping of the anaerobic digestion effluent. *Process Safety and Environmental Protection*. 89 (1). 61-66.
- Hanč, A., Vašák, F. (2015) Processing separated digestate by vermicomposting technology using earthworms of the genus *Eisenia*. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 12 (4). 1183-1190.
- Hlušek, J. (2004) Statková hnojiva. www.mendelu.cz.
- Holloway, R.W., Childress, A.E., Dennett, K.E., Cath, T.Y. (2007). Forward osmosis for concentration of anaerobic digester centrate. *Water Research*. 41. 4005-4014.
- Horáková, M. a kolektiv (2003). Analytika vody. Vysoká škola chemicko – technologická v Praze.
- <http://www.agrozetaservis.cz/aktualni-cenik-zemedelskych-hnojiv>
- Jeníček, P., Svehla, P., Zabranska, J., Dohanyos, M. (2004). Factors affecting nitrogen removal by nitrification/denitrification. *Water Science and Technology*. 49 (5-6). 73-79.
- Khan, E.U., Nordberg, A. (2018). Membrane distillation process for concentration of nutrients and water recovery from digestate reject water. *Separation and Purification Technology*. 206. 90-98.
- Khan, E.U., Nordberg, A. (2019). Thermal integration of membrane distillation in an anaerobic digestion biogas plant – A techno-economic assessment. *Applied Energy*. 239. 1163-1174.
- Kizito, S., Wu, S., Kirui, W.K., Lei, M., Lu, Q., Baha, H., Donga, R. (2015). Evaluation of slow pyrolyzed wood and rice husks biochar for adsorption of ammonium nitrogen from piggery manure anaerobic digestate slurry. *Science of the Total Environment*. 505. 102-112.
- Koszel, M., Lorencowicz, E. (2015). Agricultural Use of Biogas Digestate as a Replacement Fertilizers. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*. 7. 119-24.
- Li, Y., Liu, H., Li, G., Luo, W., Sun, Y. (2018). Manure digestate storage under different conditions: Chemical characteristics and contaminant residuals. *Science of the Total Environment*. 639. 19-25.
- Münch, E.V., Barr, K. (2001). Controlled struvite crystallisation for removing phosphorus from anaerobic digester sidestreams. *Water Research*. 35 (1). 151-159.
- Nicholson, F., Bhogal, A., Cardenas, L., Chadwick, D., Misselbrook, T., Rollett, A., Taylor, M., Thorman, R., Williams, J. (2017). Nitrogen losses to the environment following food-based digestate and compost applications to agricultural land. *Environmental Pollution*. 228. 504-516.
- Pacek, L., Svehla, P., Bartacek, J., Radechovsky, J., Hrnčířová, H., Šejbalová, S., Balík, J., Jeníček, P. (2015). Direct and indirect effects of oxygen limitation on nitrification process applied to reject water treatment. *Desalination and Water Treatment*. 56 (3). 598-607.
- Pacek, L., Svehla, P., Hrnčířová, H., Radechovsky, J. (2016). Rapid achievement of nitrification in CSTR and SBR treating reject water at high ammonia levels. *Desalination and Water Treatment*. 57 (34). 15958-15969.

- Park, S., Bae, W. (2009). Modelling kinetics of ammonium oxidation and nitrite oxidation under simultaneous inhibition by free ammonia and free nitrous acid, *Process Biochemistry*, 44(6). 631-640.
- 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. (199). *Hydrochemie*. Vydavatelství VŠCHT. Praha.
- Prajapati, S.K., Kumar, P., Malik, A., Vijay, V.K. (2014). Bioconversion of algae to methane and subsequent utilization of digestate for algae cultivation: A closed loop bioenergy generation proces. *Bioresource Technology*. 158. 174-180.
- Renard, J.J., Calidonna, S.E., Henley, M.V. (2004). Fate of ammonia in the atmosphere - a review for applicability to hazardous releases. *Journal of Hazardous Materials*, 108. 29-60
- Rorison, I. H. (1973). The effect of extreme soil acidity on the nutrient uptake and physiology of plants. In: Dost, H. (ed.). 1973. *Acid Sulphate Soil*. Proceedings of the International Symposium on Acid Sulphate Soils. Publication 18. Vol. 1. International Institute Land Reclamation and Improvement. Wageningen. p. 223-254.
- Shi, L., Simplicio, W.S., Wu, G., Hu, Z, Hu, H., Zhan, X. (2018). Nutrient Recovery from Digestate of Anaerobic Digestion of Livestock Manure: a Review. *Current Pollution Reports*. 4. 74–83.
- Smatanová, M. (2012). Digestát jako organické hnojivo. *Zemědělec* 18/2012.
- Sommer, S.G. (1997). Ammonia volatilization from tanks containing anaerobically digested animal slurry. *Atmospheric Environment*. 31. 863-868.
- Song, Y.-H., Qiu, G.-L., Yuan, P., Cui, X.-Y., Peng, J.-F., Zeng, P., Duan, L., Xiang, L.-C., Qian, F. (2011). Nutrients removal and recovery from anaerobically digested swine wastewater by struvite crystallization without chemical additions. *Journal of Hazardous Materials*. 190. 140-149.
- Straka F. a kolektiv. (2010). *Bioplyn: Příručka pro výuku, projekci a provoz bioplynových systémů*. III zkrácené vydání. GAS s.r.o. Říčany.
- Svehla, P., Bartacek, J., Pacek, L., Hrnčirova, H., Radechovsky, J., Hanc, A., Jenicek, P. (2014). Inhibition effect of free ammonia and free nitrous acid on nitrite-oxidising bacteria during sludge liquor treatment: influence of feeding strategy. *Chemical Papers*. 68 (7). 871-878.
- Svehla, P., Radechovska, H., Pacek, L., Michal, P., Hanc, A., Tlustos, 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.
- Švehla, P., Jeníček, P., Habart, J., Hanč, A., Černý, J. (2007). Využití akumulace dusitanů při biologickém čištění odpadních vod. *Chemické Listy*. 101. 776-781.
- Tlustoš, P., Kaplan, L., Dubský, M. (2014). Možnosti uplatnění upravených složek digestátu. *Sborník z 20. mezinárodní konference Racionální použití hnojiv*. 128 s. ISBN 978-80-213-2511-1.
- Vaneeckhaute, 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 and Biomass Valorization*. 8 (1). 21-40.
- Vondra, M., Masa, V., Bobak, P. (2016). The potential for digestate thickening in biogas plants and evaluation of possible evaporation methods. *Chemical Engineering Transactions*. 52. 787-792.
- Vondra, M., Masa, V., Bobak, P. (2018). The energy performance of vacuum evaporators for liquid digestate treatment in biogas plants. *Energy*. 146. 141-155.

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

VII. Seznam publikací, které předcházely metodice

- Míchal, P. (2018). *Optimalizace provozu zemědělských bioplynových stanic s využitím alternativních substrátů a inovativních metod pro zpracování fermentačního zbytku*. Disertační práce. Česká zemědělská univerzita v Praze. Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin, Praha.
- Míchal, P., Švehla, P., Tlustoš, P. (2017). Zpracování kapalné frakce fermentačního zbytku biologickou nitrifikací a tepelným zahuštěním. *Waste Forum*. 10. 299-309.
- Míchal, P., Švehla, P., Vargas, C.M.L., Tlustoš, P. (2018). Dvoustupňová úprava fugátu jako cesta k produkci procesní vody. *Vodní Hospodářství*. 68. 44-46.
- Míchal, P., Vargas, C.M.L., Tlustoš, P., Švehla, P. (2018). Shrnutí dosavadních výsledků výzkumu v oblasti zpracování kapalné frakce fermentačního zbytku nitrifikací a následným tepelným zahuštěním. Sborník z konference Kaly a Odpady 2018, Brno, 20. – 21. 6. 2018, s. 201-205, ISBN 978-80-263-1408-0.
- Míchal, P., Švehla, P., Vargas, C.M.L., Tlustoš, P. (2018). Dvoustupňová úprava kapalné frakce fermentačního zbytku spočívající v jeho nitrifikaci a následném tepelném zahuštění. Sborník z konference Odpadové Vody 2018, Štrbské Pleso, Slovensko, 17. – 19. 10. 2018, s. 178-183, ISBN 978-80-973196-0-1.
- Míchal, P., Vargas, C.M.L., Tlustoš, P., Švehla, P. (2019). How to maintain stable nitrification process in the extreme conditions prevailing in the environment of the liquid phase of digestate. Sborník z konference 10th IWA International Symposium on Waste Management Problems in Agro-Industries, Rhodes, 19. – 21. 6. 2019, s. 1-2.
- Nováková, S. (2019). *Vliv podmínek panujících v nitrifikačním reaktoru na průběh biologické úpravy kapalné frakce fermentačního zbytku*. Diplomová práce. Česká zemědělská univerzita v Praze. Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin, Praha.
- Švehla, P., Radechovska, H., Pacek, L., Michal, P., Hanc, 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.
- Švehla, P., Vargas, C.M.L., Michal, P., Tlustoš, P. (2020). Nitrification of the liquid phase of digestate can help with the reduction of nitrogen losses. *Environmental Technology & Innovations*. 17. 100514.
- Švehla, P., Vargas, C.M.L., Michal, P., Tlustoš, P. (2020). Thermal thickening of nitrified liquid phase of digestate for production of concentrated complex fertiliser and high-quality technological water. *Journal of Environmental Management*. 276. 111250.
- Vargas, C.M.L. (2018). *Optimization of Two-Stage Treatment of the Liquid Phase of Digestate*. Diplomová práce. Česká zemědělská univerzita v Praze. Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin, Praha.
- Vargas, C.M.L., Švehla, P., Míchal, P., Tlustoš, P. (2018). Porovnání ztrát dusíku při skladování surového a nitrifikovaného fugátu produkovaného v rámci provozu bioplynových stanic. Sborník z konference Odpadové vody 2018, Štrbské Pleso, Slovensko, 17. – 19. 10. 2018, s. 178-183, ISBN 978-80-973196-0-1.
- Vargas, C.M.L. (2018). Optimization of Two-Stage Treatment of the Liquid Phase of Digestate. konference ELLS Scientific Student Conference 2018, Wageningen, Nizozemí, 9. – 10. 11. 2018, poster.
- Vargas, C. M. L., Švehla, P., Míchal, P., Tlustoš, P. (2019). Nitrifikace jako postup zpracování fugátu vedoucí ke snížení ztráty dusíku během jeho skladování. Sborník z konference Odpadové forum 2019, Hustopeče, 19. – 21. 3. 2019, s. 1-10, ISBN: 978-80-85990-33-1.

VIII. Jména oponentů a názvy jejich organizací

Posudek odborníka v daném oboru vypracoval:

Ing. Jaroslav Kára, CSc. (*kara.jaroslav@seznam.cz*)

Výzkumný ústav zemědělské techniky, v. v. i.

Drnovská 507, 161 01 Praha 6

Posudek pracovníka příslušného odborného orgánu státní správy vypracovala:

Ing. Michaela Budňáková (*michaela.budnakova@mze.cz*)

Ministerstvo zemědělství ČR (oddělení zemědělských vstupů)

Těšnov 65/17, 110 00 Praha 1

IX. Dedikace

„Metodika je výsledkem řešení výzkumného projektu/podpory na rozvoj výzkumné organizace č. QK1710176 s názvem: Dvoustupňová úprava kapalné frakce fermentačního zbytku umožňující racionální využití živin a vody“.

X. Ostatní náležitosti certifikované metodiky

V souladu se závazným *Postupem pro uznání výsledků typu „ N_{met} – Metodika“*, který vydalo Ministerstvo zemědělství – Odbor vědy, výzkumu a vzdělávání dne 1. února 2018, jsou v následujících podkapitolách uvedeny další požadované údaje nebo doplňující informace.

Podíly na vzniku předkládané metodiky

Na zpracování a finalizaci předkládaného výstupu projektu (certifikované metodiky) se členové řešitelského týmu s rolí spoluautorů metodiky zúčastnili níže uvedeným podílem: Pavel Švehla (40%), Pavel Míchal (20%), Pavel Tlustoš (14%), Liz Mabel Vargas Cáceres (5%), Jan Procházka (2%), Miroslav Liberský (2%), Lukáš Pacek (2%), František Humpál (5%), Jan Blabolil (5%), Šimon Klimuškin (5%).

Osvědčení odborného orgánu státní správy

Osvědčení o uznání certifikované metodiky vydalo Ministerstvo zemědělství ČR v prosinci 2020 (osvědčení č.: 67416/2020-MZE-18145).