

VĚDECKÉ SPISY VYSOKÉHO UČENÍ TECHNICKÉHO V BRNĚ

Edice Habilitační a inaugurační spisy, sv. 264

ISSN 1213-418X

Jitka Malá

**ODSTRANĚNÍ DUSÍKU Z VOD
S VYSOKOU KONCENTRACÍ AMONNÝCH SOLÍ
A NÍZKOU KONCENTRACÍ
BIOLOGICKY ROZLOŽITELNÉ
ORGANICKÉ HMOTY V SB-REAKTORU**

VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

Fakulta stavební

Ústav chemie

Ing. Jitka Malá, Ph.D.

**ODSTRANĚNÍ DUSÍKU Z VOD S VYSOKOU KONCENTRACÍ
AMONNÝCH SOLÍ A NÍZKOU KONCENTRACÍ
BIOLOGICKY ROZLOŽITELNÉ ORGANICKÉ HMOTY
V SB-REAKTORU**

REMOVAL OF NITROGEN FROM WATERS WITH HIGH
CONCENTRATIONS OF AMMONIUM SALTS AND LOW
CONCENTRATIONS OF BIODEGRADABLE ORGANIC MATTER
IN SBR

Zkrácená verze habilitační práce



BRNO 2008

KLÍČOVÁ SLOVA

odstraňování dusíku, SBR, průsaková voda, kalová voda

KEY WORDS

nitrogen removal, SBR, landfill leachate, sludge liquor

Originál práce je uložen v archívu PVO FAST.

© Jitka Malá, 2008

ISBN 978-80-214-3639-8

ISSN 1213-418X

OBSAH

1 ÚVOD	5
2 DUSÍK VE VODÁCH	5
3 BIOLOGICKÁ NITRIFIKACE	5
4 BIOLOGICKÁ DENITRIFIKACE.....	6
5 TVORBA DUSITANŮ	6
6 ODPADNÍ VODY S VYSOKOU KONCENTRACÍ N-NH ₄ A NÍZKÝM POMĚREM BSK/N. 7	
6.1 Průsakové vody ze skládek tuhého komunálního odpadu	7
6.2 Kalová voda z anaerobně stabilizovaných kalů	7
7 REAKTORY S PŘERUŠOVANÝM PROVOZEM.....	7
8 VLASTNÍ POKUSY S ODSTRANĚNÍM DUSÍKU Z ODPADNÍCH VOD V SBR	8
8.1 Parametry použité k vyhodnocení provozu SBR	8
8.2 Laboratorní zkoušky	9
8.2.1 Laboratorní model SBR a jeho provoz.....	9
8.2.2 Použité vody.....	9
8.2.3 Výsledky a diskuse.....	10
8.3 Návrh provozních parametrů SBR.....	13
8.4 poloprovoz	14
8.4.1 Poloprovozní model SBR a jeho provoz.....	14
8.4.2 Použitá voda.....	15
8.5 Poloprovozní zkoušky s metanolem	15
8.6 Poloprovozní zkoušky s odpadem z výroby bionafty	18
8.6.1 Odpadní voda z praní metylesteru	18
8.6.2 Výsledky a diskuse.....	18
9 ZÁVĚR.....	22
10 LITERATURA.....	23

PŘEDSTAVENÍ AUTORKY

Ing. Jitka Malá, Ph.D.



Narozena: 23.6.1963 v Brně
Pracovní zařazení: odborný asistent Ústavu chemie Fakulty stavební Vysokého učení technického v Brně

Vzdělání

1982-1986 Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Fakulta technologie paliv a vody, obor Technologie vody (Ing.)
1996-2000 Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Fakulta technologie ochrany prostředí, obor Aplikovaná a krajinná ekologie (Ph.D.)

Zaměstnání

1986-1990 Výzkumný ústav vodohospodářský Praha, pobočka Brno
1990-1991 Chemoprojekt Praha, pobočka Brno
1991-1994 Glitsch a.s., Brno
1994- dosud Fakulta stavební Vysokého učení technického v Brně, Ústav chemie odborný asistent; od r. 2000 zástupce vedoucího ústavu

Pedagogická činnost

Přednášky: Chemie a technologie vody, Složení a vlastnosti přírodních vod, Chemie vody, Péče o čistotu vod

Cvičení: Chemie a technologie vody, Složení a vlastnosti přírodních vod, Stavební chemie, Building chemistry

Autorka vedla 8 obhájených diplomových prací. V současné době vede 3 doktorandy. Je členkou komisí pro státní závěrečné zkoušky, státní doktorské zkoušky a obhajoby disertačních prací. Pracuje jako členka oborové pedagogické rady FAST pro bakalářské i magisterské studium oboru Vodní hospodářství a vodní stavby.

Vědecká a odborná činnost

Vědecká a odborná činnost autorky je zaměřena především na hydrochemii, biologické čištění odpadních vod a ekotoxikologické hodnocení vod a pevných odpadů.

V rámci mezinárodního projektu Joint Flemish-Czech Programme on Toxkit Microbiotests a několika projektů GAČR a MŠMT spolupracovala na výzkumu biologického čištění odpadních vod, složení srážkových vod v oblasti brněnské aglomerace a ekotoxikologických aspektů využití druhotných surovin. V současné době je členkou řešitelského týmu projektu GAČR, kde vede tým hydrochemie, zabývající se složením vod a sedimentů ve vodních tocích. Spolupracuje s odbornými firmami na řešení problémů z vodohospodářské praxe.

Je členkou Asociace čistírenských expertů České republiky.

Publikační činnost

Monografie 1x, odborná příručka v oboru 2x, příspěvky ve vědeckých časopisech 5x, příspěvky na světových vědeckých konferencích 2x, příspěvky na ostatních vědeckých a odborných konferencích 50x, příspěvky v odborných časopisech 6x, skripta 5x.

1 ÚVOD

V posledních desetiletích se setkáváme u povrchových vod především v rozvinutých zemích s problémem zvyšování jejich úživnosti neboli eutrofizace. V mnoha případech lze bez velké nadsázky hovořit o zamoření živinami, zejména dusíkem a fosforem, které vytvářejí podmínky pro růst fotolitotrofních organismů.

Tato práce si vzala za cíl přispět k řešení problematiky znečištění vod dusíkatými látkami, a to výzkumem odstraňování vysokých koncentrací amoniakálního dusíku z vod s nízkým poměrem BSK₅/N, především z vod skládkových a z kalové vody z anaerobní stabilizace kalu, metodou aerobního biologického čištění v reaktoru s přerušovaným provozem (SBR).

Experimentální část habilitační práce představuje výsledky několikaletého výzkumu biologického odstraňování vysokých koncentrací amoniakálního dusíku z vod v SBR. V první části jsou uvedeny výsledky získané na laboratorním modelu, ve kterém byla upravována skládková voda a jako redukující látka v denitrifikační fázi byl používán metanol. Z těchto výsledků byly odvozeny matematické vztahy, s jejichž pomocí lze navrhnout provozní parametry SBR. Na laboratorní experimenty navázaly zkoušky s kalovou vodou na poloprovozním zařízení. Proces byl optimalizován nahrazením metanolu jako externího substrátu odpadní vodou z praní metylesteru, vznikající při výrobě bionafty. Toto řešení představuje jednak snížení nákladů na provoz SBR, jednak je zajímavou variantou pro výrobce bionafty, pro které likvidace silně organicky znečištěných vod obvykle představuje problém.

2 DUSÍK VE VODÁCH

Dusík patří mezi nejdůležitější nutrienty, nezbytné pro rozvoj organismů. Jeho obvyklý obsah v biomase mikroorganismů činí cca 10 %. Uplatňuje se při všech biologických procesech probíhajících jak v přírodních vodách, tak při čištění a úpravě vody.

Ve vodách se vyskytuje ve sloučeninách s oxidačním číslem -III, 0, III a V. Celkový dusík (N_C) se dělí na dusík vázaný anorganicky (N_{anorg}) a dusík vázaný organicky (N_{org}).

3 BIOLOGICKÁ NITRIFIKACE

Biologická nitrifikace je biochemická oxidace amoniaku, probíhající dle zjednodušeného schématu ve dvou stupních na dusitany a dusičnany.

Nitrifikační bakterie patří do skupiny *Nitrobacteraceae*. V převážné míře se uplatňují pouze dva rody - *Nitrosomonas* a *Nitrobacter*. Jedná se o Gram-negativní, striktně aerobní, litotrofní bakterie. Jejich přirozeným habitatem je voda a půda. Oxidační reakce jim slouží jako zdroj energie.

K nejvýznamnějším faktorům, ovlivňujícím nitrifikaci, patří koncentrace rozpuštěného kyslíku. Nitrifikační bakterie mohou nitrifikovat pouze v jeho přítomnosti. Minimální potřebná koncentrace O₂ pro nitrifikaci ve směsné kultuře mikroorganismů se u různých autorů liší, a to od 0,3 do 1,5 mg.l⁻¹.

Pro uspokojivý průběh nitrifikace je nezbytná dostatečná tlumivá kapacita, která by neměla v průběhu nitrifikace klesnout pod hodnotu 1,0 mmol.l⁻¹.

Jako optimální pH pro nitrifikaci se obvykle uvádí rozsah 7,9 - 8,2 pro 1. stupeň a 7,2 - 7,6 pro 2. stupeň nitrifikace. Při nízkém pH probíhá velmi pomalu, především v důsledku inhibice enzymatické aktivity nitrifikačních bakterií. Sekundární vliv je snížení tlumivé kapacity prostředí. Na nitrifikační bakterie působí inhibičně zvýšené koncentrace nedisociovaného amoniaku. Proto je pH nad 9,0 pro nitrifikaci nepříznivé.

Optimální teplota pro čisté kultury nitrifikačních bakterií je v rozmezí 28 až 32 °C. V aktivačním procesu probíhá nitrifikace v dosti širokém teplotním rozmezí 5 až 30 °C, ale s poklesem teploty se její rychlost zmenšuje.

Rozhodující vliv na stupeň nitrifikace má stáří kalu. Účinnost nitrifikace větší než 90 % lze dosáhnout při dostatečně vysoké teplotě od stáří kalu 5 dní výše při vstupní koncentraci N-NH_4 v desítkách mg.l^{-1} . U aktivace s denitrifikací, vybavené anoxickou zónou, je třeba, aby uvedené stáří bylo dodrženo v oxických podmínkách. Prudký pokles účinnosti je zaznamenán při stáří kalu pod 2 až 3 dny, a to u všech teplot.

Mezi látky vysoce toxické pro nitrifikační bakterie patří z anorganických látek především kyanidy a těžké kovy. U organických látek je významný inhibiční účinek jednoduchých organických sloučenin, podmíněný tím, že nitrifikační bakterie jsou litotrofní organizmy. Byl prokázán inhibiční vliv nedisociovaných forem amoniaku a dusitanů.

4 BIOLOGICKÁ DENITRIFIKACE

Denitrifikace je biochemická redukce sloučenin dusíku ve vyšším oxidačním stupni na plynné sloučeniny, především N_2O a N_2 . Mikroorganismy tuto reakci podmiňující využívají energii uvolněnou v jejím průběhu pro stavbu své buněčné hmoty. K tomu, aby denitrifikace probíhala, je nutná přítomnost energetického zdroje (donoru elektronů), zpravidla organické sloučeniny. Většina denitrifikantů patří mezi fakultativně anaerobní bakterie. Biochemicky i taxonomicky patří do rozličných skupin. Největší počet druhů schopných denitrifikace zahrnují rody *Alcaligenes*, *Bacillus* a *Pseudomonas*. Společnou vlastností denitrifikačních bakterií je využití dusitanových a dusičnanových iontů jako akceptoru elektronů při oxidaci organických látek v nepřítomnosti molekulového kyslíku.

Poněvadž elektrony jsou snadněji přijímány molekulárním kyslíkem, probíhá denitrifikace dominantně za anoxických podmínek. Při měřitelných koncentracích rozpuštěného kyslíku v reakční směsi může probíhat pouze tehdy, vytvoří-li se gradient koncentrace kyslíku od povrchu vločky do jejího jádra.

K denitrifikaci dochází v širokém rozmezí hodnot pH od 3,9 do 9,0. Optimální pH leží v intervalu mezi pH 7,0 až 8,0.

V provozních podmínkách lze pro denitrifikaci doporučit stáří kalu 4 dny pro teploty nad 20 °C a minimálně 8 dnů pro teplotu 10 °C.

Faktorem, určujícím průběh denitrifikace, je množství lehce biologicky rozložitelného substrátu. Teoretická spotřeba redukující látky závisí na výchozí dusíkaté sloučenině a konečné formě redukováného produktu, jímž může být N_2 nebo N_2O (závisí na podmínkách procesu) a jako meziprodukt redukce dusičnanů i NO_2^- . Při denitrifikaci vod s nízkým obsahem lehce rozložitelných organických látek je nezbytné tyto látky do systému dodávat. Mohou jimi být definované organické sloučeniny jako kyselina octová, octan sodný, etanol, glukóza a zejména metanol. Obecně může být externím substrátem jakákoliv lehce biologicky rozložitelná a netoxická látka.

5 TVORBA DUSITANŮ

K faktorům, spojeným s produkcí dusitanů, patří zejména přítomnost nedisociovaného amoniaku, změny teploty, zvýšené pH, nízká koncentrace kyslíku, zvýšení odkalování systému, náhlé zvýšení zatížení a redukce dusičnanů.

Při nitrifikaci je limitující oxidace amoniaku na dusitany. Okolnosti neúplné nitrifikace a z toho vyplývající akumulace dusitanů jsou spojeny buďto se stimulací *Nitrosomonas* (1. stupeň nitrifikace) nebo s inhibicí *Nitrobacter* (2. stupeň nitrifikace).

6 ODPADNÍ VODY S VYSOKOU KONCENTRACÍ N-NH₄ A NÍZKÝM POMĚREM BSK/N

6.1 PRŮSAKOVÉ VODY ZE SKLÁDEK TUHÉHO KOMUNÁLNÍHO ODPADU

Průsakové vody ze skládek vznikají průchodem srážkové vody uloženým odpadem. Jejich nezanedbatelnou složkou je voda obsažená v ukládaném odpadu. Na řízených skládkách jsou odváděny drenážním systémem do jímky, která slouží k jejich akumulaci před dalším zpracováním, případně k recirkulaci na skládku. Průsakové vody je nutno před vypuštěním do vodního recipientu vyčistit. Částečné odstranění některých složek průsakové vody je žádoucí i při jejím zneškodňování na městské ČOV.

Průsakové vody ze skládek jsou charakterizovány poměrně vysokou koncentrací solí, organických látek, sloučenin dusíku s převahou dusíku amoniakálního a poměrně nízkou koncentrací fosforu.

V našich podmínkách jsou organické látky v průsakových vodách skládek, provozovaných většinou s intenzivní recirkulací, biologicky značně rezistentní. Z dusíkatých sloučenin převažují amonné soli. Vysoké koncentrace amonných iontů a organických látek jsou obvykle hlavní znečišťující látkou, bránící vypouštění průsakových vod ze skládek do recipientu. Mohou činit těžkosti i při jejich vypouštění do veřejné kanalizace.

6.2 KALOVÁ VODA Z ANAEROBNĚ STABILIZOVANÝCH KALŮ

Anaerobní fermentace je převažujícím způsobem stabilizace kalu na středně velkých a velkých ČOV. Stabilizované kaly jsou před dalším využitím nebo zneškodněním odvodňovány. Odvodněním je produkována kalová voda, která je vracena do čistícího procesu a představuje zvýšené zatížení ČOV. Množství a kvalita kalové vody závisí na složení surového kalu, provozu metanizačních nádrží, stupni zahuštění a odvodnění surového a vyhnilého kalu. Množství kalové vody bývá kolem 1 % z množství čištěné odpadní vody.

Kalová voda obsahuje suspendované látky (podle účinnosti odvodňovacího zařízení), dále vysoké koncentrace dusíku a má vysokou CHSK, avšak nízkou BSK₅. Podíl dusíku v kalové vodě činí 20 až 30 % z jeho množství přiváděného na ČOV v surové odpadní vodě, přičemž z forem dusíku převládá dusík amoniakální. Ten v kalové vodě představuje v porovnání s přítokovým množstvím zvýšení zatížení biologického stupně čištění o 15 až 20 %. Tato recirkulace vody tak může mít negativní dopad na průběh čistících procesů. Z výše uvedených důvodů je účelné odstranění převážné části dusíku z kalové vody před jejím vracením do čistírenské linky.

7 REAKTORY S PŘERUŠOVANÝM PROVOZEM

Reaktor s přerušovaným provozem - SBR (Sequencing Batch Reactor) - je charakterizován jako aktivační proces, jehož všechny fáze probíhají v jedné nádrži v určité časové posloupnosti. Vlastní proces začíná u SBR systémů ihned po uzavření odtahu vyčištěné vody a končí následným uzavřením odtahu vyčištěné vody. Takto ohraničený časový interval se nazývá cyklus a obsahuje následující fáze:

- Fáze plnění. Odpadní voda je čerpána do SB reaktoru.
- Fáze nitrifikace. Obsah SB reaktoru je provzdušňován, čímž jsou navozeny aerobní podmínky. Dochází k aerobnímu rozkladu organických látek a oxidaci amoniakálního dusíku. Aerace také udržuje aktivovaný kal ve vznosu.
- Fáze denitrifikace. Obsah SB reaktoru je promícháván, aby nedocházelo k sedimentaci aktivovaného kalu. V SBR se vytvoří anoxické podmínky a probíhá denitrifikace.

- Fáze sedimentace. Aerační systém i míchadlo je vypnuto. Aktivovaný kal klesá ke dnu a nad ním se vytváří zóna čisté vody.
- Fáze vypouštění. Z SBR je odtahována vyčištěná voda. Usazený aktivovaný kal zůstává v nádrži.

V průběhu jednoho cyklu se mohou jednotlivé fáze nitrifikace a denitrifikace vystřídat i několikrát.

8 VLASTNÍ POKUSY S ODSTRANĚNÍM DUSÍKU Z ODPADNÍCH VOD V SBR

V letech 2001 až 2004 probíhal na Ústavu chemie VUT FAST výzkum biologického odstraňování dusíku z vod na laboratorním modelu SBR v rámci projektu GAČR č.103/00/0095 Vodní hospodářství skládek komunálního odpadu a čištění průsakových vod. V letech 2006 až 2007 výzkum pokračoval ověřovacími zkouškami na poloprovodním zařízení, umístěném na ČOV v Brně - Modřicích. V následujících kapitolách je prezentována část výsledků, získaných v průběhu tohoto výzkumu, zejména ta část, na jejímž řešení se autorka výrazným způsobem podílela.

8.1 PARAMETRY POUŽITÉ K VYHODNOCENÍ PROVOZU SBR

Při hodnocení přeměn dusíkatých sloučenin se vycházelo z následujících ukazatelů:

Nitrifikovatelným dusíkem (N-nitr) se rozumí dusík, který může být za vhodných podmínek nitrifikován. Jedná se tedy o dusík amoniakální a o organický dusík, z něhož je během procesu N-NH₄ uvolněn. Výpočet: N_{Kj} v přiváděné odpadní vodě – N_{org} ve vyčištěné odpadní vodě - N_k.

Nitrifikovaným dusíkem Δ(N-nitr) se rozumí dusík, který je v průběhu procesu nitrifikován. Výpočet: N_{Kj} v přiváděné odpadní vodě – N_{Kj} ve vyčištěné odpadní vodě - N_k.

Denitrifikovatelný dusík (N-den) je dusík, který může být za vhodných podmínek denitrifikován. Je to dusík, obsažený v oxidovaných formách v přiváděné odpadní vodě i těch, které se tvoří nitrifikací. Výpočet: N_C v přiváděné odpadní vodě – N_{Kj} ve vyčištěné odpadní vodě – N_k.

Denitrifikovaný dusík Δ(N-den) je dusík, který je v průběhu procesu denitrifikován. Výpočet: N_C v přiváděné odpadní vodě – N_C ve vyčištěné odpadní vodě – N_k.

N_k je dusík, který přechází v průběhu procesu do kalu (biomasy). V případech, kdy je rozklad organické hmoty nevýrazný a tedy i produkce biomasy nízká, lze N_k zanedbat.

Poněvadž nositelem biochemických procesů je biomasa aktivovaného kalu, je účelné vztahovat k ní přivedená a odstraněná množství sloučenin dusíku za časovou jednotku. Zatížení organické hmoty kalu, která je vyjádřena jako ztráta žiháním nerozpuštěných látek, je označeno B_{xo}(sl.), přičemž konkrétní sloučenina (N-NH₄, N_C, N-nitr, N-den, CHSK), kterou je kal zatížen, je uvedena v závorce. Analogicky se hodnotí úbytek sledované složky a vyjadřuje se výrazem Δ_{xo}(sl.). Hydraulické zatížení reaktoru B_q (dm³.dm⁻³.d⁻¹) je vyjádřeno denním průtokovým množstvím kalové vody, vztaženým k minimálnímu provoznímu objemu reaktoru.

Specifická nitrifikační rychlost r_N je definována jako množství nitrifikovaného amoniakálního dusíku, vztaženého k jednotkovému množství organické hmoty kalu, a k době aerace reaktoru.

Relativní dávku metanolu lze vyjádřit v jeho látkovém množství nebo jako kyslíkový ekvivalent metanolu, v obou případech vztažené k denitrifikovatelnému dusíku: rdME (mol.mol⁻¹) nebo rdMEchsk (mg CHSK/mg N). V případě, že substrát obsahuje nezanedbatelné množství biologicky rozložitelných organických sloučenin, se zavádí pojem relativní dávka organických sloučenin rdOSchsk. Jejich množství (včetně metanolu) je vyjádřeno kyslíkovým ekvivalentem (CHSK_{Cr}) a vztaženo k denitrifikovatelnému dusíku (mg.mg⁻¹).

Využití metanolu je definováno jako poměr denitrifikovaného dusíku k dávce metanolu: $vyME$ ($\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$) nebo $vyME_{chsk}$ ($\text{mg N}/\text{mg CHSK}$). Využití organických sloučenin ($vyOS_{chsk}$) se používá v případě, že substrát obsahuje nezanedbatelné množství biologicky rozložitelných organických sloučenin.

Specifická denitrifikační rychlost je hodnocena z úbytku N-den, vztaženého k organické hmotě kalu a k době anoxické fáze t_{anox} .

Nitrifikací (pouze 1. stupeň, oxidace NH_4^+ na NO_2^-) dochází k produkci H^+ , přičemž oxidací 1 molu N- NH_4 na N- NO_2 jsou produkovány 2 moly H^+ . Naopak při denitrifikaci jsou produkovány OH^- (pouze 2. stupeň, redukce NO_2^- na N_2), přičemž redukcí 1 molu N- NO_2 je produkován 1 mol OH^- . Vznikající H^+ a OH^- ionty jsou při následně probíhajících dějích vzájemně neutralizovány. Přebytečné H^+ reagují s HCO_3^- a snižují $\text{KNK}_{4,5}$. Teoretický úbytek $\Delta\text{KNK}_{4,5}$ (mol) by měl dle výše uvedeného odpovídat rozdílu dvojnásobku nitrifikovaného dusíku a denitrifikovaného dusíku v molech.

8.2 LABORATORNÍ ZKOUŠKY

8.2.1 Laboratorní model SBR a jeho provoz

Laboratorní biologický reaktor tvoří válcová nádrž s plexiskla o průměru 19 cm a výšce 27 cm s odtokem ve výšce cca 17 cm ode dna, který je ovládán uzavíratelným ventilem. Obsah nádrže při otevřeném ventilu je $4,84 \text{ dm}^3$. Reaktor je aerován akvarijním dmychadlem o výkonu $800 \text{ ml}\cdot\text{min}^{-1}$ s rozdělením vzduchu do jemných bublin keramickým elementem ($9 \times 1,8 \times 1,7 \text{ cm}$) umístěným na dně nádrže. Pro míchání obsahu nádrže je instalována míchačka s nastavenou rychlostí 86 otáček za minutu. Upravovaná voda je čerpána ze zásobní nádrže do reaktoru dávkovacím čerpadlem o nastavitelném výkonu. Otevírání a uzavírání odtokového ventilu, zapínání a vypínání dmychadla i míchačky je ovládáno pomocí časových spínačů. Voda byla čerpána nepřetržitě a přiváděna do svislé trubky, sahající do dolního prostoru reaktoru. Redukující látka (metanol) byla přidávána do dávkované vody a s touto přiváděna do reaktoru. Provoz reaktoru byl nastaven tak, že se v jednom pracovním cyklu střídala fáze oxická (aerace; 150 až 215 min) - anoxická (míchání; 215 až 290 min) - sedimentace (30 min) – vypouštění (10 až 20 min). V některých etapách byla mezi anoxickou fází a sedimentací zařazena krátká (15 min) aerace. Doba trvání jednoho cyklu byla 8 h.

Pokusné období bylo rozděleno do časových etap, během kterých byly technologické parametry procesu neměnné.

Vzhledem k nízké koncentraci organického biologicky rozložitelného znečištění byl nárůst kalu poměrně malý a odkalování reaktoru nebylo nutné.

8.2.2 Použité vody

K výzkumu odstranění dusíku z vody v laboratorním modelu SBR byly použity průsakové vody ze čtyř skládek v jihomoravském regionu.

Tab. 8.1 Složení vod na přítoku a odtoku z laboratorního modelu SBR

Ukazatel			průměr	min	max
CHSK	přítok	mg.l ⁻¹	1301 (1294)	598 (657)	2705 (2168)
CHSK+metanol	přítok	mg.l ⁻¹	(2876)	(1361)	(4667)
CHSK	odtok	mg.l ⁻¹	1277	552	1549
N-NH ₄	přítok	mg.l ⁻¹	299 (222)	147 (79)	619 (462)
N-NH ₄	odtok	mg.l ⁻¹	19,7	0,3	113
N-NO ₂	přítok	mg.l ⁻¹	6,0 (4,9)	0,1 (0,1)	37 (31)
N-NO ₂	odtok	mg.l ⁻¹	2,4	0	12
N-NO ₃	přítok	mg.l ⁻¹	126 (112)	1,9 (1,8)	244 (213)
N-NO ₃	odtok	mg.l ⁻¹	61	0,1	244
N _{anorg}	přítok	mg.l ⁻¹	431 (339)	192 (151)	734 (606)
N _{anorg}	odtok	mg.l ⁻¹	83	3,3	348
N-ox	přítok	mg.l ⁻¹	132 (117)	2,4 (2,3)	273 (226)
KNK _{4,5}	přítok	mmol.l ⁻¹	45,4 (41,4)	26,0 (27,3)	102 (74,2)
KNK _{4,5}	odtok	mmol.l ⁻¹	32,1	7,8	51,1
pH	přítok		8,28 (8,26)	7,78 (7,62)	8,64
pH	odtok		8,36	6,49	8,88

Pozn.: Údaje v závorkách se vztahují k přiváděné odpadní vodě včetně vody v reaktoru na začátku etapy (zbylé z předchozí etapy).

8.2.3 Výsledky a diskuse

Specifická rychlost nitrifikace r_N roste lineárně se zatížením organické hmoty kalu B_{xo} (N-nitr) do určité hodnoty, závislé na teplotě, např. pro teplotu kolem 20 °C do cca 8 mg.g.h⁻¹. Překročením této hodnoty dochází k dalšímu zvyšování r_N , nikoliv však již lineárně, ale asymptoticky k limitní hodnotě. Teplota však do jisté míry ovlivňuje i směrnici lineární závislosti r_N vs. B_{xo} (N-nitr). Pro zvolenou standardní teplotu 20 °C lze tuto závislost vyjádřit rovnicí:

$$r_{N20} = k_N \cdot B_{xo}(\text{N-nitr}) \quad [8.1]$$

kde r_{N20} je specifická nitrifikační rychlost dosažená při teplotě 20 °C a k_N je směrnice závislosti vyjádřené rovnicí [8.1].

Přepočet specifické nitrifikační rychlosti dosažené při standardní teplotě 20 °C a při teplotě T °C lze provést podle Theriaultova vztahu:

$$r_N = r_{N20} \cdot \theta^{T-20} \quad [8.2]$$

kde r_N je specifická nitrifikační rychlost dosažená při teplotě T °C (mg.g.h⁻¹) a θ je teplotní koeficient.

Dosazením z rovnice [8.2] do rovnice [8.1] se získá vztah

$$r_N = k_N \cdot B_{xo}(\text{N-nitr}) \cdot \theta^{T-20} \quad [8.3]$$

Z experimentálních hodnot byla stanovena hodnota teplotního koeficientu $\theta = 1,008$ a následně hodnota koeficientu $k_N = 0,9009$. Rovnice [8.3] po dosazení příslušných koeficientů nabývá tvar:

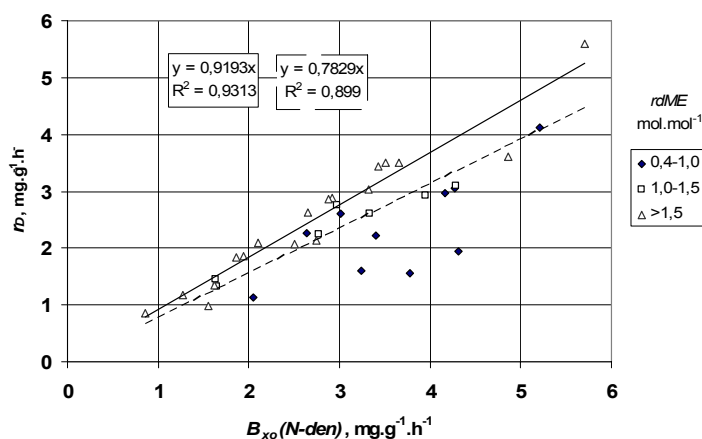
$$(r_N)_v = 0,9009 \cdot B_{xo}(\text{N-nitr}) \cdot 1,008^{T-20} \quad [8.4]$$

kde $(r_N)_v$ je specifická nitrifikační rychlost, vypočtená ze zatížení organické hmoty kalu $B_{xo}(\text{N-nitr})$ a z teploty T dle rovnice [8.4] ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$). Z porovnání vypočtených a experimentálně stanovených hodnot specifické nitrifikační rychlosti vyplývá dobrá shoda.

Za daných experimentálních podmínek se zřetelně projevil inhibiční vliv N-NH_3 na nitrifikaci při koncentraci kolem $10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a při překročení této koncentrace byl zaznamenán silný toxický vliv.

Za příznivých podmínek lze dosáhnout velice nízké zbytkové koncentrace N-NH_4 , blízké $1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ i nižší.

Specifická rychlost denitrifikace je závislá na zatížení organické hmoty kalu denitrifikovatelným dusíkem (Obr. 8.1). Uvedená závislost je rozdělena podle relativní dávky donoru elektronů $rdME$. Při stechiometrickém průběhu denitrifikace by měla dostačovat pro redukci dusičnanů na elementární dusík $rdME = 5/6 \text{ mol}\cdot\text{mol}^{-1}$ (další případy vyžadují menší dávky redukující sloučeniny). Z Obr. 8.1 vyplývá, že relativní dávka donoru elektronů má vliv na rychlost denitrifikace, která je snížena pro $rdME$ pod $1,5 \text{ mol}\cdot\text{mol}^{-1}$ a zejména pro $rdME$ pod $1,0 \text{ mol}\cdot\text{mol}^{-1}$.



Obr. 8.1 Závislost specifické rychlosti denitrifikace na zatížení organické hmoty kalu denitrifikovatelným dusíkem

Při dostatečné dávce redukující látky lze specifickou denitrifikační rychlost vyjádřit rovnicí:

$$r_D = k_D \cdot B_{xo}(\text{N-den}) \quad [8.5]$$

v níž k_D je konstanta, jejíž velikost byla z experimentálních výsledků pro $rdME > 1,5 \text{ mol}\cdot\text{mol}^{-1}$ stanovena $0,919$ ($R^2 = 0,931$) a pro $rdME$ v rozsahu $1,0$ až $1,5 \text{ mol}\cdot\text{mol}^{-1}$ $0,783$ ($R^2 = 0,899$).

Z linearity funkce r_D vs. $B_{xo}(\text{N-den})$ lze soudit, že pro hodnoty $rdME > 1,5 \text{ mol}\cdot\text{mol}^{-1}$ (od $1,5$ do $3,2 \text{ mol}\cdot\text{mol}^{-1}$) již není rychlost denitrifikace dávkou metanolu ovlivněna a že při dostatečné dávce metanolu není specifická rychlost denitrifikace ovlivněna poměrem $\text{N-ox}/\text{N-den}$ v surové vodě (minimálně do zkoušených cca 60 %).

Linearita závislosti r_D na $B_{xo}(\text{N-den})$ platí zřejmě jen do určité hodnoty zatížení. V našich pokusech byla prokázána do zkoušeného zatížení $B_{xo}(\text{N-den}) < \text{cca } 6,0 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$. Vliv teploty na rychlost denitrifikace nebyl prokázán, nelze jej však zcela vyloučit.

Při rostoucí relativní dávce metanolu $rdME$ (metanol/ N-den , $\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$) klesá v rozsahu $rdME$ od cca $0,6$ do $3,0 \text{ mol}\cdot\text{mol}^{-1}$ využití metanolu podle rovnice [8.6]:

$$vyME = 0,704 \cdot rdME^{-0,596} \quad [8.6]$$

Vysoké účinnosti odstranění denitrifikovatelného dusíku (přes 99 %) a nízké zbytkové koncentrace $c(\text{N-ox})_o$ (pod $4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) lze dosáhnout při zatížení organické hmoty kalu $B_{xo}(\text{N-den})$ do $3,5 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ a při relativní dávce metanolu kolem $2,0 \text{ mol}\cdot\text{mol}^{-1}$.

Dusitany se vyskytovaly v čištěné vodě ve zvýšené koncentraci jen při nízké dávce metanolu, tedy jako výsledek nedokonalé denitrifikace. I v těchto případech tvořily nejvýše 10 % z N-ox, v koncentračních hodnotách do 12 mg.l⁻¹ N-NO₂.

Potvrzení předpokládaných acidobazických změn prostředí v průběhu hodnocených etap vyplývá z úbytku (příp. zvýšení) hodnot KNK_{4,5} v závislosti na hodnotě $2\Delta N_{Kj} - \Delta N_c$, resp. ve zjednodušené podobě pro daný případ průsakových vod $2\Delta N-NH_4 - \Delta N_{anorg}$. Směrnice této závislosti má hodnotu 1,014, což je blízké teoretické hodnotě 1,00. Z provozních výsledků vyplývá účelnost střídání nitrifikačních a denitrifikačních procesů pro udržení neutralizační kapacity prostředí. Hodnota pH čištěné vody se pohybovala v rozsahu 8,0 až 8,9. V průběhu jedné etapy se změny hodnot pH obvykle pohybovaly v rozsahu do cca 0,4.

Průměrné CHSK_{Cr} v přiváděné vodě bylo 1294 mg.l⁻¹, včetně přidaného metanolu 2876 mg.l⁻¹, a v čištěné vodě 1277 mg.l⁻¹. Z poměrné shody koncentrace CHSK přiváděné a odváděné vody lze soudit, že účinnost odstranění organických látek v průsakové vodě byla minimální.

Koncentrace aktivovaného kalu, vztažená k minimálnímu provoznímu objemu reaktoru, se pohybovala většinou v rozsahu 5 g.l⁻¹ až 10 g.l⁻¹ s průměrným podílem organické hmoty 71,2 % (57,6 až 91,5 %). Vysokou koncentrací kalu v reaktoru bylo možno udržet z důvodu jeho dobrých sedimentačních vlastností po větší část doby provozu reaktoru.

Tab. 8.2 Technologické parametry laboratorního SBR

		Průměr	Minimum	Maximum
Aktivovaný kal v reaktoru (vztaženo k min. provoznímu objemu)				
NL	mg.l ⁻¹	6314	3064	10689
NL-ZŽ	mg.l ⁻¹	4471	2712	7374
Technologické údaje a hydraulické zatížení reaktoru				
Teplota	°C	19,4	12,4	24,7
Přítok	ml.d ⁻¹	1660	833	2562
Doba zdržení vody	d	3,74	2,39	6,31
Dávka metanolu	mg.d ⁻¹	2158	0	6092
Oxická fáze	h.d ⁻¹	9,8	7,5	10,8
Anoxická fáze	h.d ⁻¹	11,9	10,8	14,5
Zatíž.org.hm.kalu N-nitr, $B_{xo}(N-nitr)$	mg.g ⁻¹ .h ⁻¹	2,63	0,71	7,34
Zatíž.org.hm.kalu N-den, $B_{xo}(N-den)$	mg.g ⁻¹ .h ⁻¹	3,03	0,85	5,71
Specifická nitrifikační rychlost, r_N	mg.g ⁻¹ .h ⁻¹	2,41	0,69	6,77
Specifická denitrifikační rychlost, r_D	mg.g ⁻¹ .h ⁻¹	2,44	0,75	5,59
Relativní dávka metanolu, $rdME$	mol.mol ⁻¹	1,50	0,61	3,22
Relativní dávka metanolu, $rdMEchsk$	mg.mg ⁻¹	5,13	2,08	11,02
Využití metanolu, $vyME$	mol.mol ⁻¹	0,61	0,31	0,96
Využití metanolu, $vyMEchsk$	mg.mg ⁻¹	177,9	89,9	281,5
Využití biol.rozl.org.hm, $vyOSchsk$	mg.mg ⁻¹	165,4	91,1	300,7

8.3 NÁVRH PROVOZNÍCH PARAMETRŮ SBR

Na základě výsledků laboratorních zkoušek byly odvozeny matematické vztahy, popisující proces nitrifikace i denitrifikace. Byl navržen výpočet potřebného objemu SBR a stanovení optimálního způsobu jeho provozu.

Specifická rychlost nitrifikace:

$$r_N = \left[k_N \cdot \frac{c(N_{Kj})_p - c(N_{org})_o}{X_o \cdot t_{ox} \cdot \Theta} \right] \cdot \theta^{T-20} \quad [8.7]$$

Platnost rovnice [8.7] lze předpokládat do zatížení $B_{xo}(N-nitr) \cdot \theta^{T-20} =$ od cca 1 mg.g⁻¹.h⁻¹ do 7 mg.g⁻¹.h⁻¹, pro $X_o =$ cca 1 až 7 g.l⁻¹ a pro $c(N-NH_4)_p = 200$ až 800 mg.l⁻¹.

Rovnice pro výpočet zbytkové koncentrace N-NH₄:

$$c(N-NH_4)_o = [c(N_{Kj})_p - c(N_{org})_o] \cdot (1 - k_N \cdot \theta^{T-20}) \quad [8.8]$$

Tato rovnice přechází při zanedbání organického dusíku v přítoku a odtoku nebo za předpokladu $c(N_{org})_p = c(N_{org})_o$ na tvar:

$$c(N-NH_4)_o = c(N-NH_4)_p \cdot (1 - k_N \cdot \theta^{T-20}) \quad [8.9]$$

Koncentrace dusíku v dusíkatých sloučeninách jsou vyjádřeny v mg.l⁻¹ N.

Specifická rychlost denitrifikace (pro $rdME > 1,5$ mol.mol⁻¹):

$$r_D = k_D \frac{c(N_C)_p - c(N_{Kj})_o}{X_o \cdot t_{anox} \cdot \Theta} \quad [8.10]$$

Rovnice pro výpočet zbytkové koncentrace N-ox:

$$c(N-ox)_o = [c(N_C)_p - c(N_{Kj})_o] \cdot (1 - k_D) \quad [8.11]$$

Rovnice pro výpočet oxické fáze t_{ox} :

$$t_{ox} = \frac{Q_d \cdot [c(N_{Kj})_p - c(N_{Kj})_o]}{k_N \cdot \theta^{T-20} \cdot B_{xo}(N-nitr)_{max} \cdot V_r \cdot X_o} \quad [8.12]$$

Příklad výpočtu pro $T = 25$ °C po dosazení experimentálně stanovených hodnot parametrů $B_{xo}(N-nitr)_{max} = 7$ g.kg⁻¹.h⁻¹; $k_N = 0,9009$; $\theta = 1,008$:

$$t_{ox} = \frac{Q_d \cdot [c(N_{Kj})_p - c(N_{Kj})_o]}{0,9 \cdot 7 \cdot 1,04 \cdot V_r \cdot X_o} = \frac{Q_d \cdot \Delta c(N_{Kj})}{6,55 \cdot V_r \cdot X_o} \quad (\text{h.d}^{-1}) \quad [8.13]$$

Rovnice pro výpočet anoxické fáze t_{anox} :

$$t_{anox} = \frac{Q_d \cdot [c(N_C)_p - c(N_C)_o]}{k_D \cdot B_{xo}(N-den)_{max} \cdot V_r \cdot X_o} \quad (\text{h.d}^{-1}) \quad [8.14]$$

Po dosazení experimentálně stanovených hodnot parametrů $B_{xo}(N-den)_{max} = 6$ g.kg⁻¹.h⁻¹; $k_D = 0,91$:

$$t_{anox} = \frac{Q_d \cdot [c(N_C)_p - c(N_C)_o]}{0,91 \cdot 6 \cdot V_r \cdot X_o} = \frac{Q_d \cdot \Delta c(N_C)}{5,5 \cdot V_r \cdot X_o} \quad [8.15]$$

Pro objem reaktoru platí:

$$V_r = \frac{Q_d}{(24 - t_s) \cdot X_o} \left[\frac{\Delta c(N_{Kj})}{k_N \cdot \theta^{T-20} \cdot B_{xo}(N-nitr)_{max}} + \frac{\Delta c(N_C)}{k_D \cdot B_{xo}(N-den)_{max}} \right] (\text{m}^3) \quad [8.16]$$

Po dosažení hodnot:

$$V_r = \frac{Q_d}{(24 - t_s) \cdot X_o} \left[\frac{\Delta c(N_{Kj})}{6,3 \cdot 1,008^{T-20}} + \frac{\Delta c(N_C)}{5,5} \right] (\text{m}^3) \quad [8.17]$$

Objem V_r představuje minimální provozní objem reaktoru, který se ovšem v průběhu napouštění vody zvětšuje, až dosáhne maxima $V_{r\max}$. Jestliže je denní průtokové množství Q_d a počet cyklů za den n , pak platí:

$$V_{r\max} = V_r + \frac{Q_d}{n} \quad [8.18]$$

Veličina t_s je doba potřebná pro odsazení kalu od vody a vypuštění vyčištěné vody z reaktoru za dobu 1 dne. Obvykle se volí 1 až 2 hodiny za cyklus a t_s za celý den činí n až $2n$ hodin.

Poměr oxické a anoxické fáze:

$$\frac{t_{ox}}{t_{anox}} = \frac{\Delta c(N_{Kj}) \cdot 5,5}{\Delta c(N_C) \cdot 6,55} = \frac{0,84 \cdot \Delta c(N_{Kj})}{\Delta c(N_C)} \quad [8.19]$$

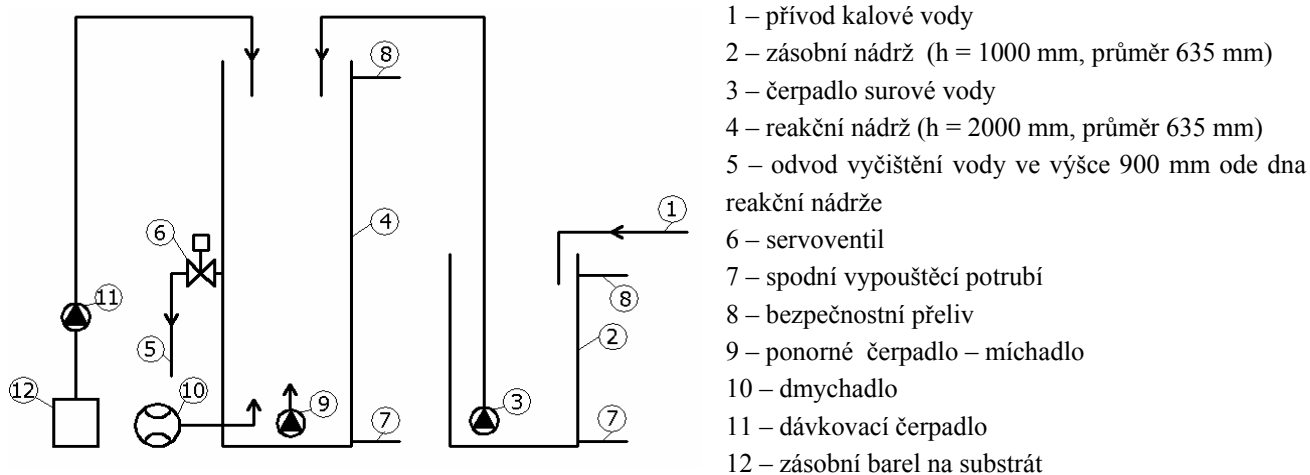
Výpočtovou dobu zdržení vody v reaktoru (dny) lze při kontinuálním provozu definovat poměrem V_r / Q_d nebo přesněji výpočtem, při kterém se vychází z průměru minimálního a maximálního provozního objemu:

$$\frac{V_r + V_{r\max}}{2 \cdot Q_d} = \frac{2 \cdot n \cdot V_r + Q_d}{2 \cdot n \cdot Q_d} \quad [8.20]$$

8.4 POLOPROVOZ

8.4.1 Poloprovozní model SBR a jeho provoz

Poloprovozní model SB-reaktoru byl umístěn na ČOV v Brně-Modřicích. Jeho funkce je zřejmá z technologického schématu (Obr. 8.2). Ze zásobní nádrže (2) je kalová voda čerpána čerpadlem (3) do reaktoru (4) o průměru 635 mm s vypouštěcím servoventilem ve výšce 900 mm. V oxické fázi je směs provzdušňována dmychadlem (10). V anoxické fázi je udržována ve vlnosu ponorným čerpadlem (9). Na začátku anoxické fáze je do reaktoru dávkovacím čerpadlem (11) dávkován externí substrát ze zásobního barelu (12). Na konci pracovního cyklu je vyčištěná voda vypuštěna servoventilem (6).



Obr. 8.2 Schéma poloprovozního modelu SBR

Reaktor pracoval ve dvanáctihodinovém pracovním cyklu se střídáním fází: aerace 360 min – míchání 270 min – sedimentace 60 min – vypouštění 30 min. Chod všech zařízení byl řízen počítačem.

Hodnocení technologických ukazatelů se provádělo po etapách. Ty trvaly vždy 2 či 3 dny. Hodnotilo se množství a kvalita kalové vody, dávkovaného externího substrátu, vypouštěné odpadní vody (slévaný vzorek z celé etapy) a vypouštěné odpadní vody z posledního cyklu (odpovídající kvalitě vody v reaktoru po ukončení etapy).

Kvalita kalové směsi se hodnotila ze vzorku odebraného na počátku a konci etapy, koncentrace se přepočítaly na minimální pracovní objem reaktoru a stanovil se jejich průměr. Látkové bilance se vypočetly z množství a kvality přiváděné kalové vody a substrátu a vypouštěné odpadní vody, přičemž se brala v úvahu i voda v reaktoru na začátku etapy (započítala se do přiváděného množství) a na jejím konci (započítávala se do odváděné vody).

8.4.2 Použitá voda

Kalová voda přiváděná do reaktoru byla odebírána z odstředivky Guinard D5LLC, odvodňující vyhnílý kal z mezofilní anaerobní fermentace na ČOV Brno.

Tab. 8.3 Složení kalové vody z ČOV Brno

		Průměr	Minimum	Maximum
N-NH ₄	mg.l ⁻¹	1171	776	1970
N _{org}	mg.l ⁻¹	84	0,8	1155
KNK _{4,5}	mmol.l ⁻¹	75	30	90
CHSK _{Cr}	mg.l ⁻¹	989	396	2757
pH		8,1	7,5	8,3
NL	mg.l ⁻¹	512	36	3996
NL-ZŽ	mg.l ⁻¹	399	8	2832
P _C	mg.l ⁻¹	12,2	2,6	22,0

8.5 POLOPROVOZNÍ ZKOUŠKY S METANOLEM

Pokusný reaktor byl zapracován aktivovaným kalem z nitrifikující aktivace ČOV Brno, provozované s předřazeným anoxickým reaktorem. V průběhu výzkumu za dobu 57 provozních dnů rozdělených do 23 etap byl aktivovaný kal ještě dvakrát doplněn. Jeho průměrná koncentrace byla 4706 mg.l⁻¹ s minimem 2429 mg.l⁻¹ a maximem 9352 mg.l⁻¹. Organická hmota kalu, hodnocená ze ztráty žiháním, byla v průměru 70,5 % (61,8 až 77,3 %).

Produkce biomasy je velice nízká. Za zvolené období 15 dnů sledování kalové produkce činil přírůstek organické sušiny kalu 127 g, přičemž s upravenou vodou bylo odvedeno 178 g, tedy více než činila produkce.

Průměrná koncentrace NL v odtoku byla 756 mg.l⁻¹ (124 až 1498 mg.l⁻¹), tedy poměrně vysoká, což však v provozu nepředstavuje problém, neboť voda bude vrácena do čistícího procesu a v tomto ukazateli je na úrovni kvality centrátu. Stáří kalu během doby výzkumu dosti kolísalo, neboť i zásoba kalu se měnila.

Hydraulické zatížení bylo postupně zvyšováno v rozsahu od 14,2 do 92,8 dm³.d⁻³ (průměr byl 39,5 dm³.d⁻³). Vzhledem k proměnlivému objemu reakčního prostoru podle dávky odpadní vody a semikontinuálnímu provozu byla výpočtová doba jejího zdržení v reaktoru v průměru od 3,6 do 20,5 dne (průměr byl 7,7 dne). Oxické podmínky (doba aerace) z toho byly průměrně 49,2 %, anoxické 37,5 %, zbytek připadá na podmínky klidové.

Vzhledem k poměrně vysoké teplotě kalové vody a umístění reaktoru v prostoru sušárny byla i teplota v reaktoru relativně vysoká. Průměr byl 26,8 °C (rozsah od 18,5 do 31,8 °C). Teplota byla sledována, její vliv na proces však hodnocen nebyl.

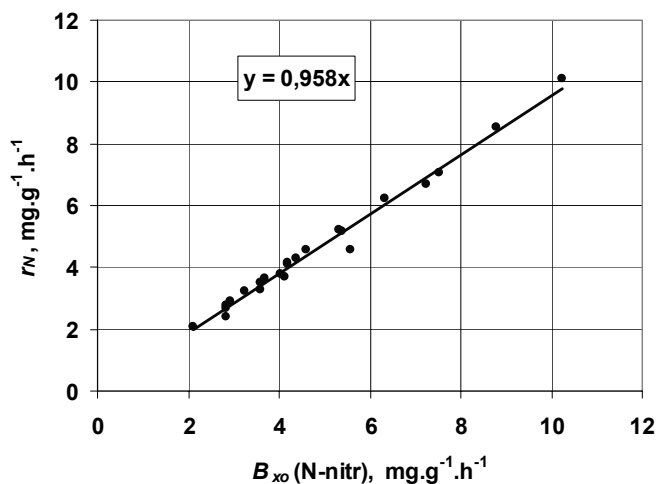
Tab. 8.4 Celková bilance sloučenin dusíku za dobu 57 denního časového úseku (údaje v g)

	Přiveдено	Odstraněno	Vypuštěno
N-NH ₄	2 694	2 584	110
N _{org} *	334	58	276
N _{Kj}	3 028	2 642	386
N-ox	216	- 104	320
N _C	3 244	2 538	706
N-nitr		2752	
N-den		2858	
Δ(N-nitr)		2642	
Δ(N-den)		2538	

* v roztoku

Z přehledu vyplývá rozhodující význam vstupní koncentrace N-NH₄. Záporná hodnota znamená, že vypouštěné množství N-ox mírně převyšovalo N-ox v přítoku.

Závislost specifické rychlosti nitrifikace r_N na zatížení organické hmoty kalu nitrifikovatelným dusíkem $B_{x0}(\text{N-nitr})$ je v rozsahu zatížení do zkoušené výše 10 mg.g⁻¹.h⁻¹ (vztaženo k době oxické fáze) lineární s průměrnou a od průměru se příliš neodlišující účinností 95,5 % (Obr. 8.3).



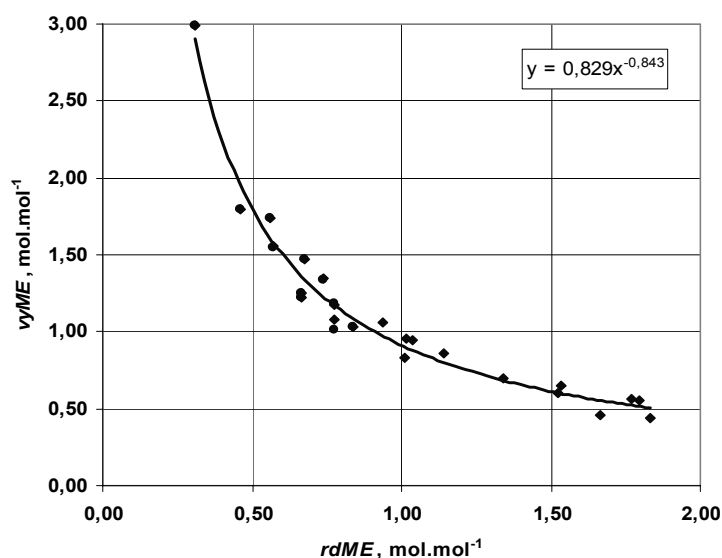
Obr. 8.3 Závislost specifické rychlosti odstranění N_{Kj} na zatížení organické hmoty kalu nitrifikovatelným dusíkem (vztaženo k oxické fázi)

Zbytková koncentrace N-NH₄ v odtoku z posledního cyklu etap byla v průměru 11,5 mg.l⁻¹ s minimem 1,1 mg.l⁻¹ a maximem 36,2 mg.l⁻¹. I zvýšené koncentrační hodnoty odpovídají vysokým účinkům odstranění amoniaku a mají souvislost s růstem zatížení organické hmoty kalu.

Po nadávkování kalové vody se koncentrace N-NH₄ (celková, tj. disociovaná i nedisociovaná forma) v reaktoru zvýšila v průměru na 88 mg.l⁻¹, maximálně na 177 mg.l⁻¹. Nedisociovaný podíl činil zlomek z celkové koncentrace, přesto dosahovala koncentrace N-NH₃ v průměru 2,7 mg.l⁻¹ a v maximu 8,3 mg.l⁻¹. Ani při těchto koncentracích N-NH₃ nebyla pozorována inhibice nitrifikačního procesu a účinnost odstranění N-NH₄ činila v těchto případech 95 až 98 %.

Hodnota pH v reaktoru se pohybovala v rozsahu od 6,9 do 8,4. Výjimečně klesla ve dvou etapách (v posledním cyklu) až k hodnotě 6,6 resp. 5,9 v souvislosti s nízkou relativní dávkou metanolu, která byla v těchto etapách snížena na hodnotu pod $0,5 \text{ mol.mol}^{-1}$. Pokles pH k uvedeným hodnotám se projevilo snížením účinnosti odstranění N-NH_4 na 92 resp. 82 %.

Závislost využití metanolu na jeho relativní dávce je patrné z Obr. 8.4.



Obr. 8.4 Závislost využití metanolu na jeho relativní dávce

Při podstechiometrické dávce metanolu ($rdME < 5/6 \text{ mol.mol}^{-1}$) není veškerý N-ox denitrifikován a dusičnany zůstávají v roztoku, ale hodnota $vyME$ roste nad $1,0 \text{ mol.mol}^{-1}$. Při $rdME = 0,5$ dosahuje $vyME$ hodnoty $1,5 \text{ mol.mol}^{-1}$, což by odpovídalo redukci dusičnanů na N_2O . Koncentrace N-NO_2 zůstává i při podstechiometrické dávce metanolu nízká. Z toho vyplývá, že rychlost redukce dusitanů na plynnou formu (N_2 nebo N_2O) je větší než rychlost redukce dusičnanů na dusitany. Tyto jsou sice produkovány z dusičnanů jako mezistupeň redukčního procesu, ale jsou neprodleně redukovány ve druhém stupni na N_2 resp. N_2O předtím, než donor elektronů je plně spotřebován na redukci dusičnanů.

Zatížení organické hmoty kalu denitrifikovatelným dusíkem $B_{xo}(\text{N-den})$ se pohybovalo v rozsahu od 3 do $13 \text{ mg.g}^{-1}.\text{h}^{-1}$ (vztaženo k době anoxické fáze). Tento ukazatel nebyl v uvedeném rozsahu rozhodující pro specifickou rychlost denitrifikace r_D , i když rostoucí trend hodnoty r_D s růstem $B_{xo}(\text{N-den})$ lze zaznamenat, což však souvisí s tím, že zvýšené hodnoty $B_{xo}(\text{N-den})$ byly obvykle (ne však vždy) provázány zvýšenou dávkou metanolu.

Zbytkové koncentrace N-ox v posledních cyklech etap v mg.l^{-1} byly (průměr – minimum – maximum) pro N-NO_3 : 37,5 – 1,4 – 221 a pro N-NO_2 1,4 – 0,6 – 2,5. Jejich výše byla závislá na relativní dávce metanolu. Z hlediska dosažení rovnováhy, která odpovídá provozním parametrům, platí totéž, co bylo uvedeno u zbytkových koncentrací amoniaku.

Z porovnání bilančního množství přivedeného CHSK bez metanolu (1936 g) a jeho výstupního množství (1498 g) vyplývá, že účinnost odstranění CHSK byla v průměru 22,6 %, což svědčí o biologické rezistenci organické hmoty kalové vody. Přitom se předpokládá, že veškerý metanol (přivedeno 9497 g CHSK) byl rozložen. Pokud by tomu tak nebylo, byla by účinnost odstranění organických látek kalové vody ještě menší.

Úbytek $\text{KNK}_{4,5}$ je menší než odpovídá průběhu nitrifikace N-NH_4 na N-NO_3 a denitrifikace N-NO_3 na N_2 nebo N_2O . Experimentálním výsledkům odpovídá empirický vztah:

$$\Delta \text{KNK}_{4,5} = 0,64 \cdot [(2 \cdot \Delta(\text{N}_{\text{Kj}}) - \Delta(\text{N}_{\text{C}})] \quad [8.21]$$

8.6 POLOPROVOZNÍ ZKOUŠKY S ODPADEM Z VÝROBY BIONAFTY

Cílem této série pokusů bylo nalezení alternativního substrátu pro denitrifikační fázi procesu. Pro tento účel byla vytipována odpadní voda z praní metylesteru, vznikající při výrobě bionafty.

8.6.1 Odpadní voda z praní metylesteru

Metylestery řepkového oleje se používají jako základní složka směsné nafty (označované také jako bionafta 2. generace).

Metylestery se vyrábějí rafinačním procesem - esterifikací. Olej vylisovaný z řepkových semen se mísí v míchačce s metanolem a katalyzátorem (hydroxid sodný nebo hydroxid draselný). Směs je vedena do reakční nádrže. Hlavními produkty jsou surový glycerin a surová bionafta. Bionafta je čištěna teplou vodou okyselenou H_2SO_4 z důvodu odstranění zbytkového katalyzátoru a mýdlových koncentrátů.

V níže popsáných experimentech byly použity právě tato voda z praní bionafty, dále označovaná zkratkou BIO.

BIO bylo získáno od firmy Agropodnik Jihlava, závod Dobronín. Jedná se o čistou, bezbarvou kapalinu bez obsahu suspendovaných látek. Je charakterizována vysokou koncentrací organických látek (hodnocených dle $CHSK_{Cr}$) a obsahem kyselin (hodnoceno dle $ZNK_{4,5}$).

Tab. 8.5 Složení odpadní vody z výroby bionafty (BIO)

$CHSK_{Cr}$ $g.l^{-1}$	$N-NH_4$ $mg.l^{-1}$	$N-NO_2$ $mg.l^{-1}$	$N-NO_3$ $mg.l^{-1}$	$ZNK_{4,5}$ $mmol.l^{-1}$
400	12,9	0,29	16,1	86,3

8.6.2 Výsledky a diskuse

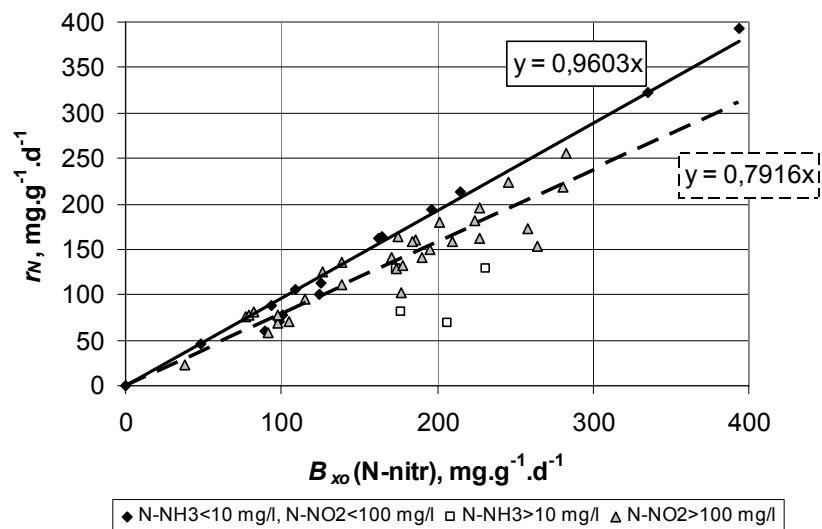
Dosažené výsledky provozu SB-reaktoru, rozděleného do 56 pokusných etap o celkové době 131 dnů, jsou uvedeny v průměrných a extrémních hodnotách.

Koncentrace organické sušiny aktivovaného kalu v reaktoru (vztaženo k minimálnímu provoznímu objemu) byla v rozsahu od 0,9 do 3,6 $g.l^{-1}$. Poměrně nízká koncentrace kalu v některých etapách byla způsobena jeho únikem po flotaci v klidové fázi procesu, přičemž jeho úbytek nebyl obnoven přidávkem z ČOV. K těmto situacím může docházet při vysoké zbytkové koncentraci dusičnanů nebo dusitanů v odtoku a lze jim zabránit odváděním upravené vody z profilu několik dm pod hladinou, nikoliv z hladiny, jak tomu bylo ve stávajícím zařízení. Jinou možností je vybavení odtokového objektu mikrofiltračními membránami.

Tab. 8.6 Poloprovozní zkoušky s BIO - dosažené výsledky

			Prům.	Min.	Max.
Koncentrace na odtoku	$c(\text{N-NH}_4)_o$	mg.l ⁻¹	79,5	3,0	365
	$c(\text{N}_{\text{Kj}})_o$	mg.l ⁻¹	129	16,7	522
	$c(\text{N-NO}_2)_o$	mg.l ⁻¹	106	0,6	337
	$c(\text{N-NO}_3)_o$	mg.l ⁻¹	28,1	0,8	251
	$c(\text{N}_C)_o$	mg.l ⁻¹	238	23,6	578
	$c(\text{CHSK}_{\text{Cr}})_o$	mg.l ⁻¹	701	290	2116
	(pH) _o	-	7,64	6,01	8,75
	(KNK _{4,5}) _o	mmol.l ⁻¹	8,2	3,3	38,1
Účinnost odstranění	$E(\text{N-NH}_4)$	%	82,3	29,0	99,4
	$E(\text{N}_{\text{Kj}})$	%	78,5	30,3	97,5
	$E(\text{N}_C)$	%	58,2	0,0	95,0
	$E(\text{N-nitr})$	%	82,9	32,9	99,6
	$E(\text{N-den})$	%	70,0	0,0	95,0
	$E(\text{KNK})$	%	65,5	-10,2	84,3
	$E(\text{CHSK})$	%	65,9	5,2	87,1
Kal v reaktoru	Sušina	mg.l ⁻¹	2318	1096	3647
	Organická hmota	mg.l ⁻¹	1923	907	2823
	Organická hmota	%	83,2	69,1	93,5
Zatížení organické hmoty kalu	$B_{xo}(\text{N-NH}_4)$	mg.g ⁻¹ .d ⁻¹	165,6	47,6	350,6
	$B_{xo}(\text{N}_{\text{Kj}})$	mg.g ⁻¹ .d ⁻¹	187,3	55,6	405,8
	$B_{xo}(\text{N}_C)$	mg.g ⁻¹ .d ⁻¹	217,9	56,3	461,8
	$B_{xo}(\text{N-nitr})$	mg.g ⁻¹ .d ⁻¹	177,4	48,0	394,3
	$B_{xo}(\text{N-den})$	mg.g ⁻¹ .d ⁻¹	176,8	47,3	396,7
	$B_{xo}(\text{CHSK})$	mg.g ⁻¹ .d ⁻¹	775	202	1763
	$B_{xo}(\text{CHSKbio})$	mg.g ⁻¹ .d ⁻¹	451	71	876
	Teplota	°C	25,1	21,4	29,8
	Doba zdržení vody	dny	5,19	2,75	8,24
	Průtok kalové vody	dm ³ .dm ⁻³ .d ⁻¹	0,22	0,13	0,44
	$rd\text{BIOchsk}$	mg.mg ⁻¹	2,85	0,93	7,60
	$vy\text{BIOchsk}$	mg.mg ⁻¹	0,300	0,105	1,041

Bylo ověřeno, že závislost specifické rychlosti nitrifikace na zatížení organické hmoty kalu nitrifikovatelným dusíkem je lineární až do zatížení cca 400 mg.g⁻¹.d⁻¹ (33 mg.g⁻¹.h⁻¹ (Obr. 8.5). Při tomto zatížení lze za vhodných podmínek dosáhnout účinnost odstranění N_{Kj} blížící se 100 %, jak o tom svědčí provozní výsledky řady etap.



Obr. 8.5 Závislost rychlosti odstranění N_{Kj} na zatížení organické hmoty kalu

Z dosažených výsledků lze vyvodit, že snížení nitrifikační účinnosti je spojeno s růstem koncentrace amoniaku nebo dusitanů v prostředí. Na Obr. 8.5 jsou zvláště posuzovány etapy, v nichž byla koncentrace $N-NH_3$ v prostředí nad 10 mg.l^{-1} resp. koncentrace $N-NO_2$ nad 100 mg.l^{-1} . V hodnocených případech se jedná o průměrné koncentrace v odtoku, které se ovšem v průběhu každého cyklu mění. Kvalita odtoku za takto vymezených podmínek vyplývá z 8.6. Z ní je zřejmé, že za obvyklých provozních podmínek při průměrném hydraulickém zatížení reaktoru kalovou vodou $0,20 \text{ dm}^3.\text{dm}^{-3}.\text{d}^{-1}$ je průměrná účinnost nitrifikace 93 %. Naproti tomu v etapách se zvýšenou koncentrací dusitanů byla průměrná účinnost nitrifikace 79 % a v etapách se zvýšenou koncentrací NH_3 jen 52 %.

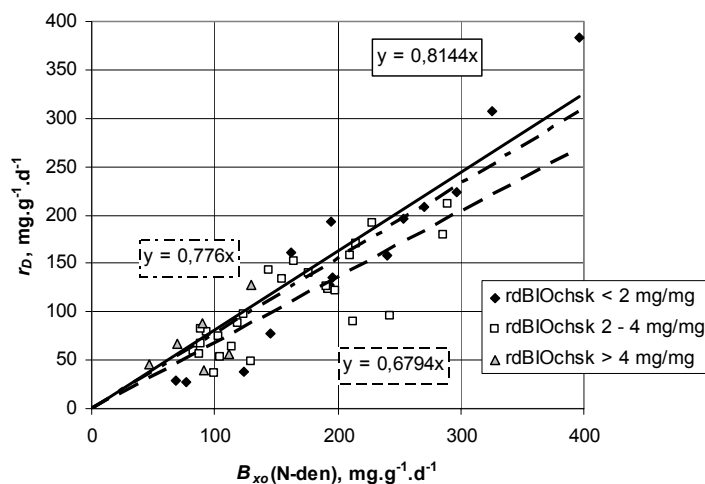
Tab. 8.7 Kvalita odtoku z SB-reaktoru

Koncentrace dusíkatých látek		$c(N-NH_3)_o < 10 \text{ mg.l}^{-1}$ $c(N-NO_2)_o < 100 \text{ mg.l}^{-1}$			$c(N-NH_3)_o > 10 \text{ mg.l}^{-1}$			$c(N-NO_2)_o > 100 \text{ mg.l}^{-1}$		
		Prům	Min	Max	Prům	Min	Max	Prům	Min	Max
Teplota	°C	25,3	21,4	29,8	22,1	21,4	22,4	25,3	22,0	27,9
$c(N-NH_4)_o$	mg.l^{-1}	26,0	2,8	144,1	258	220	322	104,2	41,5	256,0
$c(N-NH_3)_o$	mg.l^{-1}	0,81	0,05	2,8	33,3	18,1	53,8	2,7	0,03	18,1
$c(N_{Kj})_o$	mg.l^{-1}	47,1	13,9	154,1	296,5	250,2	383,3	133,8	41,6	327,0
$c(N-NO_2)_o$	mg.l^{-1}	26,0	0,6	84,5	104,7	4,2	405,0	169,0	102,0	405,0
$c(N-NO_3)_o$	mg.l^{-1}	41,3	0,9	205,4	2,8	1,0	6,6	17,6	6,1	74,1
(pH) _o	-	7,90	6,08	8,75	8,48	8,22	8,63	7,37	6,01	8,22
$rdBIO_{chsk}$	g.g^{-1}	2,92	0,93	5,43	5,69	2,40	7,60	2,42	0,93	4,07
$E(N-nitr)$	%	93,2	67,8	99,6	52,1	32,9	74,0	78,9	57,8	94,0

Řada etap je charakterizována zvýšenou koncentrací dusitanů v odtoku. Z podrobnějšího sledování koncentračních změn v průběhu provozního cyklu vyplývá, že důvodem je neúplná nitrifikace amoniaku, nikoliv neúplná denitrifikace dusičnanů. Uvedený jev se vyskytuje zejména po obnovení provozu reaktoru (po předchozím přerušení) při jeho vysokém zatížení.

Také specifická rychlost denitrifikace je lineárně závislá na zatížení organické hmoty aktivovaného kalu denitrifikovatelným dusíkem, podobně jako tomu bylo v předchozích experimentech (Obr. 8.6). Uvedená závislost vykazuje větší rozptyl než v případě nitrifikačního

procesu. Úbytek účinnosti denitrifikačního procesu je provázen růstem koncentrace dusitanů v prostředí.



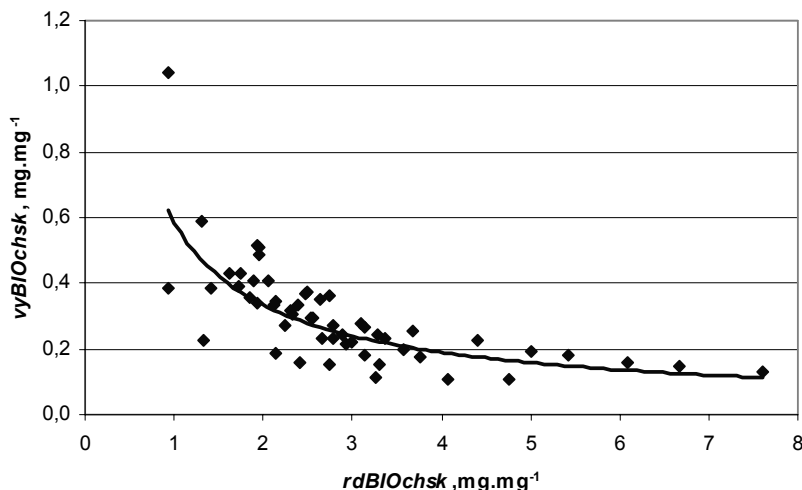
Obr. 8.6 Závislost rychlosti denitrifikace na zatížení organické hmoty kalu

Za dobu hodnoceného provozu bylo do reaktoru přivedeno 34,22 kg CHSK, z toho na BIO připadá 25,56 kg a na kalovou vodu 8,66 kg. Odvedeno bylo 5,78 kg CHSK. Lze předpokládat, že vzhledem k biologické rezistenci organických látek kalové vody je převážná část organických sloučenin odpadní vody z výroby bionafty odstraněna.

Pro denitrifikaci N-NO₃ resp. N-NO₂ na N₂ je zapotřebí stechiometrické množství CHSK 2,85 mg.mg⁻¹ resp. 1,71 mg.mg⁻¹. Relativní dávky CHSK (*rdBIOchsk*) pokusných etap byly v rozsahu od 0,9 do 7,6 mg.mg⁻¹.

Závislost využití BIO na jeho relativní dávce je znázorněna na Obr. 8.7 a je popsána rovnicí

$$vyBIOchsk = 0,586 \cdot rdBIOchsk^{0,813} \quad [8.22]$$



Obr. 8.7 Závislost vyBIOchsk na rdBIOchsk

Vysoké denitrifikační účinky byly zaznamenány i v etapách s podstechiometrickou *rdBIOchsk*. Vysvětlením je denitrifikace probíhající i v oxické fázi procesu, přičemž se předpokládá, že donorem elektronů může být amoniakální dusík. Podmínky, za nichž dochází v oxické fázi procesu k denitrifikaci, bude třeba blíže prostudovat. Vysvětlením mohou být vysoké koncentrace

N-NH₄ a N-NO₂ v reaktoru a nepřímo podmínky, které k tomuto stavu vedou, jako je vysoké látkové zatížení kalu a hydraulické zatížení reaktoru, případně jejich kombinace.

Potřebná dávka BIO, charakterizovaná hodnotou *rdBIOchsk*, závisí na požadované kvalitě odtoku. Pro dosažení nízkých zbytkových koncentrací dusíkatých sloučenin v odtoku je potřebná *rdBIOchsk* = 3,5 až 4 mg.mg⁻¹. Přijatelnou kvalitu odtoku (při úpravě kalové vody se předpokládá vypuštění před biologický stupeň ČOV) lze docílit i při podstechiometrické dávce externího substrátu (*rdBIOchsk* kolem 1,0 mg.mg⁻¹).

Bilanční závislost úbytku KNK_{4,5} na odstranění N_C a N_{Kj} (všechny parametry v mol) odpovídá v této sérii pokusných etap empirické rovnici

$$\Delta\text{KNK}_{4,5} = 0,69 \cdot [2 \cdot \Delta c(\text{N}_{\text{Kj}}) - \Delta c(\text{N}_{\text{C}})] \quad [8.23]$$

9 ZÁVĚR

Cílem této práce bylo přispět k řešení problematiky znečištění vod dusíkatými látkami ověřením možnosti biologického odstraňování dusíku z vod s nízkým poměrem BSK₅/N metodou biologické nitrifikace-denitrifikace v reaktoru s přerušovaným provozem (SBR).

Bylo prokázáno, že:

- průsakové vody stabilizovaných skládek domovního odpadu i kalovou vodu z anaerobní stabilizace kalu lze čistit biologickým způsobem v SBR se střídáním oxických a anoxických fází a s přídatkem externího organického substrátu,
- za těchto podmínek lze dosáhnout vysokého stupně nitrifikace amoniaku (přes 95 %)
- a kolem 90 % i více odstranění anorganického dusíku denitrifikací,
- vhodným řízením procesu lze dosáhnout i velmi nízkých koncentrací dusíkatých látek ve vyčištěné vodě: < 5 mg.l⁻¹ N-NH₄ a < 1 mg.l⁻¹ N-NO₂ resp. N-NO₃ (při úpravě kalové vody, vrácené do procesu čištění na městské ČOV, není však snaha o dosažení tak nízkých koncentrací z ekonomického hlediska zdůvodnitelná),
- odpad z praní metylesteru, vznikající při výrobě bionafty, je vhodným donorem elektronů v procesu biologické denitrifikace, přičemž potřebná dávka se řídí požadavky na vyčištěnou vodu:
 - nízké zbytkové koncentrace N-sloučenin v odtoku:
rdBIOchsk = 3,5 až 4 mg.mg⁻¹,
 - přijatelná kvalita pro vypouštění před biologický stupeň ČOV:
rdBIOchsk ~ 1 mg.mg⁻¹.
- současně se odstraní biologicky rozložitelná organická hmota, neodstraněny zůstávají biologicky rezistentní organické sloučeniny.

Byly odvozeny matematické vztahy, popisující proces nitrifikace a denitrifikace, a byl navržen výpočet potřebného objemu SBR a stanovení optimálního způsobu jeho provozu:

- vztah mezi specifickou nitrifikační rychlostí, zatížením organické hmoty kalu nitrifikovatelným dusíkem a teplotou,
- výpočet zbytkové koncentrace N-NH₄,
- vztah mezi specifickou denitrifikační rychlostí a zatížením organické hmoty kalu denitrifikovatelným dusíkem,
- výpočet zbytkové koncentrace N-ox,
- výpočet doby trvání oxické a anoxické fáze a jejich optimálního poměru,
- výpočet potřebného objemu reaktoru.

10 LITERATURA

- ABELING, U., SEYFRIED, C.F. Anaerobic-aerobic treatment of high-strength ammonium wastewater nitrogen removal via nitrite. *Water Sci. Technol.*, 1992, vol., 26, no. 5-6, p. 1007 - 1015.
- ALLEMANN, J.E. *A streamlined approach to biological nitrogen removal in wastewater treatment*. U.S. National Science Foundation on Grant No. CHE-6006856, 1983.
- ALLEMANN, J.E. Elevated nitrite occurrence in biological waste water treatment systems. *Water Sci. Technol.*, 1985, vol. 17, p. 409 - 413 .
- ANTHONISEN, A.C., LOEHR, R.C., PRAKASAM, T.B.S., SRINATH, E.G. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Journ. Water Pollut. Contr. Fed.*, 1976, vol. 48, no. 5, p. 835 - 852.
- ANTONIOU, P., HAMILTON, J., KOOPMAN B., JAIN, R., HOLLOWAY, B., LYBERATOS, G., SVORONOS, S.A. Effect of temperature and pH on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria. *Water Res.*, 1990, vol. 24, no. 1, p. 97 - 101.
- BAE, W., BAEK, S., CUNG J., LEE Y. Optimal operation factors for nitrite accumulation in batch reactors. *Biodegradation*, 2002, vol. 12, p. 359 - 366.
- BALAKRISHNAN, S., ECKENFELDER, W.W. Nitrogen relationships in biological treatment processes. I. Nitrification in the activated sludge process. *Water Res.*, 1969, vol. 3, no. 1, p. 73 – 74.
- BALDERSTON, W.L., MCSIEBURTH, N. Nitrate removal in a closed-system aquaculture by columnar denitrification. *Appl. Environ. Microbiol.*, 1976, vol. 32, no. 6, p. 808 - 818.
- BALLMELLE, B., NGUYEN, K.M., CAPDEVILLE, B., CORNIER, J.C., DEGUIN, A. Study of factors controlling nitrite build-up in biological process for water nitrification. *Water Sci. Technol.*, 1992, vol. 26, p. 1017 – 1026.
- BATCHELOR, B. LAWRENCE, A.W. Autotrophic denitrification using elemental sulfur. *Journ. Water Pollut. Contr. Fed.*, 1978, vol. 50, no. 9, p. 1986 - 2001.
- BECCARI, M., MARANI, D., RAMADORI, R. A critical analysis of nitrification alternatives. *Water Res.*, 1979, vol. 13, no. 2, p. 185 - 192.
- BECCARI M., PASSINO R., RAMADORI R, TANDOI V. Kinetics of dissimilatory nitrate and nitrite reduction in suspended growth culture. *Journ. Water Pollut. Contr. Fed.*, 1983, vol. 55, no. 1, p. 58 - 64.
- BECKMAN, W.J., AGENDY, R.J., MULLIGAN, T.J., KEHRBERGER, G.J. Combined carbon oxidation-nitrification. *Journ. Water Pollut. Control. Fed.*, 1972, vol. 44, no. 10, p. 1916 – 1931.
- BEER, C. Activated sludge systems using nitrate respiration – design considerations. *Journ. Water Pollut. Contr. Fed.*, 1978, vol. 50, no. 9, p. 2120 – 2131.
- BENEFIELD, L.D., RANDALL, C.W. *Biological process design for wastewater treatment*. Englewood Cliffs: Prentice Hall, Inc., 1980.
- BIDSTRUP S.M., GRADY P.L. SSSP simulation of single-sludge processes. *Journ. Water Pollut. Contr. Fed.*, 1988, vol. 60, no. 3, p. 351 - 361.
- BISHOP, P.L., FARMER, M. The fate of nutrients during aerobic digestion. *Journ. Environ. Eng.*, 1978, vol. 104, no. 5, p. 967 - 979.
- BODE, H., SEYFRIED, C.F., KRAFT, A. High-rate denitrification of concentrated nitrate waste-water. *Water Science Technol.*, 1987, vol. 19, no. 1-2, p. 163 - 174.
- BOLZONELLA, D., INNOCENTI, L., PAVAN, P., CECCHI, F. Denitrification potential enhancement by addition of anaerobic fermentation products from the organic fraction of municipal solid waste. *Water Science Technol.*, 2001, vol. 44, no. 1, p. 187 - 194.
- BOON, B., LAUDELOUT, H. Kinetics of nitrite oxidation by *Nitrobacter winogradski*. *Biochem J.*, 1962, vol. 85, no. 3, p. 440 - 447.
- BUDAY, J., DRTIL, M., HUTŇAN, M., DERCO, J. Substrate and product inhibition of nitrification. *Chem. Papers*, 1999, vol. 53, no. 6, p. 379 - 383.
- BUDAY, M., ANDRÁŠIOVÁ, A., NEMETH, P., DANDOVÁ, L., BODÍK, I. Porovnanie glycerínovej frakcie, metanolu a cukrovarskej melasy ako denitrifikačných substrátov. In *Odpadové vody 2006*, Tatranské Zruby: AČE SR, 2006, s. 332 - 339.
- CARRERA, J., BAEZA, J.A., VICENT, T., LAFUENT, J. Biological nitrogen removal of high-strength ammonium industrial wastewater with two-sludge system. *Water Res.*, 2003, vol. 37, no. 17, p. 4211 - 4221.

- CECCHI, F., BATTISTONI, P., PAVAN, P., FAVA, G., MATA-ALVAREZ, J. Anaerobic digestion of OFMSW and BNR processes: a possible integration. Preliminary results. *Wat. Sci. Technol.*, 1994, vol. 30, no. 8, p. 65 – 72.
- CORNELIUS, A., ROSENWINKEL, K.H. Aerob/anoxische Deamonifikation stickstoffhaltiger Abwässer in Kaldners® Biofilmverfahren. *KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall*, 2002, vol. 49, no. 10, p. 1398 - 1403.
- DAWSON, R.N., MURPHY, K.I. The temperature dependency of biological denitrification. *Water Res.*, 1972, vol. 6, no. 1, p. 71 - 83.
- DOHÁNYOS, M., GRAU, P., VANČO, D. Biologické odstranění dusíku z odpadních vod. *Vodní hosp.*, 1976, vol. 26 B, no. 2, s. 39 - 43.
- DONGEN, U., JETTEN, M.S.M., LOOSDRECHT, M.C.M. The SHARON, Anammox process for treatment of ammonium rich waste water. *Wat. Sci. Technol.*, 2001, vol. 44, no. 1, p. 153 - 160.
- DOWNING, A.L., SCAGG, L.J. The effect of synthetic detergents on the rate of aeration in diffused air activated sludge plants. *Water Waste Treatment J.*, 1958, vol. 7, p. 102.
- DOWNING, A.L., HOPWOOD, A.P. Some observations on the kinetics of nitrifying activated sludge plants. *Schweiz. Zeitschr. f. Hydrologie*, 1964a, vol. 26, no. 2, p. 271 - 288.
- DOWNING, A.L., PAINTER, H.A., KNOWLES, G. Nitrification in the activated sludge process. *J. Proc. Inst. Sew. Purification*, 1964b, vol. 2, p. 130 – 158.
- EGLI, K., BOSSHARD, F., WERLEN, C., LAIS, P., SIEGRIST, H., VAN DER MEER, J.R., ZEHNDER, A.J.B. Microbial composition and structure of a rotating biological contactor biofilm treating ammonium-rich wastewater without organic carbon. *Microbiol. Ecol.*, 2003, vol. 45, no. 4, p. 419 – 432.
- ENGEL, S.M., ALEXANDER, M. The growth and autotrophic metabolism of *Nitrosomonas europaea*. *J. Bacter.*, 1958, vol. 76, no. 2, p. 217 - 222.
- ERNST, W. R., HENNIGAR, P., DOE, K., WADE, S., JULIEN, G. Characterization of the chemical constituents and toxicity to aquatic organisms of a municipal landfill leachate. *Water Poll. Res. J. Canada*, 1994, vol. 29, p. 89 - 101.
- FIRESTONE, M.K. Biological denitrification. In: STEVENSON, F.J. *Nitrogen in agricultural soils*. Madison: American Society of Agronomy, 1982, p. 289 - 326.
- FOCHT, D.D., CHANG, A.C. Nitrification and denitrification processes related to wastewater treatment. *Adv. Appl. Microbiol.*, 1975, vol. 19, p. 153 - 186.
- FORD, D.I., CHURCHWELL, R.L. , KACHTICK, J.W. Comprehensive analysis of nitrification of chemical processing wastewater. *Journ. Water Pollut. Contr. Fed.*, 1980, vol. 53, no. 11, p. 2726 – 2746.
- FUX, C., BOEHLER, M., HUBER, P., BRUNNER, I., SIEGRIST, H. Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitritation and subsequent anaerobic ammonium oxidation (Anammox) in a pilot plant. *J. Biotechnol.*, 2002, vol. 99, no. 3, p. 295 - 306.
- FUX, C., LANGE, K., FÄSSLER, A., HUBER, P., GRÜNIGER, B., SIEGRIST, H. Nitrogen removal from digester supernatant via nitrite - SBR or SHARON? *Water Sci. Technol.*, 2003, vol. 48, no. 8, p. 9 – 18.
- FUX, C., VELTEN, S., CAROZZI, V., SOLLEY, D., KELLER, J. Efficient and stable nitritation and denitritation of ammonium-rich sludge dewatering liquor using an SBR with continuous loading. *Water Res.*, 2006, vol. 40, no. 18, p. 2765 - 2775.
- GALÍ, A., DOSTA, J., MACÉ, S., MATA-ALVAREZ, J. Comparison of Reject Water Treatment with Nitrification/Denitrification via Nitrite in SBR and Sharon Chemostat Process. *Environ. Tech.*, 2007, vol. 28, no. 2, p. 173 – 176.
- GARCIA, J.L. Denitrification in a thermophilic sporulating bacterium. *Annales de mikrobiologie*, 1977, vol. A128, no. 4, p. 447 - 458.
- GERARDI, M. H. *Nitrification and denitrification in the activated sludge process*. New York: Wiley, 2002.
- HAGEDORN-OLSEN, C., MOLLER, I. H., HARREMOES, P. Oxygen reduce denitrification in biofilm reactors. *Water Sci. Technol.*, 1994, vol. 29, no. 10 - 11, p. 133 – 141.
- HALL, I.R. Some studies on nitrification in the activated sludge process. *Journ. Water Pollut. Contr. Fed.*, 1974, vol. 73, no. 45, p. 538 - 547.

- HANAKI, K., WANTAWIN, C., OHGAKI, S. Nitrification at low levels of dissolved oxygen with and without organic loading in a suspended growth reactor. *Water Res.*, 1990, vol. 24, no. 3, p. 297 – 302.
- HELLINGA, C., SCHELLEN, A.A.J.C., MULDER, J.W., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., HEIJNEN, J.J. The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste. *Water Sci. Technol.*, 1998, vol. 37, no. 9, p. 135 - 142.
- HELMER, C., KUNST, S., SCHMID, M.C., SCHLEIFER, K.H., WAGNER, M. Nitrogen loss in nitrifying biofilm system. *Water Sci. Technol.*, 1999a, vol. 39, no. 1, p. 13 - 21.
- HELMER, C., TROMM, C., HIPPEN, A., ROSENWINKEL, K.H., SEYFRIED, C.F., KUNST, S. Einstufige biologische Stickstoffelimination durch Nitritation und anaerobe Ammonium Oxidation im Biofilm. *Gas u. Wasserfach*, 1999b, vol. 140, no. 9, 622 – 632.
- HELMER, C., TROMM, C., HIPPEN, A., ROSENWINKEL, K.H., SEYFRIED, C.F., KUNST, S. Single stage biological nitrogen removal by nitritation and anaerobic ammonium oxidation in biofilm systems. *Water Sci. Technol.*, 2001, vol. 43, no. 1, p. 311 – 320.
- HELMER-MADHOK, C., SCHMID, M., FILIPOV, E., GAUL, T., HIPPEN, A., ROSENWINKEL, K.H., SEYFRIED, C.F., WAGNER, M., KUNST, S. Deammonification in biofilm systems: population structure and function. *Water Sci. Technol.*, 2002, vol. 46, no. 1 - 2, p. 223 - 231.
- HENZE, M., KRISTENSEN, G. H., STRUBE, R. Rate-capacity characterisation of wastewater for nutrient removal processes. *Wat. Sci. Tech.*, 1994, vol. 29, no. 7, p. 101 – 107.
- HIPPEN, A., HELMER, C., KUNST, S., ROSENWINKEL, K.H., SEYFRIED, C.F. Six years practical experience with aerobic/anoxic deammonification in biofilm systems. *Water Sci. Technol.*, 2001, vol. 44, no. 2 - 3, p. 39 - 48.
- HOCKENBURY, M.R., LESLIE GRADY, C.P. Inhibition of nitrification-effects of selected organic compounds. *Journ. Water Pollut. Contr. Fed.*, 1977, vol. 50, no. 5, p. 768 – 777.
- HOEK VAN, J.P., LATOUR, J.M., KLAPWIJK, A. Denitrification with methanol in the presence of high salt concentrations and at high pH levels. *Appl. Microbiology a. Technology*, 1987, vol. 27, no. 2, p. 199 – 205.
- HORSTKOTTE, G.A., NILES, D.G., PARKER, D.S. Full scale testing of a water reclamation system. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 1974, vol. 46, no. 1, p. 181–197.
- HWANG, I.S., MIN, K.S., LEE, H.S., RIM, J.M., YUN, Z., CHIO, E. Nitrite accumulation in anaerobic effluent of slurry-type piggery waste with low C/N ratio. In *Sustainable sludge management state of art, challenges, and perspectives*. Moscow: IWA, 2006, p. 559 - 564.
- HYUNGSEOK, Y., KYU-HONG, A., HYUNG-JIB, L., KWANG-HWAN, L., YOUN-UNG, K., KYUNG-GUEN, S. Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in intermittently aerated reactor. *Water Res.*, 1999, vol. 33, no. 1, p. 145 - 154.
- CHEN, S.K., JUAW, C.K., CHENG, S.S. Nitrification and denitrification of high strength ammonium and nitrite wastewater with biofilm reactors. *Water Sci. Technol.*, 1991, vol. 23, no. 7 - 9, p. 1417 - 1425.
- CHEUNG, K. C., CHU, L. M., WONG, M. H. Toxic effect of landfill leachate on microalgae. *Water, Air, and Soil Pollut.*, 1993, vol. 69, no. 3 - 4, p. 337-349.
- CHUDOBA, J., DOHÁNYOS, M., WANNER, J. *Biologické čištění odpadních vod*. Praha: SNTL, 1991.
- IAWPRC Task group on mathematical modelling for design and operation of biological wastewater treatment. In *Final report: activated sludge model. IAWPRC scientific and technical reports No. 1*, 1986.
- ISAACS, M., HENZE, M. Controlled carbon source addition to an alternating nitrification-denitrification wastewater treatment process including biological P-removal. *Water Res.*, vol. 29, 1995, no. 1, p. 77 – 89.
- JARDEN, N., HIPPEN, A., SEYFRIED, C.F., ROSENWINKEL, K.H., GREULICH, F. Deamonifikation des Schlammwassers auf der Kläranlage Hättingen mit Hilfe des Schwebbettverfahren, *Gas u. Wasserfach*, 2001, vol. 142, no. 7, p. 479 - 484.
- JENÍČEK, P., KRÁL, P., SÝKORA, V. Inhibiční působení amoniakálního dusíku při biologickém čištění odpadních vod. In *Průmyslové odpadní vody Kyjov 2004*, Kyjov: AČE ČR, 2004a, s. 107 – 113.
- JENÍČEK, P., ŠVEHLA, P., ZÁBRANSKÁ, J., DOHÁNYOS, M. Factors affecting nitrogen removal by nitritation/denitritation. *Water Sci. Technol.*, 2004b, vol. 49, no. 5-6, p. 73 – 79.

- JOHNSON, W.K., VANIA, G.B. *Nitrification and denitrification of waste water*, Sanitary Engineering Report No. 1755. Mineapolis: Univ. Mineapolis, 1971.
- JONES, G.L., PASKINS, A.R. Influence of high partial pressure of carbon dioxide and/or oxygen on nitrification. *Jour. Chem. Technol. Biotechnol.*, 1982, vol. 32, p. 213 – 223.
- KATSOGLANNIS, A.N., KORNAROS, M., LYBERATOS, G. Enhanced nitrogen removal in SBRs bypassing nitrate generation accomplished by multiple aerobic/anoxic phase. *Water Sci. Technol.*, 2003, vol. 47, no. 11, p. 53 - 59.
- KENNEDY, K.J., LENTZ, E.M. Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous up flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. *Water Res.*, 2000, vol. 34, no. 14, p. 3640 - 3656.
- KHIN, T., ANNACHHATRE, A.P. Novel microbial nitrogen removal processes. *Biotechnology Advances*, 2004, vol. 22, no. 7, p. 519 - 532.
- KRÁL, P., KRÁLOVÁ, J., CANZIANI, R., JENÍČEK, P. Inhibiční působení dusitanů při biologickém čištění odpadních vod. In *Odpadové vody 2006*. Tatranské Zruby: AČE SR, 2006, s. 259 - 267.
- KRISTENSEN, G. H., JORGENSEN, P. E., STRUBE, R., HENZE, M. Combined pre-precipitation, biological sludge hydrolysis and nitrogen reduction – a pilot demonstration of integrated nutrient removal. *Water Sci. Technol.*, 1992, vol. 26, no. 5-6, p. 1057 – 1066.
- KUGELMAN, I.K., SPECTOR, M., HARVILLA, A., PAREES, D. Aerobic denitrification in activated sludge. In *Envir. Engr. Spec. Conf. ASCE*. Reno: ASCE, 1991, p. 312-318.
- KUJAWA, K., KLAPWIJK, B. A method to estimate denitrification potential for pre-denitrification systems using NUR batch test. *Water Res.*, 1999, vol. 33, no. 10, p. 2291 – 2300.
- KURÁŠ, M. *Technologie zpracování odpadů*. Praha: Nakladatelství VŠCHT, 1993.
- LAI, E., SENKPIEL, S., SOLLEY, D., KELLER, J. Nitrogen removal of high strength wastewater via nitrification/denitrification using a sequencing batch reactor. *Water Sci. Technol.*, 2004, vol. 50, no. 10, p. 27 - 33.
- LAURSEN, K. D., JEPSEN, S. E., JANSEN, J., HARREMOES, P. Denitrification in Submerged Filters exposed to Oxygen. In *Nutrient Removal from Wastewaters*. England, 1992.
- Leachate Control and Treatment* [online]. c1998. <<http://www.cepis.ops-oms.org/muwww/fulltext/repind49/lesson4/lesson4.html>>.
- LENDORMI, T. *Etude de l'oxydation en voie humide de boues résiduares urbaines et integration dans une station d'épuration*. Thèse de doctorat en Génie des Procédés et de l'Environnement. Toulouse: INSA de Toulouse, 2000.
- LEWANDOWSKI, Z. Temperature dependency of biological denitrification with organic materials addition. *Water Res.*, 1982, vol. 16, no. 1, p. 19 - 22.
- LI, X., ZEN, G., ROSENWINKEL, K.H., KUNST, S., WEICHHREBE, D., CORNELIUS, A., YANG, G. Start up of deamonification process in one single SBR system. *Water Sci. Technol.*, 2004, vol. 50, no. 6, p. 1 - 8.
- LÖTTER, L.H., PITMAN, A.R. Improved biological phosphorus removal resulting from the enrichment of reactor feed with fermentation products. *Water. Sci. Tech.*, 1992, vol. 26, no. 5 – 6, p. 943 – 953.
- LOVELESS, J.E., PAINTER, H.A. The influence of metal ion concentration and pH value on the growth of Nitrosomonas strain isolated from activated sludge. *J. Gen. Microbiol*, vol. 52, 1968, p. 1-14.
- MALÁ, J., MALÝ, J. Čištění průsakových vod aktivací v SBR reaktoru. In *Vodní hospodářství skládek komunálního odpadu*. Brno: VUT FAST, 2002, s. 68 - 73.
- MALÁ, J., MALÝ, J. K problematice odstranění dusíku z průsakových vod skládek domovního odpadu v biologických reaktorech. In *Kaly a odpady 2004*. Bratislava: AČE SR, 2004a, s. 133 - 141.
- MALÁ, J., MALÝ, J. Odstranění vysokých koncentrací sloučenin dusíku z odpadních vod biologickým způsobem. In *Průmyslové odpadní vody Kyjov 2004*. Kyjov: AČE ČR, 2004b, s. 115 - 124.
- MALÁ, J., MALÝ, J. Podmínky provozu SB reaktoru při čištění odpadních vod s vysokými koncentracemi sloučenin dusíku. In *Odpadní vody – Wastewater 2005*. Teplice: AČE ČR, 2005, s. 133 - 136.
- MALÁ, J., MALÝ, J., ŠIROKÝ, P., ŠAMAL, O., ŠTAMBEROVÁ, M. Odstraňování amoniakálního dusíku z kalové vody v poloprovozním SB-reaktoru. In *Odpadové vody 2006*. Tatranské Zruby: AČE SR, 2006, sborník posterov, s. 123 - 130.
- MALÁ, J., MALÝ, J., ŠIROKÝ, P., ŠAMAL, O. Odpadní voda z výroby bionafty jako alternativní zdroj uhlíku při odstraňování dusíku z kalové vody. In *Odpadní vody 2007*. Brno: AČE ČR, 2007, s. 253 - 260.

- MALÝ, J., MALÁ, J. Čištění průsakových vod skládek domovního odpadu biologickým způsobem. In *VII. vedecká konferencia s medzinárodnou účasťou pri príležitosti založenia Stavebnej fakulty a 50. výročia založenia Technickej univerzity v Košiciach*. Košice: Technická univerzita v Košiciach, 2002, s. 212 - 215.
- MALÝ, J., MALÁ, J. Čištění průsakových vod ze skládek komunálního odpadu. In *Vodní a odpadové hospodářství po reorganizaci státní správy v pohledu předpisů, hygieny a ochrany krajiny*. Kutná Hora: SVČR, 2003, s. 115 - 127.
- MALÝ, J., MALÁ, J. Poznatky z výzkumu čištění průsakových vod ze skládek komunálního odpadu. *Zpravodaj SVČR*, 2004, vol. 14, no. 3, s. 15 - 21.
- MALÝ, J., MALÁ, J. *Chemie a technologie vody*. Brno: Ardec s.r.o., 2006.
- MALÝ, J., MALÁ, J., ŠIROKÝ, P. Použití odpadní vody z výroby bionafty pro denitrifikaci v procesu odstraňování dusíku v kalové vodě na poloprovozním SBR. In *Řešení extrémních požadavků na čištění odpadních vod*. Boskovice: AČE, 2007, s. 27 - 36.
- MALÝ, J., ŠÁLEK, J., MALÁ, J. Nitrifikace v zrnitém prostředí. In *Vývoj metod modelování a řízení vodohospodářských a dopravních systémů*. Brno: VUT FAST, 2000, s. 96 - 101.
- MALÝ, J., ŠÁLEK, J. *Vodní hospodářství skládek domovního odpadu a čištění průsakových vod*. Brno: Akademické nakladatelství CERM s.r.o., 2002.
- MCCARTY, P.L., BECK, L., ST.AMANT, P.P. Biological denitrification of agricultural wastewaters by addition of organic materials. In *24th Ind. Waste Conf.* Lafayette: Purdue Univ., 1969, p. 1271 - 1285.
- MINES, R.O., SHERRARD, J.H. Effect of oxygen requirements on the stiochiometry of activated sludge. *Civil Eng. f. Pract. Des. Eng.*, 1984, vol. 3, no. 8, p. 717 - 728.
- MOORE, S., SCHROEDER, E. The effect of nitrate feed rate on denitrification. *Water Res.*, 1971, vol. 5, no. 7, p. 445-452.
- MULBARGER, M.C. Nitrification and denitrification in activated sludge systems. *Journ. Water Pollut. Contr. Fed.*, 1971, vol. 43, no. 10, p. 2059.
- MÜNCH, E.V., LANT, P., KELLER, J. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors. *Water Res.*, 1996, vol. 30, no. 2, p. 277 - 284.
- NAGEL, C.A., HAWORTH, J.G. Operation factors affecting nitrification in the activated sludge process. In *42nd Annual Conf. of the Wat. Pollut. Contr. Fed.* Dallas, 1969.
- Nářízení vlády č. 61/2003 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.*
- Nářízení vlády č. 229/2007 Sb., kterým se mění Nářízení vlády č. 61/2003 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.*
- NELSON, L.M., KNOWLES, R. Effect of oxygen and nitrate on nitrogen fixation and denitrification by *Azospirillum brasilense* grown in continuous culture. *Can. J. Microbiol.*, 1978, vol. 24, no. 11, p. 1395 - 1403.
- NEUFELD, R.D., HILL, A.J., ADEKOYA, D.O. Phenol and free ammonia inhibition to *Nitrosomonas* activity, *Water Res.*, 1980, vol. 14, no. 12, p. 1695-1703.
- Nutrient control, Manual of practice*. Water Pollution Control Federation, 1983.
- PAINTER, H.A. Microbial transformations of inorganic nitrogen. *Prog. Water Technol.*, 1977, vol. 8, no. 4 - 5, p. 3 - 29.
- PAMBRUN, V., PAUL, E., SPÉRANDIO, M. Treatment of nitrogen and phosphorus in highly concentrated effluent in SBR and SBBR processes. *Water Sci. Technol.*, 2004, vol. 50, no. 6, p. 269-276.
- PAUL, E.D., CLARK, F.E. *Soil Microbiology and Biochemistry*. San Diego: Academic Press, 2nd Ed., 1996.
- PAVAN, P., BATTISTONI, P., TRAVERSO, P., MUSACCO, A., CECCHI, F. Effect of addition of anaerobic fermented OFMSW on BNR process: preliminary results. *Water Sci. Tech.*, 1998, vol. 38, no. 1, p. 327 - 334.
- PAVAN, P., BATTISTONI, P., BOLZONELLA, D., TRAVERSO, P., CECCHI, F. Integration of wastewater and OFMSW treatment cycles: from the pilot scale experiment to the industrial

- realisation. The new full-scale plant of Treviso (Italy) *Water Sci. Tech.*, 2000, vol. 41, no. 12, p. 165 – 173.
- PAYNE, W.J., RILEY, P.S. Suppression by nitrate of enzymatic reduction of nitric oxide. *Proc. Soc. Exp. Biol. Med.*, 1969, vol. 132, no. 1, p. 258-260.
- PAYNE, W.J. *Denitrification*. New York: Wiley, 1981.
- PETERS, M., NEWLAND, M., SEVIOUR, T., BROOM, T., BRIDLE, T. Demonstration of enhanced nutrient removal at two full-scale SBR plants. *Water Sci. Technol.*, 2004, vol. 50, no. 10, p. 115 – 120.
- PITTER, P. *Hydrochemie*. 3. vyd. Praha: Nakladatelství VŠCHT, 1999.
- POLLICE, A., TANDOI, V., LESTINGI, C. Influence of aeration and sludge retention time on ammonium oxidation to nitrite and nitrate. *Water Res.*, 2002, vol. 36, no. 10, p. 2541 - 2546.
- PRAKASAM, T.B.S., LOEHR, R.C. Microbial nitrification and denitrification in concentrated wastes. *Water Res.*, 1972, vol. 6, no. 7, p. 859 - 869.
- QUINLAN, A. The thermal sensitivity of nitrification as a function of the concentration of nitrogen substrates. *Water Res.*, 1980, vol. 14, no. 10, p. 1501 – 1507.
- RANDALL, C.W., BUTH, D. Nitrite build-up in activated sludge resulting from combined temperature and toxicity affects. *Journ. Water Pollut. Contr. Fed.*, 1984, vol. 56, no. 9, p. 1045 - 1049.
- RANDALL, C.F., BARNARD, J.L., STENSEL, H.D. *Design and Retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal*. Lancaster: Technomic Pub. Co., 1992.
- RITTMANN, B.E., LANGELAND, W.E. Simultaneous denitrification with nitrification in single-channel oxidation ditches. *Journ. Water Pollut. Contr. Fed.*, 1985, vol. 57, no. 4, p. 300 - 308.
- ROBERTSON, L.A., VANNIEL, E.W.J., TORREMANS, R.A.M., KUENEN, J.G. Simultaneous nitrification and denitrification in aerobic chemostat cultures of *Thiosphaera pantotropha*. *Appl. a. Env. Microbiol.*, 1988, vol. 54, no. 11, p. 2812 - 2818.
- ROZICH, A.F., CASTENS, D.J. Inhibition kinetics of nitrification in continuous-flow reactors. *Journ. Water Pollut. Contr. Fed.*, 1986, vol. 58, no. 3, p. 220 - 226.
- SAUTER, L.J., ALLEMAN, J.E. A streamlined approach to biological nitrogen removal. In *ASCE Specialty Conf. Environ. Engr.* New York: ASCE, 1981, p. 296 - 306.
- SCEARCE, S.N., BENNINGER, R.W., WEBER, A.S., SHERRARD, J.H. Prediction of alkalinity changes in the activated sludge process. *Journ. Water Pollut. Contr. Fed.*, 1980, vol. 52, no. 2, p. 399 - 405.
- SHARMA, B., AHLERT, R.C. Nitrification and nitrogen removal. *Water Res.*, 1977, vol. 11, no. 10, p. 897 - 925.
- SCHLOESING, T., MUNTZ Sur las nitrification par les ferments organismes. *Compt. Rend. Acad. S.*, 1877, vol. 84, p. 301 - 303.
- SCHOBERL, P., ENGEL, H. Das Verhalten der nitrifizierenden Bakterien gegenüber gelostem Sauerstoff. *Arch. f. Mikrobiologie*, 1964, vol. 48, no. 4, p. 393 - 400.
- SCHULZE, E.D. *Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems*. New York: Springer Verlag, 2000.
- SIEGRIST, H., REITHAAR, S., KOCH, G., LAIS, P. Nitrogen loss in a nitrifying rotating contactor treating ammonium-rich wastewater without organic carbon. *Water Sci. Technol.*, 1998, vol. 38, no. 8 - 9, p. 241 – 248.
- SKINNER, F.A., WALKER, N. Growth of *Nitrosomonas europaea* in batch and continuous culture. *Arch. Mikrobiol.*, 1961, vol. 38, no. 4, p. 339 - 349.
- SLIEKERS, A.O., DERWORT, N., CAMPOS, GOMEZ, J.L., STROUS, M., KUENEN, J.G., JETTEN, M.S.M. Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor. *Water Res.*, 2002, vol. 36, no. 10, p. 2475 - 2482.
- SLIEKERS, A.O., THIRD, K.A., ABMA, W.J.G., KUENEN, J.G., JETTEN, M.S.M. CANON and Anammox in a gas lift reactor. *FEMS Microbiology Letters*, 2003, vol. 218, no. 2, p. 339 - 344.
- STENSEL, H.D. *Biological kinetics of the suspended growth denitrification process*. Ph.D. Thesis. Ithaca: Cornell Univ., 1970.
- STENSEL, H.D., LOEHR, R.C., LAWRENCE, A.W. Biological kinetics of suspended-growth denitrification. *Journ. Water Pollut. Contr. Fed.*, 1973, vol. 45, no. 2, p. 249 - 261.
- STROUS, M., VAN GERVEN, E., KUENEN, J.G., JETTEN, M. Effects of aerobic and microaerobic conditions on anaerobic ammonium oxidizing (Anammox) sludge. *Appl. Environ. Microbiol.*, 1997, vol. 63, no. 6, p. 2446 - 2448.

- STROUS, M., HEINEN, J.J., KUENEN, J.G., JETTEN, M.S.M. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. *Appl. Microbiol. Biotech.*, 1998, vol. 50, no. 5, p. 589 - 596.
- STROUS, M., FUERST, J.A., KRAMER, H.M., LOGEMANN, S., MUYZER, G., VAN DE PAS-SCHOONEN, WEB, R., KUENEN, J.G., JETTEN, M.S.M. Missing lithotroph identified as new planctomycete. *Nature*, 1999, vol. 400, no. 6743, p. 446 - 449.
- STÜVEN, R., BOCK, E. Nitrification and denitrification as a source for NO and N₂O production in high-strength wastewater. *Water Res.*, 2001, vol. 35, no. 8, p. 1905 - 1914.
- SUTHERSAN, S., GANCZARCZYK, J.J. Inhibition of nitrite oxidation during nitrification, some observations. *Water Poll. Res. J. Canada*, 1986, vol. 21, no. 2, p. 257 - 266.
- SUTTON, P.M. *Continuous biological denitrification of wastewater. M.Sc.Thesis.* Hamilton: McMaster Univ. of Hamilton, 1973.
- SUTTON, P.M., MURPHY, K.L., JANK, B.E., MONAGHAN, B.A. Efficiency of biological nitrification. *Journ. Water Pollut. Contr. Fed.*, 1975, vol. 47, no. 11, p. 2665 - 2673.
- SUTTON, P.M., PARKER, D.S. Nitrification design approach for high strength ammonia wastewaters. *Journ. Water Pollut. Contr. Fed.*, 1978, vol. 50, p. 2050 - 2053.
- SVOJITKA, P., JENÍČEK, P., MÁŠA, A., TROJANOVÁ, L., RYBÁČKOVÁ, L. Vliv dávkování různých druhů externích substrátů na proces denitrifikace v laboratorním kontinuálním modelu. In *Odpadové vody 2006*. Tatranské Zruby: AČE SR, 2006, s. 283 - 290.
- SÝKORA, V. *Chemicko analytické tabulky*. Praha: SNTL, 1976.
- ŠTAMBEROVÁ, M., MALÁ, J., VYBÍRALOVÁ, P., MALÝ, J. Biologické odstraňování dusíku z vod. In *Odpadové vody 2004*. Tatranské Zruby: AČE SR, 2004, s. 339 - 345.
- ŠVEHLA, P., JENÍČEK, P. Vliv provozních podmínek na průběh procesu nitritace - denitritace při odděleném zpracování kalové vody. In *Odpadové vody 2004*. Tatranské Zruby: AČE SR, 2004, s. 175 - 182.
- ŠVEHLA, P., JENÍČEK, P., MÁŠA, A., TROJANOVÁ, L., RYBÁČKOVÁ, L. Akumulace dusitanů při nitrifikaci kalové vody v podmínkách s nízkou koncentrací amoniakálního dusíku. In *Odpadové vody 2006*. Tatranské Zruby: AČE SR, 2006, s. 268 - 275.
- ŠVEHLA, P., JENÍČEK, P., ZÁBRANSKÁ, J., DOHÁNYOS, M., HABART, J. Technologické varianty odděleného čištění kalové vody postupem nitritace/denitritace. In *Odpadní vody 2007*. Brno: AČE ČR, 2007, s. 193 - 200.
- TATE, R.L. *Soil Microbiology*. New York: Wiley, 2nd Ed., 2000.
- THAYALAKUMARAN, N., BHAMIDIMARRI, R., BICKERS, P.O. Biological nutrient removal from meat processing wastewater using a sequencing batch reactor. *Water Sci. Technol.*, 2003, vol. 47, no. 10, p. 101 - 108.
- TIEDJE, J.M. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. In: ZEHNDER, A.J.B.: *Biology of anaerobic microorganisms*. New York: Wiley, 1988, p. 179 - 244.
- TIEDJE, J.M. Denitrifiers. In: WEAVER, R.W., ANGLE, J.S., BOTTOMLEY, P.J. *Methods of soil analysis, Part 2, Microbiological and biochemical properties*. Madison: Soil Science Society of America, 1994, p. 245 - 267.
- TOMLINSON, T.G., BOON, A.G., TROTMAN, C.N.A. Inhibition of nitrification in the activated sludge process of sewage disposal. *Journ Applied Bacteriol.*, 1966, vol. 29, p. 266 - 291.
- TURK, O., MAVINIC, D.S. Benefits of using selective inhibition to remove nitrogen from highly nitrogenous wastes. *Environ. Technol. Lett.*, 1987, vol. 8, no. 9, p. 419 - 422.
- TURK, O., MAVINIC, D.S. Maintaining nitrite build-up in a system acclimated to free ammonia. *Water Res.*, 1989, vol. 23, no. 11, p. 1383 - 1388.
- University of Capetown *Theory, design and operation of nutrient removal by activated sludge processes*. Pretoria: Water Res. Commission, 1984.
- U.S. Environmental Protection Agency *Process design manual for nitrogen control*. Office technology transfer. Washington, 1975.
- VANČO, D., DOHÁNYOS, M., GRAU, P. Biologická denitrifikace. *Vodní hosp.*, B, 1979, vol. 29, no. 3, s. 64 - 68.
- VAN DE GRAAF, A.A., DE BRUIJN, P., ROBERTSON, L.A., JETTEN, M.S.M., KUENEN I.G. Metabolic pathway of anaerobic ammonium oxidation on the basis of N-15 studies in a fluidized bed reactor. *Microbiology*, 1997, vol. 143, p. 2415 - 2421.

- VAN DONGEN, L.G.J.M., JETTEN, M.S.M., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. *The Combined Sharon/Anammox Process*. London: IWA Publishing, 2001.
- VAN KEMPEN, R., MULDER, J.W., UIJTERLINDE, C.A., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Overview fullscale experience of the SHARON® process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering. *Water Sci. Technol.*, 2001, vol. 44, no. 1, p. 145 - 152.
- VAN LOOSDRECHT, M.C.M., SALEM, S. Biological treatment of sludge digester liquids. In *Nutrient management in wastewater treatment and recycle Streams*. Krakow: IWA, 2005, p. 13-22.
- VARY, P.S., JOHNSON, M.J. Cell yields of bacteria grown on methane. *Appl. Microbiol.*, 1967, vol. 15, no. 6, p. 1473.
- VERSTRAETE, W., PHILIPS, S. Nitrification-denitrification processes and technologies in new contexts. *Environ. Pollut.*, 1998, vol. 102, no. 1, supplement 1, p. 717 - 726.
- WANNER, J. Dopad nové legislativy na odstraňování nutrientů na ČOV. In *Odpadové vody 2004*. Tatranské Zruby: AČE SR, 2004, s. 218 – 223.
- WERNER, M., KAYSER, R. Denitrification with biogas as external carbon source. *Water Sci. Technol.*, 1991, vol. 23, p. 701 – 708.
- WETT, B., ROSTEK, R., RAUCH, W., INGERLE, K. pH controlled reject water treatment. *Water Sci. Technol.*, 1998, vol. 37, no. 12, p. 165 – 172.
- WETT, B. Stable N-elimination on the nitrite route in a full-scale SBR for rejection water treatment. In *2nd IWA World Water Congress*, Berlin, 2001.
- WETT, B., ALEX, J. Impacts of separate rejection water treatment on the overall plant performance. *Water Sci. Technol.*, 2003, vol. 48, no. 4, p. 139 - 146.
- WHEATLAND, A.B., BARNETT, M.J., BRUCE, A.M. Some observations on denitrification in rivers and estuaries. *Inst. Sewage Purif. J. Proc.*, vol.149, 1959.
- WIESMANN, U. Biological nitrogen removal from wastewater. *Advances in Bioch. Eng. Tech.*, 1994, vol. 51, p. 113 - 155.
- WILD, H.E., SAWYER, C.N., MCMAHON, T.C. Factors affecting nitrification kinetics. *Journ. Water Pollut. Contr. Fed.*, 1971, vol. 43, no. 9, p. 1845 -1854.
- WILLIAMS, R.J., EVANS, W.C. Metabolism of benzoate by *Moraxella* species through anaerobi nitrate respiration – evidence for a reductive pathway. *Biochem. J.*, 1975, vol. 148, no. 1, p. 1-10.
- WONG-CHONG, G.M., LOEHR, C.R. The kinetics of microbial nitrification. *Water Res.*, 1975, vol. 9, no. 12, p. 1099 - 1106.
- WUHRMANN, K. Effect of oxygen tension on biochemical reactions in sewage purification plants. In *3rd Manhattan Conf. Advances in Biological Waste Treatment*, New York: McMillan, 1963.
- WUHRMANN, K., MECHSNER, K. Beitrag zur Kenntnis der Mikrobiellen Denitrification. *Path. Microbiol.*, 1963, vol. 26, p. 579 - 591.
- WYFFELS, S., PYNAERT, K., BOECK, P., VERSTRAETE, W., VAN CLEEMP U.T. Identification and quantification of nitrogen removal in a rotating biological contactor by ¹⁵N tracer techniques. *Water Res.*, 2003, vol. 37, no. 6, p. 1252 - 1259.
- YANG, L., ALLEMANN, J.E. Investigation of batchwise nitrite build-up by an enriched nitrification culture. *Water Sci. Technol.*, 1992, vol. 24, p. 997 – 1005.
- YEN, T.F. *Recycling and Disposal of Solid Wastes*. Michigan: Ann Arbor Science Publishers Inc., 1974.
- YILMAZ, G., OZTÜRK, I. Nutrient removal of ammonia rich effluents in a sequencing batch reactor. *Water Sci. Tech.*, 2003, vol. 48, no. 11 - 12, p. 377 - 383.

ABSTRACT

The pollution of natural waters with nitrogen has become a serious problem in many countries. The experimental part of this work presents the results of research on the removal of high concentrations of ammonia nitrogen from waters with a low BOD/N ratio in a sequencing batch reactor (SBR).

In the first period, landfill leachates were treated in a laboratory-scale model and methanol was used as an external carbon source for denitrification. Mathematical relations describing the processes of nitrification and denitrification were derived from the experimental data. The calculations for the required reactor volume and its optimum operation were designed.

In the second period, reject water from an anaerobic sludge digester was treated in a pilot-scale SBR system. The process was optimized by the substitution of methanol by a wastewater of methyl ester wash arising during biodiesel production.

It was shown that

- both landfill leachates and reject water from an anaerobic sludge digester can be biologically treated in an SBR with changing oxic and anoxic phases and the addition of external organic substrate;
- a high level of nitrification of ammonia nitrogen (over 95 %) and about 90 % of inorganic nitrogen removal by denitrification can be reached under the above-mentioned conditions;
- a low concentration of nitrogen compounds in treated water can be reached using proper process control: $< 5 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N-NH}_4$ and $< 1 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N-NO}_2$ resp. N-NO_3 ;
- a wastewater of methyl ester wash arising during biodiesel production is an appropriate electron donor in a process of biological denitrification. Dosage depends on requirements regarding the quality of the treated water;
- biodegradable organic matter is removed simultaneously. Only biologically resistant organic compounds remain in the treated water.