

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Inovativní biologické metody odstraňování sloučenin
dusíku z odpadních vod**

Bakalářská práce

Alena Dvořáková

Veřejná správa v zemědělství a krajině

Ing. Pavel Švehla, Ph.D.

© 2020 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Inovativní biologické metody odstraňování sloučenin dusíku z odpadních vod" jsem vypracoval(a) samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor(ka) uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 16.7. 2020

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala zejména svému vedoucímu práce Ing. Pavlovi Švehlovi, Ph.D. za věcné připomínky, pomoc, ochotu a volný čas, který mi věnoval při zpracování této práce. Také bych samozřejmě chtěla poděkovat své rodině a přátelům za vstřícnost a podporu, kterou mi po celou dobu studia věnovala. Dále děkuji všem, kteří svou pomocí přispěli ke vzniku této práce.

Inovativní biologické metody odstraňování sločenin dusíku z odpadních vod

Souhrn

Cílem této práce bylo vytvoření literární rešerše na téma „Inovativní biologické metody odstraňování sloučenin dusíku z odpadních vod“.

V první řadě je zde popsáno biologické čištění odpadní vody a aktivační proces. Podrobněji se práce zabývá nitrifikačním procesem a následně je vysvětleno i jak probíhá denitrifikační proces. Jsou zde uvedené i faktory, které dané procesy mohou ovlivnit. Další část práce tvoří kapitola o technickém uspořádání aktivace s nitrifikací a denitrifikací, kde jsou blíže popsány jednotlivé systémy jako je jednokalový, dvoukalový a tříkalový systém. Následně je zde popsán oběhový aktivační systém spolu se simultánní nitrifikací a denitrifikací. Hlavní část této práce je věnována inovativním metodám, přičemž jako první je věnována pozornost procesu nitritace/denitritace. Následně je zde popsán SHARON proces spolu s faktory, které ovlivňují jeho průběh. V další kapitole je blíže popsán proces ANAMMOX a jeho technické provedení jako je kombinace SHARON/ANAMMOX, CANON, OLAND, DEAMOX, ELAN, DEMON, SNAD a SNAP proces. Na závěr je zde kapitola o procesu BABE.

Klíčová slova: Odpadní vody, odstraňování dusíku, nitritace, denitritace, deamonifikace, ANAMMOX

Innovative biological methods for nitrogen removal from wastewater

Summary

The aim of this work was to create a literature survey on the topic „Innovative biological methods for nitrogen removal from wastewater“.

First of all, the biological wastewater treatment and the activated sludge process are described here. The work deals in more detail with the nitrification process and subsequently with the denitrification process. There are also factors that can affect the processes presented. The next part of the work consists of a chapter related to the technological arrangement of activated sludge process with nitrification and denitrification, which describes in more detail the individual systems such as single-stage, two-stage and three-stage system. Subsequently, a circulating activated sludge system is described here together with simultaneous nitrification and denitrification. The main part of this work is devoted to innovative methods useful for nitrogen removal, where the first is paid attention to the process of nitritation/denitritation. Then, the SHARON process is described here along with the factors that affect it. The next chapter describes in more detail the ANAMMOX process and the technological arrangement such as the combination of SHARON/ANAMMOX, CANON, OLAND, DEAMOX, ELAN, DEMON, SNAD and SNAP processes. Finally, there is a chapter related to the BABE process.

Keywords: Wastewater, nitrogen removal, nitritation, denitritation, nitrification, ANAMMOX

Obsah

1 Úvod.....	9
2 Cíl práce.....	10
3 Literární rešerše	11
3.1 Biologické čištění odpadních vod	11
3.1.1 Aktivační proces.....	11
3.2 Sloučeniny dusíku v odpadních vodách	12
3.3 Nitrifikace	13
3.3.1 Faktory ovlivňující nitrifikaci	13
3.3.1.1 Koncentrace kyslíku.....	14
3.3.1.2 pH	14
3.3.1.3 Teplota	14
3.3.1.4 Účinek inhibitorů.....	14
3.3.1.5 Stáří kalu.....	14
3.3.1.6 Zatížení systému.....	14
3.4 Denitrifikace.....	15
3.4.1 Faktory ovlivňující denitrifikaci	15
3.4.1.1 pH	15
3.4.1.2 Teplota	16
3.4.1.3 Stáří kalu.....	16
3.4.1.4 Množství biologicky rozložitelného organického substrátu.....	16
3.5 Systém technického uspořádání aktivace s nitrifikací a denitrifikací	16
3.5.1 Tříkalový systém	17
3.5.2 Dvoukalový systém	17
3.5.3 Jednokalový systém	18
3.5.3.1 Ludzack-Ettingerův proces	18
3.5.3.2 Modifikovaný Ludzack-Ettingerův proces	18
3.5.3.3 Wuhrmannův proces.....	19
3.5.3.4 Bardenpho proces	19
3.5.3.5 Kaskádová aktivace – proces ALPHA.....	20
3.5.4 Oběhový aktivační systém	20
3.5.5 Simultánní nitrifikace a denitrifikace	21
3.6 Inovativní metody odstraňování dusíku	22
3.6.1 Nitritace/denitritace	22

3.6.2	SHARON proces.....	22
3.6.2.1	pH.....	24
3.6.2.2	Teplota.....	24
3.6.2.3	Koncentrace rozpuštěného kyslíku.....	25
3.6.3	ANAMMOX proces.....	25
3.6.3.1	Inhibice volným amoniakem.....	27
3.6.3.2	Inhibice dusitanovým dusíkem.....	28
3.6.3.3	pH.....	28
3.6.3.4	Anorganické látky.....	28
3.6.3.5	Teplota.....	28
3.6.3.6	Poměr C/N.....	28
3.6.3.7	Hydraulická doba zdržení.....	29
3.6.4	Technologická provedení procesu ANAMMOX.....	29
3.6.4.1	Kombinace SHARON a ANAMMOX procesu.....	29
3.6.4.2	CANON proces.....	29
3.6.4.3	OLAND.....	30
3.6.4.4	ELAN proces.....	31
3.6.4.5	DEMON proces.....	32
3.6.4.6	SNAD proces.....	32
3.6.4.7	SNAP proces.....	33
3.6.4.8	DEAMOX.....	34
3.6.5	BABE proces.....	35
3.6.5.1	Aktivační systém s regenerací kalu.....	35
3.6.5.2	Bioaugmentace nitrifikačních organismů in situ.....	36
4	Závěr.....	37
5	Literatura.....	38
6	Seznam použitých zkratk a symbolů.....	43

1 Úvod

Rychlým vývojem a nárůstem lidské populace se zvýšila i spotřeba vody, která je nedílnou součástí našich životů. Sladká voda, kterou získáváme buď z povrchových nebo podzemních zdrojů je jedním z nejdůležitějších přírodních zdrojů. Člověk vodu využívá téměř při všech činnostech jak v domácnostech ale i v zemědělství a při průmyslové činnosti.

Při využívání vody dochází ke změně jejích fyzikálních, chemických a biologických vlastností a voda se tak stává znečištěnou. Takhle znečištěnou vodu, která nevyhovuje nadále svému použití označujeme za odpadní vodu, která se zpracovává v čistírně odpadních vod.

Jedním důležitým ukazatelem v čistírně odpadních vod je hodnota celkového dusíku tedy dusíku ve všech formách (NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , NH_3). Dusík patří mezi biogenní prvky a je tedy nezbytným k tvorbě mikroorganismů. Dusík se může dostat do vody mnoha způsoby. Jedním způsobem je nadměrné hnojení dusíkatými hnojivy, která se pomocí deště mohou dostat do vodních toků nebo do podzemního zdroje, dále vznikají oxidy dusíku při spalovacích procesech a přirozený způsob je rozklad organických látek, které jsou buď živočišného nebo rostlinného původu.

Vysoká koncentrace dusíku ve vodách má nepříznivý dopad na životní prostředí. Vysoké koncentrace dusíku mohou vést k eutrofizaci, při které dochází ke zvýšení koncentrace minerálních živit. To má za následek zvýšené množení vodních organismů jako jsou sinice a řasy.

Amoniakální dusík, který vzniká hlavně z rozkladu organických látek, proto je indikátorem fekálního znečištění vody a je vysoce toxický pro ryby. Vysoké koncentrace dusíku v pitné vodě znamenají riziko i u zdraví člověka, kde dusitany reagují s hemoglobinem a methemoglobinem, které přenáší kyslík v krvi. Toto riziko hlavně hrozí u kojenců.

Dusíkaté sloučeniny lze z odpadní vody odstranit biologickým čištěním, které se ukázalo jako nejúčinnější. Při biologickém čištění se využívají směsné kultury mikroorganismů a probíhají zde oxidačně-redukční reakce. Odpadní látky jsou zde využívány jako substrát pro aktivitu mikroorganismů.

Biologické čištění je díky svým ekonomickým výhodám z hlediska provozních nákladů a investic využíváno v každé integrované čistírně odpadních vod. Díky stále se zvyšujícím normám na kvalitu vody se vyvíjí mnoho inovativních biologických technologií pro odstraňování dusíku. Tyto nové technologie jsou zejména vhodné pro odpadní vody, kde je zvýšená koncentrace amoniakálního dusíku (Kimochi et al. 1998; Zhu et al. 2008; Barton & Atwater 2002; Fan et al. 1987).

2 Cíl práce

Cílem bakalářské práce bylo vytvoření literární rešerše na tém „Inovativní biologické metody odstraňování sloušenin dusíku z odpadních vod“. V práci byly shromážděny informace o procesu SHARON, u kterého byly uvedeny i faktory, které proces ovlivňují a BABE proces. Hlavní téma, kterému byla práce věnovaná, byl proces ANAMMOX neboli anaerobní oxidace amoniakálního dusíku, u kterého byly uvedeny faktory inhibující proces a jeho technické provedení jako je kombinace SHARON/ANAMMOX, CANON, OLAND, DEAMOX, ELAN, DEMON, SNAD a SNAP proces. V práci byly také porovnány výhody a nevýhody inovativních procesů sloužících k odstranění dusíkatého znečištění oproti tradičním postupům.

3 Literární rešerše

3.1 Biologické čištění odpadních vod

Biologické čištění je jednou z hlavních částí každého zařízení pro čištění odpadních vod.

V přírodních vodách kontinuálně probíhají samovolné a složité biochemické procesy přeměny organických a anorganických látek za přičinění široké škály skupin mikroorganismů. Základem je schopnost mikroorganismů zužitkovat nečistoty jako zdroj energie a živin pro vlastní růst a rozmnožování.

Prostředí čistíren odpadních vod je maximálně přizpůsobeno ideálním podmínkám pro rychlejší a intenzivnější množení mikroorganismů. Jedná se tak o řízenou kultivaci přirozených společenstev za nepřetržitého udržování preferovaných podmínek pro efektivní množení. V přírodě tyto procesy vznikají pouze souladem mnoha faktorů (Sirotkin et al. 2014).

Biologické čištění nabízí jasnou ekonomickou výhodu. Tím, že při procesu není nutné přidávat velké množství chemických látek jako je to u fyzikálně-chemických procesů. Proto jsou provozní náklady v porovnání s jinými typy ošetření jako je například chemická oxidace nebo tepelná oxidace nižší a díky stoleté tradici biologického čištění majoritní většina čistíren dává přednost tomuto typu řešení (Mittal 2011).

3.1.1 Aktivační proces

Při biologickém čištění za aerobních podmínek probíhá aktivační proces. Aktivační systém je nejčastěji používanou variantou aerobního biologického čištění odpadních vod, kromě aktivačního systému se také používají aerobní biofilmové reaktory. Aktivační proces byl prvně navržen a rozvíjen v roce 1914 na Univerzitě v Illinois, kde se potvrdilo, že aktivovaný kal je důležitým faktorem při stabilizaci odpadních vod. Proces ještě více vzrostl u příležitosti návštěvy Dr. Giberta Fowlera na experimentální stanici v Lawrence. Cílem jeho cesty bylo vyhodnotit inovativní postupy čištění odpadních vod, které zahrnují provzdušňování. Zpracování odpadní vody aktivačním procesem tvoří součást zřejmě největšího biotechnologického průmyslu na světě. Pracuje se s komunitami smíšené populace, které se musí vyrovnat s rozmanitostí organických a anorganických sloučenin vstupujících do systému nestejněměrně s rozdílem chemického složení a velikostí molekul (Seviour & Nielsen 2010; Orhon & Artan 1997).

V aktivačním procesu se používá umělý ekosystém mikroorganismů, které tvoří vločkovité částice, působící v aktivační nádrži. Systém je v rámci čištění odpadních vod jedním z nejpoužívanějších, nejuniverzálnějších a nejefektivnějších z většiny ostatních procesů čištění (Erbanová 2012).

Proces, při kterém se v aktivační nádrži pomocí bakterií tvoří vločkovité trojrozměrné částice označujeme jako aktivační proces. Odpadní voda přitéká do aktivační nádrže, kde se mísí s aktivovaným kalem, který se nepřetržitě vrací z dosazovací nádrže. Z aktivační nádrže odtéká směs vyčištěné odpadní vody a aktivovaného kalu do dosazovací nádrže, kde se odděluje vyčištěná voda od kalu, který je vrácen do aktivační nádrže (Erbanová 2012).

Kalová suspenze je složena ze živých mikroorganismů, jako jsou různé druhy bakterií, prvoků, hub a na základě provozních podmínek se zde mohou vyskytovat i složitější organismy. Struktura aktivovaného kalu může mít různé podoby v závislosti na vlastnostech čištěné odpadní vody a provozních podmínkách. Přestože významnou složkou kalu jsou bakterie, nelze předpokládat podobné chování směsi všech mikroorganismů zastoupených v aktivovaném kalu jako u čistých kultur jednotlivých druhů bakterií (Van Haandel & Van der Lubbe 2007).

Mikroorganismy v nádrži jsou vystavovány provzdušňování pomocí aeračních systémů například povrchového provzdušňovače, nebo pneumatickou aerací s využitím bublin vycházejících ze dna nádrže. Díky tomu jsou mikroorganismy udržovány v nepřetržitém kontaktu s živinami obsaženými v čištěné vodě. Schopnost aerace neustále doplňovat kyslík, zapříčiní rychlou biochemickou oxidaci živin nebo jejich odstranění za přítomnosti kyslíku. Buňky tak rostou a dělí se na nové, zatímco se organické substráty rozpadají na CO_2 .

Schopnost jednotlivých druhů mikroorganismů přežít v prostředí aktivovaného kalu bude záviset na několika aspektech organismu, jako je růstová rychlost, schopnost vytvářet vločky a schopnost přizpůsobit se nevyhnutelným změnám v dostupnosti živin. Některé buňky tak přirozenou selekcí zanikají a uvolňují svůj buněčný obsah, z nichž část bude využita jako zdroj energie a živin biomasou ostatních mikroorganismů. Tento proces je nazývaný jako kryptický růst.

Dosazovací nádrž slouží jako separační jednotka, kde se odděluje biomasa aktivovaného kalu od vyčištěné odpadní vody. Oddělený aktivovaný kal je recyklován zpět do aktivační nádrže jako tzv. vratný aktivovaný kal.

Ten se dá využít k naočkování nově přiváděné surové odpadní vody. Část biomasy, která již nenachází uplatnění pro čištění vody, se ve formě tzv. přebytečného aktivovaného kalu zpracovává v kalovém hospodářství dané čistírny odpadních vod. Množství odváděného přebytečného aktivovaného kalu určuje stáří kalu v systému, kdy se zkoumá průměrná délka doby, po kterou biomasa setrvává v aktivační nádrži (Seviour & Nielsen 2010).

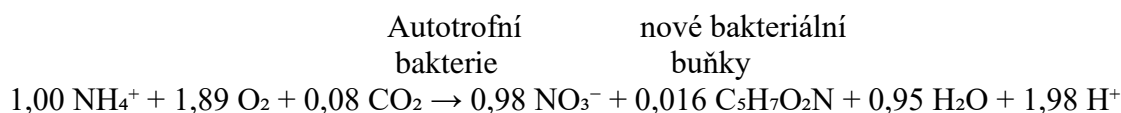
3.2 Sloučeniny dusíku v odpadních vodách

Dusík jako prvek se vyskytuje v mnoha podobách. Jedná se o základní prvek, který představuje 78 % zemské atmosféry, přičemž v plynném stavu je bez zápachu a chuti. Patří také mezi prvky důležité pro vývoj organismů, kde jeho obsah v biomase mikroorganismů tvoří přibližně 10 %. Nachází uplatnění při všech biologických procesech, které probíhají při úpravě a čištění odpadních vod, ale i v přírodních vodách. Ve vodě se dusík nachází ve sloučeninách s oxidačním číslem $-III$, 0 , III a V . Celkový dusík rozdělujeme na dusík, který je vázaný organicky a dusík vázaný anorganicky. Dusík je také obsažen v odpadní vodě. Hlavní formy dusíku jsou amoniak/ amonný ion ($\text{NH}_3 / \text{NH}_4^+$, souhrnně označované jako amoniakální dusík – N-amon), organický dusík, plynný dusík (N_2), dusičnan (NO_3^-) a dusitan (NO_2^-). V odpadních vodách se nejčastěji vyskytuje ve formě (N-amon) (Malá 2008; PSA Team 2005).

3.3 Nitrifikace

Nitrifikace je proces biochemické oxidace N-amon na dusitany a dusičnany probíhající ve dvoustupňovém procesu. Bakterie používané při nitrifikaci patří do skupiny *Nitrobacteracea*, z nichž se hlavně používají bakterie dvou rodů zvaných *Nitrobacter* a *Nitrosomonas*. Tyto bakterie jsou výhradně aerobní, gram-negativní a autotrofní. Jako zdroj energie jim slouží oxidační reakce, které probíhají při přeměnách sloučenin dusíku, pro vytváření buněčných tkání. V prvním stupni procesu se N-amon pomocí bakterií rodů *Nitrosomonas* a *Nitrosococcus* oxiduje na dusitany. Tento proces se nazývá nitritace. Ve druhém stupni jsou dusitany pomocí bakterií *Nitrobacter* a *Nitrosira* oxidovány na dusičnany. Tato dvoustupňová reakce zpravidla probíhá velmi rychle, a právě z tohoto důvodu je výjimečné najít vyšší koncentrace dusitanů ve vodě. Vzniklý dusičnan je pak dále využíván rostlinami jako zdroj dusíku nebo se při denitrifikaci redukuje na plynný dusík.

Nitrifikace je autotrofní proces, při kterém se místo organického uhlíku používá oxid uhličitý (CO_2) jako zdroj uhlíku pro syntézu buněk. Při této reakci se část N-amon syntetizuje do buněčné tkáně.



Rovnice č. 1 Průběhu nitrifikace (Yang & Zheng 1995)

Z výše uvedené rovnice můžeme zjistit několik omezení pro nitrifikační systémy. V systému musí být dostatek kyslíku pro průběh reakce. V odpadní vodě musí být dostatečná pufrační kapacita, protože nitrifikace může výrazně snížit pH.

Autotrofní mikroorganismy, které jsou zapojené do nitrifikace, vykazují nižší nárůst biomasy než heterotrofní mikroorganismy. Autotrofní organismy používají jako zdroj uhlíku oxid uhličitý, zatímco heterotrofní organismy využívají organický uhlík. Navržení nitrifikačního systému musí umožnit dostatečný čas zadržení v systému, aby mohli nitrifikační bakterie růst. V některých případech se může stát, že heterotrofní mikroorganismy zamezují přenos kyslíku pro nitrifikační organismy.

Nitrifikace může probíhat jednostupňově nebo v odděleném stupni, kde se zvlášť v jednom reaktoru odstraňuje dusík a v druhém reaktoru uhlík. Pro odstraňování dusíku se nejčastěji používá jeden biologický reaktor, kde se zároveň odstraňuje i organický uhlík, z důvodu menší velikosti systému a menší náročnosti (Yang & Zhang 1995).

3.3.1 Faktory ovlivňující nitrifikaci

Existuje celá řada faktorů, které ovlivňují průběh nitrifikace. Organismy ve druhém stupni nitrifikace, které oxidují dusitany na dusičnany, jsou na tyto faktory citlivější než organismy, které oxidují N-amon na dusitany.

3.3.1.1 Koncentrace kyslíku

Zásadní vliv na průběh nitrifikace má koncentrace rozpuštěného kyslíku. Pro nitrifikační bakterie je přítomnost kyslíku nutná, aby mohli nitrifikovat. Koncentrace rozpuštěného kyslíku ve směsné kultuře potřebná k nitrifikaci se pohybuje v rozmezí od 0,3 do 1,5 mg/l. V systémech, kde se může znatelně měnit množství N-amon, by se měla udržovat koncentrace kyslíku přibližně 2 mg/l (Malá 2008).

3.3.1.2 pH

Pro průběh nitrifikace je nejvhodnější rozmezí pH pro první stupeň od 7,9-8,2 a pro druhý stupeň 7,2-7,6. U odpadních vod s nedostatečnou kyselinovou neutralizační kapacitou může při nitrifikaci dojít ke snížení pH na inhibiční úroveň, protože se při nitrifikaci jednoho molu NH_4^+ vznikají přibližně 2 moly H^+ iontů, jak je to znázorněné ve výše uvedené rovnici, které mohou za okyselení prostředí. Pro některé odpadní vody, které neobsahují vysokou zásaditost, to může být problém (Malá 2008).

3.3.1.3 Teplota

Při návrhu nitrifikačního systému je nutné uvážit zásadní vliv teploty. Nejvhodnější rozmezí teplot pro čisté kultury nitrifikačních mikroorganismů je od 28 do 32 °C. Nitrifikace v procesu aktivace pracuje při velkém teplotním rozmezí od 5 do 30°C. S poklesem teploty se rychlost průběhu nitrifikace snižuje (Malá 2008; Švehla et al. 2010).

3.3.1.4 Účinek inhibitorů

Heterotrofní mikroorganismy jsou značně odolnější nežli nitrifikační mikroorganismy. Nitrifikační bakterie jsou náchylné k mnoha anorganickým a organickým inhibitorům. Anorganickými látkami, které jsou pro nitrifikační bakterie toxické, jsou těžké kovy a kyanidy. Zvýšená koncentrace organických látek má na nitrifikační bakterie inhibiční účinek, protože nitrifikační organismy jsou autotrofní a budou ze směsné kultury vytlačeny heterotrofními organismy (PSA 2005).

3.3.1.5 Stáří kalu

Dalším důležitým faktorem působícím na průběh nitrifikace je stáří kalu. 90 % účinnosti nitrifikace lze dosáhnout při optimálně vysoké teplotě od stáří kalu 5 dní výše. Při stáří kalu, které je pod 2-3 dny, je možný rychlý pokles účinnosti procesu nitrifikace nezávisle na teplotě (Malá 2008).

3.3.1.6 Zatížení systému

Při vysokém obsahu N-amon nebo při zvýšeném průtoku čištěné vody může docházet ke hromadění dusitanů v průběhu nitrifikace. Proces proto běží velice intenzivně a to může vést k inhibici nitrifikačních mikroorganismů a zpomalení celého procesu v důsledku vysoké koncentrace meziproductů nitrifikace, zejména hydroxylaminu (Švehla et al. 2010).

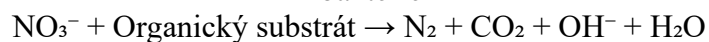
3.4 Denitrifikace

Ekonomicky příznivou metodou, kdy se z odpadních vod odstraňují dusičnany je denitrifikace.

Schopnost denitrifikace má hned několik skupin organismů, hlavně z rodů *Alcaligenes*, *Bacillus* a *Pseudomonasi* některé houby a prvoci. Většina organismů, které se účastní denitrifikace, spadají mezi anoxické bakterie. Mikroorganismy mohou být v systému v podobě biofilmu nebo vloček aktivovaného kalu. Pro zvýšení koncentrace mikroorganismů v systému napomáhá imobilizace organismů na náležitém nosiči. Jako nosič se může použít velká škála materiálů jako je aktivní uhlí, jíl, plasty, písek, čedič a další. Výhodou nosičů je také vyšší odolnost vzhledem k nevhodným podmínkám. Vlastnost, kterou má většina denitrifikačních bakterií stejnou, je použití dusičnanových a dusitanových iontů jako příjemce elektronů při oxidaci organických látek v anoxických podmínkách. Denitrifikace probíhá výhradně za nepřítomnosti kyslíku.

Proces denitrifikace spočívá v přeměně dusičnanů na molekulární dusík za anoxických podmínek, to znamená v nepřítomnosti kyslíku, s pomocí heterotrofních bakterií. Heterotrofní bakterie využívají jako zdroj uhlíku organický uhlík.

Heterotrofní
bakterie



Rovnice č. 2 Průběh denitrifikace (Yang&Zheng 1995)

Nejdříve probíhá redukce dusičnanů na dusitany dále pak dusitany na oxid dusnatý, následující přeměny oxidu dusnatého na oxid dusný a přeměny oxidu dusného na molekulární dusík. Bakterie účastnící se denitrifikace mohou uvolňovat žádný, jeden, dva nebo všechny tři meziprodukty. Za určitých podmínek se může v aktivovaném kalu v důsledku denitrifikace hromadit velké množství dusitanů, kvůli kterým se rychlost denitrifikace snižuje, protože heterotrofní bakterie jsou potlačovány při koncentraci dusitanů od 200 mg/l (Ni & Yu 2008).

3.4.1 Faktory ovlivňující denitrifikaci

Denitrifikaci může ovlivnit několik faktorů jako je teplota, pH, rozpuštěný kyslík a další.

3.4.1.1 pH

Ideální pH se pohybuje od 7 do 8. Denitrifikace však může probíhat v širokém rozmezí pH 3,9-9 avšak při velmi nízkém pH se zpomaluje, i když je poměrně odolná vůči kyselosti (Malá 2008).

3.4.1.2 Teplota

S rostoucí teplotou probíhá proces rychleji kvůli rychlejšímu vyčerpání kyslíku za vyšších teplot a se snižující se teplotou se rychlost snižuje, přičemž dochází k útlumu procesu při teplotách pod 5 °C (Erbanová et al. 2012).

3.4.1.3 Stáří kalu

Stáří kalu 4 dny je pro průběh denitrifikace optimální pro teploty nad 20 °C a 8 dnů pro teplotu 10 °C (Malá 2008).

3.4.1.4 Množství biologicky rozložitelného organického substrátu

Biologicky rozložitelný organický substrát je nutné přidávat při denitrifikaci odpadních vod s nízkým množstvím rozložitelných organických látek. Jako externě přidávané organické sloučeniny se používají octan sodný, ethanol, glukóza a metanol (PSA 2005; Chen et al. 2012; Horová & Bezucha 2016).

3.5 Systém technického uspořádání aktivace s nitrifikací a denitrifikací

Jsou hlavní tři systémy k odstranění dusíku z odpadních vod. V prvním systému tzv. tříkalovém systému jednotlivé procesy probíhají odděleně, v nádržích se nachází pouze ty mikroorganismy určené pro daný proces. Tento systém se skládá z nádrže, kde probíhá odstranění organického znečištění, následuje nádrž, kde probíhá nitrifikace a systém zakončuje nádrž, kde probíhá denitrifikace.

Jelikož každý proces probíhá zvlášť, umožňuje tento systém skoro dokonalou kontrolu celého systému. Přesto je tento systém volen velmi výjimečně z důvodu vyšších investičních nákladů.

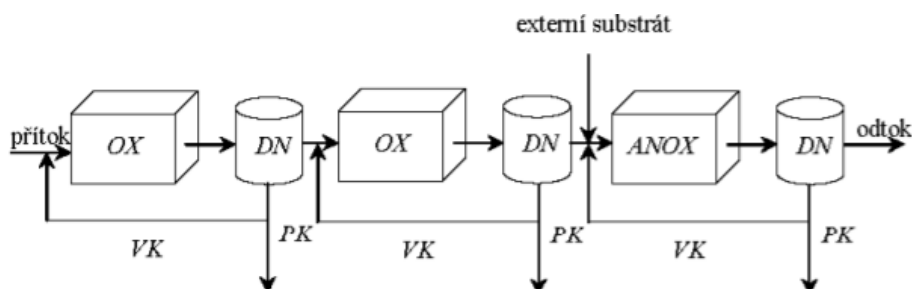
Druhý systém tzv. dvoukalový systém se skládá z nádrže, kde probíhá odstraňování organického znečištění a zároveň i nitrifikace a odděleně v druhé nádrži probíhá denitrifikace. Často se stává, že se v první nádrži spotřebuje substrát, který je nutný pro následnou denitrifikaci. Proto se před nádrží, kde probíhá denitrifikace doplňuje organický substrát. Nevýhodou tohoto systému jsou vyšší provozní náklady z důvodu doplňování organického substrátu.

Třetí systém tzv. jednokalový systém, který se využívá nejčastěji, zahrnuje jednu nádrž, kde probíhá odstranění organického znečištění, nitrifikace i denitrifikace. Používá se jedna směsná kultura mikroorganismů, kde jsou organismy, které odstraňují organický uhlík a nitrifikační a denitrifikační bakterie.

Tyto systémy se dají dělit podle toho, kolik cyklů vratného kalu se v systému účastní. Systémy jsou tedy rozděleny na fáze, kde každá fáze obsahuje nádrž, ve které probíhá reakce a následně dosazovací nádrž, ze které se se vratný kal tzv. recykl vrací na začátek fáze. V jednokalovém systému se účastní jeden cyklus vratného kalu, ve dvoukalovém se účastní dva cykly a ve tříkalovém se účastní tři cykly. Recykly vratného kalu se z dosazovací vrací zpět na začátek systému pro udržení potřebné koncentrace mikroorganismů v nádrži (Hlavínek et al. 2003).

3.5.1 Tříkalový systém

Ve tříkalovém systému se nachází tři recykly vratného kalu, protože všechny tři fáze, které odstraňují znečištění, pracují odděleně. Na obrázku č. 1 si můžeme všimnout, že všechny fáze mají vlastní dosazovací nádrž a vratný kal a před denitrifikační fází se přidává organický substrát, kvůli vyčerpání substrátu z předchozích fází. V první oxické fázi probíhá odstranění organického znečištění a v druhé oxické fázi probíhá nitrifikace. Tříkalový systém se čistírnách odpadních vod využívá velmi zřídka (Hlavínek et al. 2003).



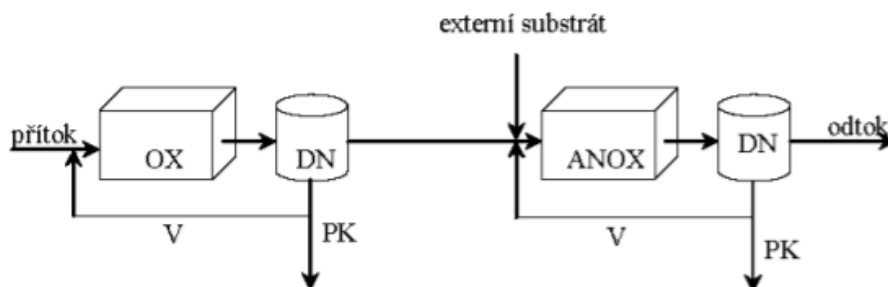
Obr. č. 1 Tříkalový systém (Hlavínek et al. 2003)

3.5.2 Dvoukalový systém

Ve dvoukalovém systému se nachází dva recykly z vratného kalu. Tento systém se skládá ze dvou oddělených fází. První fáze obsahuje nádrž se směsnou kulturou mikroorganismů, kde jsou organismy, které odstraňují organický uhlík za aerobních podmínek a nitrifikační bakterie. V této první fázi probíhá nitrifikace spolu s odstraněním organického znečištění. Za první nádrží, kde probíhá nitrifikace se nachází dosazovací nádrž, díky které se vzniklá biomasa vrací zpět do první nádrže. Zabrání se tím tak transportu nitrifikačních bakterií do denitrifikační části.

V druhé nádrži probíhá denitrifikace pomocí denitrifikačních bakterií.

Jsou zde tedy dva aktivační systémy za sebou. Z důvodu vyčerpání substrátu se pro denitrifikační fázi přidává organický substrát např. kyselina octová, methanol a ethanol nebo je zde možnost, že se denitrifikační fáze předradí před tu nitrifikační (Carrera et al. 2003).



Obr. č. 2 Dvoukalový systém (Hlavínek et al. 2003)

3.5.3 Jednokalový systém

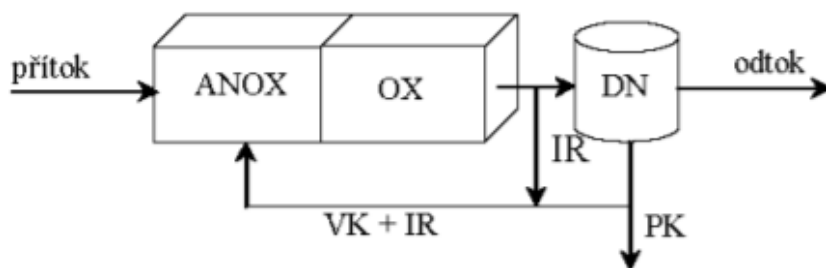
V jednokalovém systému prochází směsný kal obsahující všechny organismy jako, heterotrofní organismy schopné odstraňovat organické znečištění, nitrifikační bakterie i denitrifikační mikroorganismy všemi fázemi, jako je aerobní a anoxické. Je zde pouze jeden recykl vratného kalu. Nitrifikační organismy, které se nachází v aktivovaném kalu, vyžadují dlouhé trvání aerobní fáze, která inhibuje růst denitrifikačních mikroorganismů. Proto je nutné v jednokalovém systému zajistit vhodné podmínky pro denitrifikační organismy. Pro nitrifikaci jsou v kalu chemolitotrofní oxické organismy, pro denitrifikaci organotrofní anoxické organismy. Mikroorganismy jsou tedy vystavovány různým podmínkám a jsou aktivní ty organismy, pro které jsou podmínky optimální (Lee et al. 2001; Hlavínek et al. 2003).

V systému s jedním kalem záleží na vhodném výběru stáří kalu pro heterotrofní a autotrofní biomasu, hlavně záleží na stáří neboli době zdržení aerobního kalu, protože odstranit dusík je možné pouze, pokud je zajištěna úplná nitrifikace.

Vysoké náklady, které jsou spojeny s dvoukalovým nebo tříkalovým systémem jsou hlavním důvodem pro vývoj jednokalového systému (Orhon & Artan 1997).

3.5.3.1 Ludzack-Ettingerův proces

Společnost Ludzack-Ettinger poprvé navrhla a vyvinula proces zvaný předřazená denitrifikace. Předřazená denitrifikace se skládá ze dvou reaktorů, které jsou částečně odděleny. Přítok odpadní vody jde nejprve do prvního reaktoru, kde jsou anoxické podmínky. První reaktor dodává organickou hmotu ve formě odpadní vody, která je používána jako zdroj uhlíku a energie při denitrifikaci. Odtok z prvního reaktoru je následně provzdušňován v druhém reaktoru, kde probíhá nitrifikace (Orhon&Artan 1997).



Obr. č. 3 Ludzack-Ettingerův proces (Hlavínek et al. 2003)

3.5.3.2 Modifikovaný Ludzack-Ettingerův proces

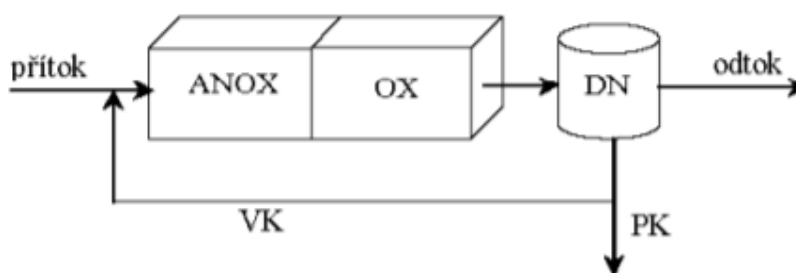
Ludzack-Ettingerův proces byl později modifikován, přičemž se reaktory s aerobními podmínkami a anoxickými podmínkami úplně rozdělily. V systému dochází k nitrifikaci, kde se oxiduje N-amon na dusičnany a dusitany v aerobní nádrži. Následně probíhá denitrifikace v anoxické nádrži, která předchází nádrži, kde probíhá nitrifikace. Nitrifikovaná směs z aerobní nádrže je recyklována interním recyklačním čerpadlem do anoxické nádrže, kde dochází k denitrifikaci pro zlepšení podmínek k odstranění dusíku. Usazený aktivovaný kal se vrací zpět

z dosazovací nádrže do anoxického reaktoru. Tato modifikace výrazně zlepšila kontrolu celého procesu (Orhon & Artan 1997; Song et al. 2015).

3.5.3.3 Wuhrmannův proces

Počáteční vývoj jednokalového systému se koncentroval na použití dvou reaktorů, kde jeden z nich je anoxický a druhý aerobní. Ve Wuhrmannově procesu přítok proudí nejprve do anoxického reaktoru a poté do aerobního reaktoru (Al-Rehaili 2000).

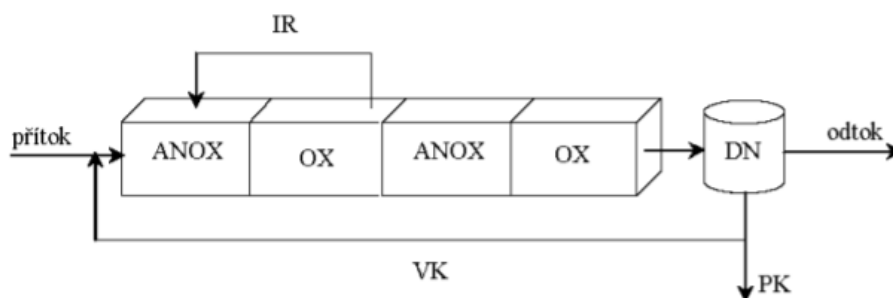
Wuhrmann navrhl takový systém, kde je kal recyklován do aerobního reaktoru a dochází k nitrifikaci. V anoxickém reaktoru, kde probíhá denitrifikace je hlavním zdrojem organického substrátu surová odpadní voda, která přitéká do systému a také se využívá recyklovaný kal z dosazovací nádrže (Rigopoulos & Linke 2002; Baeza et al. 2004).



Obr. č. 4 Wuhrmannův proces (Hlavínek et al. 2003)

3.5.3.4 Bardenpho proces

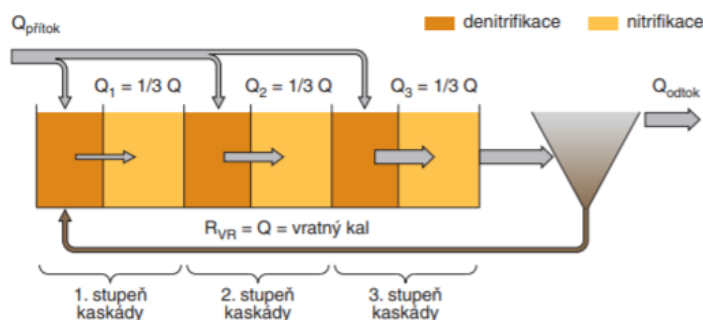
Proces Bardenpho kombinuje proces Wuhrmannův s modifikovaným procesem Ludzack-Ettingera. Je to čtyřstupňový proces, který je založen na střídání aerobních a anoxických fází. Přítok začíná u anoxické nádrže, kde dochází k denitrifikaci a je využíváno organických látek z přítoku a látek z neaktivního recyklu, který je přiváděn z druhé nádrže, která je oxická. V denitrifikační zóně vzniká elementární dusík, který je odvětráván v oxické zóně a amoniakální dusík, který je obsažen v přítoku, prochází nezměněný do oxické zóny. Zde za pomoci nitrifikace vznikají dusičnany, které se vrací do první nádrže spolu s neaktivním recyklem, kde probíhá denitrifikace. Za oxickou zónou se nachází znovu anoxická zóna, kde probíhá opět denitrifikace. Po anoxické zóně je druhá oxická zóna, kde jako v první oxické zóně je odvětráván plynný dusík a amoniakální dusík je zde přeměněn na dusičnany. Za druhou oxickou zónou se nachází dosazovací nádrž, odkud jde vratný kal k přítoku (Al-Rehaili 2000).



Obr. č. 5 Bardenpho proces (Hlavínek et al. 2003)

3.5.3.5 Kaskádová aktivace – proces ALPHA

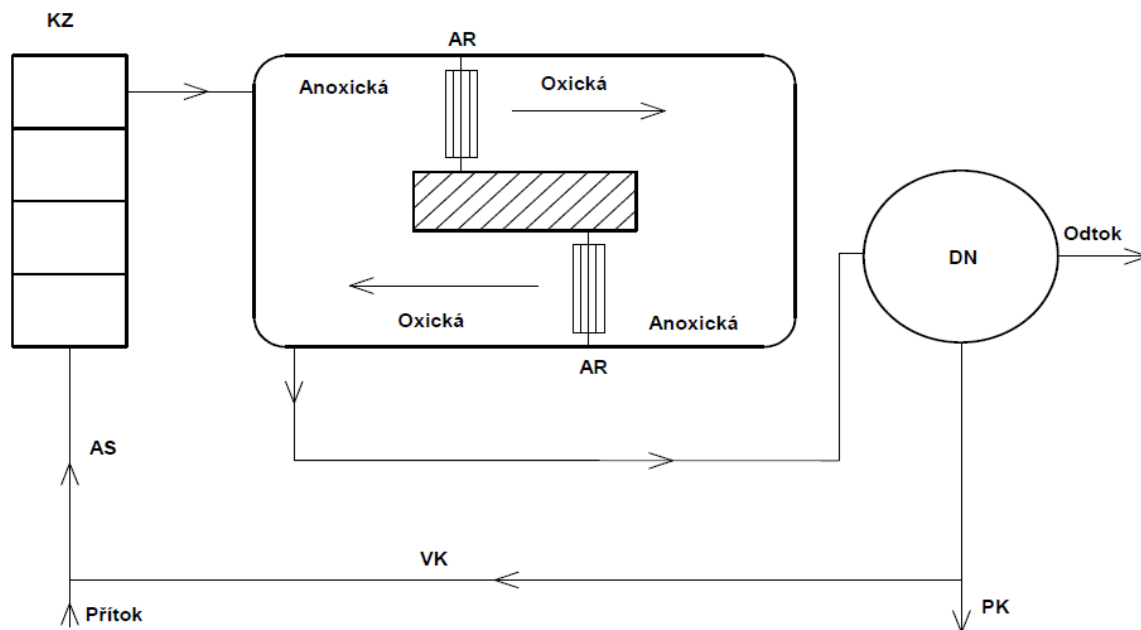
U kaskádové aktivace je nutné dbát na průtok kaskádou a množství forem dusíku. Kaskádová aktivace je tvořena několika stupni, které tvoří za sebou navazující dvojice nádrží denitrifikace-nitrifikace. Obvykle proces probíhá ve třech stupních. Přítok proudí do všech tří denitrifikačních zón a vratný kal je recyklován na začátek systému. Vnitřní recyklace se v kaskádovém systému nepoužívá, protože přítok odpadní vody vždy projde denitrifikací i nitrifikací, takže není nutné vracet dusičnany vzniklé při nitrifikaci do denitrifikace. Při kaskádové aktivaci se úspěšně splňuje nárok pro odstranění dusíku, díky dostatečné době kontaktu v nitrifikační a denitrifikační fázi (Batěk & Tlolká 2013).



Obr. č. 6 Kaskádová aktivace (Batěk & Tlolká 2013)

3.5.4 Oběhový aktivační systém

Oběhová aktivace je proces, při kterém aktivační směs cirkuluje neboli obíhá v aktivační nádrži. Přičemž nádrž není rozdělena na oxickou zonu, kde probíhá nitrifikace a anoxickou zonu, kde probíhá denitrifikace přepážkami, ale anoxická zóna je zde samovolně vytvořena díky tomu, že rozpuštěný kyslík je mikroorganismy vyčerpán. Výhody oběhové aktivace je vysoká účinnost denitrifikace. Nevýhody tohoto systému jsou, že značné množství organického substrátu je spotřebováno v oxické fázi a nelze ho tedy využít při denitrifikaci, tudíž při nízké koncentraci substrátu je rychlost denitrifikačního kalu nízká. Další nevýhodou jsou zhoršené separační vlastnosti díky vláknitým bakteriím, proto je možnost před oběhovou nádrží umístit selektor, kde je vratný kal mísen s odpadní vodou (Švehla et al. 2007).



Obr. č. 7 Schéma oběhového aktivačního systému (Švehla et al. 2007)

3.5.5 Simultánní nitrifikace a denitrifikace

Simultánní nitrifikace a denitrifikace vyjadřuje současně probíhající nitrifikaci a denitrifikaci za stejných provozních podmínek a ve stejném časovém úseku. Tento proces nabízí značné výhody ve srovnání s oddělenou nitrifikací a denitrifikací, jako je možná úspora nákladů, zmenšení velikosti systému nebo zkrácení času potřebného k dokončení procesu. Nevýhodou jsou zvýšené nároky na kontrolu chodu provozu, kvůli udržování nízké koncentrace kyslíku v nádrži. Stálé podmínky jen možno udržovat bez komplikovaných kombinací anoxických podmínek a provzdušňování.

Současná nitrifikace a denitrifikace má průběh biologického charakteru za působení fyzikálně-chemických faktorů. Za působení fyzikálně-chemických faktorů simultánní nitrifikace a denitrifikace nastane jako výsledek koncentrace rozpuštěného kyslíku uvnitř vločkovitých částic tvořených mikroorganismy. Jsou známy některé mechanismy procesu, jako je soužití heterotrofních denitrifikačních organismů a autotrofních nitrifikačních organismů na biofilmu vlivem rozpuštěného kyslíku. Nitrifikační bakterie se nacházejí pouze v místech s vysokou koncentrací rozpuštěného kyslíku a denitrifikační organismy se nacházejí v místech s velmi nízkou koncentrací kyslíku. Podle biologického hlediska existují heterotrofní bakterie jako *Thiosphaera*, a *Alcaligenesfaecalis*, které jsou schopny v přítomnosti aerobních organických substrátů přeměnit amoniak na plynný dusík.

Byl navržen nový biofilmový reaktor, který se rozsáhle používá k simultánní nitrifikaci a denitrifikaci. Reaktor se liší od obvyklých konstrukcí, protože nepotřebuje žádné provzdušňovací zařízení k navýšení koncentrace kyslíku. Kvůli tomuto faktoru se předpokládá,

že by rektor mohl značně snížit energii potřebnou k procesu čištění odpadních vod (Münch at al. 1996; Chang at al. 2019; Chiuat al. 2007).

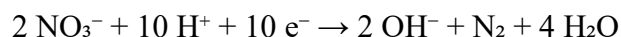
3.6 Inovativní metody odstraňování dusíku

V posledních letech bylo na trh přivedeno a studováno několik nových biologických procesů a technologií využitelných k odstranění sloučenin dusíku z odpadních vod. Jedním z nich je například proces SHARON, což je jednoduchý systém, kde se odstraňuje N přes dusitany. Dalším procesem je ANAMMOX, kde odstranění N je plně autotrofní. Proces, který kombinuje nitritaci a anaerobní oxidaci N-amon se nazývá CANON a proces BABE, což znamená bioaugmentace endogenními nitrifikátory (Henze et al. 2008).

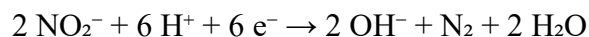
3.6.1 Nitritace/denitritace

Pro odstranění dusíku z odpadních vod se běžně využívá nitrifikace, kde se v první fázi oxiduje NH_4^+ na NO_2^- (tzv. nitritace) a v druhé fázi se oxiduje NO_2^- na NO_3^- (nitratice) a následuje denitrifikace. Tyto procesy jsou často spojené s problémy jako je vysoké stavební investice nebo vysoké provozní náklady. Aby se snížily náklady a zvýšila výkonost, navrholo se zkrácení nitrifikačních a denitrifikačních procesů, přičemž byla zavedena tzv. zkrácená nitrifikace/denitrifikace, která spočívá v inhibici růstu a aktivity nitritačních bakterií.

Z nitrifikačního procesu se tedy odstranila druhá fáze, kde se oxiduje NO_2^- na NO_3^- a proces se zkrátil na první fázi, kde se NH_4^+ oxiduje na NO_2^- a následně je hned redukován na plynný dusík.



Rovnice č. 3 Denitrifikace (Švehla et al. 2007)



Rovnice č. 4 Denitritace (Švehla et al. 2007)

Zkrácená nitrifikace/denitrifikace má tedy výhodu zkrácené reakční doby, nízké množství vyprodukovaného kalu a možnosti ušetřit zdroj energie, organický uhlík a alkalitu oproti tradičnímu procesu (Gao et al. 2009; Wang et al. 2004).

3.6.2 SHARON proces

Systém SHARON je zkratka anglického názvu „**S**ingle reactor system for **H**igh activity **A**mmonium **R**emoval **O**ver **N**itrite“, což v překladu znamená „Jednoreaktorový systém pro vysoce aktivní odstranění N-amon před dusitany“ (Magrí et al. 2010).

Vysoce účinné odstranění dusíku z odpadních vod znamená pro moderní systémy čištění určitou výzvu. Tradičně se N-amon z odpadní vody odstraňoval pomocí různých kombinací dvou procesů, jako je nitrifikace a denitrifikace. Při hledání udržitelnějších možností čištění byl vyvinut proces nitritace/denitritace, který je popsán v předchozí kapitole. Částečně autotrofní kombinovaný proces zvaný SHARON je technologickým řešením procesu nitritace/denitritace (Magrí et al. 2010).

Proces SHARON byl poprvé vyvinut na Univerzitě Technologie v Delftu v Nizozemsku a byl prvním procesem, který úspěšně dosáhl nitrifikace a denitrifikace s dusitanem jako meziproduktem za stabilních podmínek. První proces SHARON byl uveden do provozu v roce 1997 v Utrechtu v Nizozemsku (Kempen et al. 2001).

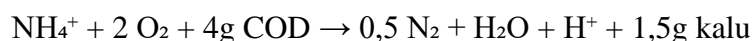
SHARON je zejména vhodný pro čištění odpadních vod s vysokou koncentrací N-amon, umožňuje také výrazné úspory energie z důvodu nízké potřeby kyslíku při částečné oxidaci N-amon na dusitany. Je to jeden z nákladově nejvýhodnějších procesů, díky absenci chemického kalu, nízké tvorbě biologického kalu a jednoduchosti systémového procesu.

Při procesu se -N-amon přeměňuje na dusitanový dusík, což je označováno za nitritaci za pomoci AOB. Tento systém se naprosto liší od ostatních biologických systémů čištění odpadních vod z důvodu nezadržování kalů. Chybí zde dosazovací nádrž a kal tedy není z dosazovací nádrže zpět vrácen do aktivační nádrže. Doba zdržení kalu je tedy stejná jako hydraulická doba zdržení čisté vody. Zvyšování množství kalu a vymívání kalu ze systému jsou v rovnováze (Kempen et al. 2001).

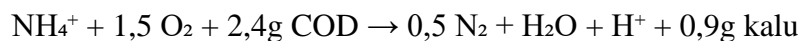
Proces probíhá v jednom reaktoru za aerobních podmínek bez zadržování kalu a při vysokých teplotách nad 20 °C (Magrí et al. 2010).

V jednom reaktoru probíhá nitritace i denitritace pomocí přerušovaného provzdušňování.

Díky rozdílům mezi rychlostí růstu nitratačních organismů (NOB – nitrite oxidizing bacteria) a nitritačních organismů (AOB – ammonium oxidizing bacteria) mohou být NOB ze systému vyplaveny, zatímco AOB jsou udržovány. To vede k hromadění dusitanů při nitrifikaci a k odstranění dusíku „přes dusitan“ (Kempen et al. 2001).

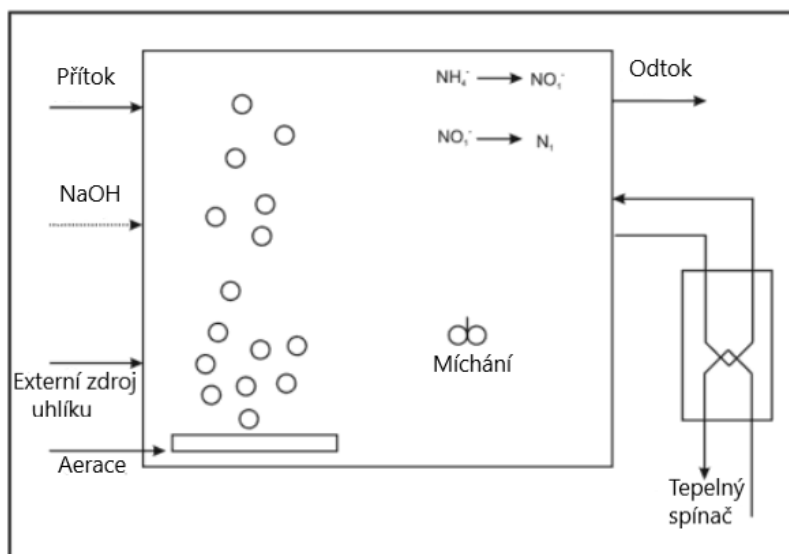


Rovnice č. 5 nitrifikace/denitrifikace (Henze et al. 2008)



Rovnice č. 6 průběh SHARON procesu „přes dusitany“ (Henze et al. 2008)

Z rovnic č. 5 a č. 6 si můžeme všimnout snížené spotřeby kyslíku při SHARON procesu, což znamená, že potřeba provzdušňovat proces je o 25 % menší. Dále je o 40 % snížena potřeba zdroje uhlíku a množství kalu, který vzniká při procesu se také přibližně o 40 % snížilo (Henze et al. 2008).



Obr. č. 8 Nádrž SHARON procesu (Kumar & Kim 2017)

Aby proces náležitě pracoval, je velmi důležité dbát na faktory, které mohou výrazně ovlivnit chod procesu. Hlavními faktory jsou hodnota pH, teplota, koncentrace rozpuštěného kyslíku a dostupnost organického uhlíku, který je důležitým faktorem pro heterotrofní bakterie (Magrí et al. 2010).

3.6.2.1 pH

Hodnota pH je důležitým faktorem při navrhování procesu nitrifikace a denitrifikace.

Optimální hodnota pH je v rozmezí od 6,5 do 8 (Van Hulle et al. 2007).

Kontrola chodu procesu může být založena výhradně na sledování hodnoty pH. Jestliže je nitrifikace nadměrná a denitrifikace omezená, povede to ke snížení pH. Naopak nadměrná denitrifikace vede ke zvýšení pH. Denitrifikace se v reaktoru používá pro regulaci hodnoty pH, používá se methanol, který slouží jako organický substrát pro heterotrofní organismy odpovědné za denitrifikaci nebo organické odpadní látky pro produkci alkalinity denitrifikací (Henze et al. 2008).

Aby se zabránilo okyselujícímu účinku nitrifikace, používá se stripování CO₂ v průběhu aerace a denitrifikace (Kempen et al. 2001).

3.6.2.2 Teplota

Citlivější na změny teploty jsou více AOB než NOB. Při teplotách, které jsou nad 20 °C AOB rostou rychleji než NOB (Henze et al. 2008).

Optimální teplotní interval je od 35 do 45 °C, ve kterém jsou organismy maximálně aktivní (Van Hulle et al. 2007).

3.6.2.3 Koncentrace rozpuštěného kyslíku

Je potřeba udržovat nízkou koncentraci kyslíku, abychom zabránili oxidaci dusitanů. Díky nízkým koncentracím kyslíku se zvyšuje pravděpodobnost, že nitrifikace skončí ve stupni dusitanového dusíku a k oxidaci na dusičnanový dusík dále nedojde (Magrí et al. 2007).

3.6.3 ANAMMOX proces

Systém ANAMMOX je zkratka anglického názvu „**A**naerobic **A**mmonium **O**xidation“, což v překladu znamená „Anaerobní oxidace amoniakálního dusíku“.

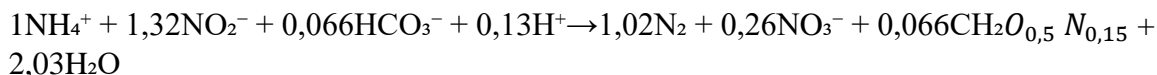
Tento proces poprvé objevil Arnold Mulder s jeho spolupracovníky roku 1995 v denitrifikačním reaktoru, kde za anoxických podmínek se N-amon oxidoval za pomoci autotrofních bakterií na plynný dusík. Tento proces pracuje se stabilní interakcí mezi bakteriemi jako *Nitrosomonas*, které jsou aerobní a *Planctomycete*, které jsou anaerobní amoniak oxidující bakterie. Tyto mikroorganismy přeměňují N-amon na plynný dusík, přičemž dusitanový dusík je meziproduktem procesu. ANAMMOX je inovativní a udržitelnější varianta pro odstraňování dusíku z odpadních vod a má určité výhody oproti tradiční nitrifikaci a denitrifikaci. Výhody jsou vyšší rychlost odstraňování dusíku, dále menší nároky na prostory, není zde zapotřebí externí zdroj organického uhlíku a je nízká produkce kalu (Jin et al. 2012; Henze et al. 2008; Shalini & Joseph 2012).

V tomto autotrofním procesu je N-amon přeměněn na plynný dusík s dusitanem jako elektronovým akceptorem. Jako další akceptory elektronů mohou být dusičnan, železo nebo síran, ale dusitan se ukázal jako nejvhodnější. Pokud se zkombinuje ANAMMOX proces s předchozím nitrifikačním krokem, je tedy potřeba nitrifikovat pouze část N-amon na dusitan, když ANAMMOX kombinuje zbývající N-amon s dusitanem za vzniku plynného dusíku. Toto může vést ke snížení nákladů z důvodu snížení nároků na kyslík v nitrifikačním reaktoru. Výhody, které tento proces nabízí, jsou snížená spotřeba kyslíku přibližně o 60 %, o 100 % se snížilo využití externího zdroje uhlíku a produkce kalu s emisí oxidu dusného jsou nižší než tradiční nitrifikace a denitrifikace.

Výtěžek biomasy je při tomto procesu velmi nízký, tím pádem je i nízká produkce kalu, která také přispívá k nižším provozním nákladům

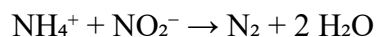
(Strous et al. 1997; Jetten et al. 2001; Shalini & Joseph 2012).

Z rovnice č. 7 si můžeme všimnout, že se v tomto procesu přeměňuje N-amon přímo na plynný dusík za anoxických podmínek (Henze et al. 2008).



Rovnice č. 7 ANAMMOX rovnice (Zhang et al. 2008)

Anaerobní oxidace amoniaku



Rovnice č. 8 zjednodušená ANAMMOX rovnice (Henze et al. 2008)

Izolace bakterií ANAMMOX je velmi obtížná a doposud nejsou získané žádné čisté kultury, avšak zdroje těchto bakterií se dají snadno nalézt, protože se vyskytují v různých umělých a přírodních systémech. Reakce probíhají na vnitřní membráně buněk, kdežto u ostatních bakterií membrána, která by takto pracovala, chybí. První ANAMMOX bakterie, která byla objevena, patří do kmenu *Planctomycetes*. V biomase z biologického stupně čištění odpadních vod byly pozorovány další bakterie a doposud jsou známy tři rody a to *Brocadia*, *Kuenenia* a *Scalindua* (Dalsgaard et al. 2005; Jin et al. 2012).

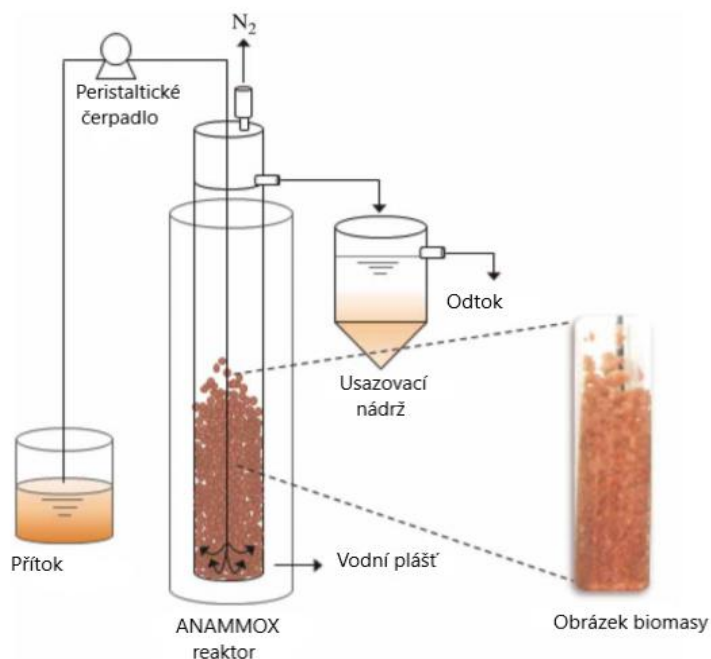
Meziproduktem katabolismu ANAMMOX bakterií je hydrazin a hydroxylamin, zatímco běžné heterotrofní denitrifikační bakterie mají jako meziprodukt N_2O , který chybí ve fyziologii ANAMMOX bakterií. Hydroxylamin oxidoreduktáza katalyzuje oxidaci jak hydrazinu, tak hydroxylaminu. Hydrazin oxidoreduktáza a hydroxylamin oxidoreduktáza jsou enzymy, které se nacházejí v organele v cytoplasmě anammox buněk. Tato organela byla tedy pojmenována „anammoxosom“ a je to nejspíš místo, kde probíhá vlastní anaerobní oxidace N-amon.

Díky tomu, že tyto bakterie neprodukují N_2O , nevytvářejí tak silný skleníkový plyn.

Při růstu těchto bakterií vznikají dusičnany, je to kvůli oxidaci dusitanů na dusičnany, což můžeme vidět v rovnici č. 7. Jedním z hlavních problémů ANAMMOX mikroorganismů je nízká rychlost růstu. Doba zdvojení při působení vysokých teplot 30-40 °C činí přibližně 10–14 dní. Dalším problémem je vyšší citlivost na změnu podmínek prostředí, kvůli čemuž je obtížná kultivace těchto bakterií. Kal vytvořený z této biomasy má typickou načervenalou barvu (Henze et al. 2008; Jin et al. 2012; Shalini & Joseph 2012).

Jednou variantou vysvětlení procesu ANAMMOX je, že je N-amon oxidován hydroxylaminem, což vede ke vzniku hydrazinu. Dusitan je tedy redukován na hydroxylamin, který se pak váže na N-amon za vzniku hydrazinu. Poté se redukuje dusitan za vzniku hydroxylaminu a plynného dusíku.

Druhou variantou procesu je, že se dusitan redukuje na oxid dusnatý, který poté reaguje s N-amon za vzniku hydrazinu. Vzniklý hydrazin je následně oxidován na plynný dusík (Shalini & Joseph 2012).



Obr. č. 9 ANAMMOX reaktor (Casagnande et al. 2013)

ANAMMOX proces je ideální pro odstraňování dusíku z odpadních vod na tento prvek bohaté, jako inovativní biologický proces s nadějnými vyhlídkami je však inhibován několika faktory. Tyto faktory brání zlepšování a použití procesu. Existují různé látky, které inhibují proces, jako jsou některé substráty například N-amon a N-NO_2^- , a další látky jako soli, těžké kovy, fosfáty a sulfidy (Jin et al. 2012).

3.6.3.1 Inhibice volným amoniakem

V čistírnách odpadních vod je N-amon jednou z hlavních forem dusíku. Proces ANAMMOX je potlačen vysokou koncentrací N-amon. Podstatou inhibice je inhibice volným amoniakem NH_3 , přičemž koncentrace NH_3 je dána teplotou a hodnotou pH, a tedy celá inhibice je dána kromě celkové koncentrace N-amon také teplotou a hodnotou pH. Při krátkodobém účinku amoniaku na proces bylo pozorováno snížení aktivity procesu ANAMMOX přibližně o 50 %. U dlouhodobého účinku amoniaku na proces se ukázala nestabilita výkonu a účinnost odstraňování klesla na nulu. Při koncentraci volného amoniaku nad 20 až 25 mg/l se ukázal proces velmi nestabilní, proto pro stabilitu provozu je vhodná koncentrace volného amoniaku menší než 20 až 25 mg/l. Bakterie ANAMMOX jsou schopné vydržet vysoké koncentrace N-amon, kde je nízká koncentrace NH_3 , ale nemohou vydržet vyšší koncentrace volného amoniaku (Jin et al. 2012).

3.6.3.2 Inhibice dusitanovým dusíkem

Vysoká koncentrace dusitanů může inhibovat širokou škálu organismů. Jedním ze substrátů pro proces ANAMMOX je právě dusitanový dusík. Vlivem biotoxicity dusitanů má určitá koncentrace inhibiční účinky na proces ANAMMOX. Tento proces je více náchylný k inhibici dusitanovým dusíkem než k inhibici volným amoniakem. Koncentrace dusitanů je důležitým faktorem pro stabilitu celého procesu. Bylo zjištěno, že při koncentraci vyšší než 280 mg/l zcela inhibuje proces a při koncentraci 140 mg/l je proces suboptimální.

Při dlouhodobém vystavení bakterií ANAMMOX vysokým koncentracím dusitanů byla aktivita procesu zcela zastavena. Vložení bakterií do gelového nosiče nebo jejich kultivace ve fomě granulí či v biofilmech způsobí výrazné zlepšení odolnosti bakterií vůči stresu a přidáním menšího množství některého z meziproduktů lze překonat inhibici dusitanovým dusíkem (Jin et al. 2012; Shalini & Joseph 2012).

3.6.3.3 pH

Díky vysokým hodnotám pH dochází k tvorbě volného amoniaku, který, jak již bylo uvedeno v kapitole „inhibice volným amoniakem“ inhibuje proces ANAMMOX. Rozlišujeme hodnotu pH intracelulární a extracelulární, když se tyto dvě hodnoty pH liší, tak jsou i intracelulární a extracelulární koncentrace volného amoniaku různé. Koncentrace volného amoniaku poté řídí difúzi amoniaku přes buněčnou membránu. Volný amoniak mění pH uvnitř buňky a neutralizuje membránový potenciál, čímž může vést až ke smrti buněk (Jin et al. 2012).

Optimální hodnota pH pro dostatečnou aktivitu ANAMMOX bakterií se pohybuje v rozmezí od 6,7 do 8,5 (Shalini & Joseph 2012).

3.6.3.4 Anorganické látky

Jelikož jsou ANAMMOX bakterie chemoautotrofní organismy, používají jako zdroj uhlíku oxid uhličitý. Proto je velmi důležitá koncentrace uhličitánů v přítoku odpadní vody do systému. Pro podpoření růstu bakterií a zvýšení aktivity se může přidat do systému zdroj anorganického uhlíku (Jin et al. 2012).

3.6.3.5 Teplota

Pro uspokojivou aktivitu procesu je třeba udržovat teplotu v rozmezí od 30 do 37 °C (Shalini & Joseph 2012).

3.6.3.6 Poměr C/N

Proces ANAMMOX je ideální pro čištění odpadních vod, ve kterých je nízký poměr C/N. Když je poměr C/N vyšší než 1, ANAMMOX bakterie nejsou schopny konkurovat denitrifikačním bakteriím, které jsou heterotrofní (Shalini & Joseph 2012).

3.6.3.7 Hydraulická doba zdržení

Hydraulická doba zdržení (HRT – Hydraulic Retention Time) vyjadřuje poměr mezi objemem reaktoru a rychlostí přívodu odpadní vody. Představuje průměrnou dobu, po kterou čištěná voda zůstává v reaktoru (Bolzonella et al. 2019). Díky krátké době HRT je možnost vyplavení AOB a NOB z reaktoru a zamezení tak inhibici procesu způsobené vysokou koncentrací a aktivitou bakterií (Casagrande et al. 2013). Hydraulická doba zdržení jeden den je optimální pro tento proces (Shalini & Joseph 2012).

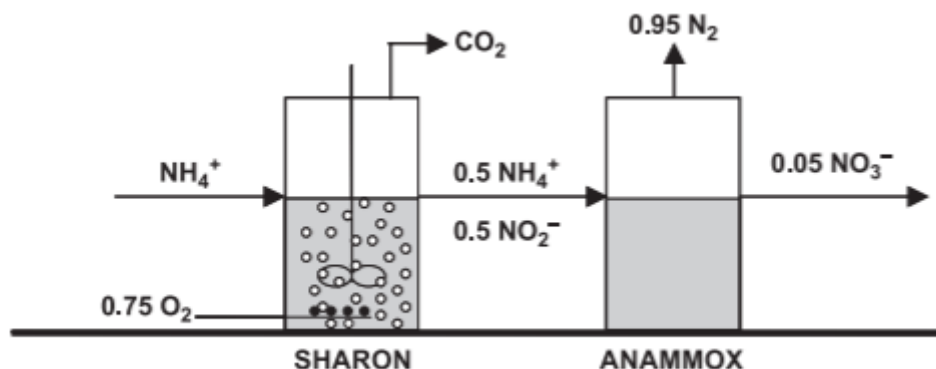
3.6.4 Technologická provedení procesu ANAMMOX

3.6.4.1 Kombinace SHARON a ANAMMOX procesu

Tato kombinace se používá pro odpadní vody, které jsou bohaté na N-amon. Principem zkombinování procesu SHARON a ANAMMOX je, že se přibližně 50 % N-amon oxiduje v procesu SHARON za vzniku dusitanů. Dále je směs obsahující N-amon a vzniklý dusitan vhodná pro ANAMMOX, kde se v anoxických podmínkách mění na plynný dusík. Tomuto celkovému procesu se říká autotrofní proces odstraňování dusíku díky mikroorganismům, které jsou všechny autotrofní. Kombinovaný proces může probíhat buďto v jednom reaktoru nebo ve dvou samostatných reaktorech (Shalini & Joseph 2018).



Rovnice č. 9 Kombinace SHARON/ANAMMOX (Hwang et al. 2005)



Obr. č. 10 Schéma kombinovaného procesu SHARON/ANAMMOX (Khin & Annachatre 2004)

3.6.4.2 CANON proces

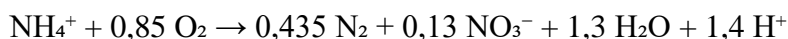
CANON je zkratka anglického názvu „Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite“, což v překladu znamená „Plně autotrofní odstraňování dusíku přes dusitan“.

Proces CANON je plně autotrofní, a proto nevyžaduje přidání organického substrátu. Zvládne odstranit dusík z odpadních vod, kde je malé množství organických látek. Tento proces pracuje v jednom reaktoru při nízkém provzdušňování. Díky tomu, že se nemusí tolik

provzdušňovat, se výrazně snižuje spotřeba energie a nároky na prostory. Odpadní voda, která je bohatá na N-amon je přiváděna do jediného rektoru, kde probíhá proces CANON s omezeným přívodem kyslíku (Third et al. 2001; Khin & Annachhatre 2004).

Při CANON procesu probíhá nitritace a oxidace N-amon za anoxických podmínek (Khin & Annachhatre 2004).

Aby proces dobře pracoval, je nutné dbát na vyváženou interakci mezi aerobními a anaerobními bakteriemi. Pokud není vyvážená interakce mezi bakteriemi, může dojít k narušení průběhu odstraňování dusíku (Third et al. 2001).



Rovnice č. 10 CANON proces (Khin & Annachhatre 2004)

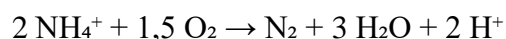
Interakcí aerobních a anoxických bakterií za nízkých koncentrací kyslíku lze většinu amoniaku obsaženého v odpadní vodě přeměnit na plynný dusík. Z reakce také vychází o 50 % méně dusičnanu oproti tradičním postupům. V podmínkách, kde je nízký přístup kyslíku, musí NOB soutěžit o kyslík s AOB a o dusitanový dusík s mikroorganismy ANAMMOX procesu (Khin & Annachhatre 2004).

3.6.4.3 OLAND

OLAND je zkratka anglického názvu „**O**xxygen-**l**imited **A**utotrophic **N**itrification-**D**enitrification“, což v překladu znamená „Autotrofní nitrifikace-denitrifikace s limitovanou koncentrací kyslíku“. Tento proces pracuje za podmínek s omezeným vstupem kyslíku, kde se N-amon autotrofně oxiduje na N_2 s elektronovým akceptorem N-NO_2^- .

Termín OLAND byl poprvé popsán pro směsnou kulturu nitrifikačních bakterií roku 1998 autory Willy Verstraete a Linping Kuai. Biofilm procesu OLAND obsahuje směs mikroorganismů, kde dominují dvě skupiny bakterií. Aerobní bakterie rodu *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus* nebo *Nitrospira* a anaerobní bakterie řádu *Planctomycetales* druhy *Candidatus Brocadia anammoxidans* a *Candidatus Kuenenia atuttgartiensis* (Windey et al. 2005; Wyffels et al. 2004; Philips et al. 2002).

Proces tedy probíhá ve dvou fázích, kde v první fázi probíhá aerobní nitrifikace N-amon na NO_3^- nebo NO_2^- s O_2 jako elektronovým akceptorem. Druhá fáze je anoxická denitrifikace NO_3^- nebo NO_2^- na plynný dusík s NH_4^+ jako donorem elektronů (Kuai & Verstraete 1998).



Rovnice č. 11 Proces OLAND (Kuai & Verstraete 1998)

OLAND proces se dá využít i pro odpadní vody, které mají nízký obsah N-amon s koncentrací méně než 66 mg N/l (Hien et al. 2017).

3.6.4.4 ELAN proces

ELAN je zkratka španělského názvu „Eliminación Autótrofa de Nitrógeno“, což v překladu znamená „Autotrofní odstraňování dusíku“.

Jedná se o proces, který je založen na kombinaci částečné nitrifikace a ANAMMOX procesu, probíhající v jednom reaktoru s granulární biomasou. Tento proces se využívá pro odpadní vody vysoce zatížené s nízkým poměrem CHSK/ N. V tomto systému se vytváří anoxické a aerobní zony uvnitř granule, kde hloubka, kam pronikne kyslík, definuje hranice mezi AOB a ANAMMOX bakteriemi. AOB tedy rostou na vnější části, kde produkují dusitanu a zároveň spotřebovávají kyslík a podporují tak vytvoření anoxických podmínek ve vnitřní části granule, kde jsou ANAMMOX bakterie. Uvnitř granule, kde jsou anoxické podmínky, zůstává amoniakální dusík z neúplné aktivity AOB a dusitanový dusík vzniklý při částečné nitrifikaci musí být přítomny, aby umožnily růst ANAMMOX bakterií. Omezením přístupu kyslíku se reguluje množství vyprodukovaného dusitanu a díky tomu také aktivita ANAMMOX bakterií, která je závislá na množství dusitanů.

Proces granulace je závislý na mnoha provozních parametrech, jako je koncentrace rozpuštěného kyslíku, hydrodynamická smyková síla nebo směšovací charakteristiky. Aktivita AOB také závisí na velikosti granulí, jelikož různé granule mají odlišný povrch a objem, tak díky tomu mají různou hloubku, kam proniká kyslík.

Hloubka průniku kyslíku závisí na koncentraci rozpuštěného kyslíku, lze tedy tento parametr použít k řízení aktivity AOB, k řízení aerobního a anoxického poměru, a tedy i k řízení rovnováhy aktivity AOB a ANAMMOX bakterií (Morales et al. 2015; Arias et al. 2018).



Obr. č. 13 Schéma cyklu ELAN (Arias et al. 2018)

Na obrázku č. 13 můžeme vidět sekvenční vsátkový reaktor, ve kterém probíhají následující fáze: krmení, aerobní reakce, usazování a odběr (Arias et al. 2018).

3.6.4.5 DEMON proces

DEMON je zkratka anglického názvu „**DE**am**MON**ification“, což v překladu znamená „Deamonifikace“.

DEMON proces je technologickým zpracováním ANAMMOX procesu, kde probíhá deamonifikace. Technologie DEMON byla vyvinuta na univerzitě v Innsbrucku v Rakousku a umožňuje odstranění dusíku ANAMMOX cétou v jednom bioreaktoru. Deamonifikace je autotrofní reakce, kde v prvním kroku AOB nitrifikují částečně amoniak na dusitaný a v druhém kroku ANAMMOX bakterie přeměňují produkty na dusík (Wett et al. 2007; Gonzalez-Martinez et al. 2015).

Přítomnost kyslíku inhibuje aktivitu deamonifikačních bakterií, proto, aby mohl v jednom reaktoru probíhat nitrifikace a deamonifikace je nutné udržovat nízké hodnoty koncentrace rozpuštěného kyslíku přibližně 0,3 mg/l. Deamonifikační bakterie mají relativně nízkou rychlost růstu, proto se v systému používá kal o stáří kalu 20 dní, je tedy nutné zdržování kalu.

Aby bylo možné zdržení kalu, DEMON proces je provozován v sekvenčním vsádkovém reaktoru. V tomto reaktoru probíhá neustále se opakující cyklus, který obsahuje 3 fáze. První fáze se nazývá „Plnění a provzdušňování“, která trvá přibližně 4,5 hodiny. Během ní se reaktor plní odpadní vodou a je sřídavě provzdušňován a míchán. Nitrifikace probíhá během provzdušňování a proces deamonifikace při anoxických podmínkách. Druhá fáze se nazývá „Usazování“ a trvá přibližně 45 minut. V této fázi se kal nechá usadit po předchozím míchání. Poslední fáze se nazývá „Vypouštění“ a trvá přibližně 45 minut. Čistá separovaná voda je vypouštěna z reaktoru. Na konci této fáze je reaktor připraven na další cyklus (Demooij & Thomas 2010).

Deamonifikační procesy-částečná nitritace a anaerobní oxidace amoniaku ovlivňují pH. Částečná nitritace snižuje hodnotu pH a anaerobní oxidace amoniaku naopak hodnotu pH zvyšuje. Proto je doba trvání provzdušňování řízena signálem hodnoty pH, který signalizuje aktuální stav reakcí (Wett et al. 2007).

3.6.4.6 SNAD proces

SNAD je zkratka anglického názvu „**S**imultaneous partial **N**itrification, **A**naerobic ammonium oxidation and **D**enitrification“, což v překladu znamená „Simultánní částečná nitrifikace, anaerobní oxidace N-amon a denitrifikace“.

Výhodou tohoto procesu je úplné odstranění dusíku a snížení spotřeby kyslíku. Kal je ve formě granulí, které byly identifikovány v čistírně odpadních vod na Tchaj-wanu. Kal se skládá z ANAMMOX bakterií, aerobních *Nitrosomonas* bakterií a denitrifikačních mikroorganismů (Chen-ju et al. 2011).

Proces SNAD probíhá v jednom reaktoru za přerušovaného provzdušňování, kde probíhá částečná nitrifikace N-amon pomocí AOB. Část N-amon je oxidována na dusitanový dusík pomocí AOB, dusitanový dusík je dále redukován na plynný dusík pomocí ANAMMOX bakterií a dusičnan je redukován na dusík denitrifikačními mikroorganismy. Oproti ANAMMOX procesu, kde denitrifikační bakterie inhibují aktivitu ANAMMOX bakterií,

v procesu SNAD denitrifikační bakterie zvyšují účinnost odstraňování dusíku a zmírňují inhibici bakterií ANAMMOX .

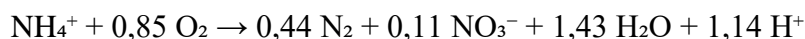
Přerušované provzdušňování s nízkou koncentrací rozpuštěného kyslíku může účinně omezit růst bakterií oxidujících dusitany, které poskytují dusitanový dusík pro ANAMMOX bakterie (Zhang et al. 2017).

3.6.4.7 SNAP proces

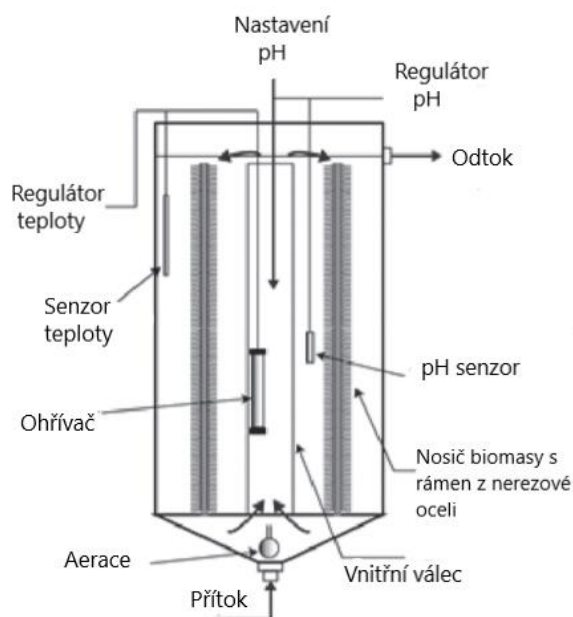
SNAP je zkratka anglického názvu „Single-stage Nitrogen removal using Anammox and Partial nitritation“, což v překladu znamená „Jednostupňové odstraňování dusíku pomocí Anammox a částečné nitritace“.

Proces SNAP probíhá v jednom reaktoru, kde jsou ANAMMOX bakterie a AOB v biofilmu na nosiči biomasy, který je z vláknité sítě z akrylové pryskyřice. Tento nosič umožňuje udržovat dostatečné množství biomasy v reaktoru. Aby mohl proces probíhat jednostupňově, je nutná selektivní inhibice NOB, a tedy dominance AOB a ANAMMOX bakterií. Je také nezbytné sledovat faktory, které se podílejí na stabilitě procesu jako je koncentrace rozpuštěného kyslíku, teplota a hodnota pH. Právě nerovnováha těchto parametrů může způsobit nerovnováhu v aktivitě AOB a ANAMMOX bakterií, což může vést k akumulaci NO_2^- a vysoké koncentrace mohou vést k inaktivaci ANAMMOX bakterií.

Optimální hodnota pH se pohybuje mezi 7,5 a 7,8 a optimální hodnota koncentrace rozpuštěného kyslíku od 1,00 do 2,75 mg/l (Takekawa et al. 2013; Lieu et al. 2006).



Rovnice č. 12 SNAP reakce (Takekawa et al. 2013)

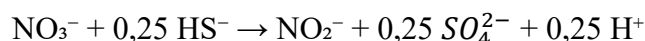


Obr. č. 14 Příklad SNAP reaktoru (Takekawa et al. 2013)

3.6.4.8 DEAMOX

DEAMOX je zkratka anglického názvu „**DE**nitriifying **AM**monium **OX**idation“, což v překladu znamená „Denitrifikační oxidace N-amon“.

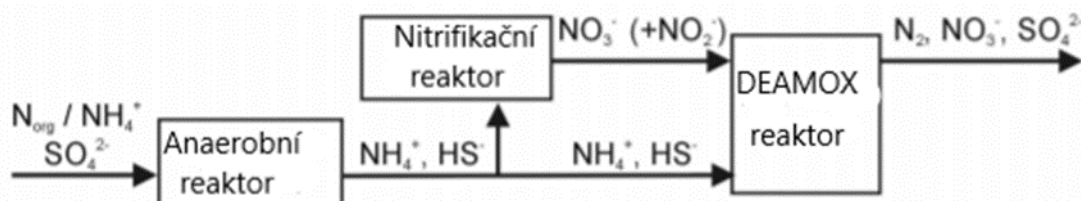
Jde o proces kombinující anammox reakci, kde dochází k nitritaci N-amon s autotrofními denitrifikačními podmínkami přeměňuje NO_3^- na NO_2^- za pomoci sulfidu jako donoru elektronů (Kalyuzhnyi & Gladchenko 2009; Cao et al. 2016).



Rovnice č. 13 Denitratace pomocí sulfidu jako donotu elektronů (Kalyuzhnyi & Gladchenko 2009)

Při DEAMOX procesu jsou přítomny ve velkém množství *Proteobacteria* a *Bacteroidetes* bakterie (Kalyuzhnyi & Gladchenko 2009).

DEAMOX reaktor je možné zapojit do technologie tří reaktorů, který se skládá z anaerobního reaktoru, nitrifikačního reaktoru a DEAMOX reaktoru. Odpadní voda, která obsahuje vysokou koncentraci N org. nebo N-amon a také sírany přitéká do anaerobního reaktoru, část odpadní vody poté putuje do nitrifikačního reaktoru, kde probíhá nitrifikace. Odpadní voda, která přitéká z anaerobního reaktoru a nitrifikačního reaktoru se smísí v DEAMOX reaktoru, kde probíhá částečná denitrifikace a ANAMMOX reakce v anaerobním biofilmu (Masloň & Tomaszek 2009).



Obr. č. 12 DEAMOX proces (Kalyuzhnyi & Gladchenko 2009)

Důležitým faktorem k zajištění stabilního procesu je složení odpadní vody, kde poměr HS^- a NO_3^- by měl být 1:4. Tento proces je tedy vhodný pro odpadní vody, které obsahují vysoké koncentrace síry a amonného dusíku i na výluhy ze skládek.

V porovnání DEAMOX procesu s ANAMMOX procesem, má proces DEAMOX jisté výhody, jako je snadné řízení produkce NO_3^- přiváděných do reaktoru DEAMOX, díky anoxickým podmínkám v nádrži se podporuje růst kalových granulí, které podněcují vývoj ANAMMOX mikroorganismů. Nevýhodou tohoto procesu je tvorba většího množství síranů (Masloň & Tomaszek 2009).

3.6.5 BABE proces

BABE je zkratka anglického názvu „**B**io-**A**ugmentation **B**atch **E**nhanced“, což v překladu znamená „Zvýšená biologická augmentace“.

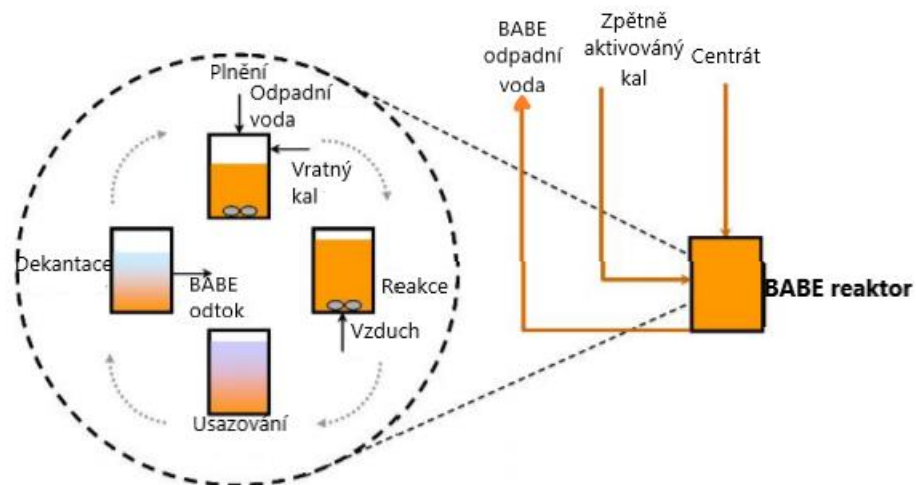
Tento proces byl vyvinut společností DHV, která spolupracovala s Univerzitou Technologie v Delft v Nizozemsku, a poprvé byl uveden do provozu v roce 2005.

Při tomto procesu se biologicky čistí kalová voda. V procesu se část vratného aktivovaného kalu přivádí do BABE reaktoru, kde se zvyšuje nitrifikační kapacita a aktivovaný kal s vyšším množstvím nitrifikačních bakterií se poté vrací do hlavního procesu a tím se zlepšuje odstraňování dusíku.

Tento proces je vhodný pro čistírny odpadních vod, kde je zvýšená koncentrace N-amon v odtoku díky nízkému stáří kalu.

Reaktor BABE pracuje jako kontinuální proces, kde každá série je složena z pěti fází, kterými jsou provzdušňování, míchání, druhé provzdušňování, usazování a vypouštění. V první a třetí fázi probíhá nitrifikace a v druhé, čtvrté a páté fázi probíhá denitrifikace.

Proces BABE má dva hlavní cíle, a to biologicky ošetřit kalovou vodu a zvýšit zastoupení nitrifikačních bakterií v biomase využívané v hlavním proudu čištění odpadní vody (Hommel et al. 2006; Salem et al. 2004; Berends et al. 2005).



Obr. č. 11 BABE proces (Hommel et al. 2006)

3.6.5.1 Aktivační systém s regenerací kalu

Aktivační systém s regenerací kalu je v ČR velmi rozšířený proces podobný procesu BABE. Jedná se o systém, kde regenerace kalu probíhá v samostatné nádrži, do které přitéká vratný kal. Při regeneraci kalu dochází k provzdušňování a odstranění exogenního substrátu. Některé bakteriální druhy před svým dělením absorbují exogenní substrát a zvyšují tak svůj objem. Jelikož do regenerační nádrže proudí vratný kal, ve kterém již není velké množství organického znečištění, jsou mikroorganismy donucené ke spotřebě organických látek, které

jsou hromaděné uvnitř buněk. Tento proces tedy může zvýšit aktivitu kalu a zlepšit tak průběh čištění v aktivační nádrži (Chudoba et al. 1982).

3.6.5.2 Bioaugmentace nitrifikačních organismů in situ

Z předchozí kapitoly víme, že regenerační nádrž poskytuje prostor pro obnovení nebo zlepšení schopnosti mikroorganismů čistit odpadní vody. Při regeneraci se amoniakální dusík uvolňuje a následně může být použit nitrifikačními bakteriemi. Regenerační zóna procesu regenerační-denitrifikační-nitrifikace (R-D-N) má vysokou nitrifikační kapacitu, proto množství amoniaku uvolněného při regeneraci není dostatečně velké pro využití celkové nitrifikační kapacity. In situ spočívá v dávkování amoniaku, jako zdroje dusíku do regenerační nádrže, která je umístěna v proudu toku zpětného kalu. Aktivovaný systém kalu se tedy naočkuje nitrifikačními bakteriemi v regenerovaném zpětném kalu, a díky tomu se nitrifikační kapacita čistírny může extrémě zvýšit (Krhutková et al. 2006).

4 Závěr

Cílem této práce bylo popsat inovativní biologické metody odstraňování dusíku z odpadních vod.

Práce byla zaměřena na biologické čištění odpadních vod, kde je popsán aktivační proces a organismy, které se procesu účastní. Dále zde bylo shrnuto, v jakých formách se dusík v odpadní vodě vyskytuje. Následně byla práce zaměřena na proces nitrifikace, přičemž je popsán průběh reakce, nitrifikační bakterie ze skupiny *Nitribacteracea* a faktory, které ovlivňují proces. Jako další zde byla kapitola věnována denitrifikaci, kde stejně jako u nitrifikace, je popsán průběh procesu, denitrifikační bakterie a faktory, které ovlivňují denitrifikace.

Dále bylo v práci popsáno technické uspořádání aktivace s nitrifikací a denitrifikací, kde je rozebrán jednokalový, dvoukalový a tříkalový systém. Práce se blíže věnovala jednokalovému systému, kde byl popsán Ludzack-Ettingerův proces, modifikovaný Ludzack-Ettingerův proces, Wuhrmannův proces, Bardenpho proces a kaskádovou aktivaci.

Jako další byl zde popsán oběhový aktivační systém, při které aktivační směs obíhá v aktivační nádrži a simultánní nitrifikaci a denitrifikaci.

Hlavní část práce zahrnuje popis inovativních metod odstraňování dusíku, kde se nejdříve popisuje proces nitritace/denitritace. Jako první z inovativních procesů byl v práci popsán SHARON proces, kde v jednom reaktoru probíhá nitritacei denitritace za přerušovaného provzdušňování a faktory, které ovlivňují proces jako je pH, teplota a koncentrace rozpuštěného kyslíku. Dále byla v práci kapitola věnována ANAMMOX procesu, kde jsou popsány faktory, které inhibují proces.

Na závěr byla práce zaměřena na technologické varianty procesu ANAMMOX jako jsou kombinace SHARON/ANAMMOX, CANON, OLAND, DEAMOX, ELAN, DEMON, SNAD a SNAP proces. Na samotném konci práce byl popsán BABE proces, při které se biologicky čistí kalová voda a aktivační systém s regenerací kalu.

Výhodou těchto inovativních biologických procesů je, že jsou vhodné pro čištění odpadních vod s vysokou koncentrací N-amon. Umožňují také výrazné úspory energie z důvodu nízké spotřeby kyslíku. Proces SHARON je jeden z nákladově nejvýhodnějších procesů, kvůli absenci chemického kalu a nízké tvorbě biologického kalu. Proces ANAMMOX má oproti tradičním procesům výhodu rychlejšího odstranění dusíku, není zde nutné externí zdroj organického uhlíku, produkce kalu s emisí oxidu dusného jsou nižší, nízká produkce kalu a nižší jsou tedy i provozní náklady.

5 Literatura

- Al-Rehaili AM. 2000. REMOVAL OF N, P, AND COLIFORM BACTERIA IN A SINGLE SLUDGE ANOXIC.AEROBIC BIOLOGICAL PROCESS FOLLOWED BY SLOW SAND FILTER. *Journal of Engineering and Applied Sciences* **19**:1–11.
- Arias A, Salim I, Pedrouso A, Morales N, Mosquera-Corral A, Vázquez-Padín JR, Rogalla F, Feijoo G, Moreira MT. 2018. Bottom-up approach in the assessment of environmental impacts and costs of an innovative anammox-based process for nitrogen removal. *Journal of Environmental Management* **225**:112–119.
- Baeza JA, Gabriel D, Lafuente J. 2004. Effect of internal recycle on the nitrogen removal efficiency of an anaerobic/anoxic/oxic (A²/O) wastewater treatment plant (WWTP). *Process Biochemistry* **39**:1615–1624.
- Barton PK, Atwater JW. 2002. Nitrous Oxide Emissions and the Anthropogenic Nitrogen in Wastewater and Solid Waste. *Journal of Environmental Engineering* **128**:137–150.
- Batěk J, Kos M. 2013. Jak skutečně pracuje kaskádová aktivace. *SOVAK časopis oboru vodovodů a kanalizací* **22**:19–21.
- Berends DHJG, Salem S, Van der Roest HF, Van Loosdrecht MCM. 2005. Boosting nitrification with the BABE technology. *Water Science & Technology* **52**:63–70.
- Cao S, Peng Y, Du R, Wang S. 2016. Feasibility of enhancing the DENitrifying AMmonium OXidation (DEAMOX) process for nitrogen removal by seeding partial denitrification sludge. *Chemosphere* **148**:403–407.
- Carrera J, Vincent T, Lafuente FJ. 2003. Influence of temperature on denitrification of an industrial high-strength nitrogen wastewater in two-sludge system. *Water Sa* **29**:11–16.
- Casagrande CG, Kunz A, De Prá MC, Brassan CR, Soares HM. 2013. High nitrogen removal rate using ANAMMOX process at short hydraulic retention time. *Water Science & Technology* **67**:968–975.
- Chang M, Wang Y, Pan Y, Zhang K, Lyu L, Wang M, Zhu T. 2019. Nitrogen removal from wastewater via simultaneous nitrification and denitrification using a biological folded non-aerated filter. *Bioresource technology* (e121696) DOI: 10.1026/j.biortech.2019.121696.
- Chen X, Yang L, Xiao L, Miao A, Xi B. 2012. Nitrogen removal by denitrification during cyanobacterial bloom in Lake Taihu. *Journal of Freshwater Ecology* **27**:243–258.
- Chiu YC, Lee LL, Chang CN, Chao AC. 2007. Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification in a sequencing batch bioreactor. *International Biodeterioration & Biodegradation* **59**:1–7.
- Chudoba J, Dohányos M, Grau P. 1982. Control of activated sludge filamentous bulking-IV. Effect of sludge regeneration. *Water Science & Technology* **14**:73–93.
- Dalsgaard T, Thamdrup B, Canfield DE. 2005. Anaerobic ammonium oxidation (anammox) in the marine environment. *Research in microbiology* **156**:457–464.

- Demooij HW, Thomas G. 2010. Ammoniacal Ammoniacal Nitrogen Removal from Sludge Liquors – Operational experience with the DEMON process, 15th European Biosolids and Organic Resources Conference.
- Erbanová E, Palarčík J, Slezák M, Mikulášek P. 2012. Removing of nitrates from waste water by using pond culture. *Procedia Engineering* **42**:1552–1560.
- Fan AM, Willhite CC, Book SA. 1987. Evaluation of the nitrate drinking water standard with reference to infant methemoglobinemia and potential reproductive toxicity. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* **7**:135–148.
- Gao D, Peng Y, Li B, Liang H. 2009. Shortcut nitrification-denitrification by real-time control strategies. *Bioresource Technology* **100**:2298–2300.
- Gonzalez-Martinez A, Rodriguez-Sanchez A, Muñoz-Palazon B, Garcia-Ruiz MJ, Osorio F, Van Loosdrecht MCM, Gonzalez-Lopez J. 2015. Microbial community analysis of a full-scale DEMON bioreactor. *Bioprocess and biosystems engineering* **38**:499–508.
- Henze M, Van Loosdrecht MCM, Ekama GA, Brdjanovic D. 2008. *Biological Wastewater Treatment*. IWA publishing, United Kingdom.
- Hien NN, Van Tuan D, Nhat PT, Van TTT, Van Tam N, Que VONX, Dan NP. 2017. Application of oxygen limited autotrophic nitritation/denitrification (OLAND) for anaerobic latex processing wastewater treatment. *International Biodeterioration & Biodegradation* **124**:45–55.
- Hlavínek P, Mičín J, Prax P. 2003. *Stokování a čištění odpadních vod*. Vysoké učení technické, Brno.
- Hommel B, Van der Zandt E, Berends D, Claessen V. 2006. First application of the BABE process at's-Hertogenbosch WWTP. *Proceedings of the Water Environment Federation* **7**:5227–5236.
- Horová D, Bezucha P. 2016. Denitrifikace odpadních vod s vysokou koncentrací dusičnanů. *Waste Forum* **2**:58–65.
- Hwang IS, Min KS, Choi E, Yun Z. 2005. Nitrogen removal from piggery waste using the combined SHARON and ANAMMOX process. *Water Science & Technology* **52**:487–494.
- Jetten MSM, Wagner M, Fruerst J, Van Loosdrecht M, Kuenen G, Strous M. 2001. Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation ('anammox') process. *Current opinion in biotechnology* **12**:283–288.
- Jin RC, Yang GF, Yu JJ, Zjeng P. 2012. The inhibition of the Anammox process: A review. *Chemical Engineering Journal* **197**:64–79.
- Kalyuzhnyi S, Gladchenko M. 2009. DEAMOX – New microbiological process of nitrogen removal from strong nitrogenous wastewater. *Desalination* **248**:783–793.
- Khin T, Annachhatre AP. 2004. Novel microbial nitrogen removal processes. *Biotechnology advances* **22**:519–532.

- Kimochi Y, Inamori Y, Mizuochi M, Xu KQ, Matsumura M. 1998. Nitrogen removal and N₂O emission in a full-scale domestic wastewater treatment plant with intermittent aeration. *Journal of Fermentation and Bioengineering* **86**:202–206.
- KRHUTKOVÁ O, NOVÁK L, PACHMANOVÁ L, BENÁKOVÁ A, WANNER J, KOS M. 2006. In situ bioaugmentation of nitrification in the regeneration zone: practical application and experiences at full-scale plants. *Water Science & Technology* **53**:39–46.
- Kuai L, Verstraete W. 1998. Ammonium Removal by the Oxygen-Limited Autotrophic Nitrification-Denitrification System. *Applied and environmental microbiology* **64**:4500–4506.
- Kumar A, Kim DS. 2017. *Sustainability Practice and Education on University Campuses and Beyond*. Bentham Science Publishers, UAE.
- Lan CJ, Kumar M, Wang CC, Lin JG. 2011. Development of simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) process in a sequential batch reactor. *Bioresource Technology* **102**:5514–5519.
- Lee DS, Jeon CO, Park JM. 2001. Biological nitrogen removal with enhanced phosphate uptake in a sequencing batch reactor using single sludge system. *Water Research* **35**:3968–3976.
- Lieu PK, Homan H, Kurogi A, Kawagoshi Y, Fujii T, Furukawa K. 2006. Characterization of Sludge from Single-Stage Nitrogen Removal Using Anammox and Partial Nitritation (SNAP). *Japanese Journal of Water Treatment Biology* **42**:53–64.
- Magrí A, Corominas L, López H, Campos E, Balaguer M, Colprim J, Flotats X. 2010. A Model for the Simulation of the SHARON Process: pH as a Key Factor. *Environmental technology* **28**:255–265.
- Malá J. ODSTRANĚNÍ DUSÍKU Z VOD S VYSOKOU KONCENTRACÍ AMONNÝCH SOLÍ A NÍZKOU KONCENTRACÍ BIOLOGICKY ROZLOŽITELNÉ ORGANICKÉ HMOTY V SB-REAKTORU [Habilitation work]. Vysoké učení Technické, Brno.
- Masloń A, Tomaszek JA. 2009. Anaerobic ammonium nitrogen oxidation in deamox process. *Environment Protection Engineering* **35**:123–130.
- Mittal A. 2011. Biological wastewater treatment. *Water Today* **1**:32–44.
- Morales N, Val del Río A, Vázquez-Padín JR, Gutiérrez R, Fernández-González R, Icaran P, Rogalla F, Campos JL, Méndez R, Mosquera-Corral A. 2015. Influence of dissolved oxygen concentration on the start-up of the anammox-based process: ELAN®. *Water Science & Technology* **72**: 520–527.
- Münch EV, Lant P, Keller J. 1996. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors. *Water Research* **30**:277–284.
- Ni BJ, Yu HQ. 2008. An approach for modeling two-step denitrification in activated sludge systems. *Chemical Engineering Science* **63**:1449–1459.
- Orhon D, Artan N. 1997. *Modeling of Activated Sludge Systems*. Technomic Publishing Company, United States of America.

- Philips S, Wyffels S, Sprengers R, Verstraete W. 2002. Oxygen-limited autotrophic nitrification/denitrification by ammonia oxidisers enables upward motion towards more favourable conditions. *Applied microbiology and biotechnology* **59**:557–566.
- Puget Sound Action Team. 2005. Nitrogen reducing technologies for onsite wastewater treatment systems. Washington State Department of Health, Washington.
- Rigopoulos S, Linke P. 2002. Systematic development of optimal activated sludge process designs. *Computers & Chemical Engineering* **26**:585–597.
- Salem S, Berends DHJG, Van der Roest HF, Van der Kuij RJ, Van Loosdrecht MCM. 2004. Full-scale application of the BABE® technology. *Water Science & Technology* **50**:87–96.
- Seviour R, Nielsen PH. 2010. *Microbial Ecology of Activated Sludge*. IWA Publishing, United Kingdom.
- Shalini SS, Joseph K. 2012. Nitrogen management in landfill leachate: Application of SHARON, ANAMMOX and combined SHARON-ANAMMOX process. *Waste Management* **32**:2385–2400.
- Sirotkin AS, Kirilina TV, Semjonova JN, Chalilova AA. 2014. Biofiltrace odpadních vod. Univerzita J. E. Purkyně, Ústí nad Labem.
- Song K, Suenaga T, Harper WF, Hori T, Riya S, Hosomi M, Terada A. 2015. Effects of aeration and internal recycle flow on nitrous oxide emissions from a modified Ludzak-Ettinger process fed with glycerol. *Environmental Science and Pollution Research* **22**:19562–19570.
- Strous M, Van Gerven E, Zheng P, Kuenen JG, Jetten MSM. 1997. Ammonium removal from concentrated waste streams with the anaerobic ammonium oxidation (anammox) process in different reactor configurations. *Water Research* **31**:1955–1962.
- Švehla P, Jeníček P, Habart J, Hanč A, Černý J. 2007. Využití akumulace dusitanů při biologickém čištění odpadních vod. *Chemické Listy* **101**:776–781.
- Švehla P, Jeníček P, Habart J, Hanč A, Balík J. 2010. Testování vlivu vybraných faktorů na průběh nitrifikace kalové vody. *Chemické listy* **104**:343–348.
- Takekawa M, Ohta S, Yoshida D, Sato T, Kaneshiro K, Soda S, Ike M, Furukawa K. 2013. Effects of Operational Conditions on Treatment Performances of Single-Stage Nitrogen Removal using Anammox and Partial Nitritation (SNAP) Process. *Japanese Journal of Water Treatment Biology* **49**:133–142.
- Third KA, Sliemers AO, Kuenen JG, Jetten MSM. 2001. The CANON system (completely autotrophic nitrogen-removal over nitrite) under ammonium limitation: interaction and competition between three groups of bacteria. *Systematic and applied microbiology* **24**:588–596.
- Van Haandel A, Van der Lubbe J. 2007. *Handbook Biological Waste Water Treatment-Design and Optimisation of Activated Sludge Systems*. Quist Publishing, Netherland.

- Van Hulle SWH, Volcke EIP, Teruel JL, Donckels B, Van Loosdrecht MCM, Vanrolleghem PA. 2007. Influence of temperature and pH on the kinetics of the Sharon nitrification process. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* **82**:471–780.
- Van Kempen R, Mulder JW, Uijterlinde CA, Loosdrecht MCM. 2001. Overview: full scale experience of the SHARON® process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering. *Water Science & Technology* **44**:145–152.
- Wang SY, Gao DW, Peng YZ, Wang P, Yang Q. 2004. Nitrification-denitrification via nitrite for nitrogen removal from high nitrogen soybean wastewater with on-line fuzzy control. *Water Science & Technology* **49**:121–127.
- Wett B, Murthy S, Takács I, Hell M, Bowden G, Deur A, O’Shaughnessy M. 2007. Key Parameters for Control of DEMON Deammonification Process. *Water practice™* **1**:1–11.
- Windley K, De Bo I, Verstraete W. 2005. Oxygen-limited autotrophic nitrification-denitrification (OLAND) in a rotating biological contactor treating high-salinity wastewater. *Water research* **39**:4512–4520.
- Wyffels S, Boeckx P, Pynaert K, Zhang D, Van Cleemput O, Chen G, Verstraete W. 2004. Nitrogen removal from sludge reject water by a two-stage oxygen-limited autotrophic nitrification denitrification process. *Water Science & Technology* **49**:57–64.
- Yang PY, Zang ZQ. 1995. Nitrification and Denitrification in the Waste Treatment System. Pages 145-158 in Ishizuka K, Hisajima S, Macer DRJ, editors. *Traditional Technology for Environmental Conservation and Sustainable Development in the Asian-Pacific Region*. University of Tsukuba, Japan.
- Zhang F, Peng Y, Miao L, Wang Z, Wang S, Li B. 2017. A novel simultaneous partial nitrification Anammox and denitrification (SNAD) with intermittent aeration for cost-effective nitrogen removal from mature landfill leachate. *Chemical Engineering Journal* **313**:619–628.
- Zhang L, Zheng P, Tang CJ, Jin RC. 2008. Anaerobic ammonium oxidation for treatment of ammonium-rich wastewaters. *Journal of Zhejiang University Science B* **9**:416–426.
- Zhu G, Peng Y, Li B, Guo J, Yang Q, Wang S. 2008. Biological Removal of Nitrogen from Wastewater. Pages 159–195 in Whitacre DM, Editor. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. Springer, New York.

6 Seznam použitých zkratek a symbolů

OX	oxická zóna
DN	dosazovací nádrž
VK	vratný kal
PK	přebytečný kal
ANOX	anoxická zóna
V	vratný kal
IR	interní recykl
COD	chemická spotřeba kyslíku
NH ₃	amoniak
NH ₄ ⁺	ammoný iont
N ₂	plynný dusík
NO ₃ ⁻	dusičnan
NO ₂ ⁻	dusitan
KZ	kontaktní zóna
AS	aktivační směs
AR	aerační rotor
NOB	bakterie oxidující dusitany (nitrite oxidizing bacteria)
AOB	amoniak oxidující bakterie (ammonium oxidizing bacteria)
HRT	hydraulická doba zdržení (hydraulic retention time)
HS	sulfan
O ₂	kyslík
CO ₂	oxid uhličitý
C ₃ H ₇ O ₂ N	ethyl-kyanoacetát
H ₂ O	voda
H ⁺	vodík
OH ⁻	hydroxid
HCO ₃ ⁻	hydrogenuhličitan
SO ₄ ²⁻	síran
C/N	poměr uhlíku a dusíku
ANAMMOX	anaerobní oxidace amoniakálního dusíku (anaerobic ammonium oxidation)
SHARON	jednoreaktorový systém pro vysoce aktivní odstranění N-amon před dusitany (single reactor systém fo high aktivity ammonium removal over nitrite)
CANON	plně autotrofní odstraňování dusíku před dusitan (completely autotrophic nitrogen removal over nitrite)
OLAND	autotrofní nitrifikace-denitrifikace s limitovanou koncentrací kyslíku (oxygen-limited autotrophic nitrification-denitrification)
ELAN	autotrofní odstranění dusíku (eliminación autótrofa de nitrógeno)
DEMON	deamonifikace (deammonification)

SNAD	simultánní částečná nitrifikace (simultaneous partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and denitrification)
SNAP	jednostupňové odstraňování dusíku pomocí anammox a částečné nitrifikace (single-stage nitrogen removal using anammox and partial nitrification)
DEAMOX	denitrifikační oxidace N-amon (denitrifying ammonium oxidation)
BABE	zvýšená biologická augmentace (bio-augmentation batch enhanced)

