

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích**  
**Biologická fakulta**



Magisterská diplomová práce

***Plynné produkty mikrobiálního rozkladu v umělém mokřadu  
využívaném pro čištění odpadních vod***

Jindřich Štěpánek

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

České Budějovice 2007

## Magisterská diplomová práce

Štěpánek, J. (2007): Plyné produkty mikrobiálního rozkladu v umělém mokřadu využívaném pro čištění odpadních vod. (Gaseous products of microbial decomposition of organic pollution in constructed wetland used for wastewater treatment, Mgr. Thesis, in Czech) – 69 p. Faculty of Biological Sciences, The University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

### Anotace:

This master thesis is dealing with monitoring of gaseous products of microbial decomposition of organic pollution in constructed wetland. This wetland was used for wastewater treatment in a village Slavošovice, Czech Republic. Emissions of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O were measured in one treatment bed of the system. The emissions were quantified, their seasonal course was followed, and the main factors affecting gaseous emissions were identified. Only 3 % of total C emissions were in form of methane, N<sub>2</sub>O emissions were negligible and only 1,5 % of nitrogen denitrified were in form of N<sub>2</sub>O. Carbon and nitrogen balances of the system were estimated.

Tato práce se zabývá plynnými produkty mikrobiálního rozkladu organických látek v umělém mokřadu. Sledovaný umělý mokřad je využíván pro čištění odpadní vody z obce Slavošovice. V tomto systému byly stanovovány emise oxidu uhličitého, metanu a oxidu dusného z vegetačního pole mokřadu. Emise byly kvantifikovány, byl stanoven jejich sezónní průběh a faktory, které na ně mají vliv. Pouze 3 % z celkových emisí uhlíku byly ve formě metanu, emise oxidu dusného byly zanedbatelné, pouze 1,5 % dusíku odbouraného denitrifikací bylo ve formě oxidu dusného. Na základě těchto dat a dalších naměřených parametrů byla odhadnuta bilance C a N ve studovaném systému.

Prohlašuji, že jsem tuto práci vypracoval samostatně, pouze s použitím vlastních dat a citované literatury.

V Českých Budějovicích 23.4. 2007

.....

Tato práce vznikla díky finanční podpoře grantu GA ČR 31-P021.

*Děkuji svému školiteli Ing. Tomáši Pickovi Ph.D. za vedení práce, pomoc při řešení práce a cenné rady a trpělivost. Veronice Holcové děkuji za poskytnutá data ohledně doby zdržení, Jirkovi Duškovi za poskytnutí dat z datalogerů týkajících se průtoků vody na KČOV. Za pomoc při chemických analýzách děkuji Tomáši Hájkovi a Kateřině Zemanové. Vneposlední řadě patří také dík ČHMÚ v Třeboni za poskytnutí meteorologických dat týkajících se dešťových srážek, délky slunečního svitu a teploty vzduchu.*

# Obsah

1. Úvod.....	1
2. Literární přehled.....	3
2.1. Mokřady.....	3
2.2. Umělé mokřady.....	3
2.3. Plynné produkty vznikající v mokřadu.....	4
2.3.1. Oxid uhličitý.....	4
2.3.2. Metan.....	7
2.3.3. Oxid dusný.....	8
2.4. Emise plynů z mokřadu.....	10
3. Metodika.....	11
3.1. Popis lokality.....	11
3.2. Odběry plynů a analýzy.....	13
3.2.1. Odběr a zpracování plynů unikajících přes vodní hladinu.....	14
3.2.2. Odběr a zpracování plynů unikajících stébly.....	15
3.2.3. Analýza plynů.....	17
3.3. Odběr a analýza vzorků vody.....	18
3.3.1. Odběry vody.....	18
3.3.2. Stanovení koncentrace DOC.....	18
3.3.3. Stanovení partikulovaného uhlíku a dusíku.....	18
3.3.4. Stanovení celkového dusíku a fosforu.....	18
3.4. Stanovení fyzikálně-chemických parametrů in situ.....	19
3.5. Stanovení rostlinné biomasy.....	19
3.6. Odběr vzorků pro stanovení denitrifikace.....	20
3.6.1. Výpočet rychlosti denitrifikace.....	20
3.7. Zpracování získaných hodnot.....	22
3.8. Výpočty.....	22
3.8.1. Kvantifikace emisí v den odběru.....	22
3.8.2. Kvantifikace emisí za období mezi dvěma odběry .....	24
3.8.3. Výpočet bilance C a N.....	26

4. Výsledky.....	27
4.1. Fyzikálně – chemické parametry stanoviště.....	27
4.2. Vegetace.....	33
4.3. Emise plynů přes volnou hladinu (bez vegetace).....	34
4.4. Emise plynů zprostředkované rostlinami.....	40
4.4.1. Difuze plynů stébly rostlinami.....	42
4.4.2. Aktivní tok plynů stébly rostlin.....	45
4.5. Kvantifikace emisí za sledované období.....	51
4.6. Závislost emisí plynů na sledovaných faktorech.....	52
5. Diskuse.....	56
6. Závěr.....	65
7. Literatura.....	67

# 1. Úvod

Mokřady (umělé i přirozené) mohou být významným zdrojem skleníkových plynů. Mezi skleníkové plyny, které jsou emitovány z mokřadních ekosystémů, patří zejména oxid uhličitý, metan a oxid dusný. Tyto plyny jsou přirozenou součástí atmosféry Země, jejich přítomnost brání úniku tepla a pomáhá tak udržet přijatelné podmínky pro život. Zvyšování jejich koncentrace různou lidskou činností zesiluje skleníkový efekt, což způsobuje růst nejen průměrné teploty na Zemi, ale i častější přírodní katastrofy (povodně, sucha, tropické cyklóny), tání ledovců a s tím spojený vzestup hladiny oceánů a možnost změny proudění mořských proudů.

Oxid uhličitý je přirozenou součástí atmosféry, jeho koncentrace se až do začátku využívání (hlavně spalováním) fosilních paliv před zhruba 200 lety pohybovala kolem 280 ppm. Současná koncentrace se pohybuje kolem 367 ppm.

Další skleníkový plyn, metan, vzniká při hnilobných procesech (skládky), významné množství uniká též z mokřadů – umělých i přirozených. Koncentrace až do začátku rozvoje průmyslové činnosti zhruba před 200 lety byla 700 ppb, současná koncentrace činí 1760 ppb.

Posledním významným plynem je oxid dusný. Současná koncentrace dosahuje 316 ppb, což je o 17 % více než před začátkem průmyslové činnosti; ta se podílí přibližně jednou třetinou na celkové produkci oxidu dusného.

Skleníkové plyny mají různý vliv (účinek) na zadržování tepla procházejícího atmosférou. Pokud označíme relativní účinnost molekuly oxidu uhličitého na tomto procesu 1, pak 1 molekula metanu je 50 x účinnější a 1 molekula oxidu dusného dokonce 310 x účinnější.

Pro čištění odpadních vod se mokřady využívají již velmi dlouhou dobu. Zpočátku šlo jen o vypouštění odpadních vod do mokřadů, až v posledních 40 letech nastal rozvoj budování umělých mokřadů pro čištění vod. V ČR se nejčastěji používají umělé mokřady s vnořenou vegetací a s podpovrchovým horizontálním tokem vody. Využití těchto kořenových čistíren odpadních vod (KČOV) má význam především pro malé zástavby (vesnice), roztroušenou zástavbu a další místa, kde by napojení na klasickou kanalizační síť bylo neekonomické, či dokonce nemožné (hornaté oblasti).

Přestože o mokřadech existuje poměrně velké množství informací, stále nejsou dostatečně objasněny procesy spojené s mikrobiálními přeměnami uhlíku a dusíku. Hlavními produkty těchto procesů jsou plynné látky, které jsou emitovány do atmosféry.

Předložená práce se zabývá emisemi plynů (oxidu uhličitého, metanu a oxidu dusného) vznikajících v umělém mokřadu, který je využíván pro čištění odpadních vod. V této práci byla provedena kvantifikace emisí plyných látek a dále odhadnuta i celková bilance uhlíku a dusíku ve studovaném systému.

### **Cíle práce:**

- 1. Zjistit sezónní a denní průběh emisí oxidu uhličitého, metanu a oxidu dusného z vegetačního pole kořenové čistírny.*
- 2. Kvantifikovat emise těchto plynů.*
- 3. Stanovit závislost emisí plynů na fyzikálně-chemických parametrech prostředí.*

## 2. Literární přehled

### 2.1. Mokřady

Definice mokřadu není jednotná. Cowardin et al. (1979) charakterizuje mokřady jako přechod mezi suchozemským a vodním ekosystémem, v němž je hladina vody nad úrovní povrchu, na jeho úrovni nebo blízko němu. Aby bylo možné ekosystém nazvat mokřadem, musí splňovat nejméně jednu následující podmínku (Cowardin et al. 1979).

- substrát je z větší části hydrická půda
- půda podporuje růst hydrických rostlin a to minimálně po část roku, tato situace se musí periodicky opakovat v dalších letech
- povrch substrátu je pod povrchem vodní hladiny nebo vodní hladina je na úrovni povrchu substrátu či je blízko povrchu substrátu v průběhu vegetačního období. Tato situace se musí periodicky opakovat i v dalších letech.

Jinou definici mokřadů nabízí Enviromental Laboratory (1987).

Zde jsou mokřady definované jako oblasti, které jsou trvale zaplaveny vodou nebo alespoň po tak dlouhou dobu, aby se vyskytla vegetace adaptovaná na mokřadní podmínky.

### 2.2. Umělé mokřady

Umělé mokřady lze podle typu vegetace na tři skupiny (Vymazal 1995).

- umělé mokřady s vynořenou (emerzní) vegetací – dále se dělí na umělé mokřady s povrchovým tokem, umělé mokřady s podpovrchovým horizontálním tokem, umělé mokřady s vertikálním podpovrchovým tokem.
- umělé mokřady s ponořenou (submerzní) vegetací (vhodné pro dočišťování, neboť ponořené rostliny jsou závislé na obsahu rozpuštěného kyslíku ve vodě).
- umělé mokřady s plovoucí vegetací (dobře snáší vysoké zatížení BSK<sub>5</sub>, výrazně horší účinnost při teplotách nižších než 10°C).

Umělý mokřad je tedy uměle vytvořený ekosystém, který má za cíl napodobit přírodní procesy probíhající při odbourávání převážně organického znečištění. Kořenové čistírny odpadních vod (KČOV) jsou v ČR převážně konstruovány jako umělé mokřady s emerzní vegetací a s podpovrchovým horizontálním tokem vody. Pro čištění odpadních vod jsou používány přibližně od 60. let minulého století. V současné době jich funguje v Evropě přibližně 5000. Z velké části se



jedná o malé KČOV, které čistí odpadní vodu z obcí s max 500 – 1000 ekvivalentními obyvateli

(Vymazal 1995). KČOV se obvykle pro větší počet EO nezřizují, neboť pro každého EO je nutné počítat přibližně s 5 m<sup>2</sup> vegetačního pole a při velkém počtu obyvatel neúměrně rostou nároky na plochu vegetačních polí. Největší kořenová čistírna odpadních vod funguje v dánském Stockholmu, kde slouží jako dočišťovací stupeň pro 6000 EO. V ČR funguje asi 150 KČOV.

Mezi provozní výhody KČOV patří chod bez nutnosti elektrické energie, nízké nároky na obsluhu, tyto čistírny dobře snášejí nárazové čištění. Dobře také snášejí nižší zatížení (< 80 mg.l<sup>-1</sup> BSK<sub>5</sub>), při kterém jsou na klasických čistírnách již problémy (Vymazal 1998).

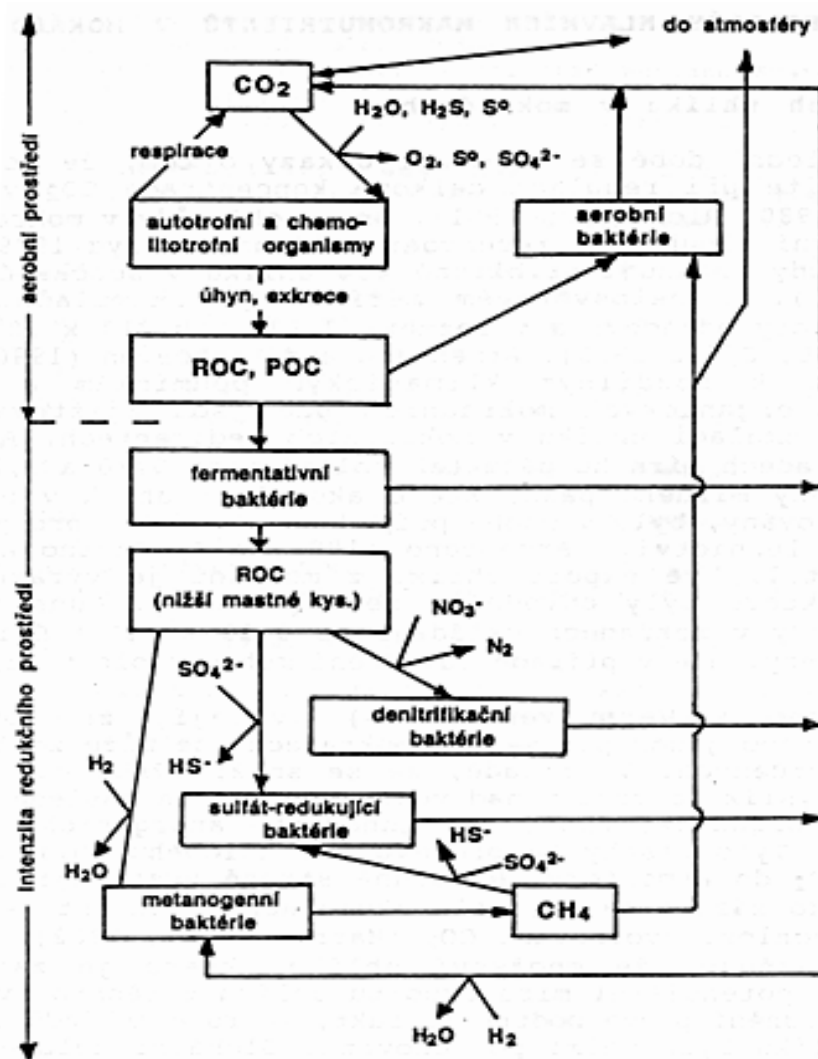
Mezi nevýhody patří zejména zanášení substrátu např. jílovými částicemi z jílové vrstvy, sloužící jako izolace KČOV od okolí a variabilní účinnost v odstraňování znečištění během roku.

### **2.3. Plynné produkty vznikající v mokřadu**

Mokřady (přirozené i umělé) jsou zdrojem velkého množství nejrůznějších plynů, mezi které patří mj. oxid uhličitý (CO<sub>2</sub>), metan (CH<sub>4</sub>), oxid dusný (N<sub>2</sub>O), amoniak (NH<sub>3</sub>), molekulární dusík (N<sub>2</sub>), sirovodík (H<sub>2</sub>S), vodík (H<sub>2</sub>). Jelikož první tři uvedené plyny patří mezi tzv. skleníkové plyny a jsou z mokřadů emitovány v relativně největším množství, je tato práce zaměřena právě na ně.

#### **2.3.1 Oxid uhličitý**

Do přirozených i umělých mokřadů využívaných pro čištění odpadních vod vstupuje uhlík převážně v organických formách. Zdrojem organického uhlíku v přirozených mokřadech je rostlinný opad a mrtvá biomasa. V umělých mokřadech je hlavním zdrojem organického uhlíku organické znečištění obsažené v přitékající odpadní vodě. Uhlík vystupuje z mokřadů ve formě plynů – oxidu uhličitého (CO<sub>2</sub>) a metanu (CH<sub>4</sub>), a také ve formě rozpuštěných organických látek (DOC) v odtékající vodě. Koncentrace rozpuštěného uhlíku v odtékající vodě závisí na kvalitě čištění odpadní vody. Při správné funkci KČOV většina uhlíku odchází v plynné formě, část je ukládána do sedimentu mokřadu, což je důsledkem převažujících anaerobních přeměn. Přeměny uhlíku a jeho koloběh v mokřadu ukazuje Obr. 1 (Vymazal 1995).



Obr. 1: Biochemický cyklus přeměn uhlíku v mokřadu (ROC....rozpuštěný organický uhlík, POC...partikulovaný organický uhlík (Vymazal 1995)).

Oxid uhličitý vzniká tedy respirací (aerobní a anaerobní) (Obr. 1), fermentací a také oxidací metanu metanotrofy (Obr. 2). Respirace je základní metabolický pochod, kterým mikroorganismy získávají energii (ATP) z výchozího substrátu (složitější organické látky) za vzniku oxidu uhličitého a vody. Největší rozdíl mezi aerobní a anaerobní respirací je v konečném akceptoru elektronů. Aerobní respirace je dále energeticky mnohem výhodnější než anaerobní respirace.

Při aerobní respiraci je akceptorem elektronů kyslík. Jako donor ( $e^-$ ) slouží organické a anorganické látky. Mimo dýchání nadzemních částí rostlin, jsou dalšími cestami výstupu oxidu uhličitého z mokřadů respirace kořenů, půdních živočichů a mikroorganismů (Úlehlová 1989). Z mikroorganismů využívají aerobní respiraci heterotrofní bakterie a mikromycety podle následující chemické reakce (1):



Aerobní respirace je vázána na přítomnost kyslíku, který se do vody dostává třemi způsoby. Prvním je kyslík obsažený v odpadní vodě; toto množství je však při vyšší koncentraci organického uhlíku nízké (Vymazal 2001). Dalším způsobem je difúze přes vodní hladinu. Tento proces je relativně pomalý, neboť rychlost difúze ve vodě je přibližně o čtyři řády nižší než ve vzduchu (Kumaraswamy et al. 2001). Třetí možností je transport kyslíku do mokřadu kořeny rostlin (Brix 1989, Brix et al. 1996).

Při anaerobní respiraci jsou akceptorem elektronů jiné látky než kyslík, podle energetické výhodnosti (od nejvyšší) to jsou  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Mn}^{4+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$  a  $\text{SO}_4^{2-}$ . Jako donor elektronů slouží organické látky. Tento proces je zajišťován fakultativními a obligátními anaerobními bakteriemi. (Vymazal 2001). Jako první dochází k redukci dusičnanů na dusitany ( $\text{NO}_3^- \Rightarrow \text{NO}_2^-$ ), po jejich vyčerpání následuje redukce manganických kationtů na manganaté ( $\text{Mn}^{4+} \Rightarrow \text{Mn}^{2+}$ ), po vyčerpání manganických kationtů anaerobní respirace pokračuje redukcí železitých kationtů na železnaté ( $\text{Fe}^{3+} \Rightarrow \text{Fe}^{2+}$ ). Jako poslední, nejméně energeticky výhodná, probíhá redukce síranů na sulfidy ( $\text{SO}_4^{2-} \Rightarrow \text{S}^{2-}$ ) (Mitsch & Gosselink 1986).

Respirace jakožto biologický proces je ovlivňována mnoha faktory. Prvním je teplota prostředí, v případě mokřadů teplota vody. Teplota vody pozitivně ovlivňuje rychlost respirace - Paul & Clark (1996), Teiter & Mander (2005). Dalším faktorem ovlivňující rychlost respirace je koncentrace rozpuštěného organického uhlíku (DOC) (Paul & Clark 1996), který slouží mikroorganismům jako výchozí substrát pro metabolické přeměny.

Fosfor a dusík patří mezi základní živiny nutné pro růst mikroorganismů i rostlin, koncentrace fosforu a dusíku mohou výrazně ovlivňovat respiraci (Zemanová 2005, resp. Stadmark & Leonardson 2005). Jejich nedostatek může být limitujícím pro rozvoj mikrobiálních společenstev jejichž přítomnost je zásadní pro fungování KČOV.

Oxid uhličitý dále vzniká fermentací. Fermentace je anaerobní proces, u něhož na rozdíl od anaerobní respirace není akceptor elektronů dodáván z vnějšího prostředí, ale je produkován vlastním mikroorganismem. Fermentace je vícestupňový rozklad složitých organických látek na jednodušší organické látky – karboxylové kyseliny (k. mléčná, k. octová, k. jantarová), alkoholy (etanol, butanol) a ketony (aceton). Konečným produktem fermentace mohou být také anorganické látky (vodík, oxid uhličitý), ty vznikají při rozkladu kyseliny mravenčí.

Oxidace metanu je výrazný proces, který má vliv na emise metanu. Metanotrofní bakterie

přeměňují část vzniklého metanu na oxid uhličitý (2). Podle Conrad & Rothfuss (1991) nebo Schütz et al. (1991) může být v půdě až 90 % vzniklého metanu oxidováno na oxid uhličitý. Z tohoto důvodu lze předpokládat, že mimo nátokové zóny mokřadu budou emise metanu jen malou částí skutečné produkce metanu.

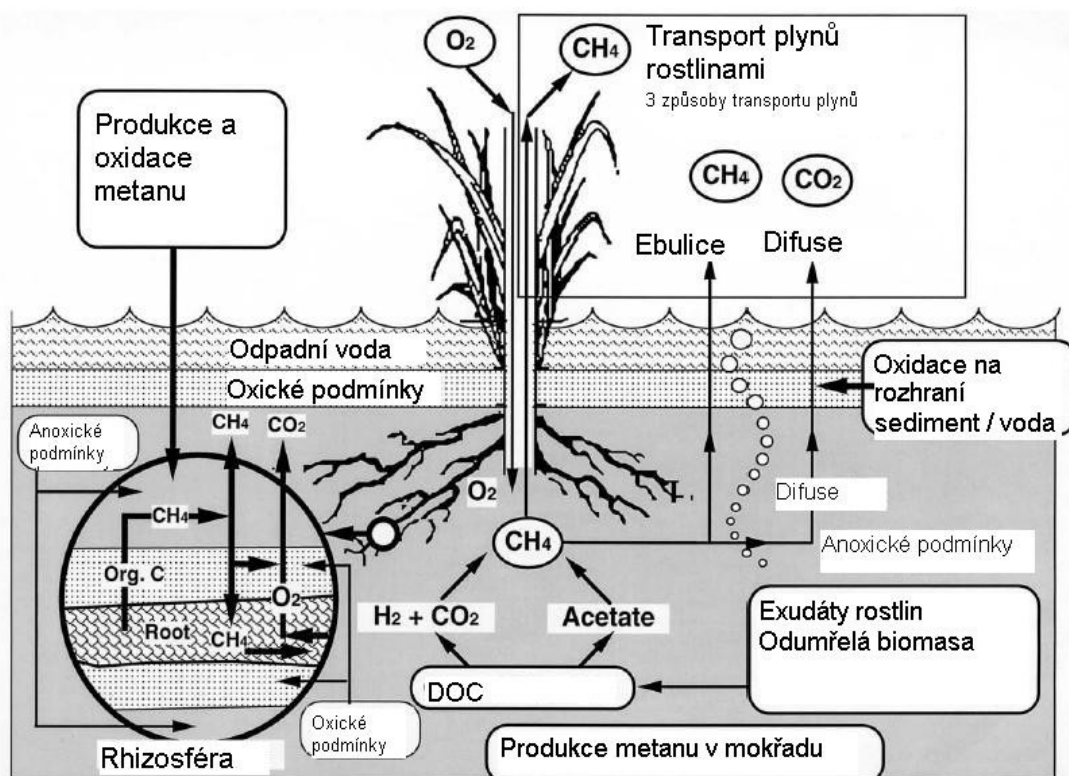


Metanotrofní bakterie jsou mnohem více limitovány dostupným kyslíkem než metanem (Le Mer & Roger 2001). Optimální pH pro oxidaci metanu leží mezi 5,0 a 6,5. Z hlediska teploty prostředí jsou metanotrofní bakterie méně citlivé než metanogenní, jejich optimum leží mezi 20 a 30 °C (Le Mer & Roger 2001).

### 2.3.2 Metan

Přirozené a umělé mokřady patří mezi významné producenty tohoto skleníkového plynu na Zemi, přirozené zdroje tvoří přibližně 30 % celkových emisí metanu (Le Mer & Roger 2001).

Vznik metanu, jeho oxidace a transport z mokřadu do atmosféry je znázorněn na Obr. 2.



Obr. 2: Produkce a přeměny metanu v mokřadu. Upraveno podle Le Mer et al. (2001).

Metan vzniká metanogenezí, při níž využívají mikroorganismy - archaebakterie jako

substrát oxid uhličitý nebo organické látky. Metan se může tvořit třemi způsoby – redukcí kyseliny octové na metan a vodu (3), redukcí oxidu uhličitého vodíkem na metan a vodu (4) a rozkladem kyseliny octové na metan a oxid uhličitý (5) (Grant & Long 1985).



Produkce metanu je stejně jako respirace silně ovlivňována teplotou prostředí. Optimální teplota pro metanogenezi se různí. Le Mer & Roger (2001) uvádějí optimální teplotu střední mezi 20 – 30 °C, Paul & Clark (1996) 30 – 40 °C.

Dalším faktorem silně ovlivňující metanogenní bakterie je pH prostředí. V literatuře je není udávané optimum shodné. Le Mer & Roger (2001) uvádějí širší rozmezí (5,5 – 7,0) než je uvedeno v Paul & Clark 1996) (6,5 – 7,5).

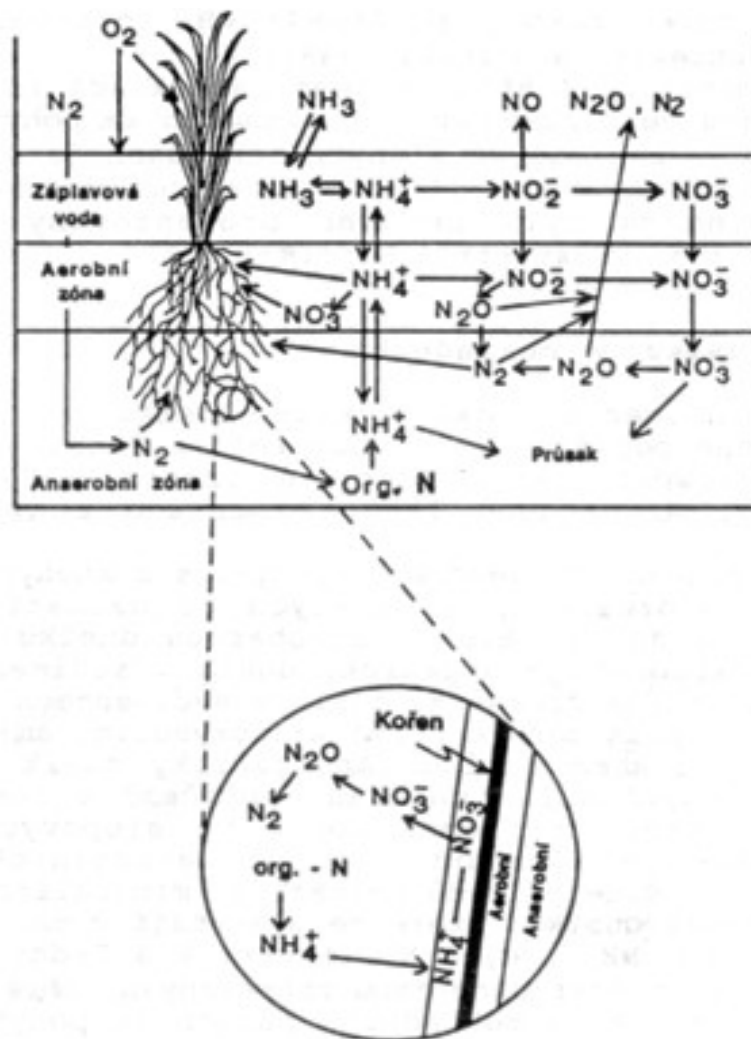
Jelikož metanogenní bakterie využívají jako substrát organický uhlík, je jeho koncentrace dalším faktorem ovlivňující metanogenezi ( Paul & Clark 1996, Zemanová 2005).

Koncentrace kyslíku ve vodě silně ovlivňuje emise metanu. Vyšší koncentrace kyslíku jednak přímo potlačuje růst metanogenních bakterií, neboť jsou to striktní anaerobové. Dostupnost kyslíku také umožňuje rozvoj metanotrofních bakterií, které metan spotřebovávají (viz. Oxidace metanu).

### 2.3.3 Oxid dusný

Na kořenovou čistírnu odpadních vod přichází dusík ve formě organických i anorganických sloučenin. Na KČOV patří mezi nejdůležitější anorganické formy dusíku amonný iont ( $\text{NH}_4^+$ ), dusitanový iont ( $\text{NO}_2^-$ ) a nitrátový iont ( $\text{NO}_3^-$ ). V plynné formě se dusík vyskytuje jako molekula dusíku ( $\text{N}_2$ ), oxid dusný ( $\text{N}_2\text{O}$ ) a amoniak ( $\text{NH}_3$ ). Z organických forem dusíku se v KČOV vyskytuje močovina, aminokyseliny, aminy, puriny a pyrimidiny. Z KČOV odchází dusík v podobě plynů ( $\text{N}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ) nebo jako ionty rozpuštěné ve vodě (např. dusičnanový iont). Biochemický cyklus dusíku je složitý, obsahuje biotické a abiotické přeměny, dusík se vyskytuje v oxidačních číslech v rozmezí od +5 do -3.

Kompletní biogeochemický cyklus dusíku v mokřadu přibližuje Obr. 3 (Vymazal 1995).



Obr. 3: Biogeochemický cyklus dusíku v mokřadu (Vymazal 1995).

Oxid dusný vzniká denitrifikací, což je anaerobní proces, který se jako první objevuje při vyčerpání kyslíku v substrátu (půda, voda). Podstatou denitrifikace je redukce nitrátů na oxidy dusíku a molekulární dusík (6). Tuto reakci uskutečňují denitrifikační bakterie, které dusičnany a dusitany využívají jako akceptor elektronů při oxidaci organických látek.

Oxid dusný je meziproduktem mikrobiální denitrifikace, jeho koncentrace závisí především na poměru N<sub>2</sub> : N<sub>2</sub>O v substrátu. Pokud je zde koncentrace molekulárního dusíku vyšší, konečným produktem denitrifikace je oxid dusný a naopak (převládá-li oxid dusný, vzniká dusík).



Vznik oxidu dusného jako konečného produktu denitrifikace je ovlivněn několika faktory. Ač jsou denitrifikační bakterie anaerobové, při nedostatku kyslíku v substrátu je množství vznikajícího oxidu dusného velmi malé, konečným produktem denitrifikace je molekulární dusík (Focht 1974).

Teplota prostředí, v němž denitrifikace probíhá, významně ovlivňuje emise oxidu dusného a

molekulárního dusíku. Vymazal (2001) uvádí, že při teplotě  $< 5^{\circ}\text{C}$  se denitrifikace výrazně zpomaluje.

Posledním významným faktorem ovlivňující denitrifikaci je hodnota pH. Podle Paul & Clark (1996) je optimální rozmezí pro denitrifikaci mezi 6 a 8. Při  $\text{pH} < 5$  je převládajícím produktem denitrifikace oxid dusný.

## 2.4. Emise plynů z mokřadu

Emise plynů přecházejí z KČOV do atmosféry difúzí přes vodní hladinu, ebulicí a transportem rostlinami (difúze a aktivní tok stébly).

Difúze je fyzikálně-chemický proces rozptylování se částic v prostoru. Podstatou je tendence látek přecházet z prostředí se svou vyšší koncentrací do prostředí se svou nižší koncentrací.

Ebulice (vybublávání) je důležitý způsob transportu plynů z mokřadu do atmosféry zejména v mokřadech bez porostu vegetace. K vybublávání dochází v případě, kdy je transport plynů difúzí přes vodní hladinu příliš pomalý a dochází tedy ke hromadění plynů. V momentě, kdy koncentrace plynů překročí určitou hranici, dojde k uvolnění plynu ve formě bubliny, která projde přes vodní hladinu. Pokud v mokřadu není přítomna vegetace, ebulicí odchází přibližně 10 x více emisí než v přítomnosti vegetace (Chanton et al. 1989)

Rostliny zprostředkovávají transport plynů dvěma způsoby. Prvním, pomalejším, způsobem je difúze plynů odumřelými stébly. Tento proces je založen na snaze plynů přecházet z prostředí o své vyšší koncentraci do prostředí (místa) s nižší koncentrací. Difúze stébly rostlin závisí na koncentračním gradientu plynů uvnitř a vně stébla a difúzním koeficientu plynů. Difúze stébly rostlin je výrazně rychlejší než difúze přes vodní hladinu, neboť plyny nemusí procházet vodním prostředím.

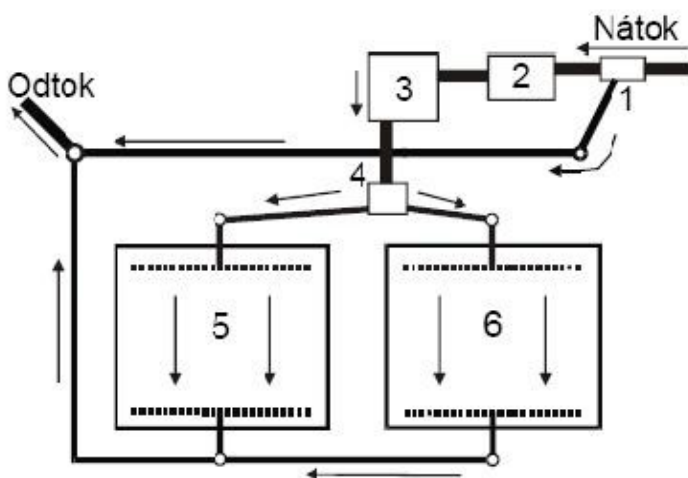
Výrazně rychlejším transportem plynů je aktivní tok plynů stébly rostlin. Probíhá pouze během fotosyntézy, tj. přibližně od východu slunce do večerních hodin. Podstatou je tok plynů stébly rostlin z mokřadu (KČOV) do atmosféry. Při fotosyntéze je kyslík transportován do podzemních (nefotosyntetizujících) částí, důsledkem tohoto transportu je vznik mírného přetlaku plynů v podzemní části vegetačního pole KČOV, který je vyrovnáván tokem plynů zde přítomných (mj.  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  a  $\text{N}_2$ ) neživými stébly do atmosféry. Intenzita toku plynů dále pozitivně závisí na délce a intenzitě slunečního svitu a negativně na vlhkost vzduchu (Brix et al. 1996).

## 3. Metodika

### 3.1. Popis lokality

Pokusná plocha je kořenovou čistírnou odpadních vod s podpovrchovým horizontálním tokem ve Slavošovicích, což je malá obec (přibližně 100 obyvatel) rozkládající se cca 15 km východně od Českých Budějovic. KČOV zde slouží k čištění odpadních vod pocházejících z jednotné kanalizace. Schéma KČOV je na Obr. 4. ČOV se skládá z několika celků – nátok, dešťový odlehčovač (na Obr. 4 pod číslem 1), následuje předčištění, které se skládá z horizontálního lapáku písku s česle (číslo 2) a štěrbinové nádrže (číslo 3). Další část tvoří dvě vegetační pole (čísla 5 a 6 na Obr. 4), kde probíhá vlastní proces čištění. V každém vegetačním poli můžeme rozlišit 3 části – nátoková a odtoková zóna bez vegetace a část s vegetací (viz. Obr. 5). Nátoková zóna je tvořena hrubým kamenivem (5 – 10 cm), rozměry jsou 1,3 m x 22. Odtoková zóna je vyplněna také hrubým kamenivem (5-10 cm), rozměry jsou 1,6 m x 22 m. Vlastní část s vegetací je vyplněna jemným štěrkem (0,3 – 2 cm), její rozměry jsou 14,1 m x 22 m. Dno vegetačních polí je tvořeno jílem. Poslední částí je odtok, který je napojený na blízký potok.

Hladina vody ve vegetačním poli byla udržována 2-4 cm pod povrchem.



Obr. 4: Schéma KČOV: 1. dešťový odlehčovač, 2. horizontální lapák písku a česle, 3. štěrbinová nádrž, 4. rozdělovák, 5,6 vegetační pole. Šipky ukazují směr toku odpadní vody .

Technické údaje jsou uvedeny v Tab.1.

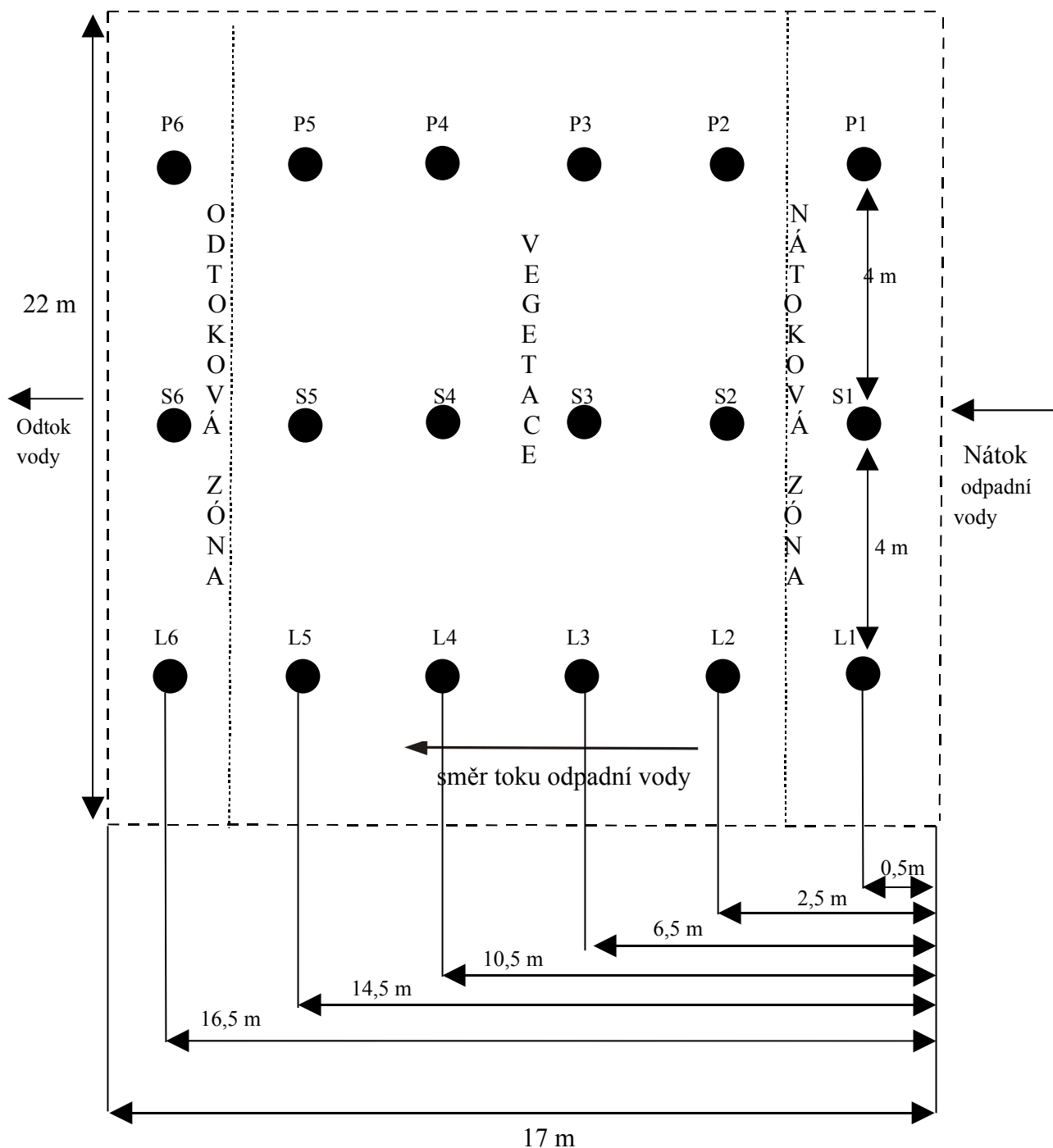


Počet veg. polí	2
Délka vegetačního pole	17 m
Šířka vegetačního pole	22 m
Hloubka vegetačního pole	0,9 m
Plocha vegetačního pole	308 m <sup>2</sup>
Substrát pole	štěrk 3 - 20 mm
Vegetace polí	<i>Phragmites australis</i>
Uvedení do provozu	srpen 2001
Nadmořská výška	480 m n.m.
Průměrný nátok	3-10 l.min <sup>-1</sup>
Průměrná teplota vzduchu	8,02 °C
Průměrné roční srážky	788,5 mm
Maximální kapacita	150 EO
Plocha na 1 EO	5 m <sup>2</sup>
Retenční čas	9,8 dne

Tab. 1: Technické parametry KČOV Slavošovice

### 3.2. Odběry plynů a analýzy

V jednom vegetačním poli (označeném č. 5 na Obr. 4) KČOV byla vytyčena odběrová místa pro odběr plynů a vody, jejichž poloha a vzájemné vzdálenosti jsou uvedena na Obr. 5. Všechny odběry byly prováděny v období od 30.3. 2005 do 27.10. 2005.



Obr. 5: Schéma odběrových míst a jejich umístění ve vegetačním poli KČOV

### 3.2.1. Odběr a zpracování plynů unikajících přes vodní hladinu:

Vzorky plynů byly odebírány pomocí odběrových komor (Obr. 6). Odběrová komora se skládá z plastové nádoby o objemu 15 l a držáku (modrá část nad hladinou – Obr. 6, detailní pohled – Obr. 7), v jehož horní části je žlábek, do kterého byla před nasazením kbelíku nalita voda pro utěsnění spoje mezi držákem a kbelíkem. Držák zasahuje cca 200 mm do tělesa KČOV, což postačuje pro zamezení pohybu odběrové komory a je trvale umístěn ve vegetačním poli. Průměr vnitřní kruhové části je 25 cm, tzn., že plyny byly odebírány z plochy 0,04909 m<sup>2</sup>. Ve dně odběrové nádoby byl vyvrtán otvor o průměru přibližně 1 cm, který byl následně opatřen gumovým septem, přes které se injekční stříkačkou odebíraly vzorky plynů - viz Obr. 6. Plyny jsem během uvedeného období odebíral celkem 13 x (30.3., 13.4., 27.4., 11.5., 25.5., 14.6., 28.6., 13.7., 27.7., 31.8., 14.9., 6.10., 27.10.). Ve vrcholu vegetační sezóny (konec června - konec srpna) jsem plyny odebíral 3 x denně pro zachycení denního průběhu emisí (28.6., 13.7., 27.7., 31.8.).

Vzorky plynů byly odebírány do 1ml plastových injekčních stříkaček. Ihned po odběru byly injekční stříkačky zapíchnuty do gumové zátky, aby se zamezilo úniku plynů. V této podobě byly také převáženy do laboratoře.



Obr. 6: Odběrová komora pro měření plynů unikajících přes vodní hladinu.



Obr. 7: Detailní pohled na držák



Obr. 8: Příklad vybraných stébel pro odběr plynů, jejich označení a úpravy.



Obr. 9: Plastová trubka pro odběr vzorků vody

Vzorky všech plynů jsem analyzoval co nejdříve po odběru ( max. do 3 hod) na plynových chromatografech. (viz kapitola 3.2.3.).

Z naměřených koncentrací plynů a doby inkubace byly podle následující rovnice vypočteny emise plynů ( $f$ ) pro každou komoru.

$$f = \frac{\Delta c \cdot V}{S} \cdot \frac{1}{t} \quad [\mu\text{l} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}]$$

$c$  [ppm].....rozdíl naměřené koncentrace a koncentrace v atmosféře

$t$  [h].....doba inkubace

$S$  [ $\text{m}^2$ ].....plocha, ze které byly emise zachycovány do komory ( $S = 0,04909 \text{ m}^2$ )

$V$  [l].....objem odběrové komory ( $V = 15 \text{ l}$ )

### 3.2.2. Odběr a zpracování plynů unikajících stébly

Na konci června byla poblíž každého odběrového místa vybrána 2 stébly z minulého roku, u kterých bylo možné změřit intenzitu průtoku plynů pomocí digitálního průtokoměru Agilent

Optiflow 420 (Agilent Technologies, USA). Tato stébla byla zkrácena na výšku cca 10 cm a označena. Při následujících odběrech byl měřen průtok plynů těmito stébly a odebírány vzorky plynů z každého stébla pomocí injekční stříkačky s kapilárou. Vzorky plynů byly odebírány přibližně 4 cm od vrcholu stébla – Obr. 8.

Vzorky plynů unikající stébly jsem odebíral celkem 7x za sledované období. V případě zjištění aktivního toku plynů během ranního odběru (začátek 9:00 – 9:30), bylo měření průtoků plynů i odběr jejich vzorků opakováno ještě v odpoledních (začátek odběru v 13:30) a podvečerních (začátek odběru v 16:30) hodinách. Odběry probíhaly v následujících dnech: 28.6, 13.7., 27.7., 31.8., 4.9., 6.10., 27.10. Před vlastním odběrem vzorků plynů jsem vždy měřil průtok plynů stéblem.

Vzorky plynů byly odebírány opět do 1ml plastových injekčních stříkaček, po odběru byly injekční stříkačky zapíchnuty do gumové zátky, aby se zamezilo úniku plynů. V této podobě byly také převáženy do laboratoře. Analýza plynů je popsána v kapitole 3.2.3.

27.10.2005 jsem provedl jednorázové měření vnitřních průměrů stébel z předchozího roku. U každého odběrového místa umístěného v části vegetačního pole s porostem byla změřena 4 stébla. Ze získaných hodnot jsem určil průměrnou hodnotu ( $d = 0,0061$  m) a tu jsem použil k výpočtu průměrné plochy průřezu stébla

Rychlost difúze ( $d$ ) a aktivní tok ( $q$ ) plynů stébly byly vypočteny z naměřených koncentrací sledovaných plynů, průměru stébla a průtoku plynů stéblem. Pro výpočet rychlosti difúze jedním průměrným stéblem byl použit následující vzorec:

$$d = D \cdot \frac{c_1 - c_0}{L} \cdot S \quad [mol \cdot s^{-1}]$$

$D [m^2 \cdot s^{-1}]$ .....difúzní koeficient (vždy zvolen odpovídající vzhledem k teplotě při odběru)

$c_1 [mol \cdot m^{-3}]$ .....naměřená koncentrace plynu uvnitř stébla

$c_0 [mol \cdot m^{-3}]$ .....koncentrace plynu v atmosféře

$L [m]$ .....vzdálenost místa odběru plynu a okraje stébla ( $L = 0,04$  m)

$S [m^2]$ .....průměrná hodnota plochy průřezu stébla ( $S = 2,92 \cdot 10^{-5} m^2$ )

Pro výpočet aktivního toku jedním průměrným stéblem byl použit následující vzorec:

$$q = \frac{c_1 \cdot F \cdot 10^{-9}}{V} \quad [mol.s^{-1}]$$

$c_1$  [ppm].....naměřená koncentrace plynu uvnitř stébla

$F$  [ml.s<sup>-1</sup>] .....průtok plynů stéblem

$V$  [l].....objem 1 molu plynu ( $V = 22,4$  l)

Celkové emise ( $T_F$ ) unikající jedním stéblem vznikly jako součet aktivního toku a difúze plynů stébly a to podle následujícího vzorce:

$$T_F = d + q \quad [mol.s^{-1}]$$

$d$  [mol.s<sup>-1</sup>]... ..difúze plynu stéblem

$q$  [mol.s<sup>-1</sup>].....aktivní tok plynu stéblem

### 3.2.3. Analýza plynů:

Pro měření koncentrace CO<sub>2</sub> jsem použil Hewlett Packard 6850 Series GC System (Agilent Technologies, USA) se semikapilární kolonou HP-5 30m x 0,32 mm x 0,25 μm a TC (Thermal Conductivity = teplotně-vodivostní) detektorem. Při měření byla teplota detektoru 210 °C, teplota kolony 40 °C. Jako nosný plyn bylo použito helium.

Pro měření koncentrace CH<sub>4</sub> jsem použil plynový chromatograf Hewlett Packard 6890 Network GC System (Agilent Technologies, USA) se semikapilární kolonou HP-5 30m x 0,32 mm x 0,25 μm a FI (Flame Ionization = plameno-ionizační) detektorem. Při měření byla teplota detektoru 300 °C, teplota kolony 40 °C. Jako nosný plyn byl použit dusík.

Pro měření koncentrace N<sub>2</sub>O jsem použil plynový chromatograf Hewlett Packard 6890 Network GC System (Agilent Technologies, USA) se semikapilární kolonou HP-5 30m x 0,32 mm x 0,25 μm a EC (Electron Captivity = elektron-zachycující) detektorem. Při měření byla teplota detektoru 300 °C, teplota kolony 40 °C. Jako nosný plyn byla použita směs plynů argon – metan (95 % Ar a 5 % CH<sub>4</sub>).

Vyhodnocení analýz bylo prováděno pomocí programu GC ChemStation A.08.03. Výsledky měření byly udávány v ppm.

### **3.3. Odběr a analýza vzorků vody**

#### **3.3.1. Odběry vody**

Vzorky vody jsem odebíral mimo míst, která ukazuje Obr. 5, také z rozdělováku (Obr. 4) a z odtoku z vegetačního pole. Odběry vody probíhaly ve stejných dnech jako odběry plynů, tzn. 30.3., 13.4., 27.4., 11.5., 25.5., 14.6., 28.6., 13.7., 27.7., 31.8., 14.9., 6.10., 27.10. Všechny vzorky byly odebírány pomocí injekční stříkačky o objemu 100ml a hadičky, která byla na konci opatřena sítím s velikostí ok 100  $\mu\text{m}$ . Vzorky byly odebírány z vrstvy 5 - 20 cm od povrchu pole z vertikálně umístěných trubek, trvale zabudovaných do vegetačního pole. Plastová trubka je v části zasahující do tělesa vegetačního pole perforována a na horním konci opatřena plastovou zátkou (Obr. 9).

100 ml vzorků vody bylo filtrováno přes skleněný filtr 0,45  $\mu\text{m}$  MN GF – 5 (Macherey-Nagel, Německo), filtrát byl zamrazen pro stanovení rozpuštěného uhlíku. Skleněný filtr se zachycenými částicemi sloužil ke stanovení množství C a N v partikulovaných formách. Celkový dusík a fosfor byl stanovován ve vzorcích nefiltrovaných přes skleněný filtr.

#### **3.3.2. Stanovení koncentrace rozpuštěného uhlíku (DOC)**

Celkové množství rozpuštěného organického uhlíku ve vzorku vody jsem stanovoval pomocí analyzátoru LiquiTOC (Foss Heraeus, Německo). Principem metody je mokrá oxidace organických forem uhlíku ve vzorku za přítomnosti peroxosíranu sodného v kyselém prostředí. Vzorek je po nasátí do analyzátoru okyselen kyselinou fosforečnou a je k němu přidán peroxisíran sodný. V UV reaktoru pak probíhá vlastní oxidace organických látek na oxid uhličitý, jehož koncentrace je měřena infračerveným detektorem. Koncentrace oxidu uhličitého je přímo úměrná celkové koncentraci rozpuštěného organického uhlíku. Standardy pro analýzu se připravují z hydrogenftalátu draselného a kyseliny fosforečné.

#### **3.3.3. Stanovení partikulovaného (nerozpuštěného) uhlíku a dusíku**

Partikulovaný dusík a uhlík byly stanoveny na analyzátoru NC 2100 Soil Analyzer (ThermoQuest Italia S.p.A., Italy). Princip metody: Uhlík a dusík obsažený v organických látkách stanovovaného vzorku jsou zmineralizovány na oxid uhličitý a molekulární dusík, plyny jsou odděleny na chromatografické koloně a jejich koncentrace je stanovena na teplotně-vodivostním detektoru. Na základě navážky vzorku jsou vypočteny celkové obsahy organického uhlíku a dusíku ve vzorku.

#### **3.3.4. Stanovení celkového dusíku a fosforu**

Koncentrace celkového dusíku ( $N_{\text{TOT}}$ ) a fosforu ( $P_{\text{TOT}}$ ) jsem stanovoval pomocí analyzátoru

FIA STAR. Analyzátor FIA (Flow Injection Analyzer) (Foss Tecator, Švédsko) se skládá z autosampleru 5072, z analyzátoru 5012 a z detektoru 5042. Vyhodnocení bylo prováděno programem SF Duo (Shaw et al. 1988).

Stanovení  $N_{TOT}$  - princip: Vzorky se zmineralizují (Grasshoff et al. 1983), po přidavku persulfátového činidla v autoklávu při teplotě 120 °C, tím se převedou všechny dusíkaté látky na dusičnanové formy. Dusičnany se stanovují pomocí FIA analyzátoru – po nástřiku zklávaných vzorků do FIA analyzátoru se dusičnany redukují na kadmiové koloně (tvořena kadmiovými granulami 0,2 – 2 mm) na dusitany, ty reagují se sulfanilamidem a následně s N-(1-naftyl)-ethylendiaminchloridem. Reakce je doprovázena vznikem nachového azobarviva. Barevná změna se měří při 540 nm. Jako standardy byly použity roztoky dusičnanu draselného o koncentraci 10, 20, 50 a 100  $\mu\text{g.l}^{-1}$ .

Stanovení  $P_{TOT}$  - princip: Vzorky se opět mineralizují jako při stanovení  $N_{TOT}$ . Ortofosforečnany reagují s molybdenanem amonným, vzniká kyselina molybdeno-fosforečná, která je následně redukována chloridem cínatým na fosfomolybdenanovou modř. Barevná změna se měří při 690 nm. Jako standardy byly použity roztoky dihydrogenfosforečnanu draselného o koncentraci 25, 50, 100, 250, 500 a 1000  $\mu\text{g.l}^{-1}$ .

### **3.4. Stanovení fyzikálně-chemických parametrů in situ**

Na začátku každého odběru jsem pomocí měřicí soupravy WTW Multi 340i SET (WTW, Německo) měřil pH a teplotu vody v jednotlivých místech odběrů in situ – Obr. 5. Tyto hodnoty byly měřeny během odběru pouze 1x, a to i když se prováděly v jeden den tři odběry. Pro měření pH a teploty byla použita skleněná elektroda s teplotním čidlem.

Během sledovaného období byla pomocí datalogeru M 4016 s ultrazvukovým čidlem US 1000 (Fiedler, Elektronika pro životní prostředí, ČR) měřen průtok vody vegetačním polem. Data z datalogeru byla zpracována pomocí programu Software MOST 2.3. Pomocí zjištěných hodnot průtoku vody bylo stanovena průměrná hodnota doby zdržení.

Z meteorologické stanice v Ledenicích byly převzaty hodnoty celkových denních srážek, délky slunečního svitu a průměrných denních teplot vzduchu.

### **3.5. Stanovení rostlinné biomasy**

Pro stanovení biomasy kořenů jsem provedl jednorázový odběr 5.10. 2006. Vzorky kořenů jsem odebíral z 10 míst, velikost každého odběrového místa byla 0,5 x 0,5 m. 5 vzorků bylo odebráno z levé části vegetačního pole ve vzdálenosti 4 m, 6 m, 8 m, 10 m a 12 m od začátku



vegetačního pole a 5 vzorků z pravé části vegetačního pole ve stejných vzdálenostech jako u levé části vegetačního pole. Vzorky jsem v laboratoři zvážil na předvážkách Kern KB 400-2 (Kern, Německo), poté sušil v sušárně BE 400 (Memmert, Německo) při teplotě 75 °C do konstantní hmotnosti a stanovil jsem vlhkost biomasy. Z celkové biomasy byl vždy určen podíl oddenků a kořenů na celkové podzemní biomase. Ze získaných hodnot jsem stanovil podzemní biomasu kořenů a oddenků na celém poli KČOV.

11.8. 2005 jsem při jednorázovém měření zjišťoval počet neživých stébel z předcházejícího roku a podíl ventilujících stébel na celkovém počtu. Měření probíhalo vždy poblíž míst, kde byly instalovány komory pro odběr plynů. Stébla byla vždy určována na ploše 0,5 x 0,5 m.

### **3.6. Odběr vzorků pro stanovení denitrifikace**

16.9.2006 jsem jednorázově odebral z nátokové zóny 5 vzorků vody ve vzdálenosti 0,5 m od začátku vegetačního pole, jednotlivá odběrová místa byla 2 m od sebe. Z vegetačního pole jsem odebral ve vzdálenosti 2,5 m od začátku vegetačního pole po pěti vzorcích kořenů, šterku a vody pro stanovení rychlosti denitrifikace. Vzorky byly odebrány z celé šířky vegetačního pole v intervalu 2 m od sebe. U každého vzorku byla měřena rychlost denitrifikace (Šimek 1993). Princip metody: 20 g šterku (kořenů, vody) se po přidání 25 ml optimalizačního roztoku (100 mg glukózy  $\cdot l^{-1}$  + 200 mg  $KNO_3 \cdot l^{-1}$ ) uzavře do vzduchotěsné skleněné NTS lahve ( $V = 100ml$ ), vzduch se nahradí heliem, přidá se acetylen a tlak se upraví na atmosférický. Inkubuje se za stálé teploty (25°C) a třepání. Na začátku inkubace, po 30 a 60 min. se odebere vzorek vnitřní atmosféry a analyzuje se koncentrace  $N_2O$  na plynovém chromatografu (viz. Kapitola 3.2.3.). Pro zjištění poměru  $N_2 / N_2O$  byly současně inkubovány vzorky bez přídavku acetylenu.

#### **3.6.1. Výpočet rychlosti denitrifikace**

Rychlost denitrifikace (DEA) byla stanovena pomocí změny naměřených koncentrací ( $\Delta c$ ) oxidu dusného, objemů plynné ( $V_G$ ) a kapalně fáze ( $V_l$ ) a hmotnosti suchého vzorku ( $W_D$ ). Výpočet rychlosti denitrifikace je pro větší přehlednost rozložen do několika dílčích.

$$G = \frac{\Delta c}{10}$$

G [ $\mu l N_2O$ ]...koncentrace oxidu dusného v plynné fázi

$\Delta c$  [ppm]...nárůst koncentrace oxidu dusného během inkubace

$$L = \frac{\alpha \cdot G \cdot V_l}{V_G}$$

L [ $\mu\text{l N}_2\text{O}$ ].....množství oxidu dusného v kapalně fázi

$\alpha$  .....Bunsenův koeficient rozpustnosti (pro  $\text{N}_2\text{O}$  -  $\alpha = 0,544$ )

G [ $\mu\text{l N}_2\text{O}$ ]....množství oxidu dusného v plynné fázi

$V_l$  [ml].....objem kapalně fáze

$V_G$  [ml].....objem plynně fáze

$$T = G + L$$

T [ $\mu\text{l N}_2\text{O}$ ].....množství oxidu dusného v inkubační nádobě

G [ $\mu\text{l N}_2\text{O}$ ].....koncentrace oxidu dusného v plynné fázi

L [ $\mu\text{l N}_2\text{O}$ ].....koncentrace oxidu dusného v kapalně fázi

$$DEA = \frac{T \cdot 2}{W_D} \cdot \frac{M_m}{V} \quad [\mu\text{g N} - \text{N}_2\text{O} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}]$$

T [ $\mu\text{l N}_2\text{O}$ ].....celková koncentrace oxidu dusného v inkubační nádobě

$W_D$  [g].....hmotnost suchého vzorku

V [l].....objem 1 molu plynu ( $V = 22,4$  l)

$M_m$  [ $\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$ ].....molární hmotnost dusíku v molekule  $\text{N}_2\text{O}$

Základem pro přepočet emisí dusíku na plochu  $1 \text{ m}^2$  vegetačního pole do hloubky  $0,2 \text{ m}$  je vypočtená hodnota rychlosti denitrifikace (DEA). Protože je rychlost denitrifikace již vztažená na  $1 \text{ g}$  příslušného substrátu (štěrk, sušiny kořenů, g vody), pro přepočet na plochu stačí hodnotu DEA vynásobit koeficientem, který vyjadřuje množství jednotlivých substrátů na ploše  $1 \text{ m}^2$  vegetačního pole do hloubky  $0,2 \text{ m}$  (štěrk:  $339\,200 \text{ g}$ , voda v části vegetačního pole v vegetaci:  $71\,000 \text{ g}$ , kořeny:  $756,6 \text{ g}$ , voda v nátokové zóně:  $105\,000 \text{ g}$ ). Celkové emise dusíku z  $1 \text{ m}^2$  (do hloubky  $0,2 \text{ m}$ ) z části vegetačního pole s vegetací jsou pak součtem jednotlivých emisí produkovaných na povrchu štěrku, ve vodě a na povrchu kořenů.

### 3.7. Zpracování získaných hodnot

Grafické zpracování dat (tabulky, grafy) jsem provedl pomocí programu Microsoft Excel 2003. Dále jsem tento program použil pro vypočtení průměrů a směrodatných odchylek. Ke zjištění závislosti emisí plynů na jiných zkoumaných parametrech, určení rovnice regrese, stanovení spolehlivosti hodnoty R jsem použil jednoduchou lineární regresi, pro vzájemné porovnání jednotlivých částí vegetačního pole párový t-test a jednocestnou ANOVU, vše v programu Statistica 7.0. V případě, že vstupní data neměla normální rozdělení, byla provedena jejich transformace přirozeným logaritmem před jejich zpracováním v programu Statistica 7.0.

### 3.8. Výpočty

#### 3.8.1 Kvantifikace emisí v den odběru

Difúze přes vodní hladinu:

Při výpočtu denních emisí byl den rozdělen na 4 dílčí části. Hranicemi jednotlivých částí byly časy odběrů a půlnoc – první část byla definována jako časový úsek mezi půlnocí a dopoledním odběrem, druhá část - časový úsek mezi dopoledním a odpoledním odběrem, třetí část – časový úsek mezi odpoledním a večerním odběrem a čtvrtá část – časový úsek mezi večerním odběrem a půlnocí. Pro kvantifikaci emisí v první a čtvrté části dne ( $Df_0$ ) byla použita rovnice (a), pro kvantifikaci ve druhé a třetí části dne ( $Df_1$ ) rovnice (b). Pro kvantifikaci byla použita metoda výpočtu s použitím lineární interpolace. Celkové denní emise jsou poté rovny součtu emisí za dílčí časové úseky.

Pokud byl v některém dnu odběru proveden pouze jeden odběr vzorků plynů, pro výpočet se předpokládalo, že tato naměřená hodnota je konstantní po celých 24 hodin.

$$Df_0 = f_0 \cdot t_0 \quad [\mu l \cdot m^{-2}] \quad (a)$$

$f_0$  [ $\mu l \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$ ].....emise plynu zjištěné při dopoledním (večerním) odběru

$t_0$  [h].....čas mezi půlnocí a dopoledním (večerním) odběrem

$$Df_1 = \frac{f_1 + f_2}{2} \cdot t_1 \quad [\mu l \cdot m^{-2}] \quad (b)$$

$f_{1,2}$  [ $\mu l \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$ ]..... emise plynu zjištěné při jednotlivých odběrech během dne

$t_{2(3)}$  [h].....doba mezi dvěma odběry

Difúze plynů stébly rostlin:

Při výpočtu denních emisí difundujících stébly byla použita stejná metoda jako při výpočtu emisí unikajících difúzí přes vodní hladinu. Den byl opět rozdělen na 4 dílčí části a hranicemi byly časy odběrů a půlnoc. Pro kvantifikaci emisí v první a čtvrté části dne ( $Dd_0$ ) byla použita rovnice (c), pro kvantifikaci emisí ve druhé a třetí části dne ( $Dd_1$ ) rovnice (d). Pro kvantifikaci byla použita metoda výpočtu s použitím lineární interpolace. Celkové denní emise jsou poté rovny součtu emisí za dílčí časový úseky.

Pokud byl v některém dnu odběru proveden pouze jeden odběr vzorků plynů, pro výpočet se předpokládalo, že tato naměřená hodnota je konstantní po celých 24 hodin.

$$Dd_0 = d_0 \cdot t_0 \cdot n_c \quad [mol \cdot m^{-2}] \quad (c)$$

$d_0$  [ $mol \cdot s^{-1}$ ].....difúze plynu stéblem zjištěná při dopoledním (večerním) odběru

$t_0$  [s].....čas mezi půlnocí a dopoledním (večerním) odběrem

$n_c$  [ $m^{-2}$ ]..... průměrný počet neživých stébel ( $n_c = 69,3 m^{-2}$ )

$$Dd_1 = \frac{d_1 + d_2}{2} \cdot t_1 \cdot n_c \quad [mol \cdot m^{-2}] \quad (d)$$

$d_{1,2}$  [ $mol \cdot s^{-1}$ ].....difúze plynu při jednotlivých odběrech během dne

$t_1$  [s].....doba mezi dvěma odběry

$n_c$  [ $m^{-2}$ ]..... průměrný počet neživých stébel ( $n_c = 69,3 m^{-2}$ )

Aktivní tok plynů stébly rostlin:

Pro výpočet denních emisí plynů ( $Dq$ ) byl den opět rozdělen na 4 dílčí části a hranicemi byly 8:00, časy odběrů a 21:00. První část byla definována jako časový úsek mezi 8:00 a dopoledním odběrem, druhá část - časový úsek mezi dopoledním a odpoledním odběrem, třetí část – časový úsek mezi odpoledním a večerním odběrem a čtvrtá část – časový úsek mezi večerním odběrem a 21. hodinou. Celkové denní emise jsou poté opět rovny součtu emisí za dílčí časové úseky. Kvantifikace emisí byla jako v přecházejících případech vypočtena pomocí lineární interpolace. Hodnoty aktivního toku v 8:00 a 21:00 byly rovny 0. Pro výpočet kvantifikace byla použita rovnice (e).

$$Dq = \frac{q_1 + q_2}{2} \cdot t \cdot n_v \quad [mol.m^{-2}] \quad (e)$$

$q_{1,2} [mol.s^{-1}]$ .....jednotlivé hodnoty aktivního toku během dne

$t [s]$ .....doba mezi dvěma odběry

$n_v [m^{-2}]$ .....průměrný počet ventilujících stébel ( $n_v = 14,7 m^{-2}$ )

### 3.8.2 Kvantifikace emisí za období mezi dvěma odběry

Emise plynů difundujících přes vodní hladinu ( $Mf$ ) v období mezi dvěma sousedními odběry byly vypočteny z rozdílu denních emisí těchto odběrů a to podle rovnice (f). Stejným způsobem byly vypočteny také emise uvolňované difúzí neživými stébly rostlin v období od 28.6. do 27.10.2005. Pro výpočet byla použita opět metoda lineární interpolace. V období mezi 30.3. a 28.6. nebyly tyto emise ( $Md_0$ ) měřeny, proto byla jejich výše stanovena odhadem, který vycházel z předpokladu, že podíl emisí difundujících stébly na emisích difundujících přes vodní hladinu je během roku přibližně stejný. Proto byl vypočten tento podíl za období 28.6. - 27.10. a ze získaného průměrného podílu byly doloženy emise v období od 30.3. do 28.6.

$$Mf = \frac{Df_1 + Df_2}{2} \cdot t \quad [\mu l.m^{-2}] \quad (f)$$

$Df_{1,2} [\mu l.m^{-2}.d^{-1}]$ .....emise plynů v sousedních dnech odběru

$t [d]$ .....počet dnů mezi odběry

V případě emisí uvolňovaných aktivním tokem stébly rostlin ( $Mq$ ) byl postup výpočtu částečně odlišný od dvou předcházejících. Emise plynů v období mezi dvěma sousedními odběry byly vypočteny z průměrné hodnoty příslušných denních emisí (vyjádřených jako množství emisí na 1 hodinu délky slunečního svitu příslušného dne odběru) a celkové délky slunečního svitu za příslušné období (g).

$$Mq = \frac{\frac{Dq_1}{n_1} + \frac{Dq_2}{n_2}}{2} \cdot n \quad [mol.m^{-2}] \quad (g)$$

$Dq_{1,2}$  [ $mol.m^{-2}.d^{-1}$ ].....množství plynu emitovaného stébly aktivním tokem za den ve dvou sousedních odběrech

$n_{1,2}$  [h].....délka slunečního svitu v příslušných dnech odběru

$n$  [h].....počet hodin slunečního svitu v období mezi dvěma odběry

V období od 10.5 do 28.6.05, kdy aktivní tok nebyl měřen, ale předpokládal se jeho výskyt, byly emise ( $Mq_0$ ) stanoveny podle rovnice (h). Tato rovnice vychází z předpokladu, že aktivní tok je 10.5. nulový, postupně narůstá až do 28.6.05. Podle stejného předpokladu byly vypočteny emise aktivním tokem mezi 31.8. a 30.9., pouze s tím rozdílem, že aktivní tok postupně klesá od 31.8. do 30.9., kdy je nulový.

$$Mq_0 = \frac{Dq}{2} \cdot n_0 \quad [mol.m^{-2}] \quad (h)$$

$Dq$  [ $mol.m^{-2}.d^{-1}$ ].....denní emise plynu emitované aktivním tokem naměřené 28.6.05

$n_0$  [h].....počet hodin slunečního svitu od 10.5. do 28.6.05

### 3.8.3 Výpočet bilance C a N

Výpočet bilance C a N vegetačního pole KČOV probíhal následovně.

Celkové množství organického uhlíku a dusíku, které nateklo/odteklo na vegetační pole KČOV bylo vypočteno z průměrných koncentrací organického uhlíku a dusíku v rozdělováku a na odtoku z vegetačního pole za celé sledované období a průměrného nátok a odtoku odpadní vody na vegetační pole KČOV. Průměrný nátok a odtok vody z vegetačního pole byl vypočítán z hodnot měřených v období let 2002 až 2004.

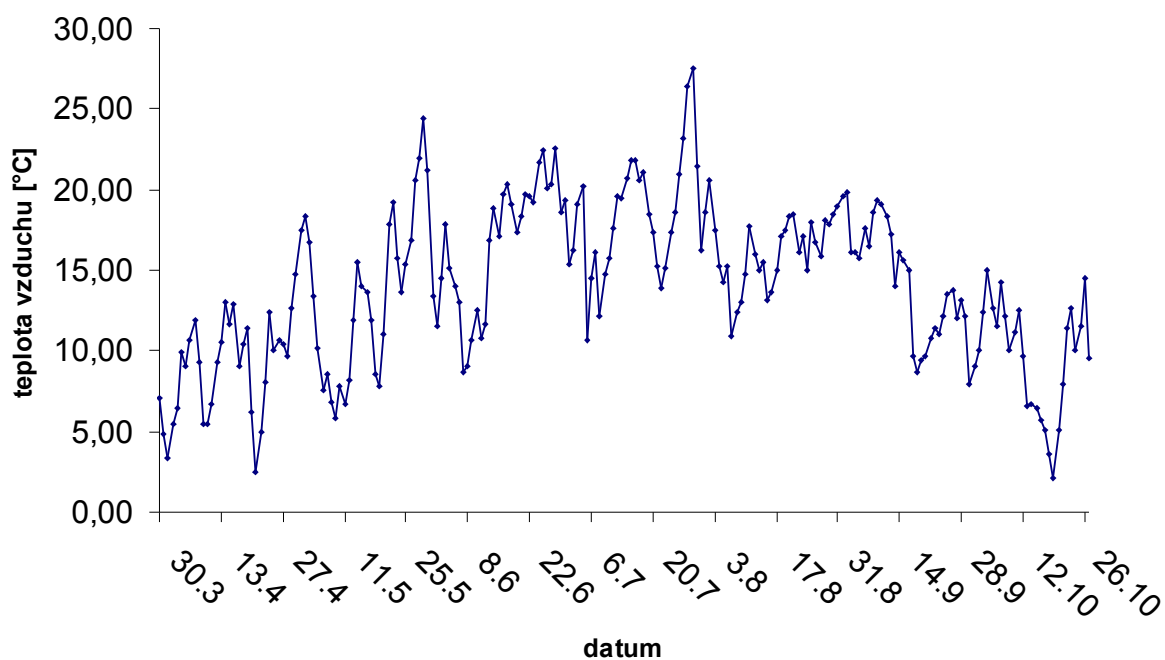
Množství uhlíku a dusíku v sedimentu bylo odhadnuto pomocí jednorázového odběru 6 vzorků šterku z vegetačního pole do hloubky 60 cm. 3 vzorky (vzájemná vzdálenost byla přibližně 4 m) byly odebrány ve vzdálenosti 2,5 m od začátku vegetačního pole, 3 vzorky (opět vzájemná vzdálenost také 4 m) ve vzdálenosti 14 m od začátku vegetačního pole. Vzorky byly ihned po odběru zamrazeny, zlyofilizovány a zhomogenizovány. Obsahy celkového uhlíku a dusíku byly stanoveny pomocí CN analyzátoru (viz. kapitola **3.3.4. Stanovení partikulovaného (nerozpuštěného) uhlíku a dusíku**). Z každé trojice získaných hodnot byla vypočtena průměrná hodnota a ta byla použita pro výpočet celkového obsahu uhlíku a dusíku ve vegetačním poli.

Množství uhlíku vstupujícího do vegetačního pole ve formě odumřelé podzemní rostlinné biomasy a exudátů bylo vypočítáno na základě literárních údajů (Brix et al. 2001).

## 4. Výsledky

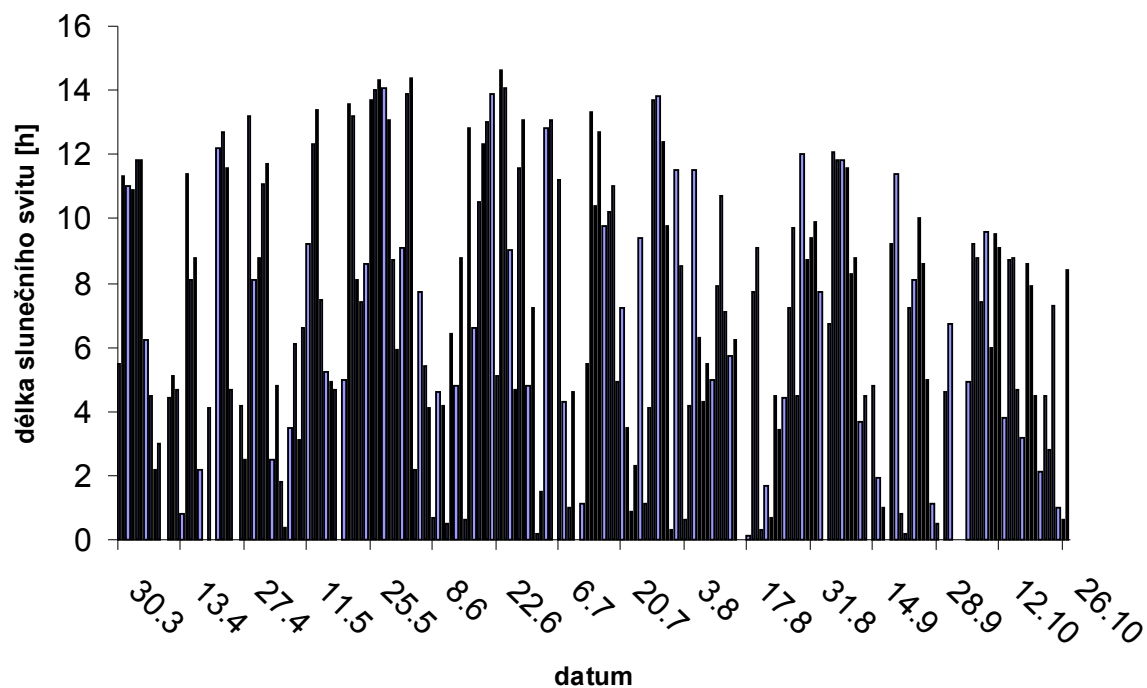
### 4.1. Fyzikálně – chemické parametry stanoviště

Základní meteorologické údaje lokality přibližují následující 3 grafy. Graf 1 zobrazuje průměrnou denní teplotu vzduchu, Graf 2 počet hodin slunečního svitu během dne a Graf 3 denní úhrn dešťových srážek během sledovaného období.

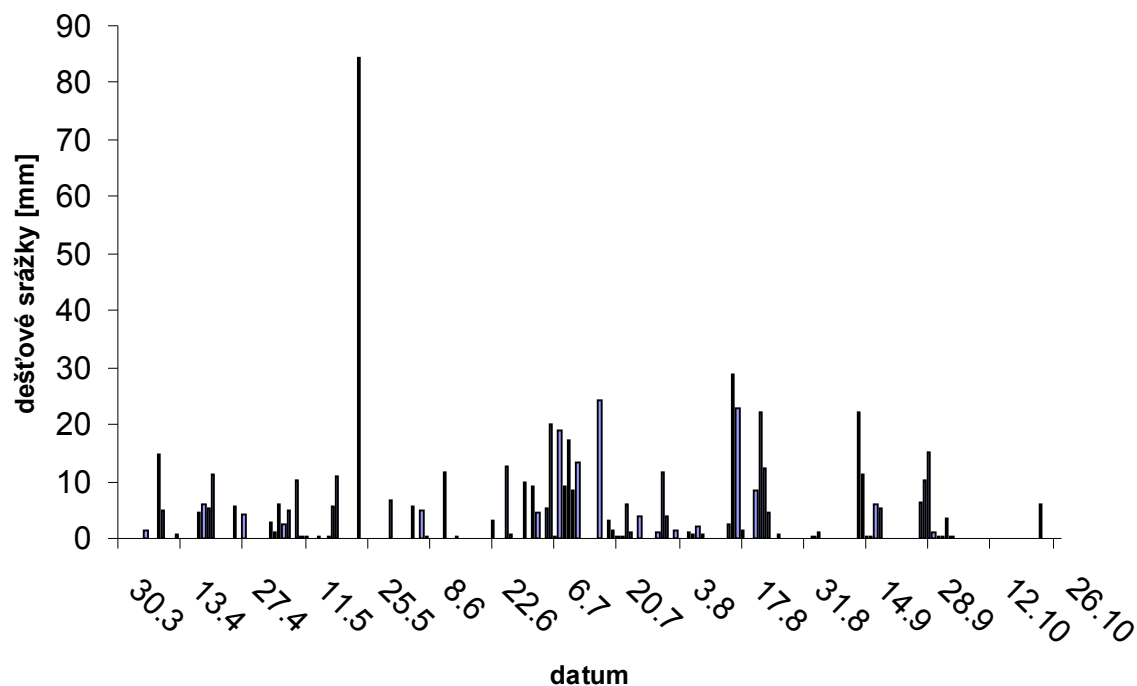


Graf 1: Průměrná teplota vzduchu ve °C. Uvedené hodnoty jsou převzaty z meteorologické stanice ČHMÚ v Ledenicích.



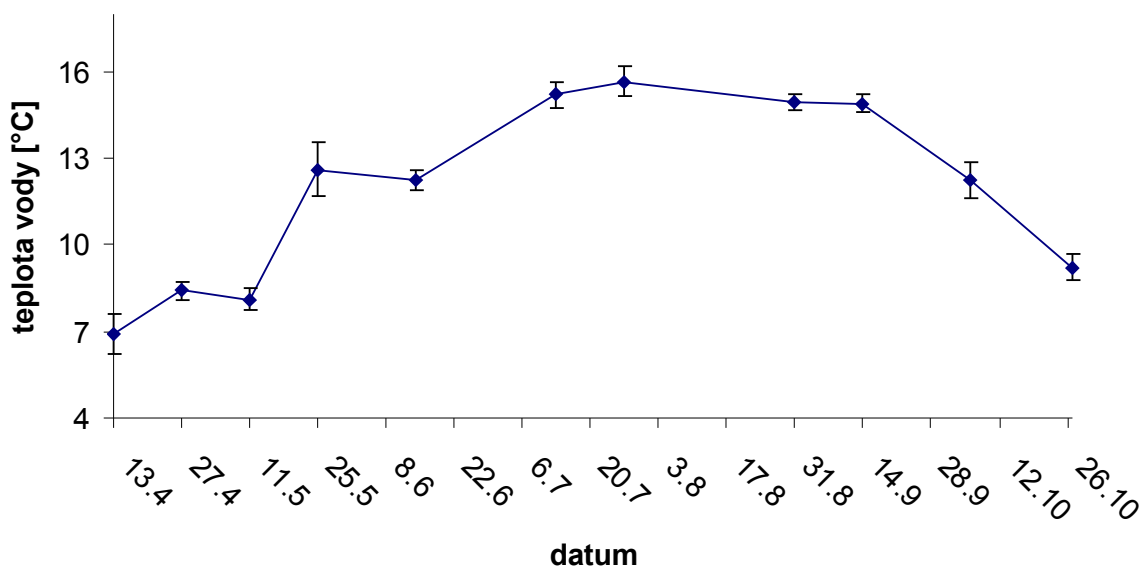


Graf 2: Délka slunečního svitu vyjádřená jako denní suma. Uvedené hodnoty jsou převzaty z meteorologické stanice ČHMÚ v Ledenicích



Graf 3: Průběh denních dešťových srážek v mm. Data jsou převzata z meteorologické stanice ČHMÚ v Ledenicích

Průměrná teplota vody (°C) ve vegetačním poli KČOV během sledované sezóny je uvedena v Grafu 4. Teplota vody se během sledovaného období pohybovala mezi 6,4 °C a 16,4 °C. Nejvyšší hodnota byla naměřena 27.7.05, minimální hodnota 13.4.05. Z hlediska teploty nejsou jednotlivé vzdálenosti od začátku vegetačního pole statisticky průkazně odlišné. Sezónní průběh teploty vody odpovídá naměřenému průběhu teploty vzduchu, který je uvedena v Grafu 1.



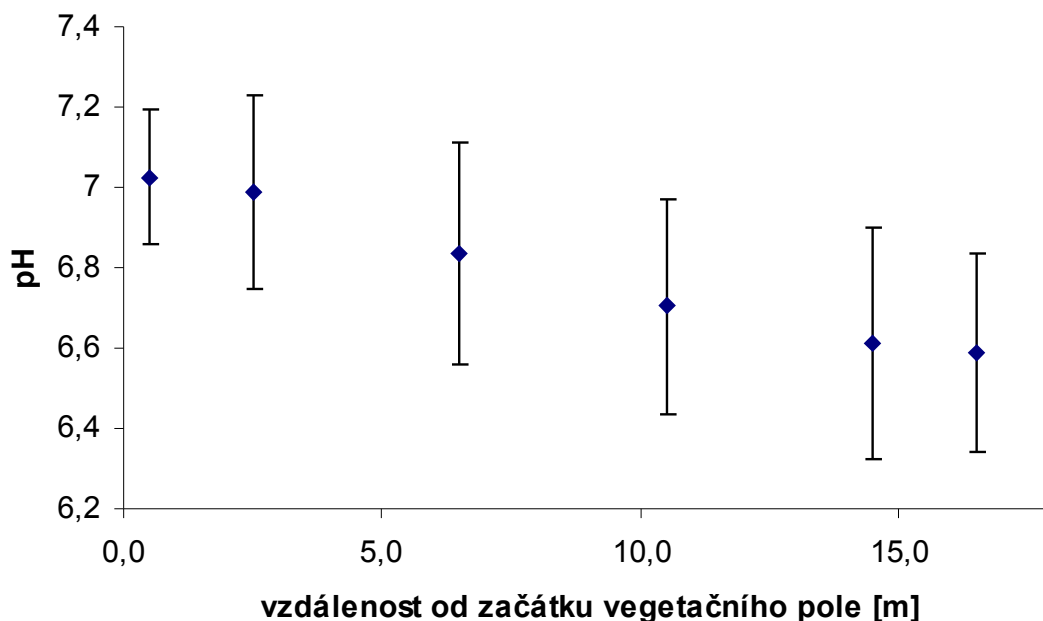
Graf 4: Průměrná teplota vody ve °C ve vegetačním poli. Zobrazené hodnoty představují průměr a směrodatnou odchylku. Uvedené hodnoty jsou průměrem ze 5 hodnot (13.4.), 15 hodnot (27.4., 11.5.), ostatní z 18 naměřených hodnot.

Sezónní průběh a prostorová variabilita vybraných chemických parametrů vody ve vegetačním poli je uveden v následujících čtyřech grafech. (pH - Graf 5, rozpuštěný organický uhlík ve vodě – Graf. 6, celkový dusík ve vodě – Graf. 7 a celkový fosfor – Graf 8).

Hodnoty pH (Graf 5) pórové vody ve vegetačním poli se pohybovaly v rozmezí od 6,08 do 7,51. Průměrná hodnota dosahovala 6,80. Maximální hodnota (7,51) byla naměřena 27.4., minimální hodnota 27.7. (6,08). Průměrná hodnota pH klesá směrem od nátoky k odtoku, kde dosahuje vždy nejnižších hodnot z celého vegetačního pole.

V nátokové zóně dosahovala průměrná hodnota pH 7,03, maximální hodnota v odtokové zóně byla naměřena 25.5. (7,37), minimální 6,57 (14.9.). V části vegetačního pole svegetací dosahovala průměrná hodnota pH 6,82. Minimální hodnota byla naměřena 27.7. a dosahovala 6,08. Maximální hodnota byla naměřena 27.4. (7,51).

V odtokové zóně byla průměrná hodnota pH 6,59, minimální hodnota byla naměřena 14.6. (6,12), maximální hodnota 7,08 byla zjištěna 11.5.



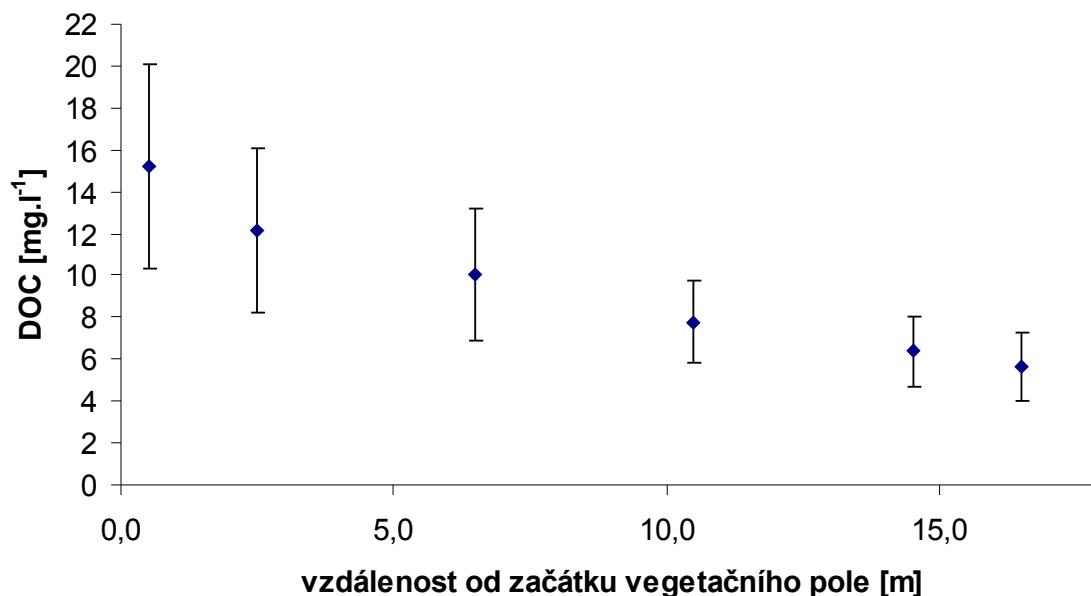
Graf 5: Průměrné pH pórové vody ve vegetačním poli v šesti vzdálenostech od začátku vegetačního pole (0,5 m, 2,5 m, 6,5 m, 10,5 m, 14,5 m a 16,5 m). Hodnoty 30.3. nebyly měřeny, odběrové místo ve vzdálenost 0,5 m od začátku vegetačního pole bylo vytvořeno až 11.5.2005. V grafu jsou zobrazené průměrné hodnoty a jejich směrodatné odchylky. Průměrné hodnoty jsou vypočteny ze 30 hodnot (pro vzdálenost 0,5 m a 16,5 m od počátku vegetačního pole), ostatní jsou průměrem ze 33 hodnot.

Naměřené koncentrace rozpuštěného organického uhlíku (Graf 6) ve vegetačním poli se pohybovaly v rozmezí od 2,58 mg.l<sup>-1</sup> do 29,30 mg.l<sup>-1</sup>. Průměrná hodnota dosahovala 9,38 mg.l<sup>-1</sup>. Maximální hodnota byla naměřena 13.7 (29,30 mg.l<sup>-1</sup>), minimální hodnota 6.10. (2,58 mg.l<sup>-1</sup>).

Koncentrace DOC (Graf 6) dosahuje nejvyšších hodnot v nátokové zóně, směrem k odtokové zóně se jeho koncentrace snižuje. Naopak ve vývoji koncentrace DOC během celé sezóny nelze vypořádat žádný trend.

V nátokové zóně dosahovala průměrná hodnota DOC 14,91 mg.l<sup>-1</sup>. Minimální hodnota zde byla naměřena 6.10. (8,30 mg.l<sup>-1</sup>), maximální hodnota dosahovala 29,30 mg.l<sup>-1</sup> a byla zjištěna 13.7.

V části vegetačního pole s vegetací se koncentrace pohybovala v rozmezí mezi 3,38 mg.l<sup>-1</sup> a 22,01 mg.l<sup>-1</sup>, průměrná hodnota činila 14,91 mg.l<sup>-1</sup>. Maximální hodnota byla naměřena 13.4. (22,01 mg.l<sup>-1</sup>), minimální 6.10. (3,38 mg.l<sup>-1</sup>). V odtokové zóně byla zjištěna průměrná koncentrace DOC 5,53 mg.l<sup>-1</sup>. Minimální hodnota byla naměřena 6.10 (2,58 mg.l<sup>-1</sup>), maximální koncentrace činila 9,85 mg.l<sup>-1</sup> (27.10.)



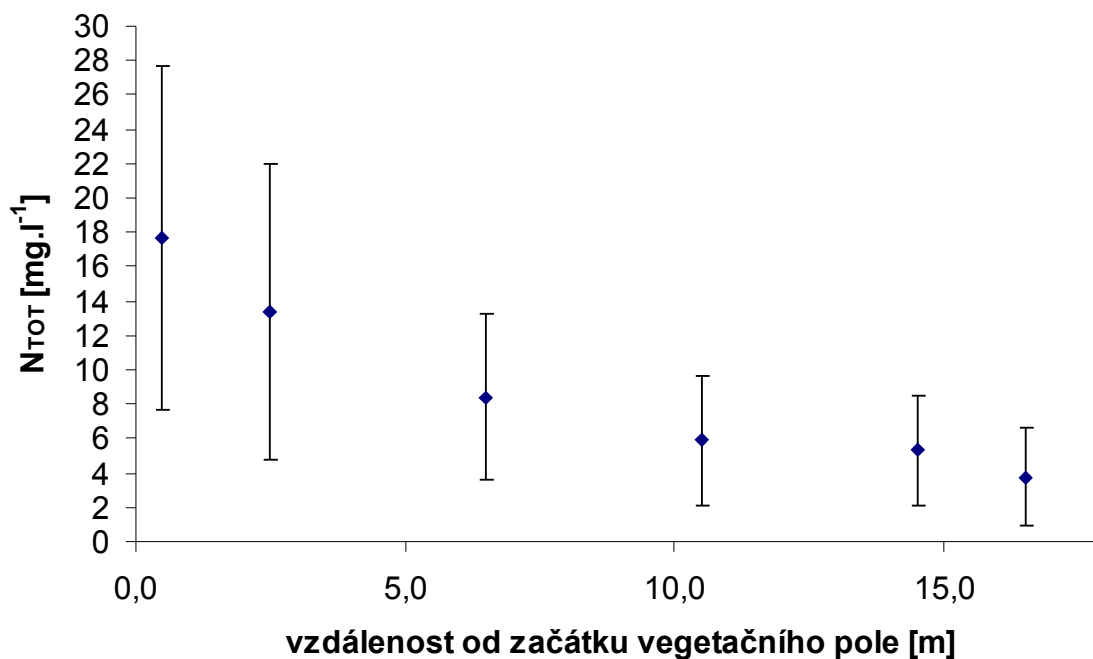
Graf 6: Průměrná koncentrace DOC ve vegetačním poli během sledovaného období v šesti vzdálenostech od začátku vegetačního pole (0,5 m, 2,5 m, 6,5 m, 10,5 m, 14,5 m a 16,5 m). Hodnoty 30.3. nebyly měřeny, odběrové místo ve vzdálenost 0,5 m od začátku vegetačního pole bylo vytvořeno až 11.5. 2005. V grafu jsou zobrazené průměrné hodnoty a jejich směrodatné odchylky. Průměrné hodnoty jsou vypočteny ze 30 hodnot (pro vzdálenost 0,5 a 16,5 m od počátku vegetačního pole), ostatní jsou průměrem ze 33 hodnot.

Koncentrace celkového dusíku ( $N_{TOT}$ ) (Graf 7) se během sledované sezóny pohybovala mezi 0 mg.l<sup>-1</sup> a 39,25 mg.l<sup>-1</sup>. Maximální hodnota byla naměřena 28.6. (39,25 mg.l<sup>-1</sup>), minimální hodnota byla naměřena několikrát, většinou v odtokové zóně. Koncentrace  $N_{TOT}$  dosahuje vyšších hodnot v nátokové zóně, směrem k odtokové zóně je zřejmý pokles koncentrace. Naopak ve vývoji koncentrace  $N_{TOT}$  během celé sezóny nelze vyzorovat jednoznačný trend.

V nátokové zóně dosahovala průměrná koncentrace  $N_{TOT}$  17,67 mg.l<sup>-1</sup>. Minimální hodnota zde byla naměřena 14.9. (5,07 mg.l<sup>-1</sup>), maximální hodnota dosahovala 39,25 mg.l<sup>-1</sup> a byla zjištěna 28.6.

V části vegetačního pole s vegetací se koncentrace pohybovala v rozmezí mezi 0 mg.l<sup>-1</sup> a 34,38 mg.l<sup>-1</sup>, průměrná hodnota činila 8,25 mg.l<sup>-1</sup>. Maximální hodnota (34,38 mg.l<sup>-1</sup>) byla naměřena 28.6., minimální (nulová koncentrace) byla naměřena několikrát a to většinou v blízkosti odtokové zóny.

V odtokové zóně byla zjištěna průměrná koncentrace  $N_{TOT}$  3,77 mg.l<sup>-1</sup>. Minimální hodnota byla naměřena opakovaně při různých odběrech (0,0 mg.l<sup>-1</sup>), maximální koncentrace činila 9,63 mg.l<sup>-1</sup> (27.7.)



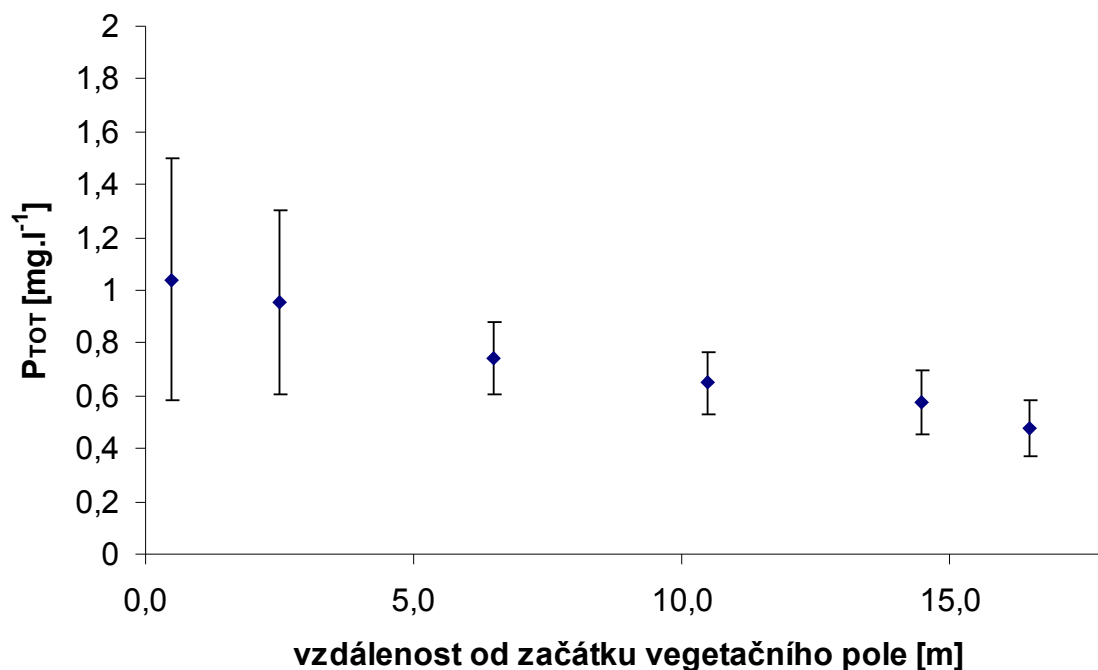
Graf 7: Průměrná koncentrace  $N_{TOT}$  ve vegetačním poli během sledovaného období v šesti vzdálenostech od začátku vegetačního pole (0,5 m, 2,5 m, 6,5 m, 10,5 m, 14,5 m a 16,5 m). Hodnoty 30.3. nebyly měřeny, odběrové místo ve vzdálenost 0,5 m od začátku vegetačního pole bylo vytvořeno až 11.5.2005. V grafu jsou zobrazené průměrné hodnoty a jejich směrodatné odchylky. Průměrné hodnoty jsou vypočteny ze 33 hodnot (pro vzdálenost 0,5 a 16,5 od počátku vegetačního pole), ostatní jsou průměrem ze 39 hodnot.

Koncentrace celkového fosforu ( $P_{TOT}$ ) (Graf 8) se během sledované sezóny pohybovala mezi 0,12 mg.l<sup>-1</sup> a 2,43 mg.l<sup>-1</sup>. Maximální hodnota byla naměřena 28.6. (2,43 mg.l<sup>-1</sup>), minimální hodnota 14.6. (0,12 mg.l<sup>-1</sup>). Koncentrace  $P_{TOT}$  dosahuje vyšších hodnot v nátokové zóně, směrem k odtokové zóně je zřejmý pokles koncentrace. Vývoj koncentrace  $P_{TOT}$  během celé sezóny nenaznačuje nějaký trend.

V nátokové zóně dosahovala průměrná koncentrace  $P_{TOT}$  1,04 mg.l<sup>-1</sup>. Minimální hodnota zde byla naměřena 31.8. (0,57 mg.l<sup>-1</sup>), maximální hodnota dosahovala 2,43 mg.l<sup>-1</sup> a byla zjištěna 28.6.

V části vegetačního pole s vegetací se koncentrace pohybovala v rozmezí mezi 0,41 mg.l<sup>-1</sup> a 2,00 mg.l<sup>-1</sup>, průměrná hodnota činila 0,73 mg.l<sup>-1</sup>. Maximální hodnota byla naměřena 13.4. (2,00 mg.l<sup>-1</sup>), minimální koncentrace 28.6. (0,41 mg.l<sup>-1</sup>)

V odtokové zóně byla zjištěna průměrná koncentrace  $P_{TOT}$  0,48 mg.l<sup>-1</sup>. Minimální hodnota byla naměřena 14.6. (0,12 mg.l<sup>-1</sup>), maximální koncentrace činila 0,68 mg.l<sup>-1</sup> (31.8.)



Graf 8: Průměrná koncentrace  $P_{TOT}$  ve vegetačním poli během sledovaného období v šesti vzdálenostech od začátku vegetačního pole (0,5 m, 2,5 m, 6,5 m, 10,5 m, 14,5 m a 16,5 m). Hodnoty 30.3. nebyly měřeny, odběrové místo ve vzdálenost 0,5 m od začátku vegetačního pole bylo vytvořeno až 11.5.2005. V grafu jsou zobrazené průměrné hodnoty a jejich směrodatné odchylky. Průměrné hodnoty jsou vypočteny ze 33 hodnot (pro vzdálenost 0,5 a 16,5 od počátku vegetačního pole), ostatní jsou průměrem ze 39 hodnot.

## 4.2. Vegetace

Tab. 2 zobrazuje vybrané parametry nadzemní a podzemní biomasy ve vegetačním poli KČOV.

Při statistickém porovnání levé, střední a pravé části vegetačního pole nebyl zjištěn statisticky průkazný rozdíl v celkovém počtu neživých stébel ( $F = 0,40$ ,  $p = 0,68$ ), při porovnání počtu ventilujících stébel v jednotlivých částech vegetačního pole nebyl také zjištěn statisticky průkazný rozdíl mezi těmito částmi ( $F = 0,36$ ,  $p = 0,71$ ).

	vzdálenost od nátoky [m]				celkem
	2,5	6,5	10,5	14,5	
nadzemní biomasa	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2196 ± 563
celková podzemní biomasa	4341,2 ± 610,4	4511,7 ± 793,4	4636,76 ± 299,8	4128,9 ± 465,1	4416,6 ± 419,2
biomasa kořenů	743,6 ± 104,6	772,8 ± 135,9	780,6 ± 70,6	707,3 ± 79,5	751,1 ± 87,7
biomasa oddenků	3597,6 ± 505,8	3738,9 ± 657,4	3856,1 ± 229,1	3421,7 ± 385,4	3660,1 ± 444,1
počet neživých stébel	80,0 ± 30,4	56,0 ± 22,1	64,0 ± 26,8	77,3 ± 18,7	69,3 ± 24,5
počet ventilujících stébel	18,7 ± 18,7	10,7 ± 13,1	10,7 ± 8,3	18,7 ± 15,7	14,7 ± 13,9

Tab. 2: Vybrané parametry nadzemní a podzemní biomasy. Hodnoty v tabulce vždy představují průměrné hodnoty a směrodatné odchylky. Průměrná nadzemní biomasa je vypočtena ze 6 naměřených hodnot, podzemní biomasa, biomasa kořenů a oddenků v jednotlivých vzdálenostech od začátku vegetačního pole je vypočtena ze 2 hodnot, pro celé pole z 8 hodnot. Počty stébel pro jednotlivé vzdálenosti od začátku vegetačního pole jsou vypočteny z 6 naměřených hodnot, pro celé pole pak ze 24 hodnot. Počty stébel jsou přepočteny na 1 m<sup>2</sup> plochy, všechny biomasy jsou vyjádřeny v g.m<sup>-2</sup>.

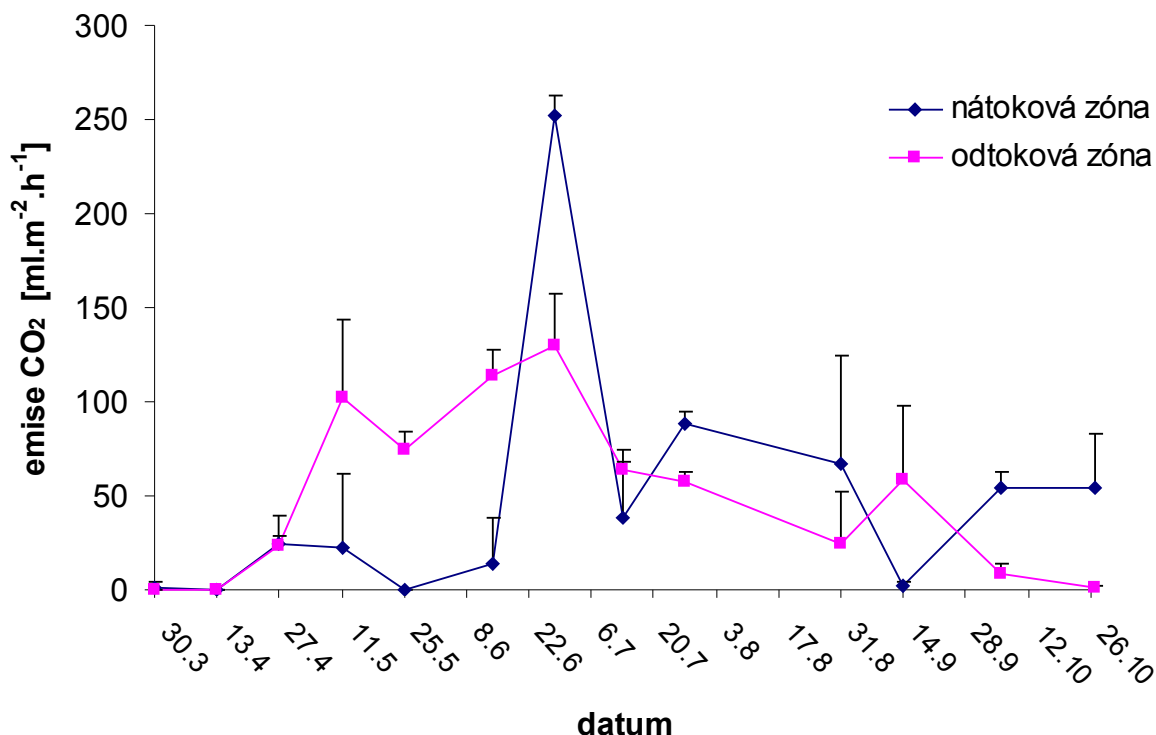
### 4.3. Emise plynů přes vodní hladinu (volný povrch bez vegetace)

Graf 9 zobrazuje průběh emisí oxidu uhličitého unikajících přes vodní hladinu v nátokové a odtokové zóně vegetačního pole během sledované sezóny.

V nátokové zóně dosáhla průměrná hodnota emisí oxidu uhličitého  $47,57 \text{ ml.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ . Hodnoty emisí pod mezí detekce byly naměřeny několikrát, maximální emise byly naměřeny 28.6. ( $252,47 \text{ ml.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ ). Z grafu je patrný nárůst emisí během sezóny, přičemž maximálních hodnot dosahují emise na konci června, poté emise klesají.

V odtokové zóně byla průměrná hodnota  $50,59 \text{ ml.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ . Emise pod mezí detekce byly naměřeny 30.3. a 13.4., maximálních hodnot dosáhly 28.6. ( $129,83 \text{ ml.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ ).

Při statistickém porovnání emisí oxidu uhličitého na nátoku a odtoku vegetačního pole během celé sezóny nebyl zjištěn průkazný rozdíl ( $t = -0,13$ ,  $p = 0,89$ ), statisticky průkazný rozdíl nebyl zjištěn nejen mezi levou, střední a pravou částí nátokové zóny ( $F = 0,09$ ,  $p = 0,91$ ), ale i mezi levou, střední a pravou částí odtokové zóny ( $F = 0,002$ ,  $p = 0,99$ ). Naopak při jednotlivých odběrech dosahovaly emise oxidu uhličitého v nátokové a odtokové zóně rozdílných hodnot.



Graf 9: Sezónní průběh emisí CO<sub>2</sub> v nátokové a odtokové zóně vegetačního pole KČOV. Zobrazené hodnoty jsou průměrem ze tří hodnot, úsečky představují směrodatné odchylky.

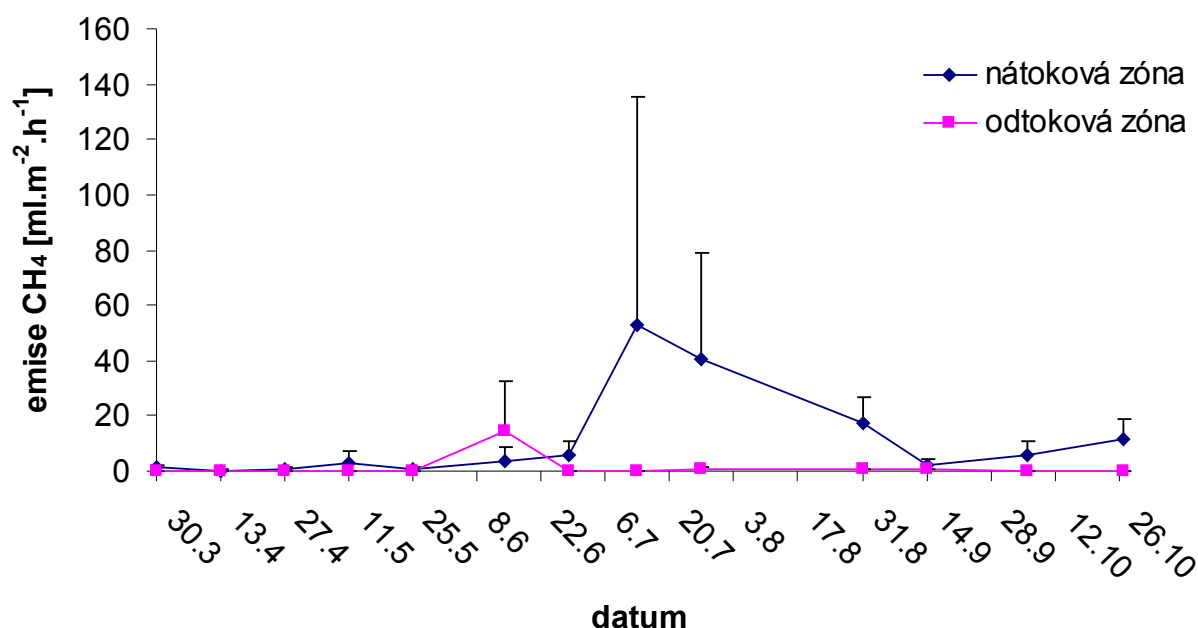
Graf 10 přibližuje sezónní průběh emisí metanu unikajícího přes vodní hladinu v nátokové a odtokové zóně vegetačního pole.

V nátokové zóně dosáhla průměrná hodnota emisí metanu  $7,74 \text{ ml.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ . Minimální emise byly naměřeny 13.4. a dosahovaly  $0,33 \text{ ml.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ . Maximální emise byly naměřeny 13.7. ( $40,27 \text{ ml.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ ).

V odtokové zóně byla průměrná hodnota  $1,23 \text{ ml.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ . Emise pod mezí detekce byly naměřeny při několika odběrech, maximálních hodnot dosáhly 14.6. ( $14,23 \text{ ml.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ ).

Koncentrace emisí metanu v nátokové zóně během sezóny postupně narůstá, maximální hodnoty dosahují v polovině července (13.7.), pak hodnoty opět klesají. Z grafu je dále zřejmé, že metan je produkován převážně v nátokové zóně, v odtokové zóně vegetačního pole jsou jeho emise nízké.

Při statistickém porovnání emisí metanu byl zjištěn průkazný rozdíl mezi nátokem a odtokem ( $t = 2,10$ ,  $p = 0,046$ ), při statistickém srovnání emisí z levé, střední a pravé části nátokové, resp. odtokové zóny nebyl ani v jednom případě zjištěn průkazný rozdíl - nátoková zóna ( $F = 0,56$ ,  $p = 0,57$ ), resp. odtoková zóna ( $F = 0,79$ ,  $p = 0,46$ )



Graf 10: Sezónní průběh emisí CH<sub>4</sub> v nátokové a odtokové zóně vegetačního pole KČOV Slavošovice. Zobrazené hodnoty jsou průměrem ze tří hodnot, úsečky představují směrodatné odchylky.

Průběh emisí oxidu uhličitého unikajících přes vodní hladinu v porostu vegetačního pole během sledované sezóny přibližují Grafy 11a a 11b. Naměřené hodnoty se pohybovaly mezi  $1,66 \text{ ml.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  a  $304,70 \text{ ml.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ . Průměrná naměřená hodnota pro celé vegetační pole činí  $77,06 \text{ ml.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ .



Emise oxidu uhličitého ve vzdálenosti 2,5 m od začátku vegetačního pole se pohybovaly v rozmezí 43,73 ml.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> až 304,7 ml.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>. Minimální hodnota byla naměřena 13.4. (43,73 ml.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>), maximální 28.6.(304,7 ml.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>). Průměrná hodnota za celé sledované období činila 104,11 ml.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>.

Ve vzdálenosti 6,5 m od začátku vegetačního pole byla zjištěna průměrná hodnota emisí oxidu uhličitého 62,05 ml.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>. Nejnižší naměřená hodnota činila 8,57 ml.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> a byla naměřena 13.4. Maximálních hodnot dosáhly emise 25.5. (170,10 ml.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>).

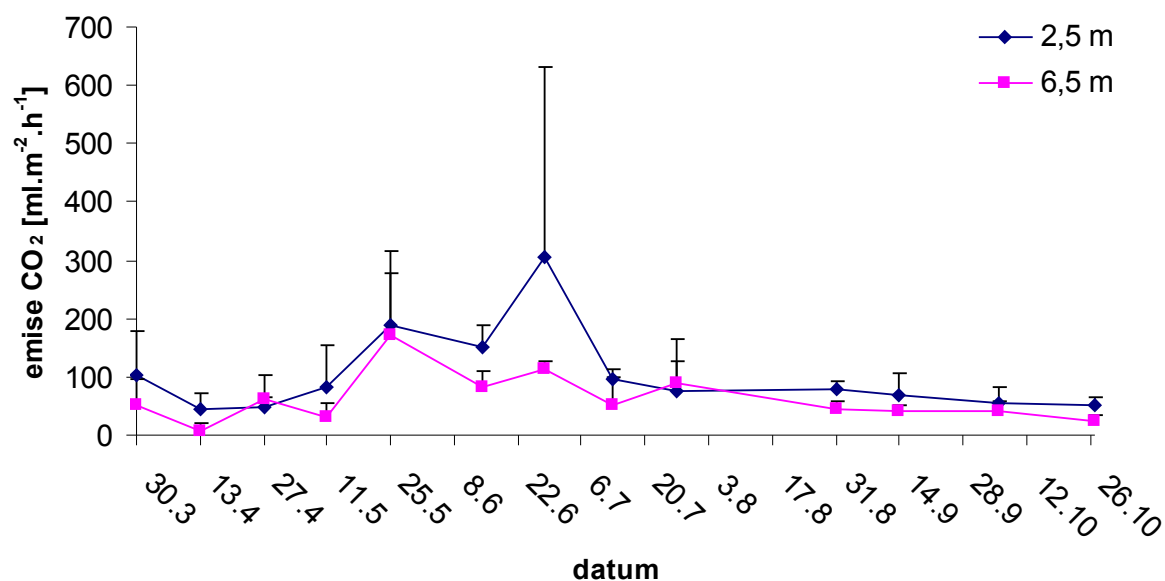
Emise oxidu uhličitého ve vzdálenosti 10,5 m od začátku vegetačního pole se pohybovaly mezi 11,1 ml.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> a 169,97 ml.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>. Minimální hodnota byla naměřena opět 13.4. (11,1 ml.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>), maximální 28.6. (169,97 ml.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>) Průměrná hodnota za celé sledované období činí 67,48 ml.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>.

Pro vzdálenost 14,5 m od začátku vegetačního pole byla zjištěna průměrná hodnota emisí oxidu uhličitého 74,62 ml.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>. Naměřené hodnoty se pohybovaly mezi 1,66 ml.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> a 173,83 ml.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>. Minimální hodnota byla naměřena 30.3. (1,66 ml.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>), maximální 28.6.(173,83 ml.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>).

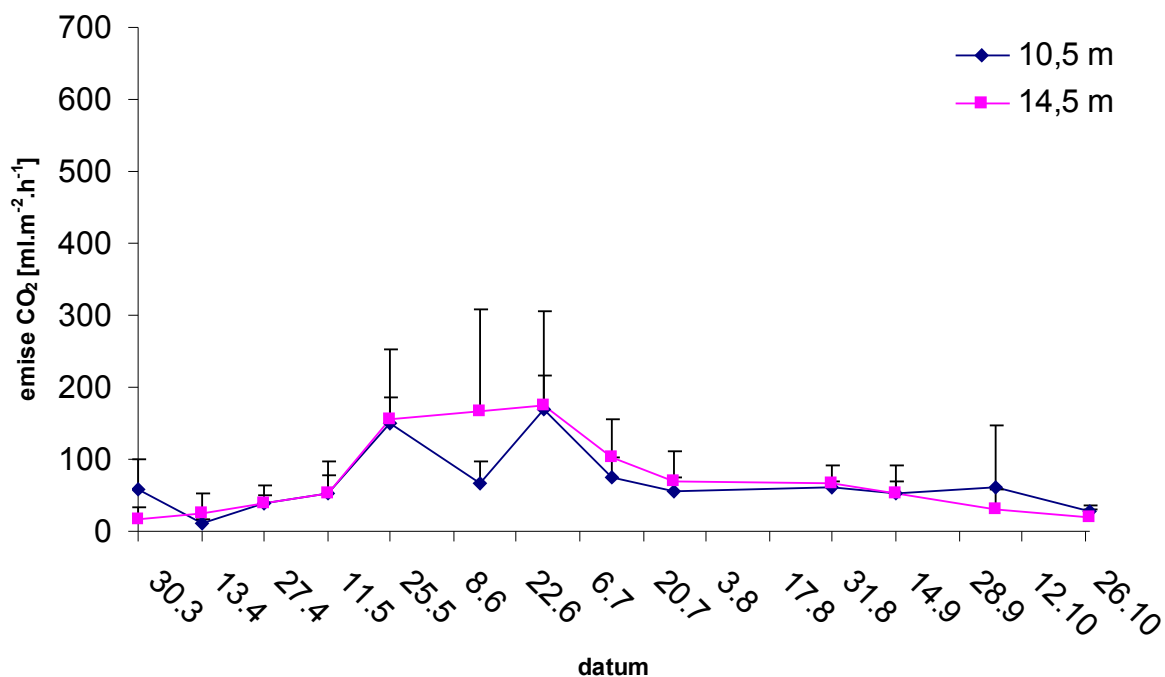
Z grafu je tedy patrné, že emise postupně narůstají do konce června (28.6.), kdy dosahují maxima, po němž dochází k poklesu. Emise oxidu uhličitého mají podobný průběh ve všech čtyřech vzdálenostech od začátku vegetačního pole, ve vzdálenosti 2,5 m od začátku vegetačního pole jsou emise vyšší než ve zbylých vzdálenostech.

Při statistickém porovnání emisí oxidu uhličitého levé, střední a pravé části vegetačního pole nebyl zjištěn průkazný rozdíl ( $F = 0,37$ ,  $p = 0,69$ ). Emise z různých vzdáleností vegetačního pole také nejsou statisticky průkazně odlišné ( $F = 9,89$ ,  $p = 0,23$ ).

a)



b)



Graf 11 : Sezónní průběh emisí CO<sub>2</sub> v porostu vegetačního pole ve čtyřech různých vzdálenostech od začátku vegetačního pole ( a) 2,5 a 6,5 m; b) 10,5 a 14,5 m). Zobrazené hodnoty jsou vždy průměrem ze tří hodnot, úsečky představují směrodatné odchylky.

Průběh emisí metanu unikajících přes vodní hladinu v porostu vegetačního pole během sledované sezóny přibližují Grafy 12a a 12b. Naměřené hodnoty se pohybovaly mezi 0,3 ml.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> a 12,97 ml.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>. Průměrná naměřená hodnota pro celé vegetační pole činí 0,43 ml.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>.

Emise metanu ve vzdálenosti 2,5 m od začátku vegetačního pole se pohybovaly v rozmezí  $0,3 \text{ ml.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  do  $1,33 \text{ ml.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ . Minimální hodnota ( $0,3 \text{ ml.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ ) byla naměřena několikrát (13.4., 28.6., 6.10.) maximální hodnota 31.8.. Průměrná hodnota za celé sledované období činila  $0,37 \text{ ml.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ .

Ve vzdálenosti 6,5 m od začátku vegetačního pole byla zjištěna průměrná hodnota emisí metanu  $0,07 \text{ ml.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ . Nejnižší naměřená hodnota činila  $0 \text{ ml.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  a byla naměřena během 4 odběrů. Maximálních hodnot dosáhly emise 11.5. ( $0,27 \text{ ml.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ ).

Emise oxidu uhličitého ve vzdálenosti 10,5 m od začátku vegetačního pole se pohybovaly mezi  $0,3 \text{ ml.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  a  $12,97 \text{ ml.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ . Minimální hodnota byla naměřena opět během několika odběrů, maximální 14.6. Průměrná hodnota za celé sledované období činí  $1,1 \text{ ml.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ .

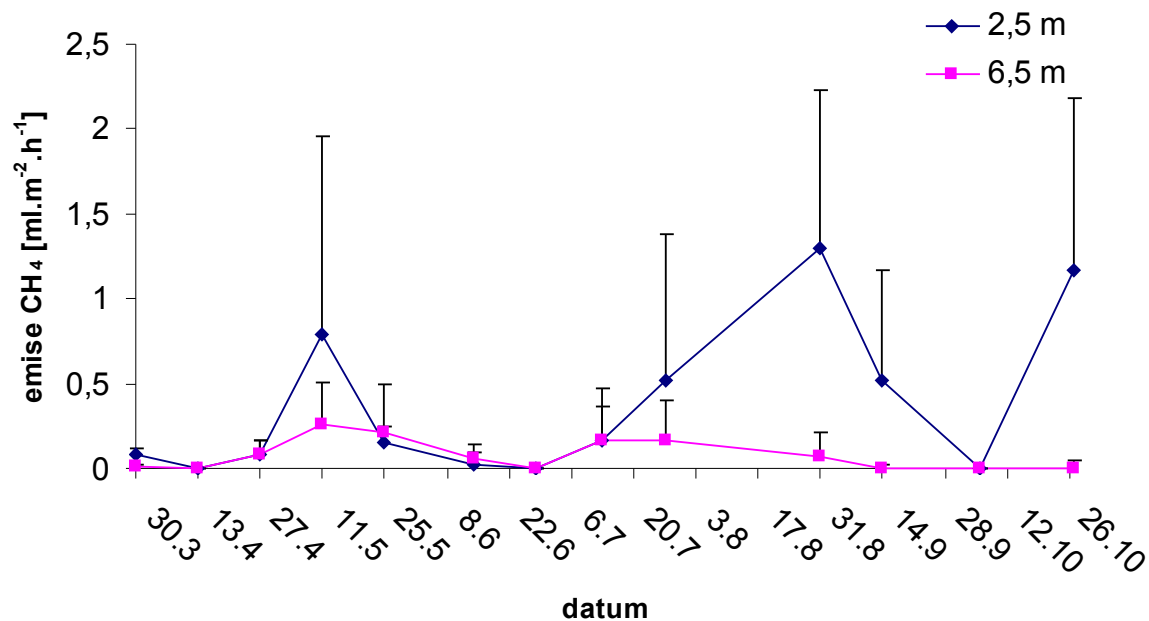
Pro vzdálenost 14,5 m od začátku vegetačního pole byla zjištěna průměrná hodnota emisí metanu  $0,17 \text{ ml.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ . Naměřené hodnoty se pohybovaly mezi  $0 \text{ ml.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  a  $0,97 \text{ ml.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ . Minimální hodnota byla naměřena opět několikrát, maximální 14.9.

Z obou grafů je patrné, že emise metanu ve vegetačním poli jsou o 1 – 2 řády nižší než

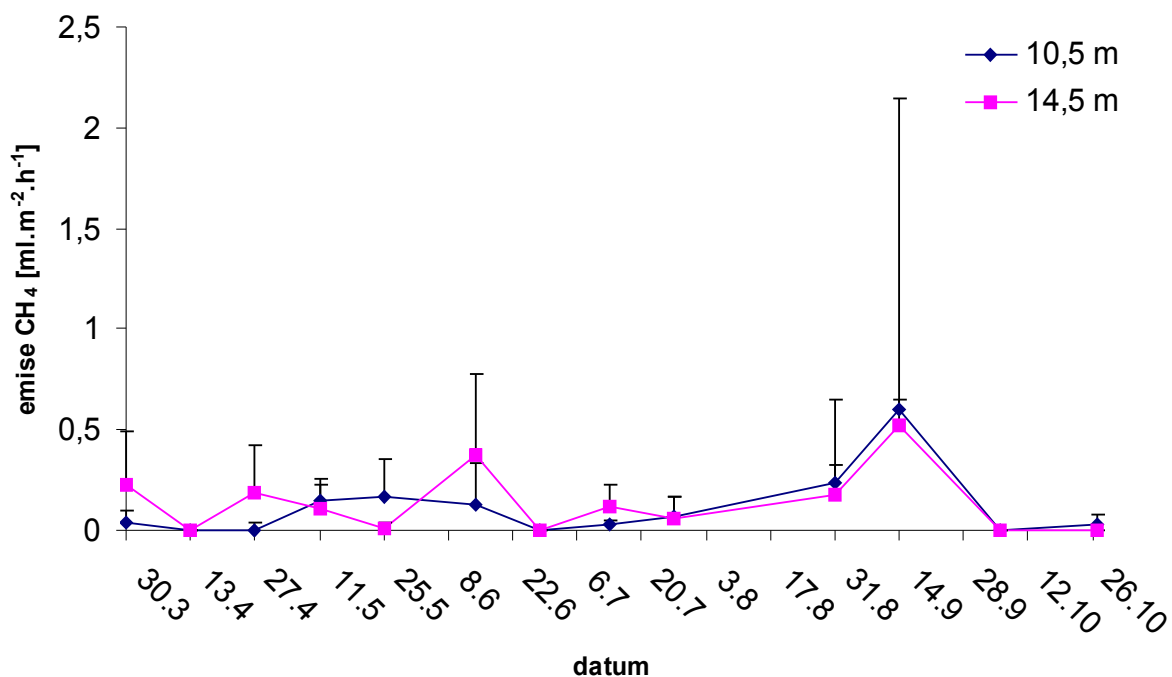
emise v nátokové zóně, svými hodnotami jsou přibližně na úrovni emisí metanu v odtokové zóně vegetačního pole. Emise metanu s rostoucí vzdáleností od začátku vegetačního pole klesají.

Při statistickém porovnání emisí metanu levé, střední a pravé části vegetačního pole opět nebyl zjištěn průkazný rozdíl ( $F = 1,02$ ,  $p = 0,36$ ). Emise metanu z různých vzdáleností vegetačního pole jsou statisticky průkazně odlišné ( $F = 2,86$ ,  $p = 0,047$ ). Následným statistickým porovnáním jednotlivých vzdáleností od začátku vegetačního pole byl zjištěn průkazný rozdíl v emisích ve vzdálenosti 2,5 a 6,5 m od začátku vegetačního pole ( $p = 0,03$ ). Rozdíly mezi dalšími vzdálenostmi již nevyšly statisticky průkazné.

a)



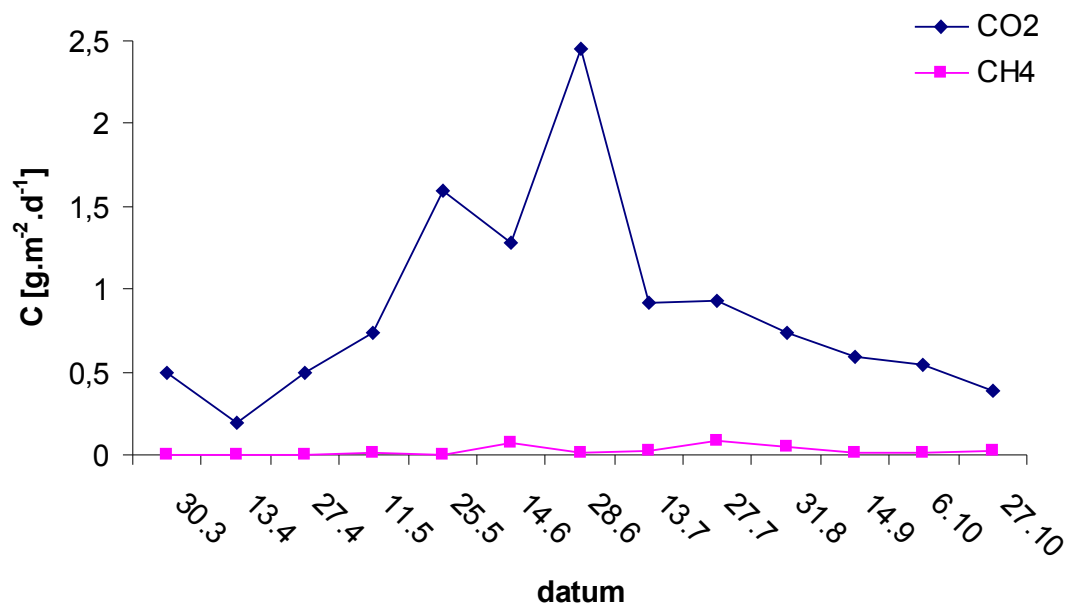
b)



Graf 12 : Sezónní průběh emisí CH<sub>4</sub> v porostu vegetačního pole ve čtyřech různých vzdálenostech od začátku vegetačního pole ( a) 2,5; 6,5; b) 10,5 a 14,5 m). Zobrazené hodnoty jsou vždy průměrem ze tří hodnot, úsečky představují směrodatné odchylky.

Emise oxidu dusného byly vždy pod mezí detekce.

Celkové množství emisí emitovaných difúzí přes vodní hladinu v jednotlivých dnech odběrů během sledovaného období a podíl jednotlivých složek zobrazuje Graf 13. Z grafu je patrné, že množství uhlíku vyemitovaného ve formě oxidu uhličitého je vždy minimálně o řád vyšší než množství uhlíku vyemitovaného ve formě metanu.



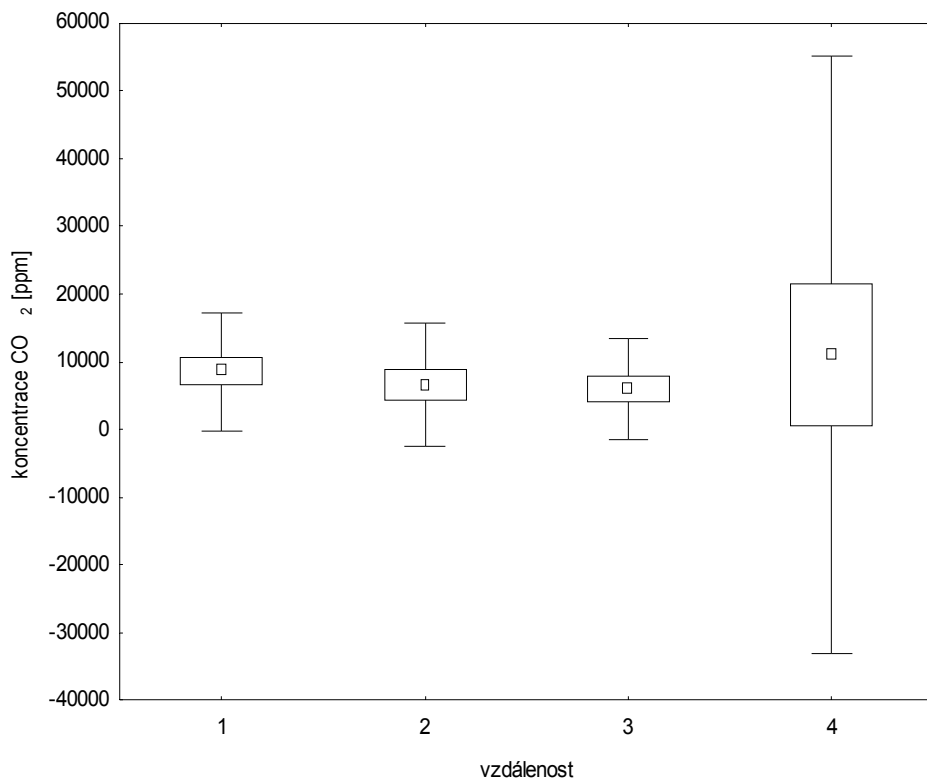
Graf 13: Množství uhlíku vyemitovaného v podobě plyných emisí během sledovaného období. Emise jsou přepočteny na g čistého uhlíku.

#### 4.4. Emise plynů zprostředkované rostlinami

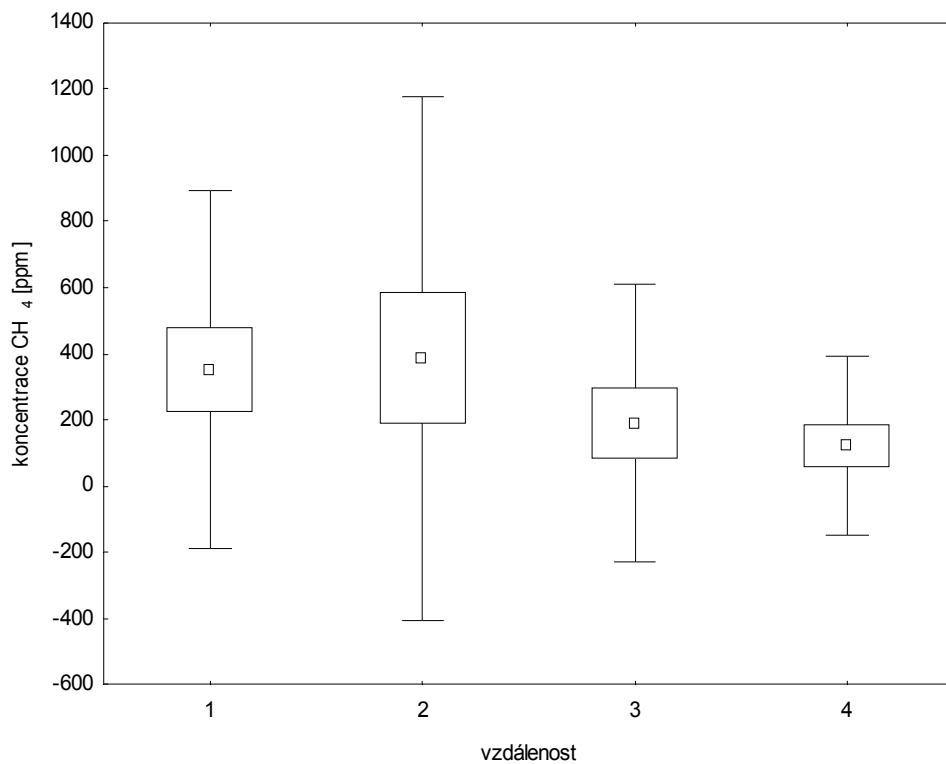
Během sledované sezóny byly naměřené koncentrace plynů unikajících stébly rostlin difúzí a aktivním tokem variabilní, což je zřejmé z následujícího Grafu 14. Z tohoto důvodu byla pro výpočet celkové denní bilance uhlíku použita vždy průměrná hodnota ze všech naměřených hodnot příslušného odběru.

Koncentrace plynů v jednotlivých vzdálenostech od začátku vegetačního pole nejsou od sebe statisticky průkazně odlišné (oxid uhličitý:  $F = 0,507$ ,  $p = 0,68$ ; metan:  $F = 1,11$ ,  $p = 0,34$ ).

a)



b)



Graf 14: Naměřené koncentrace plynů ( a) oxid uhličitý, b) metan) v jednotlivých stéblech ve čtyřech vzdálenostech od začátku vegetačního pole. V grafu je zobrazen průměr, 95% konfidenční interval a směrodatná odchylka. (vzdálenosti od nátoku: „1“ - 2,5 m, „2“ - 6,5 m, „3“ - 10,5 m a „4“ - 14,5 m)

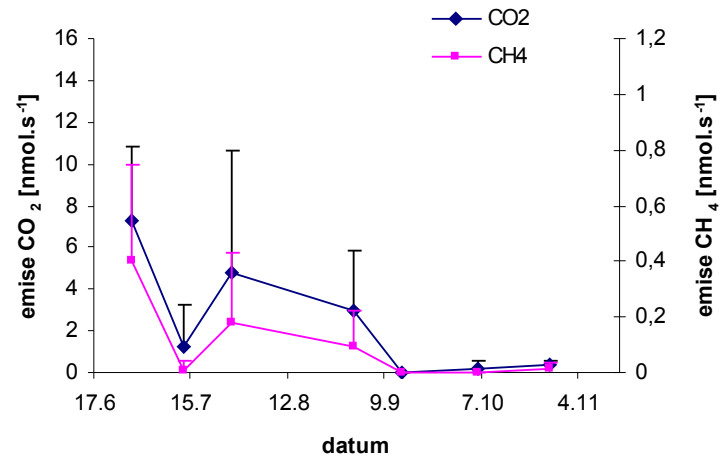
#### 4.4.1. Difúze plynů stébly rostlin

Grafy 15 a – d přibližují sezónní průběh difúze oxidu uhličitého a metanu stébly rostlin ve čtyřech sledovaných vzdálenostech od začátku vegetačního pole. Nejvyšší hodnoty difúzí plynů byly naměřeny ve vrcholu vegetační sezóny (červen – červenec).

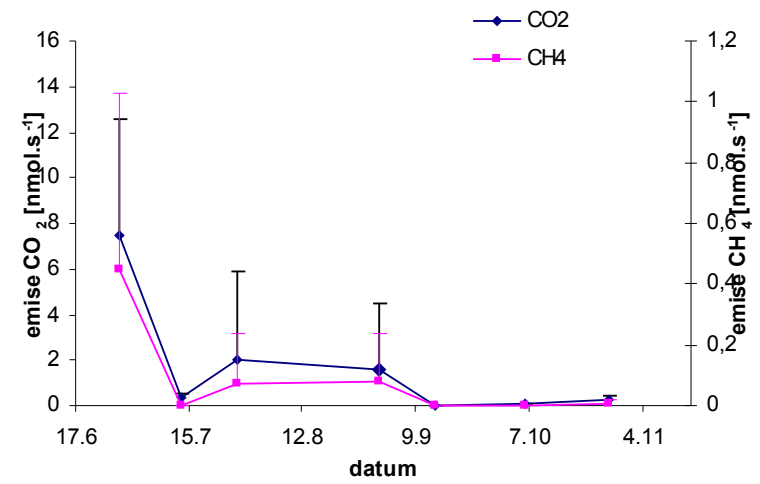
Difúze oxidu uhličitého ve vegetačním poli se pohybovala mezi  $0 \text{ nmol.s}^{-1}$  a  $15,41 \text{ nmol.s}^{-1}$ . Průměrná hodnota za celé sledované období (tj. 28.6. - 27.10.) činila  $1,86 \text{ nmol.s}^{-1}$ . Maximální hodnota byla naměřena 27.7., minimální hodnota opakovaně při několika odběrech. Rychlosti difúze oxidu uhličitého v jednotlivých vzdálenostech od začátku vegetačního pole nejsou rozdílné, s rostoucí vzdáleností od nátoky se však snižuje průměrná rychlost difúze oxidu uhličitého.

Průměrná hodnota difúze metanu ve vegetačním poli byla  $0,10 \text{ nmol.s}^{-1}$ . Všechny naměřené hodnoty se pohybovaly v rozmezí  $0 \text{ nmol.s}^{-1}$  a  $2,12 \text{ nmol.s}^{-1}$ . Minimální hodnoty byly naměřeny při každém odběru, maximální hodnota byla zjištěna 28.6. Rychlosti difúze metanu v jednotlivých vzdálenostech nejsou rozdílné, průměrná hodnota se s rostoucí vzdáleností od nátoky snižuje.

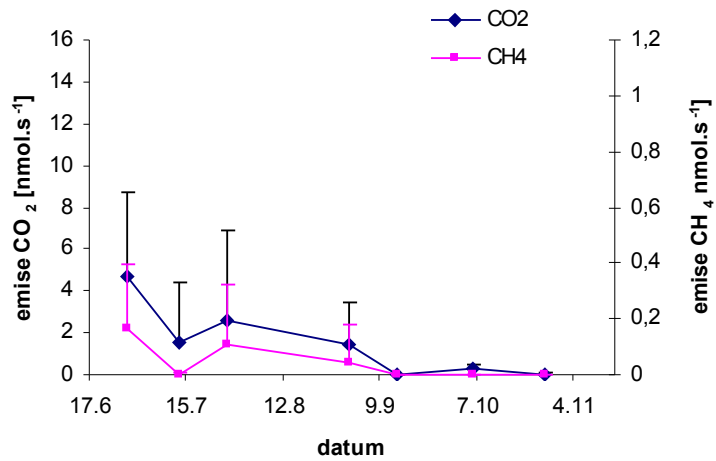
a)



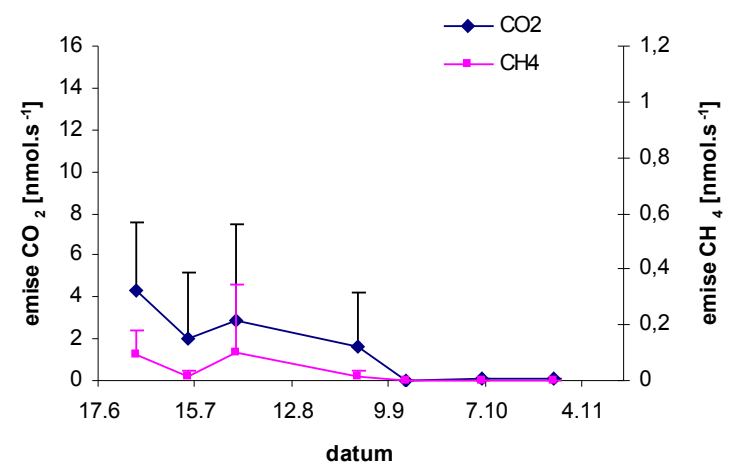
b)



c)



d)

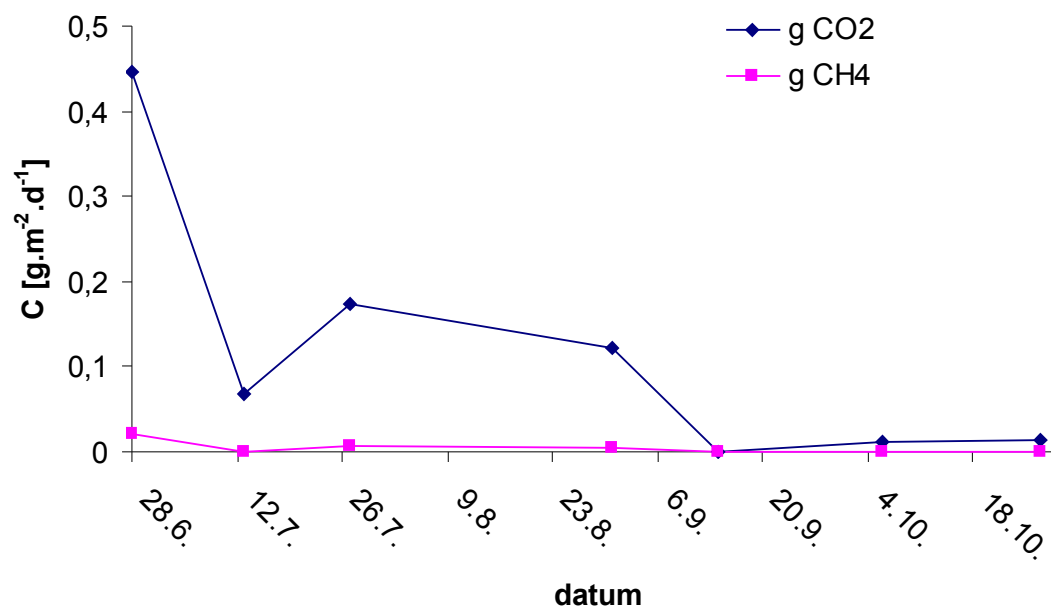


Graf 15: Emise plynů difundující stěbly rostlin během sledovaného období ve čtyřech různých vzdálenostech (a – 2,5m, b - 6,5m, 5c - 10,5m, 5d - 14,5m) od začátku vegetačního pole. V grafu zobrazené hodnoty jsou průměrem ze 24 hodnot, úsečky představují směrodatné odchylky.



Emise oxidu dusného byly vždy pod mezí detekce.

Celkové množství emisí vyemitovaných difúzí stébly rostlin v jednotlivých dnech odběrů během sledovaného období a podíl jednotlivých složek zobrazuje Graf 16. Z grafu je patrné, že množství uhlíku vyemitovaného ve formě oxidu uhličitého je přibližně o řád vyšší než množství uhlíku vyemitovaného ve formě metanu.



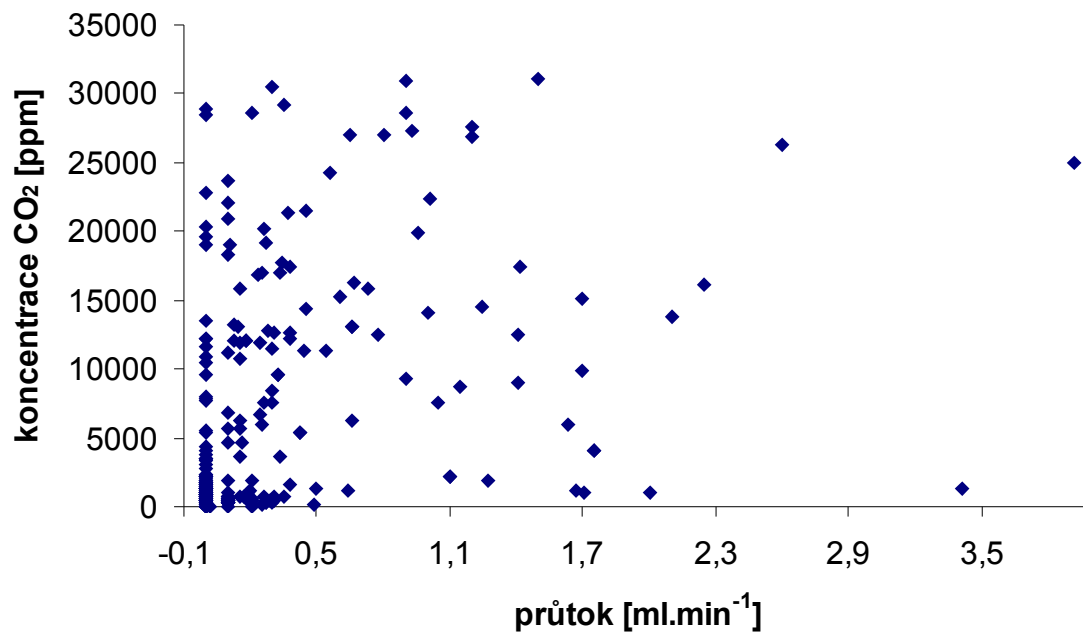
Graf 16: Množství uhlíku vyemitovaného difúzí stébly rostlin během sledovaného období. Emise jsou přepočteny na g čistého uhlíku. Hodnoty emisí v období od 30.3. do 14.6. byly získány výpočtem z jejich předpokládaného sezónního průběhu.

#### 4.4.2. Aktivní tok plynů stébly rostlin

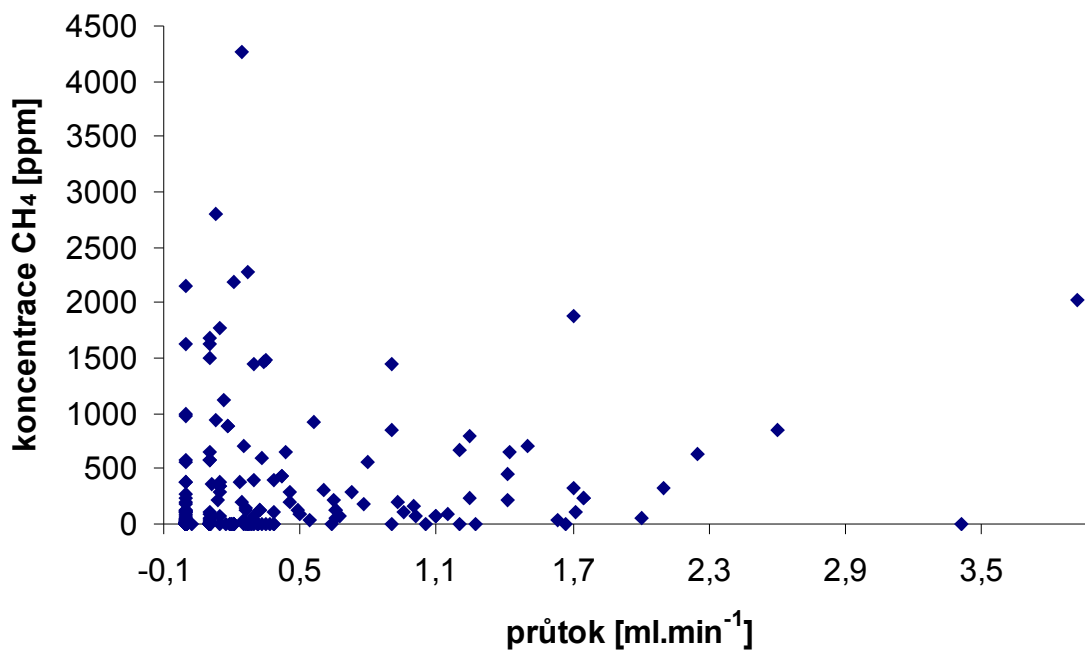
Závislost koncentrace sledovaných plynů na průtoku přibližuje Graf 17 (a - CO<sub>2</sub>, b - CH<sub>4</sub>).

Zobrazované hodnoty naznačují závislost naměřené koncentrace plynů na průtoku plynu stébly, tuto závislost se však nepodařilo statisticky prokázat. Z grafu je dále zřejmá vysoká variabilita naměřených koncentrací plynů při stejných průtocích.

a)



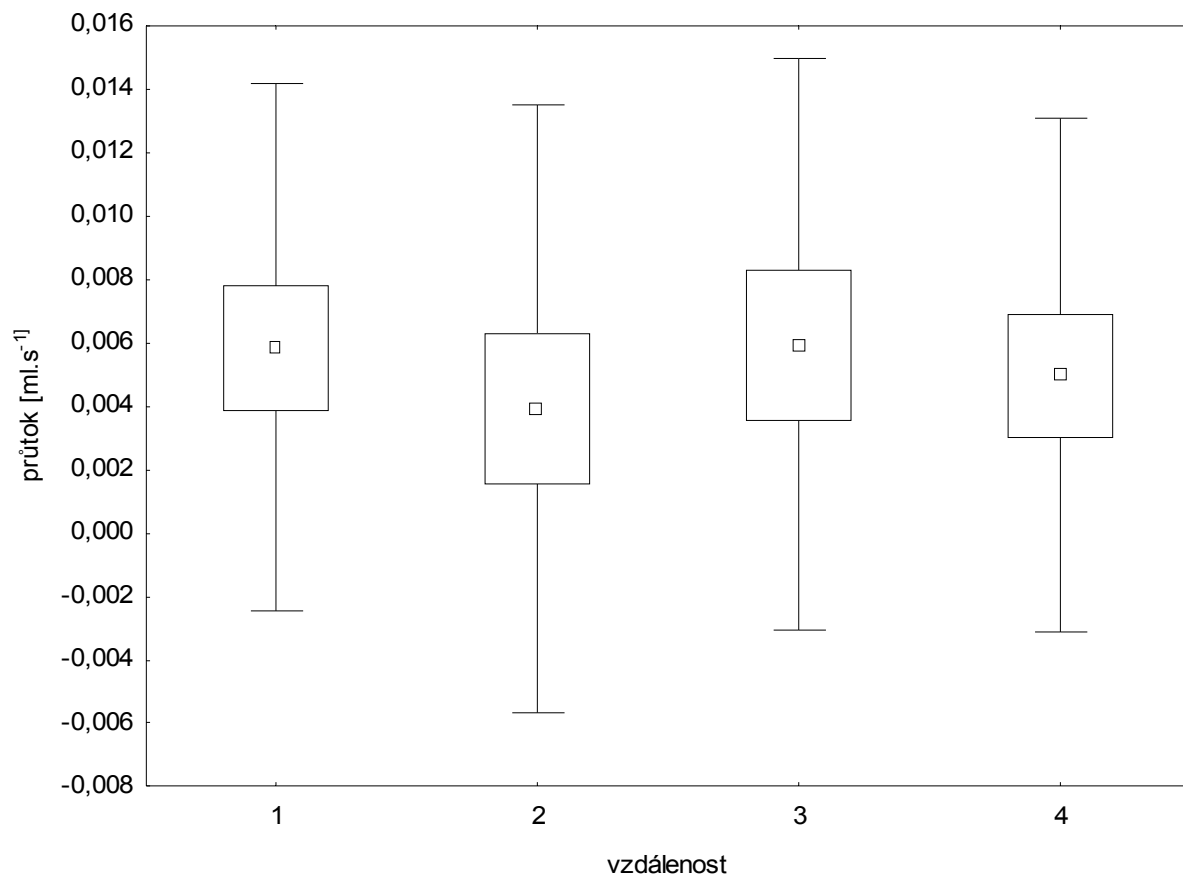
b)



Graf 17: Naměřené koncentrace (a – oxid uhličitý, b- metan) v jednotlivých stéblech v závislosti na průtoku. Zobrazené hodnoty jsou z celé sezóny bez rozlišení data odběru a bez rozlišení polohy stébel ve vegetačním poli. Každá jednotlivá hodnota představuje jednu naměřenou koncentraci plynu v jednom stéblu.

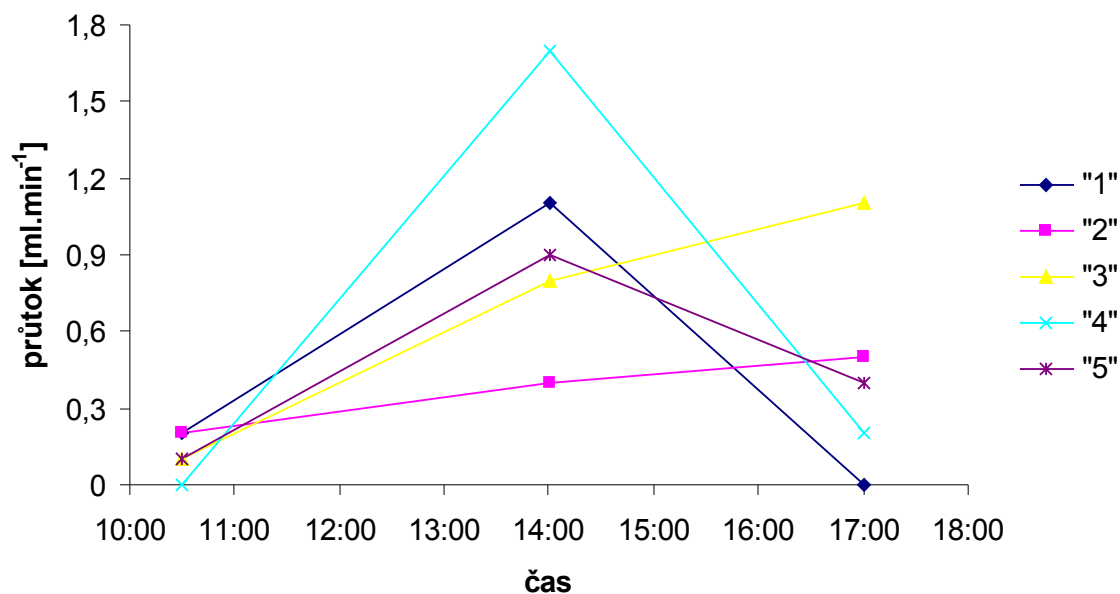
Graf 18 zobrazuje závislost průtoků plynů na vzdálenosti od začátku vegetačního pole. Ze zobrazených hodnot je patrná vysoká variabilita průtoků v jednotlivých vzdálenostech od začátku vegetačního pole.

Průtoky plynů v jednotlivých vzdálenostech od začátku vegetačního pole nejsou od sebe statisticky průkazně odlišné ( $F = 0,61$ ,  $p = 0,62$ ).



Graf 18: Naměřené průtoky plynů v jednotlivých stéblech ve čtyřech vzdálenostech od začátku vegetačního pole. V grafu je zobrazen průměr, střední chyba průměru a 95% konfidenční interval. (vzdálenosti od nátoky: „1“ - 2,5 m, „2“ - 6,5 m, „3“ - 10,5 m a „4“ - 14,5 m).

Graf 19 přibližuje denní průběh průtoku plynů ve vybraných stéblech. Z grafu je patrné, že průběh denního průtoku plynů stébly rostlin je variabilní - v části stébel byl maximální průtok naměřen v odpoledních hodinách, v části až ve večerních hodinách.



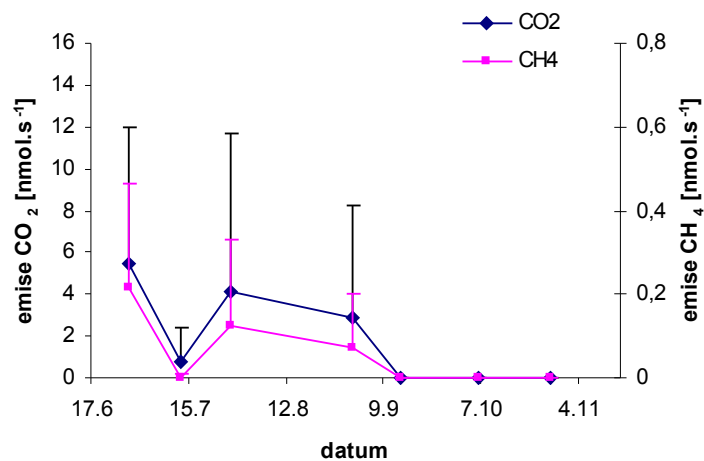
Graf 19: Denní průběh průtoku plynů v 6 vybraných stéblech. (stébla „1“ a „4“ - vzdálenost 2,5 m od začátku vegetačního pole, stéblo „3“ - 6,5 m, stéblo „4“ - 2,5 m, stéblo „5“ - 10,5 m a stéblo „2“ - 14,5 m). Zobrazené hodnoty jsou průtoky plynů naměřené ve vrcholu vegetační doby (červen, červenec).

Grafy 20 a – d přibližují sezónní průběh emisí oxidu uhličitého a metanu unikající stébly rostlin aktivním tokem ve čtyřech sledovaných vzdálenostech od začátku vegetačního pole. I když byly všechny odběry prováděny za skoro jasného či jasného počasí, jsou získaná data velmi variabilní a směrodatné odchylky často několikanásobně přesahují průměrnou hodnotu. Z tohoto důvodu byla pro výpočet celkové denní bilance uhlíku použita vždy průměrná hodnota ze všech naměřených hodnot příslušného odběru. Nejvyšší hodnoty difúzí plynů byly naměřeny ve vrcholu vegetační sezóny (červen – červenec).

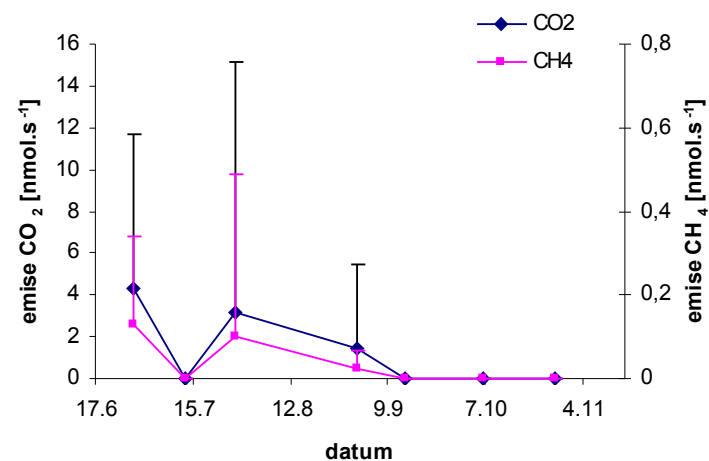
Rychlost aktivního toku oxidu uhličitého ve vegetačním poli se pohybovala mezi  $0 \text{ nmol.s}^{-1}$  a  $50,79 \text{ nmol.s}^{-1}$ . Průměrná hodnota za celé sledované období (tj. 28.6. - 27.10.) činila  $2,62 \text{ nmol.s}^{-1}$ . Maximální hodnota byla naměřena 27.7., minimální hodnota byla naměřena při každém odběru. Průměrná hodnota aktivního toku oxidu uhličitého se na rozdíl od rychlosti difúze oxidu uhličitého s rostoucí vzdáleností od začátku vegetačního pole nesnižuje.

Průměrná hodnota aktivního toku metanu ve vegetačním poli byla  $0,07 \text{ nmol.s}^{-1}$ . Všechny naměřené hodnoty se pohybovaly v rozmezí  $0 \text{ nmol.s}^{-1}$  a  $1,65 \text{ nmol.s}^{-1}$ . Minimální hodnoty byly naměřeny při každém odběru, maximální hodnota byla zjištěna 27.7. Průměrná hodnota aktivního toku metanu se nesnižuje s rostoucí vzdáleností od nátku.

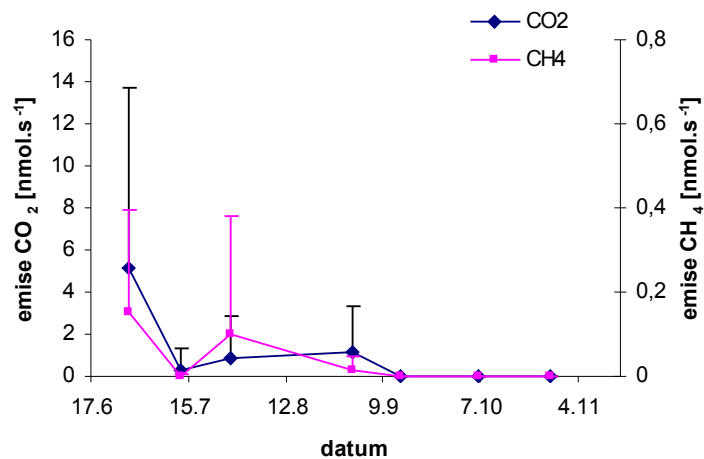
a)



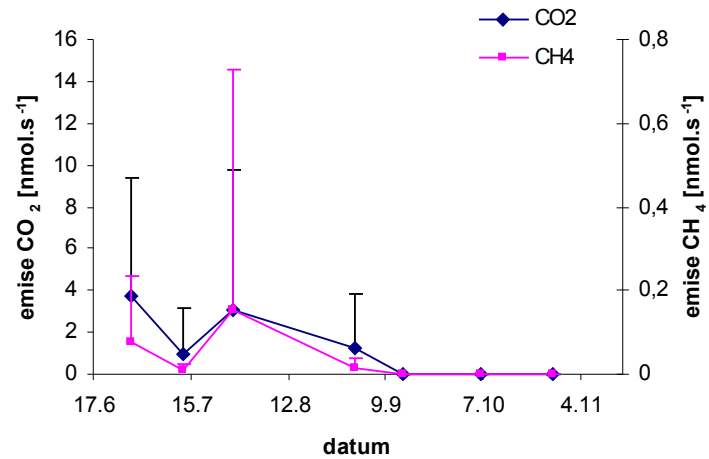
b)



c)



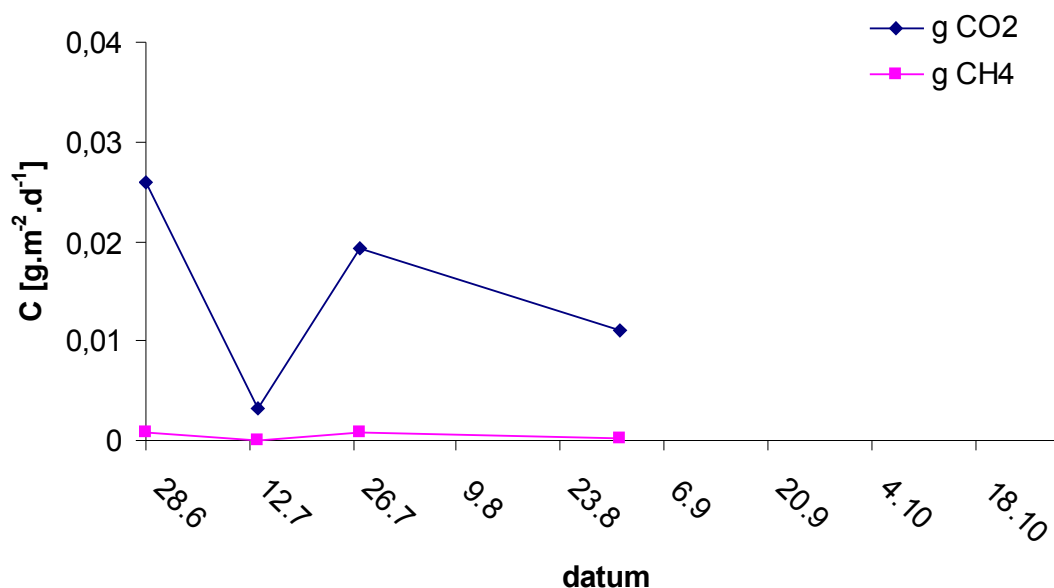
d)



Graf 20: Emise plynů unikají stébly rostlin aktivním tokem během sledovaného období ve čtyřech různých vzdálenostech (a – 2,5 m, b - 6,5 m, c – 10,5 m, d – 14,5 m) od začátku vegetačního pole. V grafu zobrazené hodnoty jsou průměrem ze 12 hodnot, úsečky představují směrodatné odchylky.

Emise N<sub>2</sub>O byly během sledovaného období pod mezí detekce

Celkové množství emisí vyemitovaných aktivním tokem a v jednotlivých dnech odběrů během sledovaného období zobrazuje Graf 21. V grafu je dále uveden podíl jednotlivých složek. Z grafu je patrné, že stejně jako u emisí uvolněných difúzí, je množství uhlíku vyemitovaného ve formě oxidu uhličitého je přibližně o řád vyšší než množství uhlíku vyemitovaného ve formě metanu.



Graf 21: Množství uhlíku vyemitovaného aktivním tokem stěbly rostlin jednotlivých dnů odběru. Emise jsou přepočteny na g čistého uhlíku.

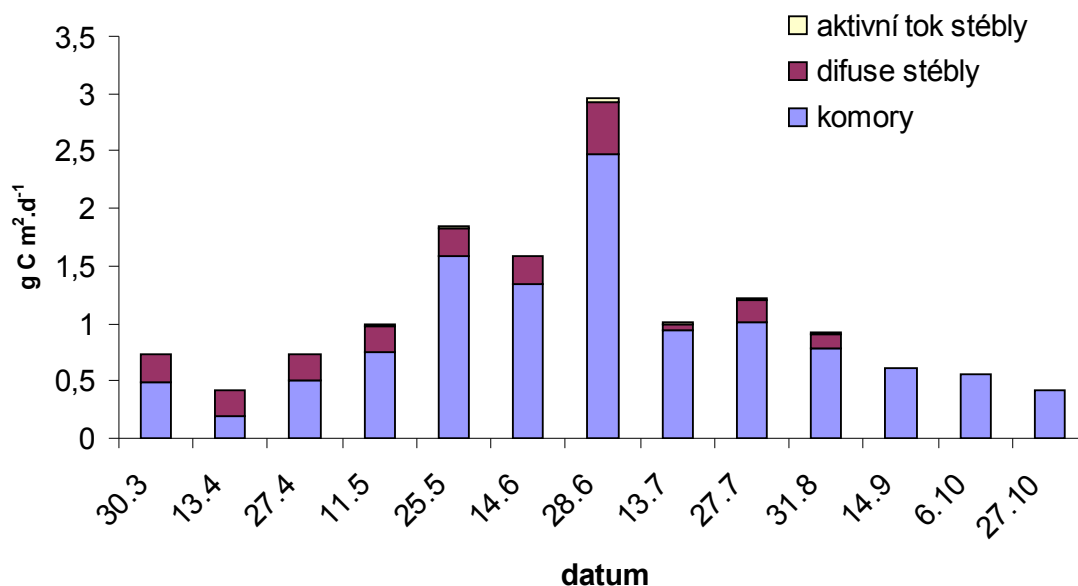
V Tab. 3 je uvedena rychlost denitrifikace u jednotlivých zkoumaných substrátů. Z uvedených údajů je patrné, že většina denitrifikačních procesů probíhá v části vegetačního pole s vegetací, naopak denitrifikační procesy v nátokové zóně tvoří jen malou část. V nátokové zóně je naopak výrazně vyšší podíl dusíku uvolňovaný jako oxid dusný než v části vegetačního pole s vegetací. Z tabulky je dále patrné, že i v laboratorních podmínkách emise N-N<sub>2</sub>O tvoří malou část a proto nebyly detekovány ani při analýze vzorků plynů odebraných in situ.

	štěrk - veg. pole	kořeny - veg. pole	voda - veg. pole	voda - nátok
s acetylenem [mg N-N <sub>2</sub> O m <sup>-2</sup> .h <sup>-1</sup> ]	45,47 ± 23,71	36,04 ± 9,95	247,65 ± 148,27	4,18 ± 1,29
bez acetyleny [mg N-N <sub>2</sub> O m <sup>-2</sup> .h <sup>-1</sup> ]	1,35 ± 1,01	0,22 ± 0,18	1,08 ± 0,29	2,32 ± 0,98
N-N <sub>2</sub> O [%]	2,8	0,6	0,4	35,7

Tab 3: Rychlost denitrifikace v jednotlivých zkoumaných substrátech. Uvedené údaje jsou přepočteny na mg dusíku m<sup>-2</sup> příslušné části vegetačního pole (do hloubky 20cm) u jednotlivých zkoumaných substrátů. V tabulce jsou uvedeny průměrné hodnoty a jejich směrodatné odchylky. Průměrné hodnoty jsou vypočteny z 5 naměřených hodnot.

## 4.5. Kvantifikace emisí za sledované období

Celkové množství emisí přepočtených na čistý uhlík v jednotlivých dnech sledovaného období a podíl jednotlivých složek emisí zobrazuje Graf 22. Z grafu je patrné, že největší část uhlíku odchází difúzí přes vodní hladinu. Difúze stébly rostlin je vyšší v teplejší části roku (červen – srpen). Aktivním tokem stébly rostlin není emitováno ani ve vrcholu vegetační sezóny významnější množství uhlíku.



Graf 22: Celkové množství emisí během jednotlivých dnů odběru. Emise jsou přepočteny na g C bez rozlišení plynné formy (CO<sub>2</sub> a CH<sub>4</sub>). Hodnoty emisí difundovaných stébly rostlin v období od 30.3. do 14.6. a hodnoty emisí produkovaných aktivním tokem stébly rostlin v období od 10.5. do 14.6. byly získány výpočtem z jejich předpokládaného sezónního průběhu. Na vedlejší ose y je zobrazeny emise emitované aktivním tokem.

V Tab. 4 je uvedeno vyemitované množství uhlíku z vegetačního pole KČOV během sledovaného období. Z hodnot je patrné, že většina emisí (96,8 %) byla emitována v podobě oxidu uhličitého, nejvíce uhlíku odešlo difúzí přes vodní hladinu (85,0 %), naopak nejméně aktivním tokem stébly rostlin (0,4 %). Difúze stébly rostlin tvořila 14,6 %

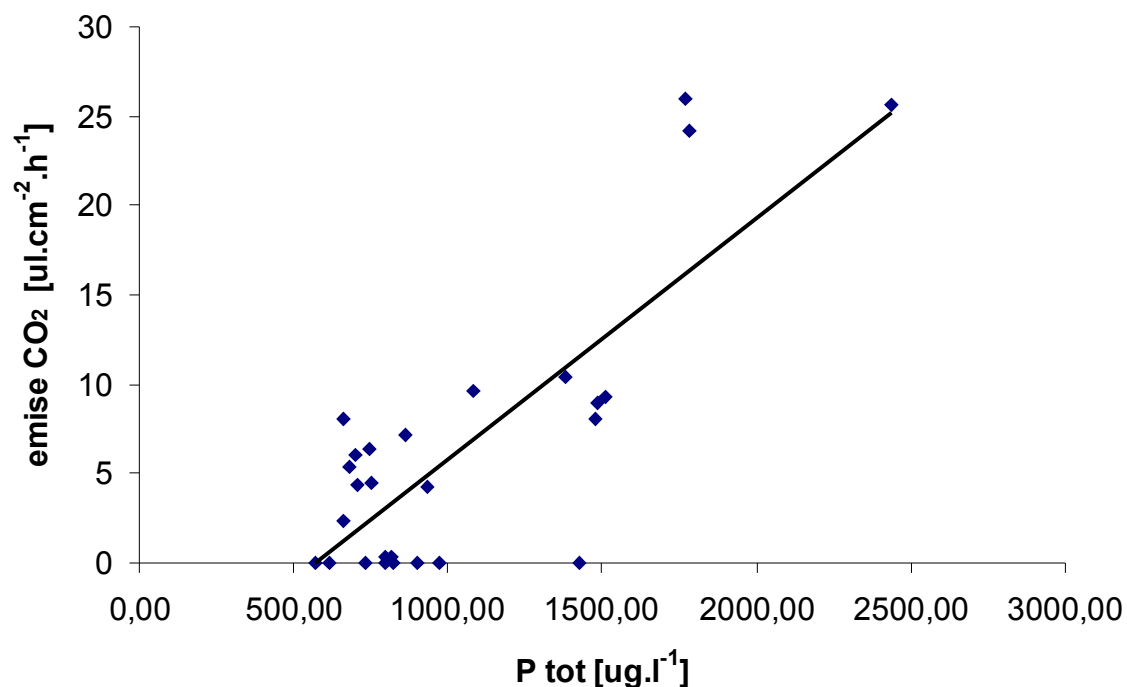
g.m <sup>-2</sup>	dif. p.vod.h.	dif. stébly	ak. tok stébly	celkem
C-CO <sub>2</sub>	188,01	31,98	0,91	220,9
C-CH <sub>4</sub>	5,79	1,37	0,03	7,19
celkové množství C ve formě plynů				228,09

Tab 4: Množství uhlíku ve formě oxidu uhličitého a metanu emitovaného do atmosféry z 1 m<sup>2</sup> plochy vegetačního pole ČOV během sledovaného období. (dif.p.vod.h. – difúze přes vodní hladinu, dif. stébly – difúze stébly, ak. tok stébly – aktivní tok stébly)



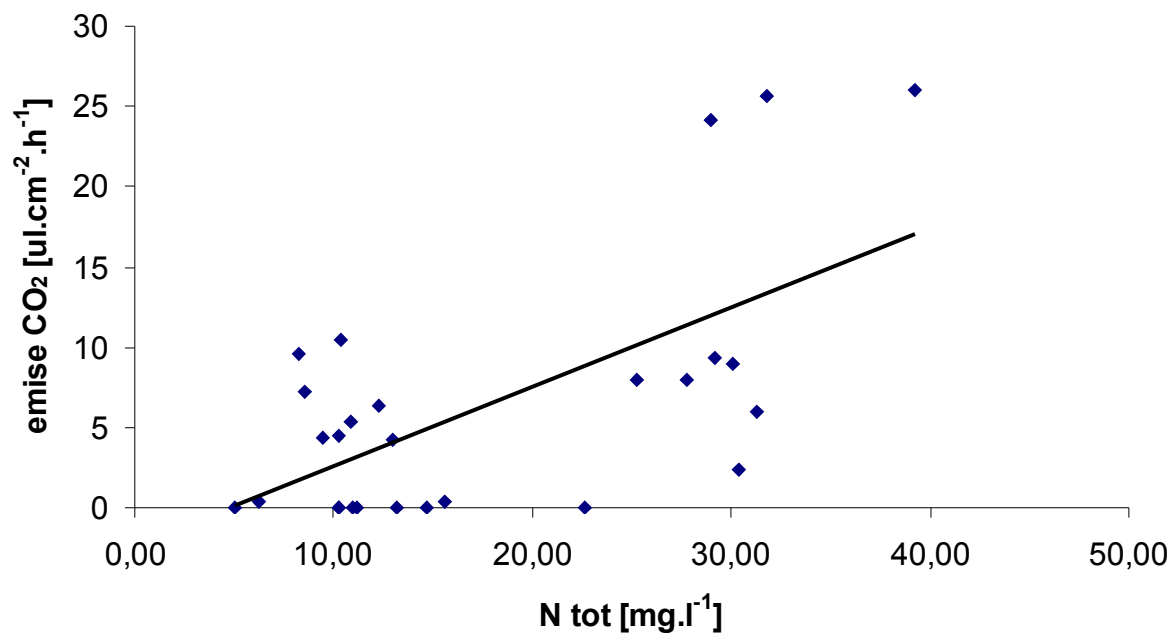
#### 4.6. Závislost emisí plynů na sledovaných faktorech

Emise oxidu uhličitého v nátokové zóně vegetačního pole byly nejvíce ovlivňovány koncentrací celkového fosforu ( $P_{TOT}$ ) ve vodě ( $p < 0,001$ ,  $F = 45,82$ ,  $R^2 = 0,647$ ) (Graf 23).



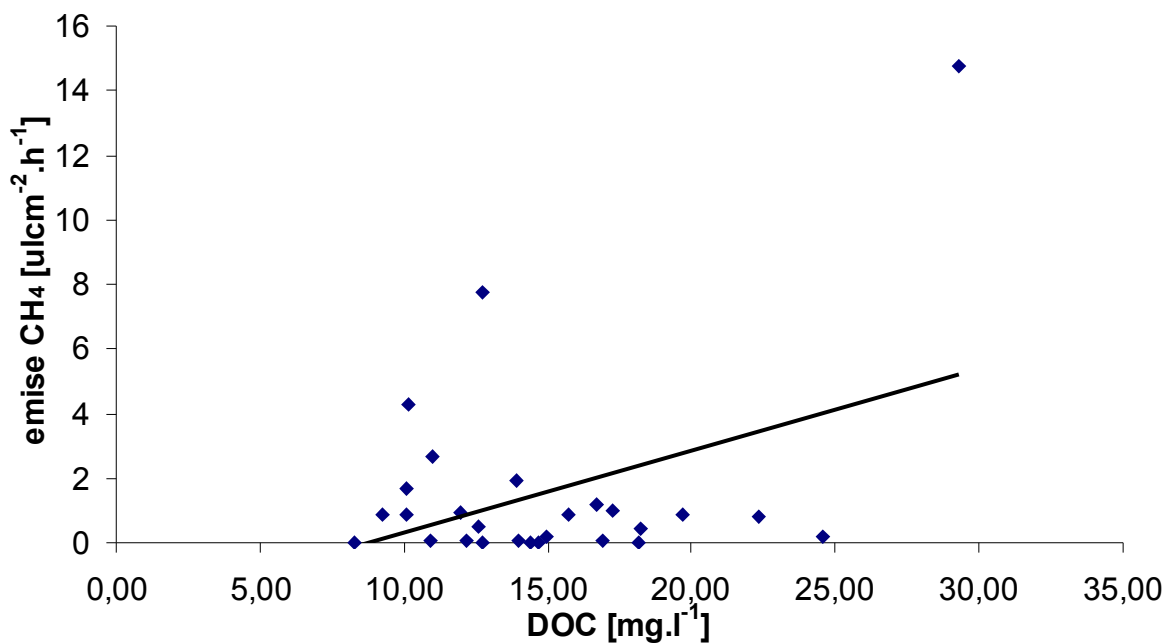
Graf 23: Závislost emisí  $\text{CO}_2$  v nátokové zóně na  $P_{TOT}$  během sledovaného období. Každá jednotlivá hodnota představuje jednu naměřenou koncentraci.

Dalším faktorem ovlivňující emise oxidu uhličitého v nátokové zóně byla koncentrace celkového dusíku ( $N_{TOT}$ ) ( $p < 0,001$ ,  $F = 21,95$ ,  $R^2 = 0,408$ ) (Graf 24).



Graf 24: Závislost emisí CO<sub>2</sub> v nátokové zóně na koncentraci N<sub>TOT</sub> ve vodě během sledovaného období. Každá jednotlivá hodnota představuje jednu naměřenou koncentraci.

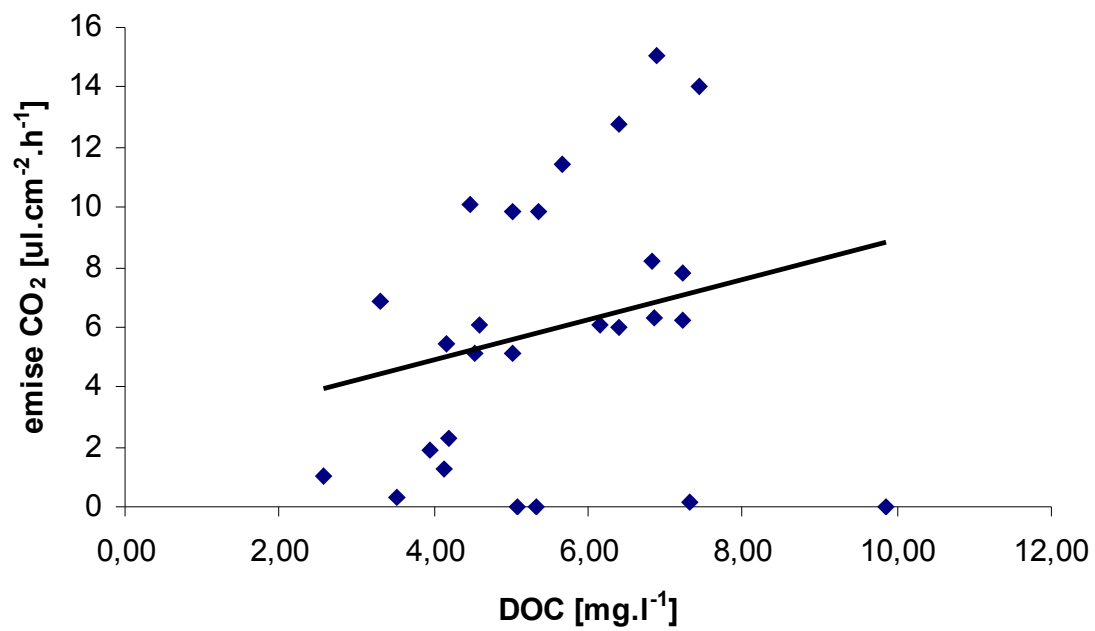
V nátokové zóně byla zjištěna slabá závislost emisí metanu na koncentraci rozpuštěného organického uhlíku ( $F = 4,801$ ;  $p = 0,037$ ,  $R^2 = 0,16$ ) (Graf 25).



Graf 25: Závislost emisí CH<sub>4</sub> v nátokové zóně na koncentraci rozpuštěného organického uhlíku během sledovaného období. Každá jednotlivá hodnota představuje jednu naměřenou koncentraci.

V části vegetačního pole s vegetací se nepodařilo statisticky prokázat vliv žádného ze sledovaných chemických parametrů na emise oxidu uhličitého a metanu.

V odtokové zóně vegetačního pole byla zjištěna slabá závislost emisí oxidu uhličitého na koncentraci rozpuštěného organického uhlíku (DOC) ve vodě ( $p = 0,02$ ,  $F = 5,74$ ,  $R^2 = 0,10$ ) (Graf 26).



Graf 26: Závislost emisí CO<sub>2</sub> v odtokové zóně na koncentraci rozpuštěného organického uhlíku, během sledovaného období. Každá jednotlivá hodnota představuje jednu naměřenou koncentraci.

## 5. Diskuse

Celkové emise oxidu uhličitého z vegetačního pole KČOV se během sledovaného období pohybovaly mezi 0,21 a 2,92 g C-CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, průměrná hodnota činila 0,97 g C-CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>

Emise oxidu uhličitého z nátokové zóny odpovídají údajům uváděným v literatuře. Např. Teiter & Mander (2005) ve své práci zabývající se umělým mokřadem s podpovrchovým horizontálním tokem (pro cca 40 EO), uvádí emise oxidu uhličitého mezi 1,4 a 3,1 g C-CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Liikanen et al. (2005) naměřili emise oxidu uhličitého 2,5 – 3,6 g C-CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> v umělém mokřadu s povrchovým a podpovrchovým tokem vody. Tento mokřad slouží k čištění drenážní vody z oblasti, kde probíhá těžba rašeliny.

Naměřené hodnoty emisí oxidu uhličitého v části vegetačního pole s porostem jsou také v souladu s literaturou (Teiter & Mander 2005: 1,4 – 3,4 g C-CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>), Liikanen et al. (2005) uvádí hodnoty také podobné (1,35 – 4,5 g C-CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>). Emise oxidu uhličitého ve vegetačním poli se blíží údajům zjištěných při měření potenciální respirace ve vegetačním poli KČOV Slavošovice v práci Zemanové (2005) (0,98 g C-CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>). V této práci byla měřena produkce oxidu uhličitého v laboratorních podmínkách ve vzorcích šterku a kořenů z KČOV Slavošovice. Tyto pokusy byly prováděny již v druhém roce fungování KČOV Slavošovice, tj. v roce 2002.

Vegetační pole KČOV se skládá z nátokové a odtokové zóny a z části osázené vegetací. Předpokládám, že emise oxidu uhličitého budou v těchto částech veg. pole odlišné, neboť se tyto zóny liší jednak zatížením a jednak vegetačním pokryvem. Mezi jednotlivými částmi vegetačního pole však nebyl zjištěn statisticky průkazný rozdíl v emisích oxidu uhličitého. Lze proto předpokládat, že pokles koncentrace DOC, který byl naměřen s rostoucí vzdáleností od začátku vegetačního pole, je vyrovnáván organickým uhlíkem pocházejícím z kořenových exudátů rostlin. Protože mikroorganismy využívající organický uhlík z exudátů kořenů žijí přímo na kořenech rostlin nebo v jejich těsné blízkosti, může dojít ke spotřebování tohoto uhlíku ještě dříve než by se rozptýlil ve vodě a následně ovlivnil naměřenou koncentraci DOC. Množství uhlíku, které se dostává do mokřadu z exudátů kořenů, může z hlediska vstupů uhlíku do mokřadu dosahovat nezanedbatelných hodnot. Podle Kuzyakova et al. (2001) může roční množství uhlíku z exudátů dosahovat až 20% nadzemní produkce rostlin, tj. v případě KČOV Slavošovice až 52 600 g čistého uhlíku za rok na jedno vegetační pole. Toto může být důvod, proč nebyly v různých vzdálenostech od začátku vegetačního pole zjištěny rozdíly v emisích oxidu uhličitého.

Emise oxidu uhličitého v odtokové zóně (0,65 g C-CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) jsou o něco nižší (3 x – 4 x) než uvádí (Liikanen et al. 2005) (1,8 – 2,9 g C-CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>).

Sezónní průběh emisí oxidu uhličitého, tj. postupný nárůst během jarních měsíců a

maximum v období maximálního růstu vegetace (červen, červenec) odpovídá údajům v literatuře (Teiter & Mander, 2005, Liikanen et al. 2005). Výraznému poklesu emisí oxidu uhličitého 13. července předcházelo deštivé období, jehož důsledkem bylo naředění odpadní vody ve vegetačním poli. Sezónní průběh emisí oxidu uhličitého byl pravděpodobně důsledkem působení více faktorů, jako je teplota, koncentrace DOC,  $P_{TOT}$ ,  $N_{TOT}$  a exudace rostlin.

Vliv teploty vody na emise oxidu uhličitého se v mojí práci nepodařil prokázat v žádné části vegetačního pole zřejmě proto, že rozpětí naměřených teplot nebylo příliš velké a vliv teploty byl zřejmě překryt vlivem jiných faktorů. Během sledovaného období se teploty pohybovaly mezi 6,4 a 16,4 °C. Obecně se v literatuře uvádí vliv teploty na rychlost respirace, např. Paul & Clark (1996). Vliv teploty vody na emise oxidu uhličitého prokázali v umělých mokřadech Teiter & Mander (2005) a Stadmark & Leonardson (2005).

Ani vliv pH na emise oxidu uhličitého se v mojí práci nepodařil prokázat. Důvodem může být skutečnost, že hodnoty pH se během sezóny příliš nemění, pohybují se od mírně kyselých po mírně zásadité bez výrazných extrémů, jež by emise plynů ovlivňovaly. Naměřené hodnoty pH pórové vody KČOV Slavošovice se během celého sledovaného období pohybovaly v rozmezí 6,2 – 7,5. Podobné rozmezí pH v umělých mokřadech uvádí Stadmark & Leonardson (2005) i Tonderski & Berggren (2001). Hodnota pH nemá velký vliv na emise oxidu uhličitého, produkce oxidu uhličitého je méně citlivá k pH než produkce metanu nebo oxidu dusného. Aby byl vliv pH na emise oxidu uhličitého patrný, muselo by se pH pohybovat ve výrazně kyselejších nebo zásaditějších hodnotách než jsem naměřil ve své práci nebo než je uváděno ve zmíněných pracích zabývajících se mokřady. Tyto extrémní hodnoty by pak přímo potlačovaly aktivitu mikroorganismů

Emise oxidu uhličitého by podle literatury měly být také ovlivňovány koncentrací rozpuštěného organického uhlíku (DOC) (Paul & Clark 1996). Ve své práci ji zjistila také Zemanová (2005). V mém případě se podařila zjistit slabá závislost emisí oxidu uhličitého na koncentraci DOC a to pouze v odtokové zóně vegetačního pole. Z toho vyplývá, že mikroorganismy ve vegetačním poli (kromě odtokové zóny) zřejmě nebyli limitováni DOC, ale spíše jinými faktory, např. koncentrací dusíku nebo fosforu.

Závislost emisí oxidu uhličitého na  $N_{TOT}$  byla zjištěna v nátokové zóně vegetačního pole KČOV Slavošovice. V literatuře je uváděna např. závislost emisí oxidu uhličitého na koncentraci dusičnanů (Stadmark & Leonardson 2005). Závislost emisí oxidu uhličitého na koncentraci  $P_{TOT}$  uvádí ve své práci Zemanová (2005).

Emise metanu z celého vegetačního pole KČOV se během sledovaného období pohybovaly

mezi 0,0008 a 0,097 g C-CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Emise metanu tvořily v nátokové zóně pouze 14 % z celkových emisí C, v celém vegetačním poli to bylo 3,2 % z celkových emisí C. Celkové emise metanu z vegetačního pole KČOV Slavošovice jsou srovnatelné s údaji uvedenými v práci Brix et al. (2001). V práci Johanssona et al. (2004) na umělém mokřadu pro sekundární dočištění odpadní vody (Švédsko) je uvedena průměrná hodnota emisí metanu o 1-2 řády vyšší, tj. 0,106 g C-CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Mnou naměřené hodnoty jsou maximálně o jeden řád vyšší než emise metanu naměřené v litorálech písčitých jezer, v porovnání s litorály eutrofních jezer s organickým substrátem jsou přibližně o řád nižší (Brix et al. 2001). Vyšší emise metanu z litorálů eutrofních jezer s org. substrátem jsou nejspíše způsobeny tím, že org. substrát brání difúzi kyslíku do půdy. Díky tomu je podpořen rozvoj metanogenních organismů a naopak potlačen rozvoj metanotrofních bakterií. Metanotrofní bakterie mohou spotřebovávat až 90 % vznikajícího metanu (Le Mer et al. 2001). Výše uvedené rozdíly v emisích metanu mezi různými systémy budou pravděpodobně také způsobeny nestejným zatížením porovnávaných mokřadů.

V nátokové zóně dosáhly emise metanu v průměru hodnoty 0,052 g C-CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Zjištěné hodnoty byly výrazně nižší než uvádí Teiter & Mander (2005) a to o dva až o tři řády (15,4 – 233,2 g C-CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>). Liikanen et al. (2005) naměřili emise metanu v nátokové zóně přibližně o jeden řád vyšší (0,17 – 0,41 g C-CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) než tomu bylo v KČOV Slavošovice.

V části vegetačního pole s porostem rákosu byly emise metanu přibližně o řád nižší než uvádí Liikanen et al. (2005) (0,021 – 0,035 g C-CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) nebo Grünfeld & Brix (1999) (práce porovnávající emise metanu z organických a písčitých mokřadů s porostem rákosu a bez). Avšak při porovnání s prací Mander et al. (2003) jsou mnou naměřené hodnoty řádově podobné.

V odtokové zóně byly naměřené emise metanu nižší než uvádí Teiter & Mander (2005), a to o 2 – 3 řády (0,72 – 18,5 g C-CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>). Liikanen et al. (2005) uvádí hodnoty o cca 1 řád vyšší (0,036 – 0,065 g C-CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>).

Emise metanu ve vegetačním poli měřené in situ jsou přibližně o 1 řád vyšší než údaje zjištěné při měření potenciální rychlosti metanogeneze ve vegetačním poli KČOV Slavošovice v práci Zemanové (2005), kde se naměřené průměrné hodnoty pohybují kolem 0,002 g C-CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Důvodem tohoto rozdílu bude nejspíše stáří KČOV Slavošovice. Hodnoty uvedené v práci Zemanové pocházejí z měření v roce 2002, kdy byla KČOV Slavošovice teprve 1 rok stará. V té době byl obsah celkového uhlíku v substrátu KČOV výrazně nižší nežli v roce 2005, což mohlo mít výrazný vliv na mikrobiální aktivitu a tedy i na emise metanu.

Výrazně vyšší emise metanu v nátokové zóně oproti zbylým částem vegetačního pole mohou být způsobeny několika faktory. Největší vliv bude mít patrně nízká koncentrace

rozpuštěného kyslíku. Před vstupem do vegetačního pole je odpadní voda předčištěvána v sedimentační šterbinové nádrži. V této nádrži je doba zdržení přibližně 2 dny, což je dostatečná doba na vyčerpání rozpuštěného kyslíku v odpadní vodě a pro nastartování anaerobního rozkladného řetězce. Nátokem ani během vlastního zdržení v nátokové zóně nedochází k výraznému zvýšení koncentrace rozpuštěného kyslíku, neboť rychlost difúze plynů ve vodě je přibližně 10 000 x nižší než ve vzduchu (Kumaraswamy 2001). Do nátokové zóny tak vstupuje voda se zanedbatelným obsahem kyslíku, nízkým redox potenciálem a vysokou koncentrací rozpuštěného organického uhlíku (DOC), což dohromady tvoří ideální podmínky pro rozvoj metanogenních bakterií (Paul & Clark 1996). Navíc voda natékající do nátokové zóny bude zřejmě obsahovat velký počet metanogenních bakterií, které se namnožily v anaerobním prostředí šterbinové usazovací nádrže. I z tohoto důvodu je metanogeneze v nátokové zóně významně podpořena. V nátokové zóně zřejmě nedochází k tak výrazné oxidaci metanu metanotrofními bakteriemi, jako v ostatních částech vegetačního pole a proto by se mohly emise metanu v nátokové zóně blížit jeho skutečné produkci.

Výraznému poklesu emisí metanu v části vegetačního pole s porostem a v odtokové zóně vůči nátokové zóně neodpovídá pokles koncentrace DOC. Proto nižší emise metanu budou zřejmě způsobeny vyšší koncentrací rozpuštěného kyslíku, jenž se do vody dostává difúzí z atmosféry a z kořenů rostlin. Vyšší koncentrace kyslíku ve vodě působí na emise metanu dvěma způsoby: i) přímo potlačuje rozvoj metanogenních bakterií a ii) podporuje rozvoj metanotrofních bakterií. Přičemž podle Conrad & Rothfuss (1991) nebo Schütz et al. (1991) mohou metanotrofní bakterie zoxidovat až 60 - 90 % metanu produkovaného metanogeny.

Emise metanu mají podobný sezónní průběh, jako uvádí např. Mander et al. (2003), Liikannen et al. (2005), Teiter & Mander al. (2005) – tj. velmi nízké až nulové emise metanu během zimních měsíců, jejich postupný růst až do léta, kdy dosahují maximálních hodnot. Poté následuje opět jejich pokles. Sezonality emisí metanu může být způsobena mj. množstvím a dostupností substrátu (organického uhlíku), teplotou vody, dostupností jiných akceptorů elektronů nebo kombinací zmíněných faktorů.

I když se v mojí práci nepodařilo prokázat závislost emisí metanu na teplotě, byly při teplotě vody přesahující 8 °C naměřeny vyšší emise metanu než při teplotě pod 8°C. Optimální teplota pro metanogenní bakterie je 30 – 40 °C, při teplotě < 10 °C je metanogeneze výrazně zpomalena (Le Mer et al. 2001). V pracech zabývajících se umělými mokřady uvádí teplotu jako faktor slabě ovlivňující emise metanu např. Liikannen et al. (2005). Naopak silnou závislost emisí metanu z biologických rybníků na teplotě vody zjistil ve své práci Stadmark & Leonardson (2005) při rozmezí naměřených teplot vody mezi 4 a 22°C.



Metanogenní bakterie jsou ovlivňovány hodnotou pH - v literatuře je obecně uváděno optimální rozmezí pro metanogenezi mezi 6,5 – 7,5 (Paul & Clark 1996). Mnou naměřené hodnoty nikdy výrazně nepřesáhly uvedené rozmezí, hodnota pH se během sezóny výrazně neměnila. Toto může být důvod, proč nebyla hodnota pH identifikována jako faktor ovlivňující emise metanu.

Závislost emisí metanu na koncentraci DOC uvádí v literatuře např. Paul & Clark (1996), ve své práci ji zjistila také Zemanová (2005). V mojí práci se podařilo prokázat vliv DOC na emise metanu pouze v nátokové zóně. To může být způsobeno skutečností, že v dalších částech vegetačního pole, kde je již vyšší obsah kyslíku ve vodě, mohlo dojít ke spotřebování velké části vznikajícího metanu metanotrofními bakteriemi (Le Mer et al. 2001) a proto emise metanu byly často pod mezí detekce. Protože se emise metanu v nátokové zóně mohly blížit produkci, byla právě v nátokové zóně zjištěna závislost emisí metanu na koncentraci DOC.

V žádné části vegetačního pole nebyla zjištěna závislost emisí metanu na koncentraci  $N_{TOT}$  nebo  $P_{TOT}$ . Negativní závislost emisí metanu na koncentraci dusičnanů uvádí Stadmark & Leonardson (2005). Závislost emisí metanu na  $P_{TOT}$  uvádí ve své práci Zemanová (2005). V mé práci nebyly uvedené závislosti zjištěny, neboť v nátokové zóně byly emise metanu nejspíše limitovány koncentrací DOC.

Emise oxidu dusného měřeného in situ se po celé sledované období pohybovaly pod mezí detekce. Rovněž Zemanová (2005) zjistila ve vzorcích z KČOV Slavošovice, že produkce oxidu dusného je pod mezí detekce. Z tohoto důvodu bylo provedeno jednorázové laboratorní měření pro zjištění potenciální produkce oxidu dusného. Při měření potenciální denitrifikace bylo zjištěno, že rychlost produkce oxidu dusného je přibližně o 2 řády nižší než produkce molekulárního dusíku. Podobný poměr mezi oxidem dusným a molekulárním dusíkem uvádí Mander et al. (2003) (emise oxidu dusného jsou o 1 – 2 řády nižší než emise molekulárního dusíku). Bastviken et al. (2005) ve své práci srovnávající rychlost denitrifikace v sedimentech s různým pokryvem vegetace uvádí emise oxidu dusného o řád nižší než emise molekulárního dusíku.

Zjištěné hodnoty potenciální produkce oxidu dusného v nátokové zóně (1,34 - 3,30 mg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>) jsou přibližně 10 x nižší než naměřil Teiter & Mander (2005) (6,4 – 31 mg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>), naopak při srovnání s prací Liikanen et al. (2005) jsou mnou naměřené hodnoty o 2 - 3 řády vyšší (0,005 – 0,011 mg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>). Naměřené hodnoty potenciální produkce oxidu dusného v části vegetačního pole s vegetací (1,21 – 3,73 mg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>) jsou přibližně o 2 řády vyšší než udává Mander et al. (2003) (0,011 – 0,015 mg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>). Nízká produkce oxidu dusného in situ mohla být způsobena jedním nebo více faktory, mezi něž patří např. pH a koncentrace kyslíku. Armentano & Verhoeven (1991) uvádí, že při pH > 5 převládá jako produkt denitrifikace N<sub>2</sub>.

Dalším faktorem, který ovlivňuje emise oxidu dusného, je nízká koncentrace kyslíku v nátokové zóně. Podle Focht (1974) převládá při nedostatku kyslíku vznik  $N_2$  nad  $N_2O$ .

Další sledovanou složkou emisí byl transport plynů zprostředkovaný rostlinami, a to difúzí a aktivním tokem (neboli konvekcí). Podle dostupné literatury se rychlost difúze plynů stébly rostlin mění během dne, maximální hodnoty jsou dosahovány v odpoledních hodinách (mezi 14. a 15. hodinou) (např. Brix et al. 2001). Brix et al. 2001 se ve své práci zabývali měřením toku plynů rostlinami rákosu na eutrofní lokalitě (Opatovický rybník, ČR). Tento uváděný denní průběh se v mojí práci potvrdil, při většině odběrů byly nejvyšší hodnoty difúze naměřeny v časných odpoledních hodinách.

Průměrná hodnota difúze oxidu uhličitého přepočtená na jedno stéblo během sledovaného období činila  $1,80 \text{ nmol}\cdot\text{s}^{-1}$ .

Stejně jako v případě difúze oxidu uhličitého, byly vyšší hodnoty difúze metanu naměřeny v odpoledních hodinách. Difúze metanu stébly rostlin se ve sledovaném období pohybovala mezi 0 a  $147 \text{ nmol}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ . Naměřené hodnoty difúze v odpoledních hodinách se blíží hodnotám, které uvádí Brix et al. (2001) ( $198 \text{ nmol}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ ). Rychlosti difúze při dopoledním a odpoledním odběru jsou nižší než je uvedeno ve zmíněné literatuře ( $70 - 99 \text{ nmol}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ ).

Naměřené hodnoty aktivního toku plynů ventilujícími stébly rostlin se pohybovaly mezi  $0,1$  a  $1,98 \text{ ml}\cdot\text{min}^{-1}$ , průměrná hodnota činí  $0,26 \text{ ml}\cdot\text{min}^{-1}$  a jsou tedy nižší než uvádí ve své práci Brix et al. (2001) ( $2,5 \text{ ml}\cdot\text{min}^{-1}$ ).

Aktivní tok plynů stébly rostlin se měnil během dne. Nejvyšší hodnoty byly většinou naměřeny v časných odpoledních hodinách (kolem 14. hodiny). Denní průběh aktivního toku odpovídá literatuře (Brix et al. 2001 a Brix et al. 1996), kteří měřili průtoky plynů rostlinami v eutrofním alkalickém jezeře (Dánsko). Nejvyšší hodnoty průtoku plynů byly naměřeny za slunečného dne, což souhlasí s tím, co uvádějí ve své práci Brix et al. (1996).

Průměrná rychlost aktivního toku oxidu uhličitého přepočtená na jedno stéblo během sledovaného období dosahovala  $2,42 \text{ nmol}\cdot\text{s}^{-1}$ . Brix et al. (1996) uvádí o řád vyšší tok oxidu uhličitého ( $47,4 \text{ nmol}\cdot\text{s}^{-1}$ ). Naopak Brix (1989) (měření toku plynů v litorálním stanovišti rákosu, jezero Øje a Braband, Dánsko) uvádí průtoky oxidu uhličitého přibližně o řád nižší než byly zjištěny v mojí práci ( $0,29 - 0,58 \text{ nmol}\cdot\text{s}^{-1}$ ).

Naměřené rychlosti aktivního toku metanu jedním ventilujícím stéblem se pohybovaly mezi 0 a  $2,37 \text{ nmol}\cdot\text{s}^{-1}$ . Průměrná hodnota za celé sledované období byla  $0,07 \text{ nmol}\cdot\text{s}^{-1}$ . V literatuře jsou uváděny vyšší hodnoty. (Brix et al. 1996) uvádějí hodnoty o dva řády vyšší ( $2,8 \text{ nmol}\cdot\text{s}^{-1}$ ),

Brix (1989) o jeden řád vyšší ( $0,16 - 0,26 \text{ nmol}\cdot\text{s}^{-1}$ ). Výrazně vyšší aktivní tok metanu uvádí ve své práci také Kankaala et al. (2003) ( $5,7 \text{ nmol}\cdot\text{s}^{-1}$ ), který ale měřil emise přímo v nejvíce zatížené nátokové zóně mokřadu.

Široké rozmezí uváděných hodnot aktivního toku plynů je pravděpodobně důsledkem různého zatížení mokřadů. Velký vliv má také substrát mokřadu. V písčitém substrátu plyny mohou snáze difundovat přes vodní hladinu a tok stébly rostlin je nižší. V případě, že se jedná o organický nebo jílovitý substrát, difúze přes vodní hladinu je nižší a tok ventilujícími stébly rostlin proto bude vyšší. Velký vliv na transport plynů rostlinami má dále hustota porostu a stáří porostu - velmi mladé a naopak staré porosty vedou výrazně méně plynů (Schütz et al. 1991).

Dalo by se očekávat, že aktivní tok stébly rostlin bude nepřímo úměrně záviset na počtu ventilujících stébel. Tento předpoklad se ale nepotvrdil, neboť Brix et al. (1996) naměřil při průměrném počtu 84 neživých stébel na  $\text{m}^2$  (pro srovnání: KČOV Slavošovice –  $69 \text{ stébel}/\text{m}^2$ ) o jeden až dva řády vyšší rychlost aktivního toku plynů stébly.

Výrazné rozdíly v transportu plynů z mokřadu do atmosféry jsou při porovnání části mokřadu s vegetací a bez vegetace. V mokřadu bez přítomnosti vegetace jsou plyny transportovány do atmosféry pomocí difúze a ebulice, v přítomnosti vegetace probíhá transport plynů navíc také rostlinami (Chanton et al. 1991). V případě přítomnosti vegetace může být transport plynů ebulicí až 10 x nižší oproti části mokřadu bez vegetace (Chanton et al. 1991).

Rostliny mohou velmi výrazně ovlivňovat emise metanu. V mokřadu, kde jsou přítomny, zvyšují díky exudátům kořenů celkové emise uhlíku. Svou přítomností snižují emise metanu. Během fotosyntézy transportují kyslík do kořenů a tím zvyšují jeho koncentraci v substrátu mokřadu. Pokud tedy vegetace není přítomna, probíhá oxidace metanu metanotrofy jen v oxické vrstvě na povrchu mokřadu, pokud je však vegetace přítomna, probíhá oxidace metanu navíc v blízkosti kořenů (Chanton et al. 1991).

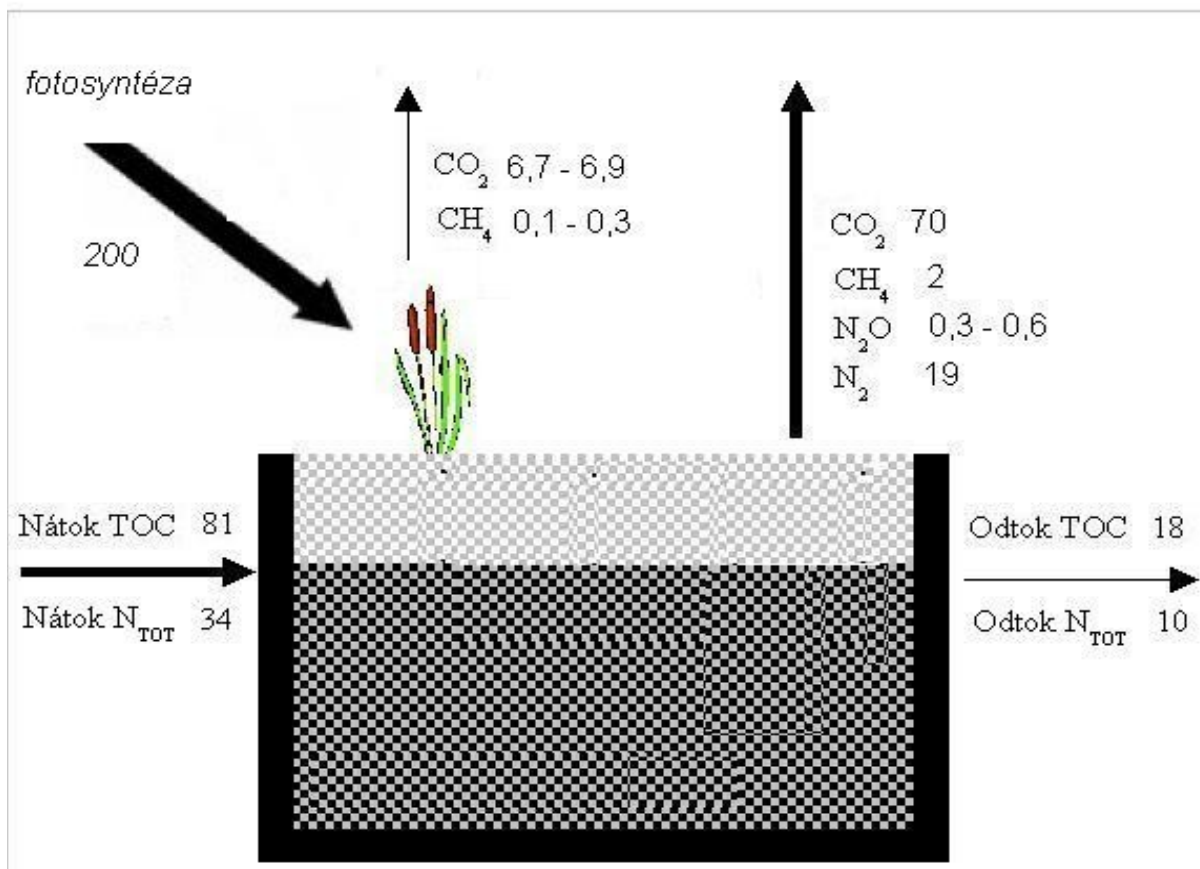
Obr. 10 zobrazuje celkovou bilanci uhlíku a dusíku ve vegetačním poli KČOV Slavošovice. Nejvíce uhlíku do vegetačního pole mokřadu vstupuje přes vegetaci, celkem  $1,6 \text{ kg C m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$ . Z toho jde do nadzemní biomasy rostlin  $0,97 \text{ kg C m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$  a do podzemní biomasy  $0,63 \text{ kg C m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$  (Brix et al. 2001). V zimním období se nadzemní biomasa sklízí a odstraňuje, proto nemůže být uhlík z nadzemní biomasy započítán jako zdroj uhlíku pro mikroorganismy. Zdrojem uhlíku je naopak podzemní biomasa, ve které se nacházelo v době odběru celkem  $2,0 \text{ kg C m}^{-2}$ . Pokud počítáme, že kořeny rákosu mají dobu obratu jeden rok a oddenky 4-6 let (Čížková et al. 1999), potom ve formě odumřelé podzemní biomasy může do mokřadu vstoupit celkem  $0,67 \text{ kg C m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$  ( $0,33 \text{ kg C m}^{-2}$  z oddenků a  $0,34 \text{ kg C m}^{-2}$  z kořenů). Kromě podzemní biomasy jsou dalším

zdrojem uhlíku kořenové exudáty, které dosahují 10 – 25 % roční nadzemní produkce biomasy (Kuzyakov et al. 2001), tj. 0,1 – 0,24 kg m<sup>-2</sup> .rok<sup>-1</sup>. Celkem tedy mohou rostliny za rok poskytnout až 0,91 kg m<sup>-2</sup> uhlíku, který může sloužit jako zdroj organické hmoty pro mikrobiální rozkladné procesy. Uhlík uložený v listovém opadu zanedbáváme, neboť se jedná o malé množství biomasy, které je lokalizováno na povrchu vegetačního pole. S přitékající vodou do systému vstupuje 0,22 kg C m<sup>-2</sup>.rok<sup>-1</sup>, toto množství je v porovnání se vstupem uhlíku přes vegetaci relativně malé. Do půdní organické hmoty se za rok uloží přibližně jedna polovina z uhlíku poskytnutého podzemní biomasou (Brix et al. 2001), tj. až 0,31 kg C m<sup>-2</sup>.rok<sup>-1</sup>. Ve formě emisí by se tedy mohlo uvolnit přibližně 0,36 kg C m<sup>-2</sup>.rok<sup>-1</sup> (Brix et al. 2001). Dále 0,05 kg C m<sup>-2</sup>.rok<sup>-1</sup> odtéká s vodou v rozpuštěné formě z vegetačního pole. Jestliže tedy do mokřadu vstoupí za rok 1,13 kg C m<sup>-2</sup> .rok<sup>-1</sup>, s vodou v rozpuštěné formě odeče 0,05 kg C m<sup>-2</sup>.rok<sup>-1</sup> a do sedimentu se uloží 0,31 kg C m<sup>-2</sup>.rok<sup>-1</sup>, pak by se ve formě plynů mohlo uvolnit 0,77 kg C m<sup>-2</sup>.rok<sup>-1</sup>, což je výrazně nižší hodnota než jsem naměřil (0,22 kg C m<sup>-2</sup>.rok<sup>-1</sup>). Pro tuto nejasnost v uhlíkové bilanci se jeví jako nejpravděpodobnější následující vysvětlení: (i) v půdě se rozkládá menší podíl uhlíku z podzemní biomasy rostlin, než předpokládáme nebo (ii) celkové vstupy uhlíku do podzemní biomasy byly nadhodnocené (iii) nebo kombinace obou předcházejících vysvětlení. Obě tyto složky uhlíkové bilance totiž zahrnují odhady. Neměřili jsme totiž přímo, jaký podíl podzemní biomasy se rozkládá a také nevíme, jaké přesné množství uhlíku vstupuje do půdy ve formě exudátů. Všechny ostatní složky uhlíkové bilance byly stanovovány přímo, proto nepředpokládáme výraznou chybu ve výpočtu ostatních toků uhlíku.

Pokusil jsem se ještě odhadnout uhlík vstupující do mokřadu přes rostliny pomocí známého obsahu celkového uhlíku v půdě. Za pět let fungování umělého mokřadu (srpen 2001- říjen 2006) se ve šterku vegetačního pole naakumulovalo 0,7 kg C m<sup>-2</sup> a 0,07 kg N m<sup>-2</sup>. Předpokládám, že v prvních dvou letech po spuštění KČOV bylo množství uhlíku dodaného do mokřadu rostlinami výrazně nižší než později (ne zcela vyvinutý a zapojený porost). Další předpoklad je, že stejné množství uhlíku, které přiteče za rok na pole s natékající odpadní vodou, je rozloženo a vyemitováno do atmosféry. Na základě těchto předpokladů se množství uhlíku uloženého do vegetačního pole v roce 2005 pohybuje mezi 0,19 a 0,27 kg C m<sup>-2</sup>. Podle tohoto odhadu by přes rostliny do mokřadu vstupovalo přibližně stejné množství uhlíku, jako bylo vyemitováno do atmosféry. Tento odhad se tedy zdá být reálnější.

Množství dusíku uloženého do vegetačního pole za rok 2005 bylo odhadnuto na 0,01 kg m<sup>-2</sup>. Potom tedy 0,05 kg m<sup>-2</sup> dusíku natékajícího na vegetační pole bylo vyemitováno do atmosféry. Podle naměřených rychlostí potenciální denitrifikace je toto číslo reálné. Většina dusíku

vstupujícího do systému (83 %) je tedy zřejmě vyemitována do atmosféry a asi 17 % zůstává ve vegetačním poli.



Obr. 10: Celková bilance uhlíku a dusíku v KČOV Slavošovice za sledované období. Uvedené hodnoty jsou v kg a jsou přepočteny na čistý uhlík a dusík. Vstup uhlíku do mokřadu fotosyntézou je odhadnut podle Brix et al. (2001).

## 6. Závěr

1) Emise oxidu uhličitého narůstaly od začátku vegetační sezóny, maximálních hodnot dosahovaly v červnu a červenci. Potom ke konci vegetační sezóny následoval jejich pokles. Emise metanu byly 5 x – 10 x vyšší v červenci a srpnu oproti zbytku vegetační sezóny. V rámci jednoho dne dosahovaly emise oxidu uhličitého a metanu nejvyšších hodnot mezi 12. a 15. hod.

Emise oxidu uhličitého se v rámci celého vegetačního pole významně nelišily. Naopak emise metanu byly v nátokové zóně vegetačního pole přibližně o jeden řád vyšší než v ostatních částech vegetačního pole.

2) Emise oxidu uhličitého dosahovaly během vegetační sezóny průměrné hodnoty  $0,97 \text{ g C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ , emise metanu  $0,03 \text{ g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ . Emise oxidu dusného měřené in situ byly pod mezí detekce.

Většinu vyemitovaného uhlíku tvořil oxid uhličitý (96,8 %), metan tvořil jen malou část (3,2 %). Většina plynů byla vyemitována difúzí přes volný povrch půdy. Přes rostliny bylo transportováno pouze 10 % celkových emisí oxidu uhličitého (8,7 % difúzí, 1,3 % aktivním tokem) a 14 % celkových emisí metanu (13,2 % difúzí a 0,8 % aktivním tokem).

3) Emise oxidu uhličitého byly v nátokové zóně závislé na koncentraci  $P_{\text{TOT}}$  ( $p < 0,001$ ;  $F = 45,82$ ;  $R^2 = 0,65$ ) a na koncentraci  $N_{\text{TOT}}$  ( $p < 0,001$ ;  $F = 21,95$ ;  $R^2 = 0,41$ ). V odtokové zóně byla zjištěna závislost emisí oxidu uhličitého na koncentraci DOC ( $p = 0,02$ ;  $F = 5,74$ ;  $R^2 = 0,10$ ). Emise metanu v nátokové zóně byly závislé na koncentraci DOC ( $F = 4,80$ ;  $p = 0,037$ ;  $R^2 = 0,16$ ).

Na základě kvantifikace emisí plynů a dalších podpůrných dat byla spočítána celková bilance uhlíku a dusíku studovaného vegetačního pole KČOV:

#### 1) bilance uhlíku

Do vegetačního pole vstoupilo za vegetační sezónu celkem 0,2 až 0,3 kg C m<sup>-2</sup> prostřednictvím rostlin, stejné množství C nateklo do systému s odpadní vodou. Z vegetačního pole oteklo 0,05 kg C m<sup>-2</sup> a 0,2 až 0,3 kg C m<sup>-2</sup> bylo vyemitováno jako oxid uhličitý a metan. Zbytek (0,2 až 0,3 kg C m<sup>-2</sup>) zůstal nerozložený ve vegetačním poli. Z bilance C vyplývá, že (i) asi polovina C vstupujícího do systému je vyemitována do atmosféry, (ii) 40 % C je uloženo ve vegetačním poli a (iii) pouze 10 % C odtéká s vodou. Prostřednictvím rostlin vstupovalo do vegetačního pole stejné množství C jako s odpadní vodou - rostliny jsou tedy i v odpadní vodou zatíženém umělém mokřadu důležitým zdrojem organických látek pro mikroorganismy. Kromě dalších funkcí i tímto způsobem rostliny přispívají ke zvýšení účinnosti čistících procesů.

#### 2) bilance dusíku

Do vegetačního pole přiteklo s odpadní vodou za vegetační sezónu 0,1 kg N m<sup>-2</sup>. Z vegetačního pole oteklo 0,03 kg N m<sup>-2</sup>, emise N byly 0,05 kg N m<sup>-2</sup> a v poli zůstalo asi 0,01 kg N m<sup>-2</sup>.

Z bilance N vyplývá, že asi 60 % N vstupujícího do systému je vyemitováno do atmosféry, 30 % odtéká s vodou a 10 % zůstává ve vegetačním poli.

## 7. Literatura

Armentano, T. V., Verhoeven, J. T. A., 1991. Biogeochemical cycles: global. In: Patten, B. C. (ed.), *Wetlands and Shallow Continental Water Bodies*. 281 – 311 pp. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands.

Bastviken, S. K., Eriksson, P. G., Premrov, A., Tonderski, K., 2005. Potential denitrification in wetland sediments with different plant species detritus. *Ecological Engineering* 25:183–190.

Brix H., 1989. Gas exchange through dead culms of reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *Aquatic Botany* 35:81–98.

Brix, H., Sorrell, B. K., Schierup, H. H., 1996. Gas fluxes achieved by in situ convective flow in *Phragmites australis*. *Aquatic Botany* 54:151–163.

Brix, H., Sorrell, B. K., Lorenzen, B., 2001. Are *Phragmites*-dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gases? *Aquatic Botany* 69:313–324.

Conrad, R., Rothfuss, F., 1991. Methane oxidation in the soil surface layer of a flooded rice field and the effect of ammonium. *Biol. Fertil Soils* 12:28–32.

Cowardin, L. M., Carter, V., Golet, F.C., La Roe, E.T., 1979. Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the United States. U.S. Fish and Wildlife Service Publ. FWS/OBS-79/31, Washington, D.C.

Čížková, H., Lukavská, J., 1999. Rhizome age structure of three populations of *Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUD.: Biomass and mineral nutrient concentrations.

Environmental laboratory, 1987. Corps of Engineers Wetlands Delineation Manual. Tech. Rept. Y-87-1, US Army Engineer Waterways Experimental Station, Vicksburg, Mississippi.

Focht, D. D., 1974. The effect of temperature, pH, and aeration on the production of nitrous oxide and gaseous nitrogen – a zero order kinetic model. *Soil Science* 118:173–179.

Grant, W. D., Long, P. E., 1985. Environmental microbiology. In *The Handbook of Environmental Chemistry*. In Vymazal, J., 1995. Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách. ENVI s.r.o., Třeboň, 146 pp.

Grasshoff, K., Ehrhardt, M., Kremling, K., 1983. *Methods of seawater analysis*. Verlag Chemie, Weinheim.

Grünfeld, S., Brix, H., 1999. Methanogenesis and methane emissions: effects of water table, substrate type and presence of *Phragmites australis*. *Aquatic Botany* 64:63 – 75.

Chanton, J. P., Martens, C. S., Kelley, C. A., 1989. Gas transport from methane-saturated tidal freshwater and wetland sediments. *Limnol. Oceanogr.* 34:807–819.

Chanton, J. P., Dacey, J. W. H., 1991. Effects of vegetation on methane flux, reservoirs and carbon isotope composition. In Mooney, H. A. (ed.). *Trace gas emissions by plants*. Academic press, San Diego, USA, 65 - 92 pp.



- Johansson, A. E., Gustavsson, A.-M., Öquist, M. G., Svensson, B. H., 2004. Methane emissions from a constructed wetland treating wastewater – seasonal and spatial distribution and dependence on edaphic factors. *Water Research* 38:3960–3970.
- Kankaala, P., Mäkelä, S., Bergström, I., Huitu, E., Käki, T., Ojala, A., Rantakari, M., Kortelainen, P., Arvola, A., 2003. Midsummer spatial variation in methane efflux from stands of littoral vegetation in a boreal meso-eutrophic lake. *Freshwater Biology* 48:1617–1629.
- Kankaala, P., Ojala, A., Käki, T., 2004. Temporal and spatial variation in methane emissions from a flooded transgression shore of a boreal lake. *Biochemistry* 68:297–311.
- Kumaraswamy, S., Rath, A. K., Ramakrishnan, B., Sethunathan, N., 2001. Wetland rice soils as sources and sinks of methane: a review and prospects for research. *Biol. Fertil Soils* 31:449 – 461.
- Kuzyakov, Y., Ehrensberger, H., Stahr, K., 2001. Carbon partitioning and below-ground translocation by *Lolium perenne*. *Soil Biol. Biochem.* 33:61-74.
- Le Mer, J., Roger, P., 2001. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. *Soil Biology* 37:25–50.
- Liikanen, A., Huttunen, J. T., Karjalainen, S. M., Heikkinen, K., Väisänen, T. S., Nykänen, H., Martikainen, P. J., 2005. Temporal and seasonal changes in greenhouse gas emissions from a constructed wetland purifying peat mining runoff waters. *Ecological Engineering* 26(3):241 – 251.
- Mander, Ü., Kuusemets, V., Lõhmus, K., Muring, T., Teiter, S., Augustin, J., 2003. Nitrous oxide, dinitrogen and methane emission in a subsurface flow constructed wetland. *Water Science and Technology* 48:135 – 142.
- Mitsch, W. J., Gosselink, J.G., 1986. *Wetlands*. Van Nostrand Reinhold Company, New York.
- Paul, E. A., Clark, F. E., 1996. *Soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, Inc., London, 340 pp.
- Shaw, A., Karlsson, C.H., Moller, J. 1988. *An introduction to the use of flow injection analysis*. Tecator, Sweden, 72 pp.
- Schütz, H., Schröder P., Rennenberg, H., 1991. Role of plants in regulating the methane flux to the atmosphere. In Mooney, H. A. (ed.). *Trace gas emissions by plants*. Academic press, San Diego, USA, 29 - 63 pp.
- Stadmark, J., Leonardson, L., 2005. Emissions of greenhouse gases from ponds constructed for nitrogen removal. *Ecological Engineering* 25:542 – 551.
- Šimek, M: *Metody studia denitrifikace*. In: Šimek, M. Novák, F., Šantrůčková, H.(ed), 1993. *Metody studia přeměn dusíku v v půdě. Sborník příspěvků ze semináře, 24.-25. 2.1993, České Budějovice. České Budějovice, ÚPB AV ČR,131-148 pp.*
- Teiter, S., Mander, Ü., 2005. Emissions of N<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> from constructed wetlands for wastewater treatment and from riparian buffer zones. *Ecological Engineering* 25(3):528 – 541.
- Tonderski, K. S., Berggren, A., 2001. Nitrogen and phosphorus removal in a wetland treating sludge

dewatering effluent. In Vymazal, J.(ed.). Transformations of nutrient in natural and constructed wetland. Backhuys Publishers, Leiden, Neetherlands, 187 - 200 pp.

Úlehlová, B., 1989. Koloběhy minerálních prvků v půdě zprostředkované rozkladači. In Dykyjová et al., (ed.): Metody studia ekosystémů. Academia, Praha, 539-554 pp.

Vymazal, J., 1995. Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách. ENVI s.r.o., Třeboň, 146 pp.

Vymazal, J., 1998. Czech Republic. In: Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. F., Green, M. B., Haberl, R. (ed.): Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. Backhuys Publishers, Leiden, Nizozemí, 95-121 pp.

Vymazal, J., 2001. Removal of organics in czech constructed wetlands with horizontal subsurface flow. In Vymazal, J.(ed.). Transformations of nutrient in natural and constructed wetland. Backhuys Publishers, Leiden, Neetherlands, 305-327 pp.

Zemanová K., 2005. Mikrobiální přeměny uhlíku, dusíku a fosforu v substrátu umělého mokřadu. Magisterská práce. Jihočeská univerzita, Biologická fakulta, České Budějovice, 70 pp.