

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta



Bakalářská práce

**Možnosti zvýšení účinnosti odstraňování dusíku
z odpadních vod v kořenových čistírnách (KČOV)**

Vít Pádecký

Vedoucí práce: *Ing. Tomáš Pícek, Ph.D.*

České Budějovice 2011

Pádecký V. (2011). Možnosti zvýšení účinnosti odstraňování dusíku z odpadních vod v kořenových čistírnách (KČOV) [The possible solutions for increasing nitrogen removal efficiency in constructed wetlands used for wastewater treatment] 28 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace:

Tato bakalářská práce je koncipována jako grantová žádost na financování projektu, jehož cílem je zjistit vliv rozvržení kořenové čistírny na účinnost odstraňování dusíku z přitékající odpadní vody.

Annotation:

The thesis is conceived as a grant application for project financing. A objective of this project is to determinate influence of layout of a constructed wetland on efficiency of nitrogen removal from influent wastewater.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne.....

Vít Pádecký

Shrnutí projektu

Dusíkaté sloučeniny (společně s fosforem) způsobují eutrofizaci vod. Mikrobiálním rozkladem organických dusíkatých sloučenin se výrazně snižuje obsah kyslíku ve vodě. K tomuto dochází i při oxidaci amoniakálního dusíku (NH_4^+), který se navíc s pH vyšším než 8 stává toxickým pro vodní organismy. Dusitanový dusík (NO_2^-) je také vysoce toxický pro vodní organismy.

Kořenové čistírny odpadních vod (KČOV) jsou systémy, které odstraňují s vysokou účinností organické látky, nerozpuštěné látky a mikrobiální znečištění. Účinnost odstraňování dusíku bývá variabilní, liší se mezi různými systémy, ale i v rámci stejného systému v různých lokalitách. Např. v ČR se využívá pro čištění odpadních vod téměř výhradně systém s podpovrchovým horizontálním tokem, kde účinnost odstraňování dusíku může být velmi vysoká (i přes 90 %), ale i velmi nízká (méně než 20 %). Podle literárních údajů je dusík v těchto systémech odstraňován převážně v procesu denitrifikace, důležitou roli může hrát i proces ANAMOX, částečně se dusík ukládá do sedimentu a do rostlinné biomasy. Rychlost denitrifikace je ovlivňována zejména rychlostí nitrifikace (závisí zejména na rychlosti difúze kyslíku do kořenového pole) a množstvím (koncentrací) dostupných organických látek v čištěné odpadní vodě. Oba tyto faktory se dají ovlivnit, a to např. výběrem vhodné vegetace, která zajistí dostatečné provzdušnění kořenového pole (rostliny s aerenchymem aktivně transportující kyslík do kořenů), čímž se podpoří oxidace amonného dusíku na dusičnany. Dále jsou využívány systémy s vertikálním průtokem, kde dochází k intenzivnímu prokysličení vody a tím ke zvýšení rychlosti nitrifikace, nebo také systémy s umělou aerací pomocí čerpadel, která vhání vzduch do kořenového pole. Zvýšení rychlosti denitrifikace může být dosaženo dodáním organického substrátu do odpadní vody protékající kořenovým polem, a to buď vhodnou vegetací tvořící velkou biomasu kořenů a exudující organické látky z kořenů do jejich okolí nebo umělým dodáním jednoduchých organických látek ve formě roztoku do systému.

Abstract

Nitrogen compounds (together with phosphorus) cause eutrophication. Microbial decomposition of organic nitrogen as well as transformation of ammonia nitrogen (NH_4^+) significantly reduce oxygen content in water. Ammonia nitrogen is toxic at the pH values higher than 8. Nitrites (NO_2^-) are highly toxic for aquatic organism too. Constructed wetlands (CW) for wastewater treatment are systems that are able to remove organic compounds with high efficiency, solid compounds and microbial contamination. Efficiency of nitrogen removal varies according to the type of system but also among same systems on different localities. In the Czech Republic, only the CW with subsurface horizontal flow is used for wastewater treatment. The efficiency on nitrogen removal in this system may be very high (more than 90%) but also very low (less than 20%). In these systems nitrogen is removed mostly by denitrification. The ANAMMOX process may play an important role and nitrogen is also stored in sediment and plant biomass. Rate of denitrification is particularly influenced by rate of nitrification (it depends on rate of diffusion or transport of oxygen to the treatment bed) and by concentration of organic substances contained in wastewater.

Both factors can be affected. Some plant species ensure sufficient oxidation of root zone (plants with aerenchyma can actively transport oxygen to roots). Increase of oxygen concentration improve oxidation of ammonia to nitrate. The systems with vertical flow ensure intense oxygenation which accelerates nitrification. Systems based on pumping of air directly to root zone are another solution. Addition of organic substrates to wastewater into the treatment bed increases rate of denitrification.

Poděkování:

Rád bych poděkoval mému školiteli Ing. Tomáši Pickovi, Ph.D. za vedení bakalářské práce, za cenné rady, které mi poskytl a v neposlední řadě za trpělivost a strávený čas při kontrole moji práce. Dále bych chtěl poděkovat celé své rodině za podporu ve studiu.

Obsah:

1. LITERÁRNÍ PŘEHLED	1
1.1 Princip fungování KČOV	1
1.2 Přeměny dusíku v KČOV	2
1.2.1 Amonifikace	2
1.2.2 Nitrifikace	3
1.2.3 Denitrifikace	3
1.2.4 Anammox (Anaerobic ammonium oxidation)	4
1.2.5 Asimilace N rostlinami a mikroorganismy	6
1.3 Faktory ovlivňující účinnost odstraňování N v KČOV	7
1.3.1 Typ KČOV	7
1.3.1.1 KČOV s vertikálním tokem	7
1.3.1.2 KČOV s horizontálním podpovrchovým tokem	7
1.3.1.3 KČOV s povrchovým tokem	7
1.3.2 Složení odpadní vody a doba zdržení	7
1.3.3 Vegetace	8
1.4 Opatření pro zvýšení účinnosti odstraňování dusíku	9
2. CÍLE PROJEKTU	13
3. HYPOTÉZY	13
4. NÁVRH EXPERIMENTU	14
5. ČASOVÝ HARMONOGRAM	17
6. FINAČNÍ NÁKLADY PROJEKTU	17
7. OČEKÁVANÉ VÝSTUPY	18

Seznam použitých zkratk

ANAMMOX = Anaerobní oxidace amoniaku (Anaerobic ammonium oxidation)

BSK₅ = Biochemická spotřeba kyslíku (pětidenní)

ČOV = Čistírna odpadních vod

Eh = Redoxní potenciál udávaný v milivoltech (mV)

EO = Ekvivalentní obyvatel; specifické znečištění v BSK₅ vyprodukované jedním obyvatelem za jeden den

KČOV = Kořenová čistírna odpadních vod

Q₂₄ = průměrný denní průtok (m³ d⁻¹, m³ s⁻¹)

t = Hydraulická doba zdržení (d)

TN = celkový dusík TN

V = objem lože (m³) objem vody v loži (l)

1. LITERÁRNÍ PŘEHLED

1.1 Princip fungování KČOV

Kořenové čistírny odpadních vod (KČOV), také nazývané vegetační kořenové čistírny, rostlinné ČOV, půdní filtry s vegetací, nebo umělé mokřady, patří do skupiny přírodních způsobů čištění odpadních vod (Mlejnská et al., 2009). Využívají přirozenou samočisticí schopnost půdního, mokřadního a vodního prostředí v součinnosti s vegetací, k zachycení, rozkladu, poutání a odstranění znečištění z odpadních vod a kontaminovaných povrchových vod (Kočková, 1994). KČOV je mělká zemní nádrž, vodotěsně izolovaná od okolní zeminy a od podzemních vod, vyplněná vhodnou filtrační náplní s přívodními a odtokovými drény a ochrannými filtry.

Základní dělení KČOV podle uspořádání průtoku je do tří typů – 1, kontinuální nebo diskontinuální 2, podpovrchové nebo povrchové 3, horizontální, vertikální nebo radiální. V ČR se nejčastěji používá horizontální průtok s vhodným mechanickým předčištěním (česle, lapač písku, šterbinová nádrž) (Just et al., 1999). V poslední době je stále větší pozornost zaměřena na hybridní (kombinované) systémy, které dokážou využít jednotlivých výhod výše zmíněných typů KČOV (Lee et al., 2009).

Účinnost čistících procesů v KČOV je ovlivněna zejména těmito faktory: typem odpadní vody, typem KČOV, hydrologickými parametry (hlavně dobou zdržení a směrem proudění vody ve filtračním poli – horizontální, vertikální), fyzikálně-chemickými vlastnostmi náplně filtračních polí a aktivitou mikrobiálního společenstva v substrátu filtračního pole a také vnějšími činiteli působícími na filtrační prostředí. Jsou to klimatické činitele – teplota vody a vzduchu, vlhkost vzduchu, rychlost větru a sluneční radiace. V neposlední řadě jde o vliv vegetace (makrofyty). Na počátku výstavby kořenových čistíren byla tendence význam rostlin silně přeceňovat, zejména v možnostech odběru živin, které se později neprokázaly jako významné (Mlejnská et al., 2009; Just et al., 2004).

Pro mokřady jsou charakteristické anaerobní podmínky, které jsou důsledkem zaplavení půdního systému vodou. V důsledku toho, že je půdní prostředí izolováno od atmosférického kyslíku, dochází k biologickým a chemickým procesům, které mění systém na prostředí s výrazně redukčními vlastnostmi. Za těchto podmínek využívají anaerobní mikroorganismy při své respiraci namísto kyslíku řadu jiných terminálních akceptorů elektronů. (Mlejnská et al., 2009).

1.2 Přeměny dusíku v KČOV

Dusík má komplexní biochemický cyklus s vícenásobnými biotickými a abiotickými transformacemi, které zahrnují sedm valenčních stavů od +5 do -3. Sloučeniny zahrnují mnoho organických a anorganických forem dusíku. Většina půdního a sedimentárního N je v organické formě a pouze velmi malé množství je přítomné v anorganické formě. Nejdůležitější formy dusíkatých sloučenin jsou: amoniakální dusík (NH_4^+ , NH_3), dusitan (NO_2^-), dusičnan (NO_3^-), molekulární dusík (N_2) a oxid dusný (N_2O). Dusík může být také přítomný v mokřadech v mnoha dalších organických formách zahrnujících močovinu, aminokyseliny, aminy, proteiny, aminocukry, nukleové kyseliny, purin a pyrimidin. (Paredes et al., 2007; Vymazal a Kröpfelová, 2008).

Procesy, které ovlivňují odstraňování dusíku v průběhu čištění splaškových vod v umělých mokřadech, zahrnují: **amonifikaci** (přeměna organického N na NH_4^+), **nitrifikaci** (přeměna NH_4^+ na NO_2^- a dále na NO_3^-), **denitrifikaci** (přeměna NO_3^- na N_2O na N_2), **biologickou fixaci** (přeměna N_2 na organický N), **amonifikaci dusičnanů** (přeměna NO_3^- na NH_4^+), **anaerobní amoniakální oxidaci** (ANAMMOX, přeměna NH_4^+ na N_2) a těkání (přechod disociované formy NH_4^+ na nedisociovanou NH_3) dále sorpci, desorpci, uložení a vyluhování. Pouze některé procesy však skutečně odstraní celkový dusík ze znečištěných vod, zatímco ostatní procesy pouze převádějí dusík na jiné formy (Vymazal a Kröpfelová, 2008).

1.2.1 Amonifikace

Organické dusíkaté látky se rozkládají mikrobiální činností a dusík se obvykle uvolňuje amonifikací (deaminace, mineralizace) jako dusík amoniakální (Pitter, 1999). Amonifikační proces je základním katabolismem aminokyselin a pravděpodobně zahrnuje několik typů amonifikačních reakcí. Kineticky amonifikace postupuje mnohem rychleji než nitrifikace. To je dáno tím, že amonifikačních bakterií může být v kořenovém poli až o 6 řádů více než bakterií nitrifikačních. Mineralizační rychlost je vyšší v prokysličených zónách a snižuje se, jak mineralizace přechází z aerobní do částečně anaerobní a striktně anaerobní mikroflóry. Optimální rozsah pH pro proces amonifikace je mezi 6,5 a 8,5. Optimální teplota pro přeměnu organického dusíku na amoniakální dusík je mezi 40 - 60°C, avšak tyto vysoké teplotní hodnoty umělé mokřady obvykle nedosahují z důvodu vysoké evapotranspirace rostlin, která v letních měsících výrazně ochlazuje systém (Lee et al., 2009; Vymazal a Kröpfelová, 2008).

1.2.2 Nitrifikace

Nitrifikace je obvykle definována jako biologická oxidace amoniaku na dusičnany s dusitanem jako meziproduktem, kde kyslík slouží jako hlavní elektronový akceptor (Vymazal a Kröpfelová, 2008). Na každý mol oxidovaného amoniakálního dusíku jsou produkovány přibližně 2 mol protonů. Oxidace je proto okyselující reakce. Nitrifikaci provádějí dvě odlišné skupiny bakterií: amonium oxidující bakterie a nitrit oxidující bakterie (Paredes et al., 2007). Žádné autotrofní bakterie nejsou schopné kompletní oxidace amoniakálního dusíku na dusičnan v jednom kroku (Van Hulle et al., 2010). Hlavním důvodem nízké účinnosti odstraňování amoniaku (a tím celkového dusíku) je nedostatečné množství kyslíku v kořenovém loži, a tím i celkově nízký počet nitrifikačních bakterií v kořenovém loži. Nitrifikace probíhá intenzivněji v mokřadech s vertikálním průtokem s přerušovaným tokem oproti KČOV s horizontálním průtokem, neboť filtrační vrstva není stále saturována vodou, a tím je umožněna difúze kyslíku z atmosféry (Maltais-Landry et al., 2009). Nitrifikace je převážně uskutečňována autotrofními nebo mixotrofními bakteriemi. Nitrifikace byla typicky spojena s chemoautotrofními bakteriemi, ačkoli heterotrofní nitrifikace také probíhá a může být významná (Vymazal a Kröpfelová, 2008).

Rychlost nitrifikace je ovlivněna teplotou, hodnotou pH, alkalitou vody, zdrojem uhlíku, vlhkostí, složením mikrobiálního společenstva, koncentrací amoniakálního dusíku a koncentrací rozpuštěného kyslíku. Optimální teplota pro nitrifikaci v čistých kulturách je v rozsahu od 25 do 35°C a v půdě od 30 do 40°C. Rychlost nitrifikace se sice výrazně snižuje při teplotách pod 5°C, přesto probíhá v mnoha půdách i pod sněhovou pokrývkou (Maltais-Landry et al., 2009). Optimální hodnota pH pro nitrifikaci se pohybuje od 6,6 do 8,0. Rychlost nitrifikace se v zemědělských půdách snižuje s klesajícím pH pod 6 a stává se zanedbatelná při pH nižším než 4,5. Vysoké hodnoty pH nad 9 zabraňují přeměně NO_2^- na NO_3^- . Podmáčení limituje difuzi kyslíku a nitrifikace je potlačena (Vymazal a Kröpfelová, 2008). Nitrifikační bakterie jsou extrémně citlivé organismy na široký rozsah inhibitorů. Z anorganických látek to jsou především těžké kovy, kyanidy, kyanatany a neiontové formy NH_3 a HNO_2 . Z organických látek vykazují nejsilnější inhibiční vliv ty, které mají v molekule síru a dusík (merkaptobenzothiazol, thiomočovina, allyl thiomočovina, aj.) (Kolářová, 2011).

1.2.3 Denitrifikace

Rychlost denitrifikace v KČOV je závislá na rychlosti nitrifikace (Vymazal, 1995). Odhaduje se, že denitrifikací je v umělých mokřadech odstraněno více než 90% z celkového dusíku (Faulwetter et al., 2009).

Denitrifikace je proces, při kterém je nitrát převeden na molekulární dusík přes meziproduct dusitan, oxid dusnatý a oxid dusný. Denitrifikace je bakteriální proces, ve kterém dusičnany slouží jako konečný elektronový akceptor pro dýchací transport elektronů. Tato reakce je v přírodě nevratná a nastane v přítomnosti dostupného organického substrátu pouze v anaerobních nebo anoxických podmínkách ($E_h = +350$ do $+100$ mV) (Vymazal a Kröpfelová, 2008). Redukce dusičnanů však může nastat i v přítomnosti kyslíku. Z tohoto důvodu může u zaplavených půd nastat redukce dusičnanů předtím, než je kyslík úplně vyčerpaný (Kraft et al., 2011).

Denitrifikace je uskutečňována heterotrofními bakteriemi a proces je silně závislý na dostupnosti organických látek. Běžnými externími zdroji uhlíku používanými ke zvýšení denitrifikace v odpadních vodách chudých na uhlík jsou metanol, etanol, kyselina octová, glukóza, fruktóza a škrob. Nicméně kompletní denitrifikace vyžaduje specifický poměr uhlíku/dusíku, který se liší v závislosti na typu uhlíku a jeho lability (Gagnon et al., 2010). Denitrifikační bakterie jsou schopné přežít v širším rozsahu pH než autotrofní nitrifikační bakterie. Většina běžných půdních a vodních denitrifikačních bakterií má optimum pro růst v rozsahu pH 5-9. Denitrifikační proces může probíhat až do pH 3,5. Denitrifikace je také silně závislá na teplotě. Rychlost denitrifikace se zvyšuje s rostoucí teplotou a při teplotě 60-75°C dosahuje maxima, při dalším nárůstu teploty však nastává rychlý pokles. Teplomilné mikroorganismy mohou být zodpovědné za pozorovanou aktivitu ve vysokých teplotách, ale spekuluje se o tom, že nebiologické reakce mohou být také důležité (Vymazal a Kröpfelová, 2008). Nízkou teplotou v umělých mokřadech (5°C) není denitrifikace pouze potlačena, ale mění se i podíl produktů denitrifikace: hlavními produkty při nízké teplotě jsou obvykle skleníkové plyny NO a N₂O. Přídavek organických látek obvykle vedl ke zvýšení denitrifikační aktivity v KČOV. Nicméně při zimních teplotách (pod 7,5°C) nemá přídavek organického materiálu na denitrifikační aktivitu vliv. Vyšší poměr C:N v přitékající odpadní vodě vedl k vyšší kompletní denitrifikaci, N₂ a N₂O emise z umělých mokřadů rovněž korelovaly se spotřebou kyslíku v rhizosféře bez ohledu na roční období a růst rostlin (Faulwetter et al., 2009).

1.2.4 Anammox (Anaerobic ammonium oxidation)

Anammox je vysoce efektivní proces odstraňování dusíku. Oproti klasickým biologickým technologiím, které se používají pro odstraňování dusíku v KČOV, přináší 90% redukci provozních nákladů a 50 % redukci v požadavku prostoru (Wen a Tao, 2011).

Anammox je anaerobní oxidační reakce, při které se dusitany (NO_2^-) a amoniakální dusík (NH_4^+) přeměňují na plynný dusík (N_2) (Zhang et al., 2008). Amoniakální dusík je v anaerobních podmínkách při redoxním potenciálu kolem +200 mV elektronový donor a dusitany jsou elektronovým akceptorem (Faulwetter et al., 2009). Za tento proces jsou zodpovědné mikroorganismy, které se běžně nacházejí v přírodě (ústí řek, oceánské anoxické pánve, mořské houby, ekosystémy s čistou vodou, suchozemské ekosystémy a dokonce v mořském ledu) (Wen a Tao, 2011). Tyto mikroorganismy zřejmě existují i v umělých mokřadech, ale přímé důkazy jsou jen omezené (Faulwetter et al., 2009). V pokusu, který provedl Dong a Sun (2007) s využitím KČOV s vertikálním tokem, byla v substrátu potvrzena přítomnost mikroorganismů schopných anammox, ale pouze jako jednotlivé buňky nebo tvořící malé agregáty.

Anammox bakterie jsou autotrofní na rozdíl od klasických denitrifikačních bakterií, které jsou většinou heterotrofní, a proto potřebují organické látky jako zdroj energie a jako zdroj uhlíku pro nové buňky. Proto se stimulací anammox bakterií v systémech pro čištění odpadních vod redukuje potřeba zdroje organického uhlíku, který je požadovaný v běžném denitrifikačním procesu (Lee et al., 2009). V porovnání s nitrifikačními mikroorganismy, anammox bakterie snadněji koexistují s heterotrofními bakteriemi, protože heterotrofní konzumace kyslíku vytváří anoxické prostředí vhodné pro tyto bakterie (Faulwetter et al., 2009). Odpadá proto potřeba provzdušnění a externích zdrojů uhlíku, což ve výsledku šetří náklady a zajišťuje dobrou účinnost odstraňování dusíku (Lee et al., 2009). Výraznou výhodou anammox bakterií v umělých mokřadech je také jejich schopnost odstraňovat amoniak za vzniku N_2 jako primárního produktu. V procesu anammox tedy nevzniká nadměrné množství skleníkových plynů (Faulwetter et al., 2009).

Anammox bakterie mají schopnost přežít v širokém rozmezí extrémních hodnot prostředí s teplotou dosahující 85°C a nebo naopak tolerovat chladné prostředí i do -2°C . Navzdory poklesu účinnosti s poklesem teploty pod 25°C , používání anammox bakterií v teplotách okolo 6°C je stále atraktivní v porovnání s tradiční denitrifikací, pokud jde o celkovou energetickou účinnost (Wen a Tao, 2011). Optimální teplota pro metabolismus anammox bakterií je okolo $30-40^\circ\text{C}$ a optimální pH leží v rozmezí 6,7-8,3 (Van Hulle et al., 2010).

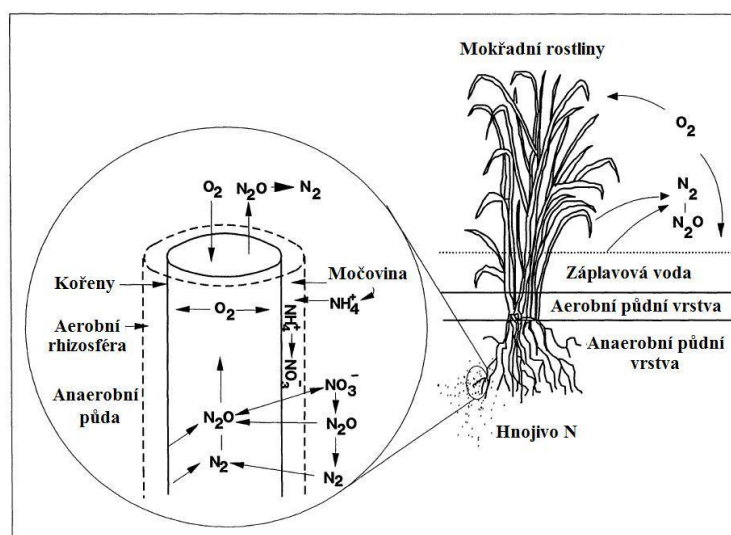
Dosažitelná rychlost odstraňování dusíku s využitím anammox mikroorganismů, může být vysoká: až $10 \text{ kg N m}^{-3} \text{ den}^{-1}$ z odpadní vody může být odstraněno v provozních zařízeních a $75 \text{ kg N m}^{-3} \text{ den}^{-1}$ v laboratorních experimentech. Toto je 5krát až 10krát vyšší rychlost než jaké je možné dosáhnout při nitrifikačně-denitrifikačním procesu. To vede k menšímu

znečištění životního prostředí a k významnému snížení celkových nákladů (Wen a Tao, 2011). Ačkoli anammox bakterie rostou pomalu, jejich rychlost odbourávání dusíku je vysoká jakmile je vytvořena dostatečná biomasa (Wallace a Austin, 2008). Tvorbu biomasy je možné urychlit naočkováním předem kultivovaného kalu (Zhang et al., 2008).

Proces anammox je striktně anaerobní a je potlačován zvýšenou koncentrací fosforečnanů, kyslíku a dusitanů (Vymazal a Kröpfelová, 2008). Inhibice způsobená malou koncentrací kyslíku tj. cca. 0,06 mg O₂/l je reversibilní, pravděpodobně již nevratná je od koncentrace kyslíku více jak 18% (Zhang et al., 2008). Koncentrace dusitanů, která nevratně poškodí aktivitu anammox-bakterií, se liší podle jednotlivých autorů v závislosti na druhovém složení společenstva anammox mikroorganismů. Pohybuje se od koncentrace dusitanů 230 mg N/l do koncentrace amoniakálního dusíku s dusitany 920 mg N/l (Paredes et al., 2007; Van Hulle et al., 2010). Koncentrace fosfátů vyšší než 180 mg/l inhibuje anammox aktivitu kompletně ale reverzibilně. Anammox bakterie jsou velmi citlivé na přítomnost některých zdrojů organického uhlíku, například na alkoholy obzvláště pak metanol. Dokonce už poměrně nízká koncentrace metanolu 15-40 mg/l vede k okamžité kompletní a ireverzibilní inhibici anammox procesu (Paredes et al., 2007; Van Hulle et al., 2010). Rychlost anammox procesu může být ovlivněna také viditelným světlem a přítomností flokulantů (Van Hulle et al., 2010).

1.2.5 Asimilace N rostlinami a mikroorganismy

Dusík může být přijímán rostlinami ve třech formách: jako dusičnan, amoniak a v organické formě (Vymazal a Kröpfelová, 2008). Množství odstraněného dusíku rostlinami obvykle není významné a dosahuje maximálně 10% z celkového množství dusíku přitékajícího s odpadní vodou (Paredes et al., 2007). Hlavní rolí rostlin není tedy přímý příjem a odstraňování živin, ale zlepšování podmínek pro mikroorganismy ve vegetačním poli (Zemanová et al., 2010).



Obr. 1: Schématické znázornění nitrifikace-denitrifikace v kořenové zóně mokřadních rostlin. (Upraveno podle Reddy et al., 1989).

1.3 Faktory ovlivňující účinnost odstraňování N v KČOV

1.3.1 Typ KČOV

Existuje mnoho typů KČOV, které jsou obvykle charakterizované podle jejich hydraulického rozvržení (Vymazal, 2007). Jednotlivé KČOV podporují specifické nebo naopak široké rozmezí redoxních podmínek, které se mění s dobou čištění a/nebo prostorově uvnitř mokřadního substrátu (Faulwetter et al., 2009)

1.3.1.1 KČOV s vertikálním tokem

Tento typ je všeobecně považován za aerobní systém, protože odpadní voda protéká vertikálně přes osázený nezaplavený nebo přerušovaně zaplavený substrát, což vylepšuje podmínky pro difúzi kyslíku. KČOV s vertikálním tokem podporují aerobní procesy (nitrifikaci). Mokřady s vertikálním tokem většinou slouží jako první stupeň hybridních KČOV (následuje mokřad s horizontálním tokem). Osazují se vynořenými (emerzními) rostlinami (Vymazal, 1995).

1.3.1.2 KČOV s horizontálním podpovrchovým tokem

Tento systém má aerobní i anaerobní zóny, ale všeobecně je považován za anaerobní (vhodné podmínky zejména pro denitrifikační proces) (Vymazal, 1995). Redoxní potenciál obvykle vzrůstá směrem od přítoku odpadní vody k odtoku a snižuje se s hloubkou pole (Faulwetter et al., 2009). Základním principem tohoto způsobu čištění je horizontální průtok odpadní vody propustným substrátem, který je osázen mokřadními rostlinami. Substrát musí být dostatečně propustný, aby nedocházelo k ucpávání a následnému povrchovému toku. Osazují se vynořenými (emerzními) rostlinami (Vymazal, 1995).

1.3.1.3 KČOV s povrchovým tokem

Tento systém je obvykle považovaný jako anoxický s tenkou aerobní vrstvou na povrchu, která vzniká vlivem pasivního provzdušnění vody. K osázení slouží ponořené (submerzní) nebo vynořené (emerzní) rostliny. Systém je využíván především ve Spojených státech amerických. V Evropě je využíván jen zřídka (Vymazal, 1995).

1.3.2 Složení odpadní vody a doba zdržení

Hydraulické zatížení (množství vody přitékající na čistírnu) a retenční čas (doba zdržení čištěné vody v KČOV) jsou důležité parametry, které určují, zda se budou živiny usazovat (sedimentovat), nebo dojde k jejich vyplavování ze systému. (Fisher a Acreman,

2004). Úbytek znečištění uvnitř vodní fáze je úměrný době zdržení vody ve filtračním poli (Mlejnská et al., 2009). Plocha kořenového pole je obvykle přepočítávána na ekvivalentní obyvatele (EO^{-1}) a v České Republice je nejčastěji aplikována hodnota stanovená na cca. $5 \text{ m}^2 \text{EO}^{-1}$. Při požadavku dostatečného odstranění dusíku je však třeba počítat s dvounásobnou hodnotou tj. cca. $10 \text{ m}^2 \text{EO}^{-1}$ s využitím KČOV s horizontálním podpovrchovým tokem (Vymazal 1995). Transport kyslíku do zaplavené půdy je nesmírně obtížný vzhledem k saturaci půdy vodou. Difúze kyslíku do vody je 3×10^6 krát pomalejší ve srovnání s difúzí ve vzduchu a 10^4 krát pomalejší ve srovnání s difúzí do odvodněné půdy (Vymazal, 1995).

1.3.3 Vegetace

Adaptací mokřadních rostlin na podmáčené prostředí je přítomnost aerenchymatických tkání, které jim umožňují přežít v anaerobním substrátu (Vymazal, 2011). Kořeny makrofyty poskytují povrch pro uchycení mikroorganismů a transportují (dodávají) atmosférický kyslík přes kořeny do půdy (Gersberg et al., 1986; Lee et al., 2009). Např. Dušek a Pícek naměřili pozitivní redoxní potenciál (v průměru $+200 \text{ mV}$) v horní vrstvě (ve 20cm hloubce) vegetačního pole umělého mokřadu, což byla významně vyšší hodnota v porovnání s redoxním potenciálem v hloubce 60cm (cca -100 mV). To potvrzuje výsledky řady dalších autorů, že anaerobní podmínky jsou přítomné ve většině substrátu vegetačního pole, ale horní vrstvy, kde mají rostliny kořeny, mohou být aerobní (Zemanová et al., 2010). Rostliny také zlepšují hydraulické vlastnosti substrátu a uvolňují exudáty, které mohou být využity při denitrifikaci (Haberl et al., 2003). Tyto látky jsou většinou organické a patří mezi ně např.: anaerobní metabolity, organické kyseliny, peptidy, alkaloidy, fenoly, terpenoidy nebo steroidy (Vymazal, 2011).

Značný rozdíl v rychlosti odstraňování dusíkatých sloučenin pomocí rostlin se může projevit mezi vegetačním a nevegetačním obdobím. Také kvalita porostu a jeho hustota zapojení (včetně kořenové zóny), rozvoj biomasy a růstová fáze, mohou mít vliv na výslednou účinnost odstraňování N (Mlejnská et al., 2009). Vymazal (2011) uvádí, že na velikost vytvořené biomasy rostlinami má vliv zejména zeměpisná šířka, klima, obsah solí v substrátu, hloubka vody, eutrofizace a interakce mezi těmito faktory.

Odumřelá rostlinná biomasa po posekání poskytuje izolační vrstvu v zimním období – díky tomu nedochází k promrzání vegetačního pole (Haberl et al., 2003). Z tohoto důvodu se vegetace sklízí až na konci zimního období, kdy již nehrozí nebezpečí velkých mrazů. Pokud je biomasa po posekání ponechána na místě, nebo není-li mokřad sečen, v průběhu

dekompozice dochází k uvolňování organického materiálu, který následně podporuje denitrifikaci (Haberl et al., 2003). Gagnon et al. (2010) uvádějí, že rostliny mohou zásobovat systém organickým uhlíkem, čímž stimulují denitrifikaci, pokud je odpadní voda bohatá na dusík, ale chudá na organický uhlík. Nicméně uhlíkaté složky z kořenových exudátů mohou být nedostačující pro kompletní odstranění vysoké koncentrace dusíku.

Maximální hodnota uvolňování kyslíku z kořenů byla v pokusu Donga et al. (2011) pozorována přes den kolem 15 hod., zatímco nejvyšší sluneční intenzita byla v 13 hod. Rychlost uvolňování kyslíku z kořenů vypočítaná podle metody hmotnostní bilance, se při tomto testu pohybovala od 20,3 gO₂/m² d do 58,3 gO₂/m² d. Většina z kyslíku transportovaného do kořenů (55,8%) je však použita na respiraci kořenů a pouze menšina (35% plus 8,7%) je využita při degradaci organických látek a nitrifikaci dusíkatých sloučenin.

Nejčastěji využívané rostliny v umělých mokřadech s podpovrchovým horizontálním tokem (tzv. emerzní rostliny) náleží do rodů: rákos (*Phragmites spp.*), orobinec (*Typha spp.*), skřípina (*Scirpus spp.*), chrastice (*Phalaris*) a iris (*Iris spp.*) (Vymazal, 2011). Roční příjem dusíku emerzními rostlinami může dosáhnout hodnot až 263 g N m⁻² rok⁻¹ (Vymazal, 1995). Cheng et al. (2009) naměřili významně vyšší množství odstraněného NH₄-N a NO₃-N u mokřadů s vláknitými-kořeny rostlin (*Cyperus flabelliformis*, *Canna indica*, *Pennisetum purpureum* a *Vetiveria zizanioides*) v porovnání s mokřady osázenými rostlinami s oddenkovými-kořeny (*Acorus calamus*, *Hymenocallis littoralis*, *Phragmites australis* a *Typha angustifoli*). Rostliny s vláknitými kořeny mají mnohem hustší kořenové vlášení s průměrem kořínků ≤ 1 mm a rychlejší růst. Tímto vytvářejí mnohem větší celkový povrch kořenů a lepší prostředí pro aerobní mikroorganismy.

V posledních letech je také řešena otázka využití geneticky modifikovaných rostlin (Haberl et al., 2003).

1.4 Opatření pro zvýšení účinnosti odstraňování dusíku

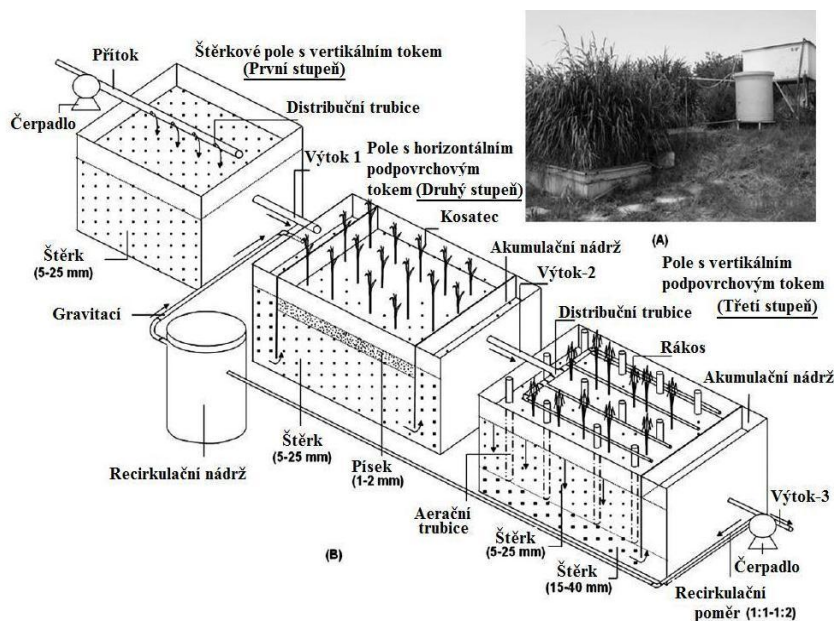
Jednostupňové umělé mokřady nemohou dosáhnout vysoké účinnosti odstraňování celkového dusíku, pro jejich neschopnost poskytnout jak aerobní tak anaerobní podmínky ve stejném prostoru a stejném čase. Vertikální systém má velkou nitrifikační kapacitu, zatímco horizontální systémy vykazují vysokou denitrifikaci dokonce při malém poměru C/N. Ve studii provedené Platzerem dosáhl umělý mokřad s vertikálním tokem vysoké účinnosti (80-95%) přeměny vstupujícího N na dusičnanový dusík (nitrifikací). V kombinaci s KČOV s horizontálním tokem byla výsledná účinnost odstranění celkového dusíku 75-80%

(denitrifikací). Rychlost nitrifikace ve vertikálním a denitrifikace v horizontálním systému, byla dále zlepšena recirkulací v horizontálním toku umělého mokřadu (Tuncsiper, 2009).

Studie provedená Ouellet-Plamondonem et al. (2006) na umělém mokřadu s horizontálním tokem potvrdila, že přídatné

provzdušnění mírně zlepšilo účinnost odstraňování dusíku. U neosázených umělých mokřadů umělé provzdušnění zlepšilo letní a zimní odstraňování celkového dusíku, ale přídatná aerace nemohla plně kompenzovat absenci rostlin, což naznačuje, že role makrofyt není jen dodávat kyslík do rhizosféry.

Systém vyvinutý firmou Technion nazývaný Biologický filtr s pasivní aerací, je založen na principu umělého mokřadu s vertikálním tokem. Na dně kořenového pole je uzávěr pro odtok vody a skrz porézní médium je rozvedeno aerační potrubí. To je spojeno s atmosférou a otevírá se pouze v průběhu odtékající fáze. Systém funguje ve dvou cyklech: plnění vodou a vyprázdnění. V průběhu rychlého odtoku vody je objem vody odcházející ze spodní části pole nahrazen stejným objemem čerstvého vzduchu dodaného otevřeným aeračním potrubím. Na konci této fáze se elektrický ventil na vrcholu aeračního potrubí uzavře a zachytí tak na kyslík bohatý vzduch uvnitř pole. V průběhu plnicí fáze se čištěná voda akumuluje ve spodní části pole a tlačí vzhůru polapený vzduch z předchozí fáze skrz substrát. Tím se zajistí maximální přenos kyslíku a jeho využití s minimalizací jeho ztrát. Maximální rychlosti odstraňování amoniakálního dusíku ($1100 \text{ g N/m}^2 \text{ reaktor/d}$), bylo dosaženo s využitím substrátu o velikosti zrn $0,96 \text{ mm}$. Avšak s tímto substrátem docházelo k postupnému zanášení filtračního lože. Aby nedocházelo k zanášení filtračního lože, byl využit substrát o velikosti zrn $2,46 \text{ mm}$ a $4,31 \text{ mm}$, se kterým systém dosáhl rychlosti odstraňování amoniakálního dusíku $300 \text{ g N/m}^2 \text{ reaktor/d}$. Tato hodnota je podobná rychlosti dosažené vysokorychlostními biologickými filtry a je značně vyšší než u umělých mokřadů



Obr. 2: Schéma kombinovaného mokřadu. (A) fotografie (B) rozvržení toku. (Upraveno podle Tuncsiper, 2009).

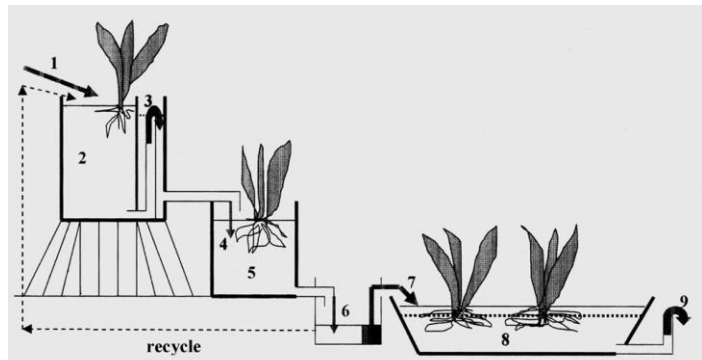
s vertikálním tokem a aerací atmosférickou difuzí. Tento systém je vhodný i pro odpadní vody vysoce zatížené dusíkem (Lahav et al., 2001).

Xuan et al. (2009) popsali nový typ sorpčního média, které by mohlo zlepšit účinnost odstraňování dusíku z umělých mokřadů s horizontálním podpovrchovým tokem. Toto sorpční médium je složeno z recyklovatelného přírodního materiálu a umožňuje vyšší difuzi kyslíku v porovnání s klasickými štěrkovými poli. V průběhu tříměsíčního testu dosáhli účinnosti odstranění dusíku 75,4% a v kombinaci mokřadu se septikem 81,3%.

Hybridní třístupňový mokřadní systém, který navrhl Vymazal a Kröpfelová (2011), je složen ze saturovaného mokřadu s vertikálním tokem, volně průtočného mokřadu s vertikálním tokem a mokřadu s horizontálním tokem. Tento systém je velmi efektivní při čištění odpadních vod a zvláště vhodný při požadavku dostatečného odstranění dusíku. Průměrná účinnost odstranění celkového dusíku byla 78,3%.

Ye a Li (2009) navrhli hybridní věžovitou KČOV, která se skládala ze tří kruhových komor hlubokých 0,6 m a umístěných nad sebou. Nejvyš postavená komora měla nejmenší poloměr. Systém funguje na principu kaskádovitého proudu. Postupný přepad čištěné vody z horní komory do spodnějších vytváří zvířený vodopád, který zvyšuje množství rozpuštěného kyslíku.

Studie provedená Tannerem et al., (1999) se zabývala vlivem kolísání vody v umělých mokřadech (osázené i neosázené) na množství odstraněného dusíku. Kolísání hladiny bylo dosaženo dočasným čerpáním odpadní vody do oddělené nádrže a provádělo se ve třech frekvencích: statické, nízké a vysoké (0,2 a 6 d⁻¹). Rychlost odstranění dusíku výrazně vzrostla s vyšší frekvencí a s přítomností rostlin. Redoxní potenciál (Eh) v hloubce 100 mm vzrostl z hodnoty kolem -100 mV na více jak 350 mV.



Obr. 3: Schéma kombinovaného mokřadu. 1. Přítok (mechanicky předčištěná městská odpadní voda). 2. Saturovaný anaerobní umělý mokřad s vertikálním tokem. 3. Regulace vodní hladiny v mokřadu (přepad do druhého stupně). 4. Výtok z prvního mokřadu. 5. Volně průtočný mokřad s vertikálním tokem. 6. Výtok z umělého mokřadu. 7. Přítok do pole s horizontálním tokem. 8. Mokřad s horizontálním tokem. 9. Konečný výtok. (Upraveno podle Vymazal a Kröpfelová 2011)

1.5 Závěry

Odstraňování N v KČOV je komplexní proces a podílí se na něm celá řada fyzikálních, chemických a biologických procesů. KČOV jsou systémy, ve kterých probíhají stejné procesy jako v přírodních ekosystémech. Výzkum anammox mikroorganismů by mohl přispět k lepšímu porozumění faktorů, které ovlivňují jejich růst a aktivitu. Na základě těchto zjištění by se následně odvíjelo konstrukční rozvržení KČOV, které bude odstraňovat N s vysokou účinností pomocí procesu anammox.

V porovnání s anammox mikroorganismy, rostou mikroorganismy provádějící nitrifikaci a denitrifikaci mnohem rychleji. Avšak mohou být limitovány řadou faktorů. Těmi jsou zejména nedostatek kyslíku, organického uhlíku a vysoké množství amoniakálního dusíku v čištěné odpadní vodě. Projekt bude zaměřen na možnost zvýšení nitrifikační rychlosti umělým a pasivním provzdušněním v mokřadu s vertikálním tokem.

2. CÍLE PROJEKTU

1. Navrhnout a vybudovat model kořenové čistírny odpadních vod, který bude dostatečně účinně odstraňovat dusík z odpadní vody (účinnost bude vyšší než 70 %).

3. HYPOTÉZY

1. K účinnému odbourávání dusíku z odpadních vod dojde pouze tehdy, bude-li se v čistírně současně vyskytovat aerobní i anaerobní prostředí. To lze dosáhnout kombinací vertikálního a horizontálního pole, nebo dodatečným umělým provzdušněním.

2. Navržené systémy v plánovaném projektu jsou zaměřené na ovlivnění rychlosti nitrifikace rozdílnými způsoby provzdušnění. Předpokládám, že rychlost nitrifikace bude nejvíce zvýšena v systému s umělou aerací, zatímco ostatní systémy (pasivní provzdušnění na základě firmy Technion a kolísáním hladiny) budou méně účinné.

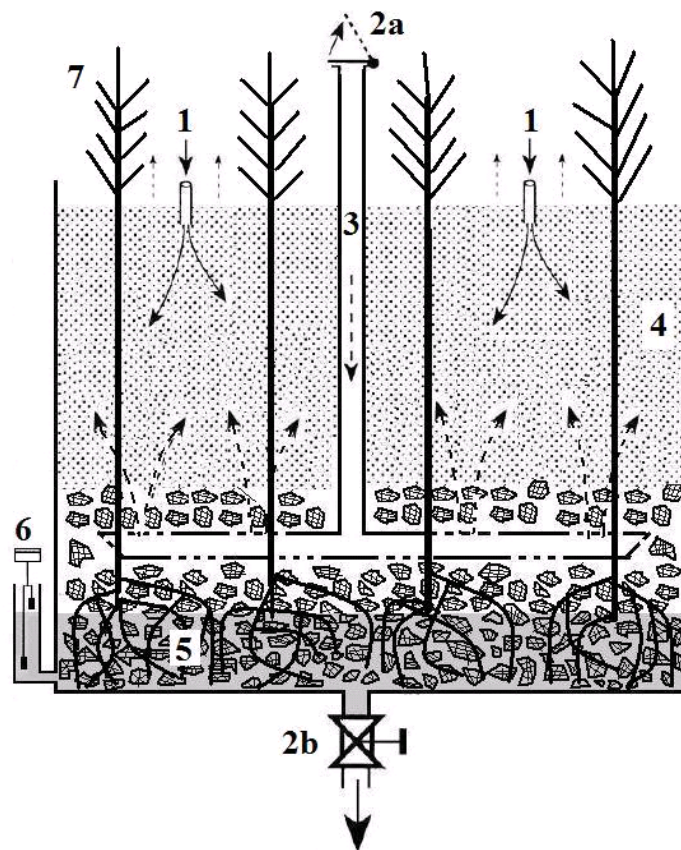
4. NÁVRH EXPERIMENTU

Pro simulaci mokřadního systému s vertikálním tokem poslouží 4 umělohmotné nádoby o velikosti 1 m (délka) x 0,5 m (šířka) x 0,8 m (hloubka) (objem 0,4 m³). Nádoby budou umístěny v držácích a nabarveny na bílo, ke snížení radiačního ohřevu. Praný štěrk a drcené kamenivo o zrnitosti 4-16 mm (hydraulická vodivost: 10⁻³ – 3.10⁻³ m s⁻¹, porosita 0,3 – 0,45), vyplní nádrže do výšky 0,7 m (objem lože 0,35 m³). Tímto se zajistí dostatečná hydraulická vodivost a vhodný substrát pro zakořenění rostlin. Rákos obecný (*Phragmites australis*) bude zasázen ve všech nádobách s hustotou 4 sazenice na nádobu. Namíchaný roztok simulující odpadní vodu s vysokým obsahem celkového dusíku bude dodáván pomocí dávkovacího zařízení ve stejném objemu a koncentraci, ale s rozdílnými způsoby přivádění do jednotlivých mokřadních substrátů (kontinuálně/přerušovaně, rozdílné místo přítoku atd.). Namíchaný roztok se bude skládat přibližně z těchto složek: 320 mg/l sacharózy (stolní cukr), 180 mg/l síranu amonného (NH₄)₂SO₄, 17 mg/l dihydrogenfosforečnanu draselného KH₂PO₄, 10 mg/l síranu hořečnatého MgSO₄, 10 mg/l síranu železnatého FeSO₄ a 10 mg/l chloridu vápenatého CaCl₂. Přečištěná voda bude na konci každého systému shromažďována do nádoby, ze které budou pravidelně 2 krát do týdne odebrány vzorky. Rozdílné varianty provzdušňování budou: 1/ Umělé provzdušnění pomocí rozvedených děrovaných hadiček po dně nádoby a mechanického čerpadla vzduchu. Vzduch bude probublávat skrz filtrační lože a okysličovat substrát. 2/ Pasivní provzdušnění pomocí kolísání hladiny, kdy při odvodnění dochází k lepší difuzi vzduchu z atmosféry do substrátu. Stejně jako v provedeném pokusu Tannera et al. (1999), kolísání hladiny bude dosaženo čerpáním odpadní vody do oddělené nádrže. 3/ Provzdušnění na základě systému firmy Technion, který je popsán v literárním přehledu. Kolísání hladiny bude dosaženo čerpáním odpadní vody do oddělené nádrže. 4/ Tento systém poslouží jako kontrolní s hladinou vody ve výšce 0,6 m a bez přídavného provzdušnění.

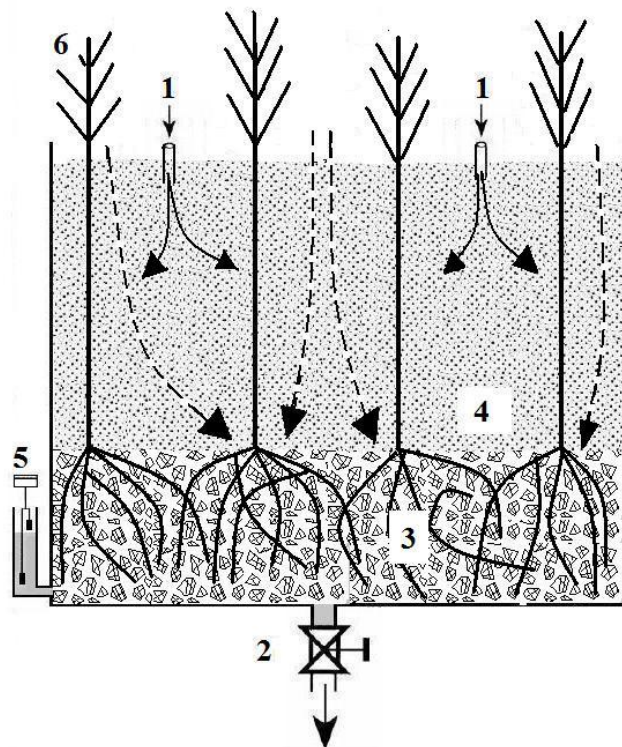
Hydraulická doba zdržení t (d) se vypočítá podle rovnice $t = Vn / Q_{24}$.

Kde V je objem substrátu (0,35 m³), n je porosita substrátu ($\pm 0,37$) a Q_{24} průměrný denní průtok cca 300 l / d = 0,3 m³ / d. $t = 0,43$ d = cca 10 h.

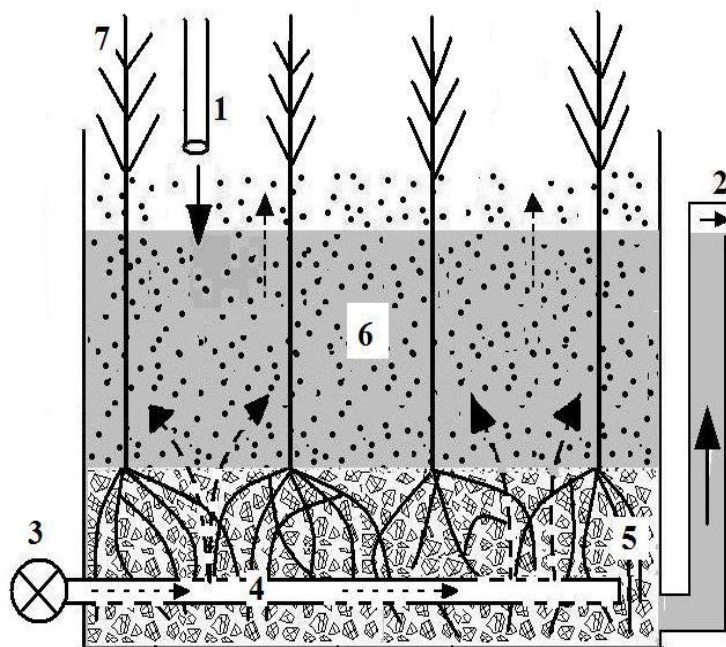
Pro stanovení forem uhlíku a dusíku bude využito přístrojové vybavení laboratoří katedry biologie ekosystémů. Koncentrace celkového uhlíku a dusíku ve vodě se budou stanovovat v nefiltrovaném vzorku pomocí LiquiTOC II (Elementar, Německo), minerální formy N po filtraci přes skleněné filtry s průměrem pórů 0.45 μm pomocí FIA Lachat QC8500 (Lachat instruments, USA). pH, koncentrace kyslíku a vodivost se budou měřit pomocí skleněné elektrody, kyslíkové sondy a vodivostní cely a měřáku WTW 340i multi (WTW, Německo).



Obr. 4: Schéma vertikálního mokřadu s pasivním nasáváním vzduchu. Plné čáry znázorňují tok čištěné vody a přerušované čáry tok vzduchu. 1. Přítok odpadní vody. 2. Elektrické uzávěry aktivované výškou hladiny: (a) přívod vzduchu (b) odtok přečištěné vody. 3. Rozvodné provzdušňovací potrubí. 4. Vrstva jemného štěrkopísku. 5. Vrstva hrubého štěrkopísku. 6. Regulace hladiny. 7. Rákos obecný. (Upraveno podle Lahav et al., 2001).



Obr. 5: Schéma vertikálního mokřadu s provzdušněním na základě kolísání hladiny. Plné čáry znázorňují tok čištěné vody a přerušované čáry tok vzduchu. 1. Přítok odpadní vody. 2. Odtok přečištěné vody řízený elektrickým uzávěrem. 3. Substrát z hrubého štěrkopísku. 4. Substrát z jemného štěrkopísku. 5. Regulace hladiny. 6. Rákos obecný. (Upraveno podle Tanner et al., 1999)



Obr. 6: Schéma vertikálního mokřadu s umělým provzdušněním a hladinou vody ve výšce 0,6m. Plné čáry znázorňují tok čištěné vody a přerušované čáry tok vzduchu. 1. Přítok odpadní vody. 2. Odtok přečištěné vody a regulace hladiny. 3. Čerpadlo vzduchu. 4. Provzdušňovací potrubí. 5. Substrát z hrubého štěrkopísku. 6. Substrát z jemného štěrkopísku. 7. Rákos obecný. (Upraveno podle Ouellet-Plamondon et al., 2006)

5. ČASOVÝ HARMONOGRAM

Tab. 1: Časový harmonogram plánovaného projektu.

	Červen 2012	Srpen 2012	Říjen 2012	Prosinec 2012	Červen 2013	Srpen 2013	Říjen 2013	Prosinec 2013
Příprava KČOV								
Odběr a analýza vzorků								
Vyhodnocování vzorků								
Konečná zpráva								

6. FINAČNÍ NÁKLADY PROJEKTU

Tab. 2: Finanční náklady projektu navrženého na dobu 2 let.

	2012	2013	Celkové náklady v Kč
Provozní materiál (chemikálie)	20 000	20 000	40 000
Nádoby na KČOV 4 x	12 000	0	12 000
Dávkovač odpadní vody	4 500	0	4 500
Rozvodné potrubí	500	0	500
Elektronický uzávěr vzduchu	2 000	0	2 000
Elektronický uzávěr vody 2 x	4 000	0	4 000
Elektronický snímač hladiny 2x	6 000	0	6 000
Čerpadlo vzduchu	2 000	0	2 000
Osobní ohodnocení	30 000	30 000	60 000
Celkem v Kč	81 000	50 000	131 000

7. OČEKÁVANÉ VÝSTUPY

Cílem projektu je porovnat vliv pasivního a umělého provzdušnění na rychlost nitrifikace v KČOV s vertikálním tokem. Požadovaná účinnost přeměny amonného a organického N na dusičnanový by měla být alespoň 70 %. Navrhovaný systém bude vhodný zejména pro kombinované KČOV, kde prokysličená odpadní voda bude následně převedena do anoxického stupně, který umožní denitrifikaci a proces anammox. Tím se zajistí účinnost odstranění N vyšší než 70 %, což povede k většímu uplatnění a rozšíření KČOV. Výsledky budou užitečné také pro lepší porozumění komplikovaného procesu odstraňování dusíku v KČOV.

8. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

DONG, C.; ZHU, W.; ZHAO, Y. Q.; GAO, M. Diurnal fluctuations in root oxygen release rate and dissolved oxygen budget in wetland mesocosm. *Desalination*. 2011, Vol. 272, s. 254–258.

DONG, Zeqin; SUN, Tieheng. A potential new process for improving nitrogen removal in constructed wetlands—Promoting coexistence of partial-nitrification and ANAMMOX. *Ecological engineering*. 2007, Vol. 31 s. 69–78.

FAULWETTER, Jennifer L.; GAGNON, Vincent; SUNDBERG, Carina; CHAZARENC, Florent; BURR, Mark D.; BRISSON, Jacques; CAMPER, Anne K.; STEIN, Otto R. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands : A review. *Ecological Engineering*. 2009, Vol. 35, s. 987–1004.

FISHER, J.; ACREMAN, M. C. Wetland nutrient removal : a review of the evidence. *Hydrology and Earth System Sciences*. 2004, Vol. 8, s. 673-685.

GAGNON, Vincent; MALTAIS-LANDRY, Gabriel; PUIGAGUT, Jaume; CHAZARENC, Florent; BRISSON, Jacques. Treatment of Hydroponics Wastewater Using Constructed Wetlands in Winter Conditions. *Water Air Soil Pollut*. 2010, Vol. 212, s. 483–490.

GERSBERG, R. M.; ELKINS, B. V.; LYON, S. R.; GOLDMAN, C. R. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Wat. Res*. 1986, Vol. 20, s. 363– 368.

HABERL, Raimund; GREGO, Stefano; LANGERGRABER, Günter; KADLEC, Robert H.; CICALINI, Anna-Rita; DIAS, Susete Martins; NOVAIS, Julio M.; AUBERT, Sylvie; GERTH, Andre; THOMAS, Hartmut; HEBNER, Anja. Constructed Wetlands for the Treatment of Organic Pollutants. *Jss - J Soils & Sediments*. 2003, Vol. 3, s. 109–124.

CHENG, Xiu-Yun; CHEN, Wen-Yin; GU, Bin-He; LIU, Xu-Cheng; CHEN, Fang; CHEN, Zhang-He, ZHOU, Xian-Ye; LI, Yu-Xiang; HUANG, Hua; CHEN, Yun-Jin. Morphology, ecology, and contaminant removal efficiency of eight wetland plants with differing root systems. *Hydrobiologia*. 2009, Vol. 623, s. 77–85.

JUST, Tomáš; FUCHS, Petr; PÍSAŘOVÁ, Miroslava. *Odpadní vody v malých obcích*. Praha : Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka ve spolupráci s Agenturou ochrany přírody a krajiny ČR, 1999. 119 s.

KOČKOVÁ, Eva. *Obnova venkova : Vegetační kořenové čistírny odpadních vod*. Brno : Ministerstvo zemědělství ČR v České zemědělské tiskárně s.r.o. Praha, 1994. 56 s.

KOLÁŘOVÁ, Helena. *Www.fs.cvut.cz* [online]. 2011 [cit. 2011-12-05]. Obecné zásady biologických čistírenských procesů. Dostupné z WWW: <<http://www.fs.cvut.cz/cz/u218/pedagog/predmety/5rocnik/tov/studmat/pdf/obezbcov.pdf>>.

KRAFT, Beate; STROUS, Marc; TEGETMEYER, Halina E. Microbial nitrate respiration – Genes, enzymes and environmental distribution. *Journal of Biotechnology*. 2011, Vol. 155, s. 104–117.

LAHAV, Ori; ARTZI, Eyal; TARRE, Sheldon; GREEN, Michal. Ammonium removal using a novel unsaturated flow biological filter with passive aeration. *Wat. Res.* 2001, Vol. 35, s. 397–404.

LEE, Chang-gyun; FLETCHER, Tim D.; SUN, Guangzhi. Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Eng. Life Sci.* 2009, Vol. 9, s. 11–22.

MALTAIS-LANDRY, Gabriel; MARANGER, Roxane; BRISSON, Jacques; CHAZARENC, Florent. Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands. *Water research*. 2009, Vol. 43, s. 535 – 545.

MLEJNSKÁ, Eva; ROZKOŠNÝ, Miloš; BAUDIŠOVÁ, Dana; VÁŇA, Miroslav; WANNER, Filip; KUČERA, Jiří. *Extenzivní způsoby čištění odpadních vod*. Praha : Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, veřejná výzkumná instituce, 2009. 119 s.

OUELLET-PLAMONDON, Claudiane; CHAZARENC, Florent; COMEAU, Yves; BRISSON, Jacques. Artificial aeration to increase pollutant removal efficiency of constructed wetlands in cold climate. *Ecological engineering*. 2006, Vol. 27, s. 258–264.

PAREDES, D.; KUSCHK, P.; MBWETTE, T. S. A.; STANGE, F.; MULLER, R. A.; KOSER, H. New Aspects of Microbial Nitrogen Transformations in the Context of Wastewater Treatment – A Review. *Eng. Life Sci.* 2007, Vol. 7, s. 13–25.

PITTER, Pavel. *Hydrochemie*. Praha : Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 1999. 568 s.

REDDY, K. R.; PATRICK, W. H.; LINDAU, C. W. Nitrification-Denitrification at the Plant Root-Sediment Interface in Wetlands. *Limnology and Oceanography*. 1989, Vol. 34, s. 1004-1013.

TANNER, Chris C.; EUGENIO, Joachim D.; MCBRIDE, Graham D.; SUKIAS, James P. S.; THOMPSON, Keith. Effect of water level fluctuation on nitrogen removal from constructed wetland mesocosms. *Ecological Engineering*. 1999, Vol. 12 s. 67–92.

TUNCSIPER, B. Nitrogen removal in a combined vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetland system. *Desalination*. 2009, Vol. 247, s. 466–475.

VAN HULLE, Stijn W. H.; VANDEWEYER, Helge J. P.; MEESCHAERT, Boudewijn D.; VANROLLEGHEM, Peter A.; DEJANS, Pascal; DUMOULIN, Ann. Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams. *Chemical Engineering Journal*. 2010, Vol. 162, s. 1–20.

VYMAZAL, Jan. *Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách*. Třeboň : ENVI s.r.o, 1995. 129 s.

VYMAZAL, Jan; KRÖPFELOVÁ, Lenka. A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage : First 2 years of operation. *Ecological Engineering*. 2011, Vol. 37, s. 90–98.

VYMAZAL, Jan; KRÖPFELOVÁ, Lenka. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. *Environmental Pollution*. 2008, Vol. 14, s. 23–52.

VYMAZAL, Jan. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow : A review. *Hydrobiologia*. 2011, Vol. 674, s. 133–156.

VYMAZAL, Jan. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci.Total Environ*. 2007, Vol. 380, s. 48–65.

WALLACE, Scott; AUSTIN, David. Emerging Models for Nitrogen Removal in Treatment Wetlands. *Journal of Environmental Health*. 2008, Vol. 71, s. 10–16.

WEN, Da; TAO, Yu. Versatility and application of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria. *Appl Microbiol Biotechnol*. 2011, Vol. 91, s. 887–894.

XUAN, Zhemin; CHANG, Ni-Bin; DARANPOD, Ammarin; WANIELISTA, Marty. Initial Test of a Subsurface Constructed Wetland with Green Sorption Media for Nutrient Removal in On-site Wastewater Treatment Systems. *Water Qual Expo Health*. 2009, Vol. 1, s. 159–169.

YE, Fenxia; LI, Ying. Enhancement of nitrogen removal in tower hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities. *Ecological Engineering*. 2009, Vol. 35, s. 1043–1050.

ZEMANOVÁ, K.; PICEK, T.; DUŠEK, J. EDWARDS, K.; ŠANTRŮČKOVÁ, H. Carbon, Nitrogen and Phosphorus Transformations are Related to Age of a Constructed Wetland. *Water Air Soil Pollut*. 2010, Vol. 207, s. 39–48.

ZHANG, Lei; ZHENG, Ping; TANG, Chong-jian; JIN, Ren-cun. Anaerobic ammonium oxidation for treatment of ammonium-rich wastewaters. *J Zhejiang Univ Sci B*. 2008, Vol. 9, s. 416–426.