

- for assessment ecological potential of heavily modified and artificial water bodies - category lake] [online]. České Budějovice: Biologické Centrum Akademie Věd ČR, v. v. i. 2013. Dostupné z: http://www.mzp.cz/cz/prehled_akceptovanych_metodik_vod.
- [18] Borovec, J. a Blabolil, P. *Vyhodnocení ekologického potenciálu silně modifikovaných a umělých vodních útvarů – kategorie jezero (in Czech) [Assessment of ecological potential of heavily modified and artificial water bodies - category lake]*. České Budějovice: Biologické Centrum Akademie Věd ČR, v. v. i. 2013.
- [19] Tušil, P.; Vyskoč, P.; Durčák, M.; Opatřilová, L.; Rosendorf, P.; Richter, P.; Němejcová, D.; Desortová B. a Prchalová, H. *Hodnocení chemického a ekologického stavu vodních útvarů povrchových vod pro účely tvorby druhých plánů povodí. (in Czech) [Assessment of chemical and ecological status of surface water bodies for the purpose of development of second river basin management plans.]* Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i. 2014.
- [20] Rosendorf, P.; Tušil, P.; Durčák, M.; Svobodová, J.; Beránková T. a Vyskoč, P. *Metodika hodnocení všeobecných fyzikálně-chemických složek ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (in Czech) [Methodology for assessment of general physico-chemical components of ecological status of surface waters - category river]* [online]. Závěrečná zpráva. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i. 2011. Dostupné z: http://www.mzp.cz/cz/prehled_akceptovanych_metodik_tekoucich_vod.
- [21] Opatřilová, L.; Němejcová, D.; Zahrádková, S.; Horký, P.; Desortová B. a Tušil, P. *Metoda pro hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých vodních útvarů – kategorie řeka (in Czech) [Methodology for assessment of ecological potential of heavily modified and artificial water bodies - category river]* [online]. Závěrečná zpráva. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i. 2013. Dostupné z: http://www.mzp.cz/cz/prehled_akceptovanych_metodik_tekoucich_vod.

Ing. Libor Ansoerge¹
(autor pro korespondenci)
doc. Ing. Josef Krása Ph.D.²

¹ Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. M., v. v. i.
V Podbabě 30
160 00 Praha 6
e-mail: libor_ansorge@vuv.cz

² České vysoké učení technické v Praze
Fakulta stavební
Katedra hydromeliorací a krajinného inženýrství
Thákurova 7
160 00 Praha 6

Possibilities of using the research project QI102A265 (Assessment of soil erosion and phosphorus loads leading to eutrophication of stagnant surface water bodies) in river basin management plans (Ansoerge, L.; Krása J.)

Erosion is an important source of pollution to water bodies. According to the Water Framework Directive, remedial measures must be designed in the River Basin Management Plans for water bodies not achieving good water status. The article describes results of the four-year project focused on assessment of soil erosion and phosphorus loads into vulnerable stagnant water bodies. The project targeted vulnerable areas within catchments that can be directly addressed in the process of updating of the River Basin Management Plans. Balancing the P sources at the inlet to the streams showed that, concerning the total phosphorus content, the soil erosion dominates in most of the catchments. However, the eutrophication potential is formed by dissolved P (P-PO₄), which is mostly produced by sewage waters. Particulate P produced by erosion plays only a little role in eutrophication process in most catchments. On the other hand, fertility of agricultural fields rapidly decreases as the silt particles and particulate P are transported to the waters. Project QI102A265 produced detailed methodology for balancing P sources within catchments. The methodology is directly applicable in the River Basin Management Plans in the Czech Republic. Moreover catchments of 58 stagnant water bodies (covering c. 31 500 km²) have been modelled, and sediment and erosion P fluxes were estimated here as well as the silting rate of all reservoirs and ponds within the catchments. All phosphorus sources were balanced for 38 large catchments. All the results are being summarized for the book and atlas to be available in 2014.

Key words

Eutrophication – erosion – river basin management plans – proposals for action

Tento článek byl recenzován a je otevřen k diskusi do 30. června 2014. Rozsah diskusního příspěvku je omezen na 2 normostrany A4, a to včetně tabulek a obrázků. Příspěvky pošlete na e-mail stransky@vodnihospodarstvi.cz.

Hybridní kořenová čistírna se zvýšeným účinkem při odstraňování dusíku

Jan Vymazal, Lenka Kröpfelová, Petr Hrnčíř

Abstrakt

V článku je popsána účinnost hybridní kořenové čistírny v průběhu devatenáctiměsíčního sledování. Hybridní kořenová čistírna se skládá ze tří mokřadů: vertikálního vodou nasyceného filtru, vertikálního zkrápěného filtru a horizontálně protékaného filtru. Experimentální kořenová čistírna byla v provozu v areálu městské čistírny odpadních vod v Třeboni. Celková plocha čistírny byla 10,1 m², průměrný denní průtok byl 246 l/d po dobu 15 měsíců, čtyři poslední měsíce byl průtok zvýšen na 510 l/d. Průtok odpadní vody byl rozdělen na dvě půlhodinová čerpání v 12hodinovém intervalu. Účinnost hybridní kořenové čistírny dosáhla v průměru 91,5 % pro BSK₅, 84,3 % pro CHSK_{Cr}, 95,8 % pro nerozpuštěné látky a 84,1 % pro N-NH₄. Dosažené výsledky ukazují, že tento systém je schopen trvale zajistit na odtoku koncentraci N-NH₄ < 5 mg/l a Ncelk. < 10 mg/l, což je koncentrace výrazně nižší, než povoluje Nařízení vlády č. 61/2003 Sb.

Klíčová slova

kořenová čistírna – splaškové vody – amoniak – dusík – rákos

Úvod

Umělé mokřady se používají pro čištění různých druhů odpadních vod již více než 40 let. Nejčastěji používaným typem umělých mokřadů pro čištění městských odpadních vod v České republice jsou mokřady s horizontálním podpovrchovým průtokem. Tyto systémy většinou bez problémů splňují požadavky na kvalitu vypouštěné vody z hlediska organických a nerozpuštěných látek, ale odstraňování amoniaku a fosforu je poměrně nízké [1, 2, 3, 4]. Hlavním důvodem nízké eliminace amoniaku v kořenových čistírnách s horizontálním prouděním (H-KČOV) jsou anaerobní podmínky ve filtračních polích, které jsou dány stálou saturací filtračních polí, protože hladina vody je ve filtračních polích udržována těsně pod povrchem. Difuze kyslíku z atmosféry do vodou saturovaného prostředí je téměř 10 000x nižší ve srovnání s difuzí kyslíku do odvodněného substrátu [5]. Dalším zdrojem kyslíku ve filtračním poli je kyslík, který difunduje z kořenů mokřadních rostlin. Tento kyslík však proniká pouze do velmi tenké vrstvy filtračního substrátu v okolí kořenů [6]. Z těchto důvodů je aerobní nitrifikace amoniaku v kořenových čistírnách s horizontálním průtokem velmi limitovaná a koncentrace amoniaku na odtoku z kořenových čistíren se často pohybuje nad přípustnou hranicí 20 mg/l při čištění splaškových vod [3, 7].

Jednou z možností, jak zvýšit účinnost umělých mokřadů při odstraňování amoniaku, je použití kořenové čistírny s vertikálním průtokem (V-KČOV). Tento typ umělých mokřadů se liší od kořenových čistíren s horizontálním průtokem především tím, že odpadní voda je čerpána na povrch mokřadu přerušovaně několikrát za den [2]. Po prosáknutí každé dávky odpadní vody může kyslík difundovat z atmosféry do filtračního lože, které se následně stává aerobním, čímž vznikají vhodné podmínky pro nitrifikaci amoniaku [8, 9]. Koncentrace amoniaku na odtoku z vertikálních umělých mokřadů se běžně pohybuje pod hranicí 5 mg/l [3]. Na druhé straně však vzhledem k dobrému

provzdušnění filtračního lože nedochází k denitrifikaci a na odtoku lze většinou naměřit vysoké koncentrace N-NO₃ [7].

V případech, kde je žádoucí odstraňovat celkový dusík vzhledem k využití vody v recipientu, se v poslední době využívají systémy, ve kterých se kombinují horizontální a vertikální kořenové čistírny. Kombinace těchto dvou variant umožňuje vysokou eliminaci celkového dusíku a zároveň spolehlivou eliminaci organických a nerozpuštěných látek [3]. Kombinované (hybridní) umělé mokřady byly sice poprvé použity již v polovině 60. let minulého století [10], ale jejich velký rozvoj nastal až ve druhé polovině 90. let 20. století, kdy v různých evropských zemích byly přijaty přísnější limity pro vypouštění dusíku. Existují dva způsoby, jak kombinovat vertikální a horizontální kořenové čistírny. Nejčastěji je používán systém, kde první část tvoří vertikální mokřad a druhou část horizontální mokřad [11–15]. V první (aerobní) části systému dochází k eliminaci organických a nerozpuštěných látek a k nitrifikaci amoniaku. Ve druhé (anaerobní) části systému pak dochází k další eliminaci organických a nerozpuštěných látek a k denitrifikaci dusičnanů. Denitrifikace však v tomto případě může být limitována nízkou koncentrací organických látek, které byly odstraněny v první, vertikální části. Při druhém způsobu je nejdříve odpadní voda přivedena na horizontální mokřad, kde jsou eliminovány organické a nerozpuštěné látky. Poté je odpadní voda vedena na vertikální mokřad, kde dochází k nitrifikaci. Takto vyčištěná odpadní voda s vysokým obsahem nitrátů je recirkulována zpět před horizontální mokřad, případně do předčištění (např. šterbinové nádrže), kde je zajištěna dostatečná koncentrace organických látek nutných pro denitrifikaci [16, 17].

Experimentální zařízení

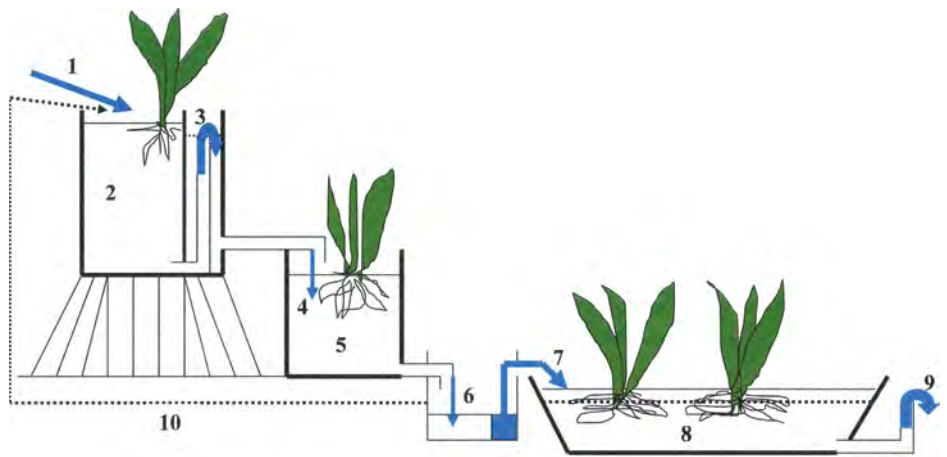
Poloprovozní hybridní umělý mokřad (obr. 1) byl umístěn v areálu ČOV Třeboň a byl v provozu od dubna 2007 do října 2010. Hybridní kořenová čistírna se skládá ze tří částí (obr. 1). První část tvoří vodou nasycený vertikální mokřad, druhou část tvoří skrápěný vertikální mokřad a třetí část tvoří mokřad s horizontálním podpovrchovým průtokem. Celková plocha všech tří mokřadů je 10,1 m².

Mechanicky předčištěná odpadní voda z ČOV Třeboň byla čerpadlem dávkována dvakrát denně do prvního anaerobního (vodou nasyceného) vertikálního filtru. Denní průtok byl rozdělen na dvě půlhodinová čerpání ve dvanáctihodinovém intervalu (v 8:00 a 20:00). Anaerobní filtr má kruhový půdorys o průměru 1,8 m a je 1 m vysoký (celková plocha 2,54 m²). Náplň filtru tvoří drcené kamenivo o zrnitosti 4–8 mm (pórovitost 46 %) do výšky 50 cm, vrchních 40 cm je vyplněno drceným kamenivem 16–32 mm (pórovitost 50 %). Celková výška filtrační náplně je 0,90 m a filtr je osázen rákosem obecným (*Phragmites australis*). Výška vodní hladiny ve filtru

je udržována cca 5 cm pod úrovní povrchu filtrační náplně pomocí odtokové trubky, která je ze dna filtru vyvedena směrem vzhůru cca 5 cm pod úrovní povrchu filtrační náplně (obr. 1).

Po sepnutí čerpadla je voda čerpána na povrch prvního filtru, a tím je z prvního filtru voda gravitačně vytlačována do druhého, skrápěného aerobního vertikálního filtru. Tento filtr má obdélníkový půdorys (1,2 x 1,3 m, plocha 1,56 m²) a původně byl vyplněn drceným kamenivem o zrnitosti 4–8 mm. Od poloviny roku 2008 byl filtr vyplněn taženým pískem (0–4 mm, porozita 33 %). Výška pískové filtrační náplně je 0,80 m, přičemž na dně a na povrchu je 10cm vrstva šterku (4/8 mm). Filtr je osázen rákosem obecným (*P. australis*). Voda přitéká na povrch mokřadu tak, že zaplaví celý povrch, protéká gravitačně celým profilem nádrže, je sbírána na dně a gravitačně přepadá do čerpací jímky (obr. 1). Oba vertikální mokřady jsou zobrazeny na obrázku 2.

Z čerpací jímky je voda částečně čerpána na horizontálně protékající mokřad (obr. 3) a částečně recirkulována do prvního filtru. Recirkulační poměr je 100 % (1 : 1). Horizontální kořenové pole s podpovrchovým průtokem (délka 8 m, šířka 0,75 m, hloubka 0,7 m, celková plocha 6 m²) je osázeno chrasticí rákosovitou (*Phalaris arundinacea*). Rozvodná a sběrná zóna (cca 0,5 m) jsou vyplněny drceným kamenivem o velikosti 16–32 mm, zbytek pole tvoří drcené kamenivo frakce 4–8 mm. Horizontální pole je odděleno od podloží plastovou fólií převrstvenou geotextilií. Vyčištěná odpadní voda odtéká z kořenového pole do šachty, kde je umístěno kalové čerpadlo s plovákem, které vyčištěnou odpadní vodu čerpá zpět do uzavřeného systému ČOV Třeboň, vzhledem k tomu, že vhodný recipient je příliš daleko. Průměrný průtok do systému byl 246 l/d v období březen 2009–červen 2010, poté byl průtok zvýšen na 510 l/d.



Obr. 1. Experimentální hybridní kořenová čistírna. 1 = přítok mechanicky předčištěné odpadní vody, 2 = anaerobní vertikální umělý mokřad, 3 = odtok z prvního mokřadu, 4 = přítok vody na druhý mokřad, 5 = aerobní, vertikálně protékající skrápěný umělý mokřad, 6 = sběrná šachta, 7 = přítok na horizontální umělý mokřad, 8 = horizontální mokřad, 9 = finální odtok, 10 = recirkulace



Obr. 2. Vodou saturovaný (anaerobní) vertikální mokřad (vlevo) a volně průtočný (aerobní) vertikální mokřad (vpravo)



Obr. 3. Horizontálně protékající umělý mokřad, tj. klasická kořenová čistírna

V letech 2007 a 2008 probíhaly první pokusy, které byly prováděny řadou „technologických“ potíží, ale naznačily možnosti tohoto hybridního umělého mokřadu [18]. V roce 2009 byl provoz experimentálního zařízení zahájen 12. března a bez přerušení byla měření prováděna až do 12. října 2010.

Po celou dobu provozu (17 měsíců) byly vzorky vody odebírány ze čtyř profilů:

1. přítok mechanicky předčištěné odpadní vody z usazovací nádrže městské čistírny;
2. odtok z prvního anaerobního vertikálního mokřadu;
3. odtok z druhého aerobního vertikálního mokřadu;
4. finální odtok z kořenové čistírny.

V roce 2009 byly vzorky odebírány 2x týdně, v roce 2010 jednou týdně. Celkem bylo provedeno 110 odběrů. Ve druhé polovině června (22. 6.) bylo nainstalováno do systému šest sond na měření redoxního potenciálu a dvě sondy na měření teploty. Jednotlivé redox sondy byly umístěny takto:

1. v odtokové šachtici prvního filtru v hloubce 80 cm;
2. v odtokové šachtici prvního filtru v hloubce 15 cm;
3. ve sběrné šachtě za 2. vertikálním mokřadem;
4. 10 cm za rozvodnou zónou v H-KČOV v hloubce 30 cm;
5. 10 cm před odtokovou zónou kořenové čistírny v hloubce 10 cm;
6. 10 cm před odtokovou zónou kořenové čistírny v hloubce 30 cm.

Sondy na měření teploty byly umístěny ve sběrné šachtě za druhým vertikálním mokřadem a 20 cm pod povrchem H-KČOV v místě čtvrté redox sondy. Hodnoty redoxního potenciálu i teploty byly měřeny kontinuálně s desetiminutovým intervalem.

V prosinci 2009 byl rákos v prvních dvou filtrech posekán a sklizená biomasa byla použita na zakrytí povrchu obou filtrů do výšky cca 20 cm.

Výsledky a diskuse

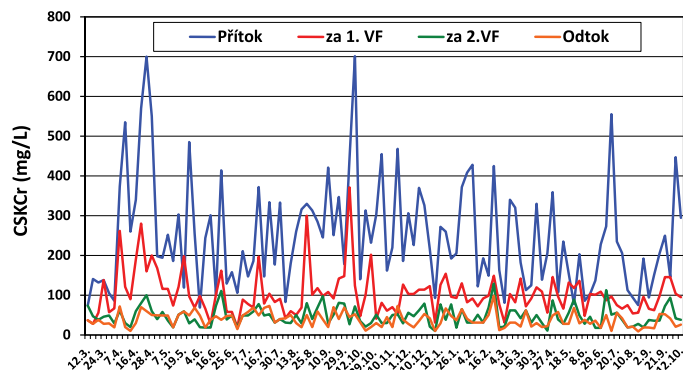
Na **obrázku 4** je znázorněno odstraňování CHSK_{Cr} . Výsledky ukazují, že koncentrace organických látek na přítoku výrazně kolísá. Obdobné kolísání není příliš častým jevem na čistírně pro 8 000 EO, ale tento trend byl pozorován i v předcházejících letech. Průměrné hodnoty za sledované období činily 249, 104, 47 a 39 mg/l v jednotlivých odběrových profilech. Z obrázku je vidět, že na odstranění CHSK_{Cr} se především podílely oba vertikální filtry, zatímco v posledním horizontálním mokřadu došlo jen k mírnému snížení koncentrace CHSK_{Cr} . Celková účinnost systému dosáhla pro CHSK_{Cr} 84 %. Průměrná koncentrace BSK_5 na přítoku činila v daném období 107 mg/l, po průtoku anaerobním filtrem se koncentrace BSK_5 snížila na 35 mg/l. Po průchodu druhým vertikálním filtrem se koncentrace snížila na 13,8 mg/l a průměrná koncentrace BSK_5 na odtoku byla 9,1 mg/l, což představuje celkovou účinnost 92 %. I zde je vidět, že koncentrace BSK_5 nejvíce poklesla po průchodu první vertikálním mokřadem.

Eliminace amoniaku v systému je znázorněna na **obrázku 5**. Z obrázku je vidět, že i koncentrace $\text{NH}_4\text{-N}$ má přítoku výrazně kolísá v průběhu roku. Koncentrace $\text{NH}_4\text{-N}$ se po průchodu prvním anaerobním filtrem snižují pouze minimálně a v průběhu celého období se pohybovaly většinou mezi 10 a 30 mg/l. Po průchodu druhým aerobním vertikálním mokřadem se koncentrace $\text{NH}_4\text{-N}$ snížila na hodnoty pod 10 mg/l po dvou týdnech provozu a po dalších dvou měsících ustálila pod hodnotou 5 mg/l. Pod touto hodnotou se koncentrace $\text{NH}_4\text{-N}$ držela až do konce provozu, s několika výjimkami, které jsou uvedeny dále v textu. Průměrná koncentrace $\text{NH}_4\text{-N}$ na přítoku byla 26,4 mg/l, po průchodu prvním filtrem 18,7 mg/l, po průchodu aerobním filtrem 3,4 mg/l a na odtoku 4,2 mg/l.

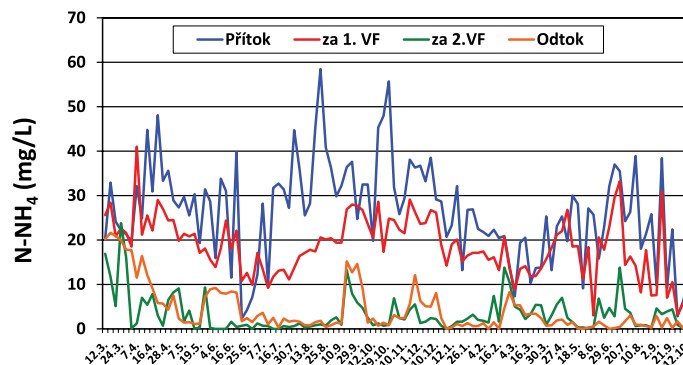
Oxidace amoniaku velmi dobře koresponduje s koncentracemi dusičnanů, které vznikají jeho oxidací (**obr. 6**). Po průchodu aerobním filtrem se koncentrace dusičnanů výrazně zvyšují a v kořenové čistírně jsou efektivně eliminovány. Průměrné koncentrace na čtyřech profilech byly 0,5 mg/l, 0,1 mg/l, 13,2 mg/l a 4,4 mg/l.

Nerozpuštěné látky jsou v hybridní kořenové čistírně eliminovány velmi efektivně. Průměrná koncentrace na přítoku 64 mg/l se snižovala v každém stupni až na výslednou průměrnou koncentraci 2,7 mg/l na odtoku, což představuje účinnost téměř 96 %. Průměrná koncentrace celkového fosforu 4,0 mg/l na přítoku se snížila na 2,8 mg/l na odtoku, při celkové účinnosti 30 %.

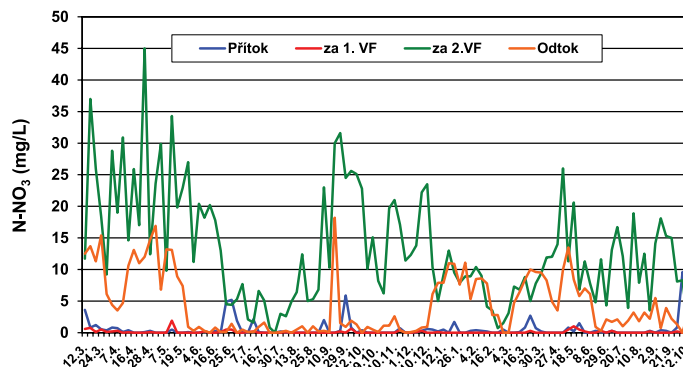
Hybridní kořenové čistírny se používají v případě, že je nutno odstranit z odpadní vody jak amoniak, tak dusičnany vzniklé oxidací amoniaku [19]. Nejčastěji se používá kombinace V-H KČOV [13, 15, 20, 21], kdy v prvním aerobním mokřadu se amoniak oxiduje na dusičnany a ve druhém anoxickém mokřadu probíhá denitrifikace. Obdobného efektu lze dosáhnout i kombinací dvou vertikálních



Obr. 4. Odstraňování CHSK_{Cr} v hybridním umělém mokřadu



Obr. 5. Odstraňování $\text{NH}_4\text{-N}$ v hybridním umělém mokřadu



Obr. 6. Odstraňování $\text{NO}_3\text{-N}$ v hybridním umělém mokřadu

mokřadů, kde jeden z filtrů je protékán přerušovaně směrem dolů a druhý vertikální mokřad je protékán odspodu nahoru, a tudíž saturovaný vodou a anaerobní [22, 23]. Langergraber et al. [24] použili kombinaci dvou přerušovaně protékajících vertikálních mokřadů, z nichž ve druhém byla ponechána 20cm saturovaná vrstva u dna. Ve srovnání se systémem, kde v sérii byly zapojeny dva vertikální mokřady bez této vrstvy, byl systém se saturovanou vrstvou výrazně efektivnější při odstraňování celkového dusíku. Kombinace umělých mokřadů, která byla použita v tomto experimentu, prozatím nebyla odzkoušena.

V **tabulce 1** je shrnuta účinnost hybridní kořenové čistírny v období březen 2009–říjen 2010. V daném období vykázala čistírna výbornou účinnost při odstraňování organických a nerozpuštěných látek. Tato skutečnost není překvapivá, protože vysokou účinnost odstraňování organických a nerozpuštěných látek vykazují i samostatné H-KČOV i V-KČOV [3].

Eliminace amoniaku dosáhla za celé období 84 %, což je účinnost srovnatelná s účinností vertikálních kořenových čistíren s přerušovaným dávkováním odpadní vody [3]. Jak je vidět z **obrázku 3**, eliminace amoniaku byla poměrně stálá i v zimním období, kdy se teplota vzduchu i vody pohybovala téměř čtyři měsíce pod 5 °C (**obr. 7**) a v zimním období teplota vzduchu klesala pod minus 20 °C (**tab. 2**). Na **obrázku 3** je vidět, že v září a prosinci 2009 došlo krátkodobě ke zvýšení koncentrace amoniaku na odtoku z čistírny nad 10 mg/l.

Tabulka 1. Celkové hodnocení účinnosti hybridní kořenové čistírny v období březen 2009–říjen 2010. V závorkách jsou uvedeny směrodatné odchylky (n=110)

	Přítok (mg/l)	Odtok VF1 (mg/l)	Odtok VF2 (mg/l)	Odtok HF (mg/l)	Celková účinnost (%)
BSK ₅	107 (72)	35 (34)	13,8 (9,3)	9,1 (6,2)	91,5
CHSK _{Cr}	249 (135)	104 (55)	47 (24)	39 (18)	84,3
NL	64 (62)	16,6 (16,4)	6,0 (4,8)	2,7 (2,4)	95,8
NH ₄ -N	26,4 (10,9)	18,7 (6,6)	3,4 (4,1)	4,2 (5,2)	84,1
NO ₃ -N	0,5 (1,3)	0,1 (0,3)	13,2 (8,9)	4,4 (4,7)	
TP	4,0 (1,8)	3,4 (1,1)	2,9 (1,1)	2,8 (2,4)	30,0

Toto zvýšení bylo způsobeno krátkodobým hydraulickým přetížením systému (až desetinásobně), neboť v této době probíhala v areálu třeboňské ČOV výstavba bioplynové stanice a rekonstrukce městské ČOV a v důsledku častého vypínání elektrického proudu došlo k poruše časových spínačů pro čerpání vody. Tyto provozní problémy se však neprojevovaly při odstraňování organických látek (obr. 2).

Eliminace dusičnanů proběhla jednak v saturovaném vertikálním mokřadu, kam byla recirkulována voda po průchodu druhým aerobním vertikálním mokřadem, a jednak v anoxické kořenové čistírně s horizontálním průtokem na konci experimentálního systému. První mokřad zde v podstatě plní funkci „předřazené“ denitrifikace. Úplné odstranění dusičnanů je pravděpodobně limitováno nízkou koncentrací organických látek v kořenové čistírně.

Měření oxidačně-redukčního potenciálu (ORP) potvrdila předpoklad, že první a třetí mokřad jsou anaerobní a druhý vertikální mokřadní filtr je aerobní. Průměrné hodnoty ORP (průměr z 422 denních průměrů) ve vodě odtékající z prvního vertikálního filtru byly prakticky nezávislé na hloubce v odtokové trubce: -427 (±5,7) mV v hloubce 15 cm a -426(±15,9) mV v hloubce 80 cm. Navíc tato čísla ukazují na velmi stabilní prostředí, neboť kolísání hodnot ORP je naprosto minimální. Po průtoku druhým (přerušované skráceným) vertikálním filtrem dosáhla průměrná hodnota ORP 219 (±58) mV. Na začátku horizontálního pole byla průměrná hodnota ORP v hloubce 30 cm -136 (±72) mV a na konci horizontálního pole činily průměrné hodnoty ORP -316 (±90) mV v hloubce 10 cm a -340 (±77) mV v hloubce 30 cm. Naměřené hodnoty ORP velmi dobře korespondují s procesy, které se podílejí na odstraňování dusíku.

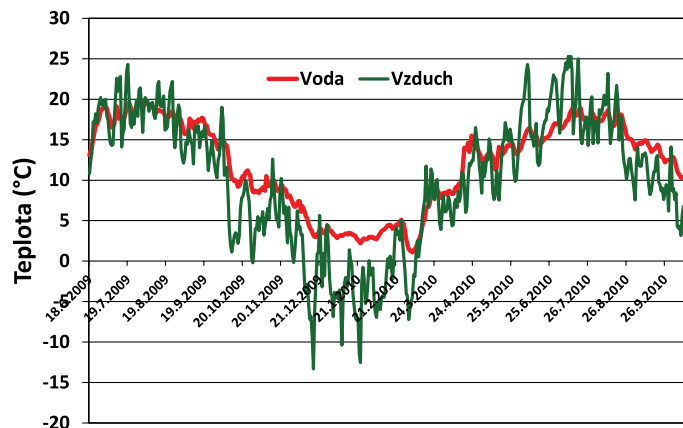
Závěr

Hybridní kořenové čistírny, které kombinují aerobní a anoxické/anaerobní umělé mokřady, jsou velmi efektivní při odstraňování organického dusíku z odpadní vody. Účinnost hybridní kořenové čistírny, která byla instalována na městské čistírně odpadních vod v Třeboni, dosáhla v průměru 91,5 % pro BSK₅, 84,3 % pro CHSK_{Cr}, 95,8 % pro nerozpuštěné látky a 84,1 % pro N-NH₄. Velmi povzbudivé jsou především výsledky při odstraňování N-NH₄, protože koncentrace N-NH₄ na odtoku se pohybovala pod hranicí 5 mg/l i v zimním období, kdy teplota vody klesá pod 5 °C. Výsledky, které byly získány v průběhu kontinuálního sledování po dobu 19 měsíců, prokázaly velkou stabilitu vyčištěné vody, a to i v průběhu zimních měsíců.

Poděkování: Výzkum byl podpořen grantem Ministerstva školství, mládeže a tělovýchovy č. ME 876 Využití umělých mokřadů s přerušovaným vertikálním průtokem pro čištění odpadní vody.

Literatura/References

- [1] Vymazal J., 1995. Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách. ENVI Třeboň a Ekologie a využití mokřadů, Praha (in Czech). Wastewater Treatment in Constructed Wetlands. ENVI Třeboň.
- [2] Vymazal, J.; Brix, H.; Cooper, P.F.; Green, M. B. a Haberl, R., 1998. (Eds.). Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. Backhuys Publishers, Leiden, Nizozemí, 1998.
- [3] Vymazal, J. a Kröpfelová, L., 2008. Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. Springer, Dordrecht, Nizozemí.
- [4] Kadlec, R. H. a Wallace, S.R., 2009. Treatment wetlands. 2. vydání. CRC Press, Boca Raton, USA.
- [5] Greenwood, D. J., 1961. The effect of oxygen concentration on the decomposition of organic materials in soils. Plant Soil 14, 360–376.
- [6] Armstrong, W.; Armstrong, J. a Beckett, P.M., 1990. Measurement and modelling



Obr. 7. Průměrné denní teploty vzduchu ve výšce dvou metrů nad zemí a průměrné denní teploty vody v H-KČOV v období březen 2009–říjen 2010

Tabulka 2. Souhrn teplot vody a vzduchu v období červen 2009 – říjen 2010. Údaje ve °C

	Průměr za celé období	Maximální denní průměr	Minimální denní průměr	Maximální okamžitá	Minimální okamžitá
vzduch	10,0	25,3	-13,3	38,1	-21,6
voda	12,0	19,9	1,1	20,8	0,9

of oxygen release from roots of *Phragmites australis*. In: Cooper P.F. a Findlater B.C. (eds.), Constructed wetlands in water pollution control. Pergamon Press, Oxford, Velká Británie, pp. 41–51.

- [7] Vymazal, J., 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. Science of the Total Environment 380, 48–65.
- [8] Copper, P.F., 2005. The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. Water Science and Technology 51(9), 81–90.
- [9] Cooper, P.F., 1999. A review of the design and performance of vertical flow and hybrid reed bed treatment systems, Water Science and Technology 40(3), 1–9.
- [10] Seidel, K., 1965. Neue Wege zur Grundwasseranreicherung in Krefeld, Vol. II. Hydrobotanische Reinigungsmethode. GWF Wasser/Abwasser 30: 831–833.
- [11] Vymazal, J., 2005. Constructed wetlands with horizontal sub-surface flow and hybrid systems for wastewater treatment. Ecological Engineering 25, 478–490.
- [12] O'Hogain, S., 2003. The design, operation and performance of a municipal hybrid reed bed treatment system. Water Science and Technology 48, 119–126.
- [13] Öövel, M.; Tooming, A.; Muring, T. a Mander, Ü., 2007. Schoolhouse wastewater purification in a LWA-filled hybrid constructed wetland in Estonia. Ecological Engineering 29, 17–26, 2007.
- [14] Serrano, L.; de la Vega, D.; Ruiz, I. a Soto, M., 2011. Winery wastewater treatment in a hybrid constructed wetland. Ecological Engineering 37, 744–753.
- [15] Foladori, P.; Ortigara, A. R. C.; Ruaben, J. a Andreottola, G., 2012. Influence of high organic loads during the summer period on the performance of hybrid constructed wetlands (VSSF+HSSF) treating domestic wastewater in the Alps region. Water Science and Technology 65(5), 890–897.
- [16] Brix, H.; Arias, C. a Johansen, N.H., 2003. Experiments in a two-stage constructed wetland system: nitrification capacity and effects of recycling on nitrogen removal. In: Wetlands-Nutrients, Metals and Mass Cycling, J. Vymazal, ed., Backhuys Publishers, Leiden, Nizozemí, pp. 237–258.
- [17] Masi F. a Martinuzzi N. 2007. Constructed wetlands for the Mediterranean countries: hybrid systems for water reuse and sustainable sanitation. Desalination 215, 44–55.
- [18] Vymazal, J. a Kröpfelová, L., 2011. A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: First 2 years of operation. Ecological Engineering 37: 90–98.
- [19] Vymazal, J., 2013. The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: A review of a recent development. Water Research 47: 4795–4811.
- [20] Serrano, L.; de la Vega, D.; Ruiz, I. a Soto, M., 2011. Winery wastewater treatment in a hybrid constructed wetland. Ecological Engineering 37: 744–753.
- [21] Zhai, J.; Xiao, H. W.; Kujawa-Roeleveld, K.; He, Q. a Kerstens, S.M., 2011. Experimental study of a novel hybrid constructed wetland for water reuse and its application in Southern China. Water Science and Technology 64(11): 2177–2184.
- [22] Zhang, S. Y.; Zhou, Q. H.; Xu, D.; He, F.; Cheng, S. P.; Liang, W.; Du, C. a Wu, Z. B., 2010. Vertical-flow constructed wetlands applied in a recirculating aquaculture

system for Channel catfish culture: Effects on water quality and zooplankton. Polish Journal of Environmental Studies 19: 1063–1070.

- [23] Zhao, Y. J.; Hui, Z.; Chao, X.; Nie, E.; Li, H. J.; He, J. a Zheng, Z., 2011. Efficiency of two-stage combinations of subsurface vertical down-flow and up-flow constructed wetland systems for treating variation in influent C/N ratios of domestic wastewater. Ecological Engineering 37: 1546–1554.
- [24] Langergraber, G.; Pressl, A.; Leroch, K.; Rohrhofer, R. a Haberl, R., 2011. Long-term behaviour of a two-stage CW system regarding nitrogen removal. Water Science and Technology 64: 1137–1141.

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc. ^{1, 2)} (autor pro korespondenci)
Ing. Lenka Kröpfelová, Ph.D. ²⁾
Petr Hrnčíř ³⁾

¹⁾ Česká zemědělská univerzita v Praze
Fakulta životního prostředí
katedra aplikované ekologie
Kamýčká 129
165 21 Praha 6
vymazal@knc.czu.cz

²⁾ ENKI, o. p. s.
Dukelská 145
379 01 Třeboň

³⁾ EKOS Hrnčíř
Litoměřická 17
411 41 Žitenice

Hybrid constructed wetland with enhanced removal of nitrogen (Vymazal, J.; Kröpfelová, L.; Hrnčíř, P)

Abstract

The paper describes treatment efficiency of a hybrid constructed wetland during the 19-months period. Hybrid constructed wetland consists of saturated vertical flow wetland, free-drain vertical flow wetland and subsurface flow horizontal wetland. The experimental treatment system was located at the Třeboň Wastewater Treatment Plant. The total surface area of the constructed wetland was 10.1 m² and mean flow has been kept at 246 l/d for 15 months, while the last four months the flow was increased to 510 l/d. The system was fed twice a day for 30 minutes. The mean treatment efficiency amounted to 91.5 %, 84.3 %, 95.8 % and 84.1 % for BOD₅, COD, TSS and N-NH₄⁺, respectively. The results revealed that the system was able to provide continuously outflow N-NH₄⁺ and anorg-N concentrations below 5 mg/l and 10 mg/l, respectively.

Key words

constructed wetland – municipal wastewater – ammonia – nitrogen – reeds

Tento článek byl recenzován a je otevřen k diskusi do 30. června 2014. Rozsah diskusního příspěvku je omezen na 2 normostrany A4, a to včetně tabulek a obrázků. Příspěvky posílejte na e-mail stransky@vodnihospodarstvi.cz.

Emise oxidu dusného při čištění odpadních vod

Lukáš Pacek, Pavel Švehla, Josef Radechovský,
Helena Hrnčířová

Abstrakt

Oxid dusný (N₂O) je významný skleníkový plyn rozkládající ozonovou vrstvu. Procesy čištění odpadních vod se postupně zařazují mezi jeho největší antropogenní zdroje. Popsání biochemických pochodů a podmínek vedoucích k uvolňování N₂O na čistírnách odpadních vod je zásadní z hlediska možného omezení emisí oxidu dusného.

Předkládaný článek shrnuje hlavní biochemické pochody a fyzikálně-chemické podmínky, které mohou vést k produkci N₂O. Jako faktory, které při biologickém čištění odpadních vod nejvíce přispívají k jeho tvorbě, lze označit nízkou koncentraci kyslíku, nízký poměr CHSK/N v průběhu denitrifikace a přítomnost vyšší koncentrace dusitanů v průběhu nitrifikace i denitrifikace.

Příspěvek dále definuje optimální a rizikové provozní podmínky na čistírnách odpadních vod z hlediska produkce N₂O při čištění komunálních odpadních vod. Pozornost je věnována také zhodnocení potenciálu produkce N₂O alternativními procesy odstraňování dusíkatého znečištění, jako je zkrácená nitrifikace, deamonifikace atd. Základní parametry výrazně omezující možnosti emisí N₂O jsou vysoká účinnost odstranění dusíkatého znečištění a stabilita provozních podmínek. Za rizikové provozní faktory z hlediska tvorby N₂O lze naopak označit semikontinuální režim čištění odpadních vod a časté změny provozních podmínek.

Klíčová slova

oxid dusný – emise – skleníkový plyn – čištění odpadních vod

1. Úvod

Celosvětový nárůst emisí skleníkových plynů způsobený činností člověka je pravděpodobně hlavním původcem jevu nazývaného globální změna klimatu. Vedle oxidu uhličitého a metanu přispívá ke skleníkovému efektu nejvíce oxid dusný. Jako skleníkový plyn je cca 300x účinnější než oxid uhličitý. Jeho celkové emise jsou co do objemu o několik řádů nižší než emise CO₂, ale podíl N₂O na tvorbě skleníkového efektu byl v roce 2004 vyčíslen na 7,9 %. V atmosféře je relativně perzistentní s průměrnou dobou setrvání 114 let [1]. N₂O je v současnosti také plyn s největším negativním vlivem na koncentraci

stratosférického ozonu a jeho koncentrace v atmosféře nadále stoupá [2]. Největším antropogenním emitorem je v současnosti zemědělství (80 %), dalšími zdroji pak spalování biomasy a fosilních paliv, zpracování organických hnojiv, výroba kyseliny adipové a dusičné a čištění odpadních vod (OV) [1].

Právě význam posledního zmíněného zdroje v poslední době výrazně narůstá. V roce 1990 byl světový podíl čištění odpadních vod (ČOV) na celkových emisích N₂O odhadnut na 3,2 %, což odpovídá 0,22 Mt N-N₂O za rok, a ČOV se tak staly šestým největším antropogenním zdrojem [3]. K podobné hodnotě, 2,8 %, dospěl i Mezivládní panel pro změny klimatu, který také předpokládá další nárůst emisí N₂O z čistírenských technologií o cca 13 % do roku 2020. Stejní autoři však také poukazují na to, že vzhledem k absenci standardizovaných metod pro detekci a výpočet emisí N₂O z procesů čištění OV je třeba počítat s velkou chybou odhadu a reálná hodnota se může pohybovat mezi 30 % až 300 % uvedených čísel [1]. Zmíněná hodnota, jakkoli nepřesná, však může být výrazně vyšší, pokud zohledníme také emise vznikající při čištění skládkových výluhů, průmyslových OV a při aplikaci alternativních biochemických technologií odstraňování dusíku z OV [4]. Pro co možná nejobektivnější posuzování celkového dopadu provozu ČOV na stav životního prostředí se v rámci vyspělých zemí a regionů stále více přihlíží i k emisím N₂O při procesu čištění OV [5].

Drtivá většina produkce N₂O při provozu současných ČOV je spojena s biochemickými přeměnami dusíkatých látek probíhajícími za účelem odstranění dusíkatého znečištění, tedy s nitrifikací a denitrifikací. Dusík je v surové OV obvykle přítomen ve formě amoniakálního dusíku (N-amon), tzn. disociované formy N-NH₄⁺ a nedisociované formy N-NH₃. Při nitrifikaci dochází ve dvou krocích k oxidaci N-amon na dusičnanový dusík (N-NO₃⁻). V prvním kroku je N-amon oxidován na dusitanový dusík (N-NO₂⁻) činností chemolitotrofních bakterií souhrnně označovaných jako Ammonia Oxidizing Bacteria (AOB). Tento proces je nazýván nitratace a skládá se ze dvou fází. V první fázi probíhá oxidace N-amon na meziprodukt hydroxylamin (NH₂OH) a ten je následně dále oxidován na N-NO₂⁻. Ve druhém kroku (nitrataci) je vzniklý N-NO₂⁻ dále oxidován na N-NO₃⁻ chemolitotrofní skupinou mikroorganismů nazývanou Nitrite Oxidizing Bacteria (NOB). Obě reakce probíhají pouze v oxickém prostředí. Dusík ve formě N-NO₃⁻ je následně procesem denitrifikace postupně redukován v anoxickém prostředí, tzn. bez přístupu molekulárního kyslíku, přes meziprodukty N-NO₂⁻, N-NO a právě N-N₂O v ideálním případě až na N₂. Reakce je umožněna činností různých skupin chemoorganotrofních bakterií, které využívají v anoxickém prostředí oxidované formy dusíku jako finální elektronové akceptory. Jako substrát pro tuto reakci asimilují jednoduše rozložitelnou organickou hmotu přítomnou v OV [6].

Vedle dosud zmíněné autotrofní nitrifikace a heterotrofní denitrifikace byly v souvislosti s přeměnami sloučenin dusíku v přírodě