

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta



Bakalářská diplomová práce

**Vliv eutrofizace na emise skleníkových plynů z mokřých
luk**

Andrea Nitkulincová

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

České Budějovice 2008

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Přírodovědecká fakulta

Bakalářská diplomová práce

2008

NITKULINCOVÁ A. (2008): Vliv eutrofizace na emise skleníkových plynů z mokřých luk. (Effect of eutrophication on greenhouse gas emissions from wet meadows, Bc. Thesis, in Czech) - 47 p., Faculty of Science, The University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Annotation:

The thesis was focused on effect of fertilization on greenhouse gas emissions from wetlands. Two wet meadows ecosystems differing in vegetation and organic matter content in soil were studied, both located in the Třeboň Basin Biosphere Reserve (TBBR). Gas emissions were evaluated from May 2007 till October 2007 in situ together with other characteristics like temperature, soil humidity, plant biomass, etc.

Anotace:

Tato práce je zaměřena na vliv hnojení na emise skleníkových plynů (CO₂, CH₄, N₂O) z mokřadního ekosystému. Pokusnými plochami byly tzv. „mokrý louky“ a lišily se vegetačním pokryvem a obsahem organické hmoty v půdě. Obě lokality se nacházejí v Biosférické rezervaci Třeboňsko. Měření plyných emisí probíhalo od května do října 2007 in situ. Emise sledovaných plynů byly vyhodnoceny společně s dalšími parametry prostředí, jako je teplota, půdní vlhkost, rostlinná biomasa atd.

Prohlašuji, že jsem tuto práci vypracovala samostatně, pouze za vedení Ing. Tomáš Picka, Ph.D., a s použitím citované literatury. Účastnila jsem se všech odběrů plynů in situ. Vzorky jsem následně samostatně analyzovala. Ostatní data mi byla poskytnuta kolegy a ČHMÚ.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou Univerzitou v Českých Budějovicích na jejich internetových stránkách.

V Českých Budějovicích dne 7.5. 2008

.....

Poděkování

Tímto bych ráda poděkovala všem, kteří mi byli oporou při vzniku této práce.

Největší dík patří mému školiteli Ing. Tomáši Pickovi, Ph.D. za věnovaný čas, rady a pomoc při psaní této práce a také za poskytnutí dat z laboratorních měření. Dále děkuji Mgr. Barboře Černé, Mgr. Evě Kaštovské, Ph.D. a Dr. Keithu Edwardsovi za poskytnutí dat z terénních měření a z laboratorních pokusů. Za konzultace děkuji také Mgr. Simoně Polákové a Mgr. Jiřímu Kubáskovi, Ph.D. Také bych ráda poděkovala své rodině a kamarádům za psychickou podporu při vzniku této práce. Nakonec děkuji Grantové agentuře ČR, která svým grantem umožnila vznik této práce.

OBSAH

1	ÚVOD	1
2	LITERÁRNÍ PŘEHLED	3
2.1	MOKŘADY	3
2.2	PŮDY MOKŘADŮ	4
2.2.1	<i>Organické půdy</i>	4
2.2.2	<i>Minerální půdy</i>	4
2.3	KOLOBĚH UHLÍKU	5
2.3.1	<i>Uhlík v půdě</i>	5
2.3.2	<i>Oxid uhličitý</i>	5
2.3.2.1	Emise	5
2.3.2.2	Produkce a spotřeba CO ₂ v půdě	6
2.3.3	<i>Metan</i>	7
2.3.3.1	Emise	7
2.3.3.2	Produkce a spotřeba CH ₄ v půdě	7
2.4	KOLOBĚH DUSÍKU	9
2.4.1	<i>Dusík v půdě</i>	9
2.4.2	<i>Oxid dusný</i>	9
2.4.2.1	Emise	9
2.4.2.2	Produkce a spotřeba N ₂ O v půdě	10
2.5	KOLOBĚH FOSFORU	11
2.6	EMISE PLYNŮ	12
2.7	FAKTORY OVLIVŇUJÍCÍ EMISE PLYNŮ	13
2.7.1	<i>Hnojení</i>	13
2.7.1.1	Vstup živin do ekosystému	13
2.7.1.2	Vliv hnojení na cyklus dusíku v půdě	14
2.7.1.3	Vliv hnojení na cyklus uhlíku v půdě	14
2.7.2	<i>Teplota</i>	15
2.7.3	<i>Půdní vlhkost</i>	16
2.7.4	<i>Vegetace</i>	16
2.7.5	<i>Půdní reakce (pH)</i>	17
3	METODIKA	18
3.1	POPIS LOKALIT	18
3.1.1	<i>Hamr (HM)</i>	18
3.1.2	<i>Záblatské louky (ZL)</i>	18
3.2	USPOŘÁDÁNÍ EXPERIMENTU	20
3.3	MĚŘENÍ KLIMATICKÝCH PODMÍNEK	22
3.4	ODBĚRY VZORKŮ	22
3.4.1	<i>Odběry plynů</i>	22
3.4.2	<i>Odběry půdních vzorků</i>	24
3.5	ANALÝZA PLYNŮ	24
3.6	STANOVENÍ AKTIVITY DENITRIFIKAČNÍCH ENZYMŮ (DEA)	24
3.7	VYHODNOCENÍ DAT	26
4	VÝSLEDKY	27
4.1	ZÁKLADNÍ KLIMATICKÉ PODMÍNKY	27
4.2	PŮDNÍ CHARAKTERISTIKY	29
4.3	VEGETACE	30
4.4	EMISE PLYNŮ	31
4.4.1	<i>Sezónní průběh</i>	31
4.4.2	<i>Denní průběh</i>	34
4.5	STANOVENÍ AKTIVITY DENITRIFIKAČNÍCH ENZYMŮ (DEA)	35
5	DISKUSE	36
5.1	EMISE OXIDU UHLIČITÉHO	36
5.2	EMISE METANU	38
5.3	EMISE OXIDU DUSNÉHO	39
5.4	PODÍL ROSTLINNÉ A MIKROBIÁLNÍ RESPIRACE	40

6	ZÁVĚRY	42
7	LITERATURA	43

1 ÚVOD

Mokřady jsou v posledních desetiletích celosvětově vystaveny nadměrnému vstupu živin. Živiny obsažené v anorganických i organických hnojivech jsou vyplavované ze zemědělských půd do okolních ekosystémů. Dochází k eutrofizaci zasažených ekosystémů (Denmead a Raupach 1993). Důsledky nadměrného vstupu živin do mokřadů jsou popsány v mnoha studiích hlavně v souvislosti s výzkumem limitujících prvků, kterými jsou nejčastěji dusík a fosfor (Venterink a kol. 2001; Teng a kol. 2003). Dalšími důsledky eutrofizace jsou změny v druhovém složení vegetace a zvýšení primární produkce (Venterink a kol. 2001; Green a Galatowitsch 2002; Clarke a Baldwin 2002, Šantrůčková a kol. 2001) a změny v druhovém složení společenstev živočichů a půdních mikroorganismů (Galatowitsch a kol. 2000).

Vliv nadměrného vstupu živin do mokřadů na produkci skleníkových plynů byl doposud studován převážně na rýžových polích. Ta jsou významnými producenty skleníkových plynů (Singh a kol. 1999). Poslední dekáda znamenala zvýšení zájmu o přírodní mokřady kvůli produkci skleníkových plynů v souvislosti s globálním oteplováním. Bylo publikováno mnoho studií potvrzujících že mokřady produkují významný podíl celkových emisí skleníkových plynů (Zhang a kol. 2006). Proto je nutné porozumět důsledkům zvýšeného vstupu živin do mokřadních ekosystémů. Autoři docházejí k odlišným výsledkům. Velmi záleží na typu mokřadu, jeho půdních charakteristikách a hlavně vodním režimu (Le Mer a Roger 2001). Vědecké práce, které jsou zaměřené na odhady emisí skleníkových plynů (CO_2 , CH_4 a N_2O) z mokřadů se musí vyrovnávat s následujícími potížemi (Sommer a Fiedler 2000; Phillips a Beerli 2008): (1) vzhledem k velikosti území, které můžeme nazvat mokřady, je prozkoumána malá část této rozlohy a (2) mokřady jsou velice variabilním prostředím s odlišnými klimatickými, chemickými, biologickými a fyzikálními vlastnostmi, což ztěžuje zobecňování lokálních studií.

Tato práce je součástí projektu, který si klade za cíl objasnit vliv eutrofizace na ekosystém mokřatých luk. Projekt se zabývá vlivem zvýšeného přísunu dusíku a fosforu na rostlinné společenstvo, půdní procesy a na interakce mezi rostlinami a půdními procesy na dvou lokalitách mokřatých luk lišících se zejména typem vegetace a obsahem organické hmoty v půdě.

Cíle práce:

1. Zjistit, jak eutrofizace ovlivňuje emise skleníkových plynů (CO_2 , CH_4 a N_2O) z mokřadního ekosystému.
2. Zjistit, jaká je dynamika emisí skleníkových plynů během vegetační sezóny.
3. Zjistit, jak se liší reakce půd s rozdílným obsahem organické hmoty na přísun živin.

Hypotézy:

- 1) Eutrofizace zvýší emise skleníkových plynů (Šantrůčková a kol. 2001, Borken a kol. 2002). Tento efekt bude patrnější na lokalitě Záblatské louky díky vyššímu obsahu organické hmoty.
- 2) Po přidavku živin dojde k urychlení rozkladu půdní organické hmoty, což povede k uvolnění N a P, které budou dostupnější pro rostliny a ty budou mít vyšší rostlinnou produkci (van Oorschot 1994).
- 3) Na emise oxidu dusného a metanu bude mít zásadní vliv hydrologický režim lokalit (Brady a Weil 2002, Sommer a Fiedler 2000).
- 4) Vzhledem k rostlinným dominantám budou vyšší emise oxidu uhličitého na lokalitě Hamr.

2 LITERÁRNÍ PŘEHLED

2.1 Mokřady

Zhruba do poloviny 20.století byly mokřady mimo pozornost vědců. Veřejností byly vnímané spíše jako neestetické a hygienicky závadné složky krajiny. Mokřady byly odvodňované a tím byla zničena jejich nenahraditelná ekologická úloha. Od počátku 2. poloviny 20. století se pohled na mokřadní ekosystém začal měnit. Lidé začali chápat jejich důležitou roli v oblasti vodohospodářské, biologické a ekologické. Zvýšenou pozornost mokřadům zajistila Ramsarská úmluva z roku 1971 (IUCN 1971). Definice z této úmluvy je nejpoužívanější definicí mokřadů. Podle této definice je mokřad „přechod mezi terestrickým a akvatickým prostředím. Je to území bažin, slatin, rašelinišť i území pokrytá vodou. Mokřad může být přirozený i uměle vytvořený, trvalý či dočasný, s vodou stojatou či tekoucí, sladkou, brakickou nebo slanou, včetně území s mořskou vodou, jejíž hloubka při odlivu nepřesahuje 6 metrů.“ Je tedy zřejmé, že podmínky v těchto ekosystémech jsou značně nestálé (Vymazal 1995) a hranice ekosystému jsou obtížně určitelné (Mitsch a Gosselink 2000). Pro účely této klasifikace musí být splněna alespoň jedna z následujících podmínek:

1. půda alespoň periodicky podporuje růst hydrofyt
2. substrátem je převážně hydrická půda
3. substrát je v průběhu vegetačního období saturován vodou nebo je překryt mělkou vrstvou vody, a to každý rok.

Z těchto předpokladů vyplývá, že mokřadem lze nazvat velmi širokou škálu ekosystémů, nacházejících se roztroušeně na všech kontinentech kromě Antarktidy. Rozloha takto definovaných ekosystémů je odhadována na přibližně 6% suchozemského povrchu naší planety (Mitsch 1994), přičemž většina mokřadů se nachází v boreálním a tundrovém pásu severní polokoule (Mitsch a Gosselink 2000).

2.2 Půdy mokřadů

Vlastnosti mokřadních půd (Hydrosolů) jsou dané hlavně jejich vodním režimem (Mitsch a Gosselink 2000). Zaplavení způsobí vyčerpání kyslíku v půdě a snížení oxidačně-redukčního potenciálu (Mitsch a Gosselink 2000; Brady a Weil 2002). To dále vede ke snížení respirace mikrobiálního společenstva a k poklesu rychlosti mineralizace organické hmoty (Šantrůčková a kol. 2001). Organická hmota se tak v půdě za anaerobních podmínek hromadí (Vymazal 1995). Na základě obsahu organické hmoty v půdě rozlišujeme půdy organické a minerální.

2.2.1 Organické půdy

Organickou půdou se rozumí půda s obsahem půdní organické hmoty (SOM) větším než 20% (těžké půdy) či než 30 % (lehké půdy) hmotnosti (Mitsch a Gosselink 2000). Organické půdy mají vysoký obsah organického dusíku, nízkou objemovou hmotnost půdy, vysokou pórovitost, vysokou retenční schopnost a vysokou iontově výměnnou kapacitu (Brady a Weil 2002). Půdní reakce bývá v kyselé oblasti a přispívá spolu se zaplavením a nedostatkem kyslíku ke zpomalení rozkladných procesů a tím k omezení dostupnosti živin. Mineralizace organické hmoty je zde pomalejší nežli v půdách minerálních.

Produkce zde převažuje nad dekompozicí a organický materiál a živiny tudíž pochází převážně z daného ekosystému (Johnston 1991). Barva půdy je tmavě hnědá nebo černá.

Z globálního hlediska jsou organické půdy významným sinkem dusíku a uhlíku (Waddington a Roulet 2000). Poměr C/N v organické hmotě je asi 20:1 (Brady a Weil 2002).

2.2.2 Minerální půdy

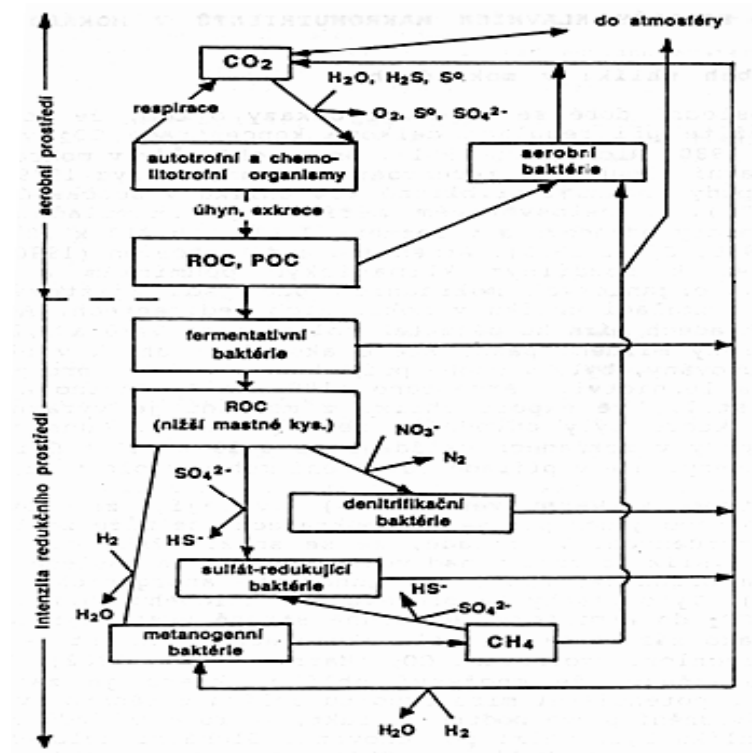
V minerální půdě je obsah půdní organické hmoty menší než 20% (těžké půdy) či než 30 % (lehké půdy) hmotnosti (Mitsch a Gosselink 2000). Půdní reakce je obvykle neutrální, vysoká je objemová hmotnost, dostupnost živin a mineralizace organické hmoty, schopnost zadržovat vodu je nízká stejně jako iontově výměnná kapacita a pórovitost. Zrnitost je různá, od jílu po písky.

Minerální půdy jsou závislé na přísunu živin ze zdrojů mimo ekosystém a jsou to tedy často půdy v okolí řek (Johnston 1991). Minerální půdy jsou taktéž sinky dusíku a uhlíku v organické podobě, ale v menší míře nežli organické půdy. Poměr C/N v organické hmotě je asi 12:1 (Brady a Weil 2002).

2.3 Koloběh uhlíku

2.3.1 Uhlík v půdě

Celkové množství uhlíku v půdě (SOM) je odhadováno na 1580 Gt, v biomase rostlin je vázáno přibližně 620 Gt uhlíku a v atmosféře je asi 720 Gt čistého uhlíku. Mezi těmito třemi prostředními existuje neustálá výměna uhlíku. Odhaduje se, že organické půdy mokřadů ukládají $0,13 \times 10^9$ t C rok⁻¹, pokud nejsou narušeny. V případě odvodnění uvolňují až $0,21 \times 10^9$ t C rok⁻¹. Čísla jsou hrubými odhady, ale naznačují důležitou úlohu mokřadů coby zásobníku uhlíku.



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

2.3.2 Oxid uhličitý

2.3.2.1 Emise

Oxid uhličitý je do atmosféry uvolňován jednak přírodními procesy tj. aerobní respirací rostlin a živočichů, aerobní či anaerobní respirací mikroorganismů a fermentací. Dále sopečnými erupcemi a požáry. Velká množství oxidu uhličitého se pravděpodobně uvolní v důsledku tání rozlehlých oblastí permafrostu (Walter 2006). V oblastech dnešního permafrostu byly před 40 000 lety rozsáhlé travnaté stepi s bohatou faunou a je zde tedy

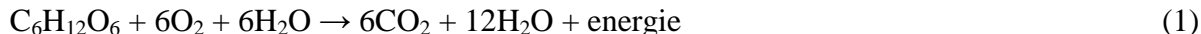
obrovské množství organických látek, jejichž mineralizací může dojít k významnému navýšení produkce skleníkových plynů (Walter 2006).

Rychle se rozvíjející lidská civilizace se od industriální revoluce začala na produkci oxidu uhličitého významně podílet. Oxid uhličitý je produkován spalováním pevných fosilních paliv, zemědělskou činností, kácením deštných pralesů, odvodňováním půd, masovým používáním motorových vozidel a výrobou cementu a vápna a pálením vápence při vysokých teplotách.

2.3.2.2 Produkce a spotřeba CO₂ v půdě

Uhlík do půdy vstupuje v podobě odumřelé rostlinné a živočišné biomasy, organických hnojiv a kořenových exudátů. Oxid uhličitý vzniká v půdě aerobní či anaerobní respirací, fermentací a oxidací metanu.

Aerobní respirace je energeticky nejvýhodnější metabolická dráha sloužící k získání energie. Donorem elektronů je organická (chemoorganotrofní mikroorganismy) či anorganická látka (chemolitotrofní organismy) a akceptorem elektronů je kyslík. V půdě takto respirují kořeny rostlin, půdní fauna a mikroorganismy podle chemické reakce:



Dále vzniká oxid uhličitý heterotrofním metabolismem při fermentaci. Donorem elektronů je organická látka. Akceptorem elektronů jsou jednodušší organické látky produkované organismem při fermentaci. Jsou to karboxylové kyseliny (k. octová, k. mléčná), alkoholy (etanol, butanol) a ketony (aceton). Konečnými produkty bývají za vhodných podmínek oxid uhličitý a metan. Při fermentaci je produkt metabolismu jedné funkční skupiny mikroorganismů substrátem pro jinou funkční skupinu. Změna aktivity jedné skupiny může mít tedy negativní vliv na skupinu následující (Šantrůčková a kol. 2001).

Při procesech probíhajících v anaerobním prostředí vzniká méně molekul ATP nežli u aerobních procesů. Anaerobní respirace je tudíž méně výhodná nežli aerobní respirace. Fakultativně anaerobní organismy jsou schopné žít jak v prostředí s kyslíkem, tak v prostředí bez kyslíku. Obligátně anaerobní organismy kyslík nesnášejí a je pro ně toxický.

Při anaerobní respiraci je akceptorem elektronů jiná molekula nežli molekula kyslíku. Následující redukční procesy jsou řazeny podle klesajícího redoxního potenciálu: $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^-$, $\text{Mn}^{4+} \rightarrow \text{Mn}^{2+}$, $\text{Fe}^{3+} \rightarrow \text{Fe}^{2+}$, $\text{SO}_4^{2-} \rightarrow \text{S}^{2-}$, $\text{CO}_2 \rightarrow \text{CH}_4$ (Fenchel a Finley 1995).

Posledním procesem v uvedené řadě je redukce oxidu uhličitého na metan. Metan se pak z půdy uvolňuje do atmosféry. Může být ale v půdě oxidován zpět na oxid uhličitý a to v případě, že přijde do styku s metanotrofními bakteriemi (v aerobním prostředí). Oxidace metanu probíhá podle následující rovnice:



2.3.3 Metan

2.3.3.1 Emise

Le Mer a Roger (2001) uvádí, že se ročně do atmosféry uvolní 525 Tg metanu (115 Tg z mokřadů) a 500 Tg metanu je ročně přeměněno v atmosféře (470 Tg, reakce excitovaného kyslíku a metanu) a v půdě (30 Tg, oxidace metanu na CO_2).

Metan se uvolňuje do atmosféry přírodními procesy, které tvoří zhruba 30% celkových emisí tohoto plynu (hlavně mokřady ale i sopečné erupce, tání ledovců, a biochemické procesy v jezerech).

Lidstvo vyprodukuje 70% celkových emisí metanu a to hlavně chovem dobytka (až 30%), pěstováním rýže (až 30%), ostatními zemědělskými činnostmi, provozem skládek, spalováním biomasy (Sommer a Fiedler 2000; Le Mer a Roger 2001).

2.3.3.2 Produkce a spotřeba CH_4 v půdě

Metan je produktem metabolismu metanogenních bakterií. Tyto bakterie patří do říše Archea a jsou taxonomicky variabilní. Substrátem pro jejich metabolismus je oxid uhličitý nebo organické látky (kyselina octová). Metanogeneze probíhá při nízkých redoxních potenciálech (zhruba: $E_h < -250$ mV), kdy jsou již ostatní akceptory elektronů vyčerpané.

K produkci metanu je nutný sled čtyř chemických dějů:

- (a) hydrolýza polymerů na monomery, která probíhá jak v aerobním, tak i anaerobním prostředí
- (b) acidogeneze (těkavé mastné kyseliny, organické kyseliny, alkoholy, H_2 a CO_2), kterou zajišťuje fakultativně nebo striktně anaerobní mikroflóra
- (c) acetogeneze
- (d) metanogeneze (Conrad a kol. 1989; Le Mer a Roger 2001)

Metan je pak produkován podle následujících rovnic:

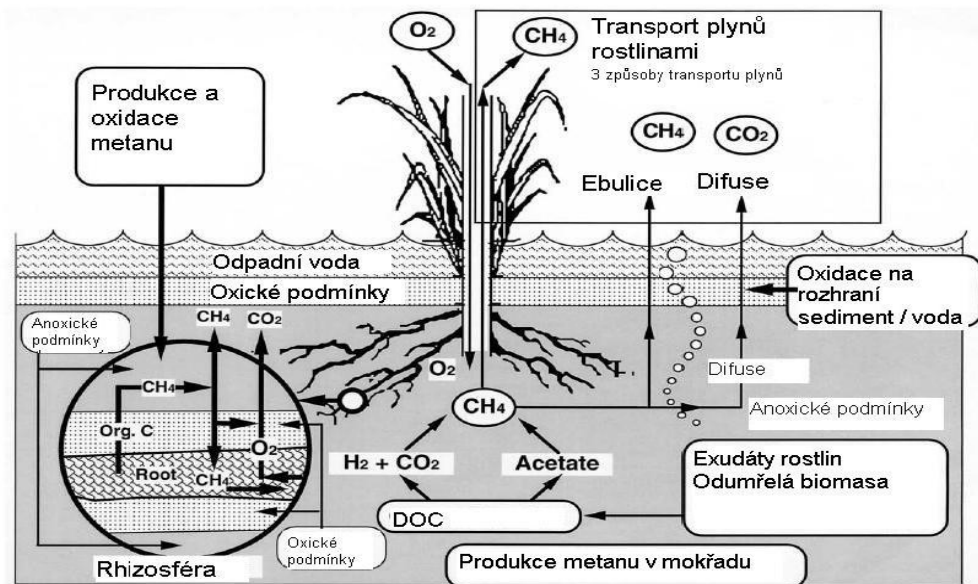


Metanogenní bakterie, které využívají produkty fermentace, jsou plně závislé na činnosti fermentativních bakterií. Nejčastěji je metanogenními bakteriemi využívána kyselina octová. Archebakterie využívající acetát produkují 2/3 metanu emitovaného z půd (Le Mer a Roger 2001).

Vyprodukovaný metan oxidují v aerobní zóně půdy metanotrofní mikroorganismy na oxid uhličitý podle Rovnice (2). Nejvíce metanotrofních organismů se vyskytuje v půdách, které jsou často zaplavené nebo vodou nasycené (rašelinné půdy, rýžová pole, ale také skládky odpadu), z důvodu dostatku metanu v těchto prostředích. Jsou schopni oxidovat až 100% vyprodukovaného metanu (Frenzel a kol. 1992; Oremland a Culbertson 1992; van Huissteden 2004). Bilance mezi produkcí a oxidací metanu je při vztažení na globální úroveň kladná (Le Mer a Roger 2001). Dochází tedy ke zvyšování koncentrace metanu v atmosféře díky lidským zásahům a činnostem (Newman 1993).

Půdy, v nichž dominují aerobními podmínky slouží jako sink metanu díky činnosti metanotrofních bakterií (Borken a kol. 2002; Phillips a Beerri 2008). Pokud koncentrace metanu v půdě překročí jistou hranici (záleží na vlastnostech dané půdy), mohou ho aktivně odvádět z půdy do atmosféry mokřadní rostliny svými aerenchymatickými pletivy. Tento transport tvoří 60 – 94 % z celkového transportu CH_4 z půdy (Stepniewski a Glinski 1988).

Procesy metanogeneze a metanotrofie jsou ovlivněny půdní vlhkostí (zaplavením), kvalitou uhlíkatého substrátu, pH, teplotou, redoxním potenciálem a typem vegetace (Keller a kol. 2005). Optimální teplotní rozpětí pro metanogenní organismy je 10 – 30°C, optimální pH 5,5 – 7,0 (Le Mer a Roger 2001). Metanotrofní mikroorganismy nejsou na pH citlivé, ale mohou být výrazně inhibované zvýšenými koncentracemi NH_4^+ v půdě (Borken a kol. 2002).



Obr. 2. Produkce a přeměny metanu v mokřadu (Le Mer a Roger 2001).

2.4 Koloběh dusíku

2.4.1 Dusík v půdě

Dusík je stejně jako uhlík biogenní prvek a vyskytuje se v půdě v mnoha organických a anorganických formách, které se neustále transformují jedna v druhou. V plynných formách se dusík v půdě vyskytuje jako N_2 , N_2O , NO , NO_2 a NH_3 . Dále se v půdě vyskytuje ve formě iontů NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- . Organicky vázaný je dusík v močovíně, aminokyselinách, aminech, purinech a pyrimidinech. Organické formy dusíku tvoří 94 – 99% veškerého dusíku v půdě, přičemž organické půdy obsahují průměrně 2x více dusíku nežli půdy minerální (Johnston 1991). Každoročně je v půdě mineralizováno pouze 1,5 – 3% organicky vázaného dusíku (Brady a Weil 2002).

2.4.2 Oxid dusný

2.4.2.1 Emise

Oxid dusný patří mezi málo reaktivní plyny, ale významně se podílí na globálním oteplování a také na poškozování ozonové vrstvy. Do atmosféry se ho uvolní každoročně asi 18 Tg, z toho 9 Tg je uvolněno z půd (IPCC 2001), hlavně denitrifikační činností mikroorganismů. Kromě toho je oxid dusný produkován ve vodním prostředí, sopečnými erupcemi a samozřejmě lidskou činností. Mezi lidské aktivity s největší produkcí oxidu dusného se řadí zemědělská činnost (IPCC 2001), která poskytuje denitrifikačním bakteriím

zdroj dusičnanů prostřednictvím hnojiv. To má za následek zvyšování emisí oxidu dusného (Kroeze a kol. 1999). Zhruba 1,3% dusíku přijatého půdou ve formě minerálních a organických hnojiv a 1% dusíku fixovaného půdou z atmosféry je emitováno zpět do atmosféry v podobě oxidu dusného (IPCC 2001).

2.4.2.2 Produkce a spotřeba N₂O v půdě

Hlavním procesem produkce oxidu dusného v půdě je denitrifikace. Téma denitrifikace se objevuje v mnoha pracích, protože touto cestou dochází ke ztrátám dusíku z ekosystému (Šimek a kol. 2002). To je problémem hlavně v zemědělských půdách. Denitrifikace způsobuje ročně ztráty 5-10% dodaného dusíku (IPCC 2001).

Jde o přeměnu dusičnanů na dusitany a dále na oxid dusný, případně až na molekulární dusík podle rovnice:



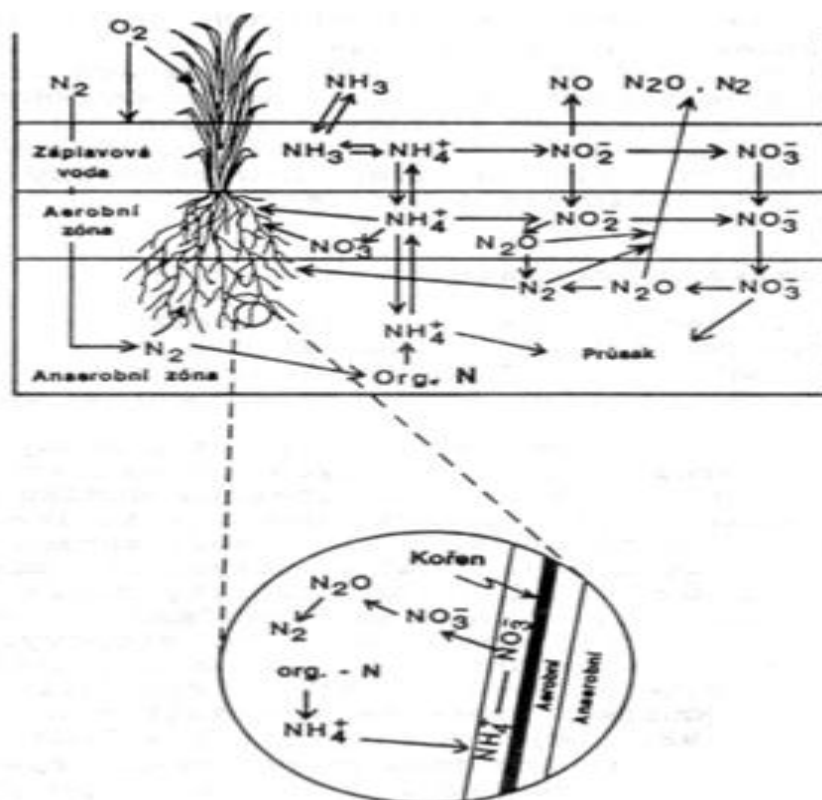
Oxidy dusíku zde figurují jako koncové akceptory elektronů při respiračním elektronovém transportu. Donorem elektronů jsou většinou organické látky, jejichž dostupnost a kvalita jsou jedním z faktorů ovlivňujících denitrifikaci (Brady a Weil 2002). Denitrifikace probíhá při anaerobních nebo anoxických podmínkách při Eh = + 100 až + 350 mV. Denitrifikace probíhá ve velmi krátké době po přechodu do redukčního prostředí, jelikož ji zajišťují fakultativně anaerobní mikroorganismy.

Emise N₂O z půdy se mění v závislosti na životním cyklu vegetace (Lamers 2007). Největší produkce oxidu dusného v půdě připadá na jarní a letní měsíce (Peterjohn a kol. 1998). V tomto období se zároveň zvyšuje teplota půdy (jako minimum se uvádí 7 °C) i množství kořenových exudátů. Oxid dusný může být produkován i v podzimním období a to díky mineralizaci dusíku, který do půdy vstupuje v podobě rostlinného opadu a odumírajících kořenů. V zimě produkce oxidu dusného klesá kvůli nízkým teplotám, které inhibují denitrifikaci (Hyde a kol. 2006). Na produkci oxidu dusného má dále vliv půdní pH, vlhkost půdy, koncentrace dusičnanů v půdě, množství a kvalita organické hmoty a textura půdy (Skiba a kol. 1998; Šimek a kol. 2002). Vlhkost je v případě mokřadů klíčový činitel (Hyde a kol. 2006; Brady a Weil 2002). Celková intenzita denitrifikace je pak výsledkem interakce všech těchto faktorů.

Méně významným procesem produkce oxidu dusného je nitrifikace probíhající podle následujících rovnic:



Oxid dusný je zde pouze vedlejším produktem a vzniká hlavně při nedostatku kyslíku (Stevenson a kol. 1998). Denitrifikace i nitrifikace mohou probíhat v půdě současně. Který proces převažuje, závisí především na vodním režimu dané lokality.



Obr.3 Biochemický cyklus přeměn dusíku v mokřadu. Zdroj: internet

2.5 Koloběh fosforu

Fosfor přijímají rostliny ve formě orthofosforečnanů H_2PO_4^- (převažuje v kyselých půdách s pH mezi 4-5,5 a HPO_4^{2-} (převažuje v zásaditých půdách) nebo ve formě jednoduchých organických sloučenin. Fosfor v organické podobě tvoří 10–50% veškerého fosforu v půdě. V alkalických půdách se fosfor vyskytuje ve sloučeninách s vápníkem, kdežto v kyselých půdách se váže na hliník nebo železo a vznikají nerozpustné sloučeniny. Nejdostupnější je tedy fosfor při pH 6 – 7. V zaplavených půdách vzniká redukční prostředí a fosfor se přeměňuje na rozpustné formy a tím se stává dostupným. Fosfor dodaný do půdy

v hnojivech je využit v průměru z 15% (Šimek 2007). Zemědělci proto půdy fosforem přehnojují. Nevyužitý fosfor je buď přeměněn na nerozpustné fosforečnany (Ca, Fe, Al) nebo je z půd vyplaven (Brady a Weil 2002). Fosfor se na rozdíl od dusíku neztrácí z půdy v plynné formě. Pokud se dostane do mokřadních ekosystémů, může způsobit expanzi řas a některých mokřadních rostlin a může dojít k „udušení“ mokřadu nebo alespoň k narušení jeho rovnováhy (Brady a Weil 2002).

2.6 Emise plynů

Z nezaplavené půdy jsou plynné sloučeniny transportované hromadným tokem, difúzí či rostlinnými pletivy. Pokud je půda zaplavena, pak se plyny z půdy do atmosféry dostávají difúzí přes vodní hladinu, ebulicí a transportem rostlinami (difúze a aktivní tok stébly).

Ebulice (vybublávání) je způsob přenosu plynů z půdy mokřadu do atmosféry zejména v mokřadech bez vegetace (Holzapfelschorch a kol. 1986). K ebulici dochází v případě, kdy je transport plynů difúzí přes vodní hladinu příliš pomalý a dojde k nahromadění plynů v půdě. V momentě, kdy koncentrace plynů překročí určitou hranici, dojde k uvolnění plynu ve formě bubliny, která projde přes vodní hladinu do atmosféry. Pokud není přítomna vegetace, tak je díky ebulici emitováno 10x více emisí oproti půdě s vegetací (Chanton a kol. 1989).

Mokřadní rostliny se na zamokření adaptovaly mimo jiné tvorbou aerenchymatických pletiv. Tato pletiva tvoří až 60% těla mokřadních rostlin, oproti 2-7% u suchozemských rostlin (Mitsch a Gosselink 2000). 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 s nižší koncentrací. Difúze plynů 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.

Výrazně rychlejším transportem plynů je aktivní tok plynů stébly rostlin. Probíhá souběžně s fotosyntézou, tzn. vyžaduje sluneční svit. Podstatou je tvorba tlakového gradientu v listech rostlin. Při fotosyntéze je kyslík transportován do podzemních (nefotosyntetizujících) částí. Důsledkem tohoto transportu je vznik mírného přetlaku plynů v půdě, který je vyrovnáván tokem plynů z půdy (mj. CO₂ a CH₄) stébly do atmosféry (Van der Nat a kol. 1998). Intenzita toku plynů dále pozitivně závisí na délce a intenzitě slunečního svitu a na teplotě (Thomas a kol. 1996).

Koncentrace skleníkových plynů v atmosféře se velmi výrazně zvýšila po průmyslové revoluci. Od roku 1750 do roku 2006 stoupla koncentrace oxidu uhličitého z 270 ppm na 381 ppm (+36%), koncentrace metanu ze 700 ppb na 1782 ppb (+155%) a koncentrace oxidu dusného z 270 ppb na 320 ppb (+19%). Doba zdržení oxidu uhličitého v atmosféře je 5 let, metanu 9 let a oxidu dusného 120 let (Teiter a Mander 2005). Skleníkové plyny se liší ve své účinnosti zadržovat teplo procházející atmosférou. Tato účinnost je vztažena k molekule oxidu uhličitého (referenční plyn), která má účinnost 1. Molekula metanu má účinnost 21x vyšší a molekula oxidu dusného 310x vyšší než má molekula oxidu uhličitého (IPCC 2001).

Nyní se ročně zvyšuje koncentrace metanu v atmosféře asi o 0,6% a koncentrace oxidu dusného asi o 0,5% (Borken a kol. 2002).

2.7 Faktory ovlivňující emise plynů

2.7.1 Hnojení

2.7.1.1 Vstup živin do ekosystému

Rozeznáváme hnojiva organická (zelené hnojení, kejda), anorganická nebo kombinovaná. Nejčastěji se v hnojivech dodává do půdy dusík a fosfor. Tyto prvky jsou ve většině ekosystémů limitující a jejich kombinací se dosáhne vyšších výnosů. Jedním z negativních vedlejších důsledků je zvýšení emisí skleníkových plynů (Keller a kol. 2005, Sarkar a Banik 1991). Dodané živiny odnímají z půdy především rostliny, dále je přeměňují a využívají půdní mikroorganismy a živočichové.

V důsledku přidavku živin do půdy rostliny zvyšují produkci biomasy (Šantrůčková a kol 2001). Tím se zvětší i množství opadu a tvorba kořenových exudátů. To vše následně znamená větší přísun organické hmoty do půdy. Vstup živin do nezemědělských ekosystémů způsobí v dlouhodobějším časovém horizontu změnu druhového složení flóry i fauny (van Oorschot 1994). Tím se změní chemické složení opadu (vliv na kvalitu půdy), chemické složení nebo množství kořenových exudátů a množství plynů transportovaných rostlinným aerenchymem do atmosféry. (Keller a kol. 2005).

Studie týkající se vlivu hnojení na mokřadní ekosystémy jsou mnohdy protichůdné (Santosh a kol. 2006). Tyto nejasnosti jsou důsledkem složitých vazeb mezi velkým množstvím procesů probíhajících v půdě.

2.7.1.2 Vliv hnojení na cyklus dusíku v půdě

Přídavek hnojiv do půdy sníží poměr C/N, popřípadě N/P a sníží se tak limitace dusíkem a fosforem. Dodaný dusík poskytuje vhodný substrát pro nitrifikační bakterie a tím vyvolává jejich zvýšenou aktivitu (Chadwick a kol. 2000). Vzniklé nitráty jsou ale náchylné k vymytí z půdy, protože se téměř neváží na půdní koloidy. Část nitrátů je při vhodných podmínkách činností denitrifikačních organismů přeměněna na oxid dusný či dusík. Zhang a kol. (2006) zaznamenal výrazný stimulující vliv dusíkatých hnojiv na produkci oxidu dusného denitrifikací. Tento efekt je ale u anorganického hnojiva krátkodobý a patrný 1-3 týdny po dodání dusíku do půdy (Hyde a kol. 2006), kdežto u organických hnojiv je efekt dlouhodobější (Jones a kol. 2005). Dále dusík průkazně zvyšuje růst rostlin a tím i tvorbu exudátů (Chu a kol. 2007; Zhang a kol. 2006).

2.7.1.3 Vliv hnojení na cyklus uhlíku v půdě

Vliv anorganických hnojiv na cyklus uhlíku je sporný. Po přidavku hnojiv klesá limitace N,P (a dalšími prvky) a obsah SOM i DOC v půdě klesá, protože se zvýší rychlost dekompozičních procesů (van Oorschot 1994; Sanchez – Martín a kol. 2008). Tento fenomén je zvláště významný pro půdy organické (Sanchez – Martín a kol. 2008). Zemědělské využívání organických půd a jejich vysoušení způsobí zvýšenou respiraci (produkci oxidu uhličitého).

Rostliny produkují díky hnojení větší množství kořenových exudátů. Roste rostlinná produkce a tím se zvyšuje produkce opadu, jehož množství převyšuje dekompozici, snižuje se koncentrace kyslíku v půdě a vzniká anaerobní prostředí (Šantrůčková a kol. 2001). To podporuje produkci metanu. Intenzivnější růst rostlin přináší kromě vyšší tvorby exudátů také intenzivnější kořenovou respiraci a do půdy je tak uvolněno více oxidu uhličitého, který je metanogenními mikroorganismy využit.

Zhang a kol. (2006) se domnívají, že na produkci metanu má vliv především vegetace. Vegetace je ale primárně ovlivněna hnojením (Zhang a kol. 2006) a také teplotou (Thomas a kol. 1996). Soudí tak z faktu, že emise metanu pozitivně korelují s životním cyklem vegetace (Zhang a kol. 2006). Keller a kol. (2005) zjistili, že celkové emise metanu, stejně jako jeho produkce či oxidace, nebyly průkazně ovlivněny změnou druhového složení vegetace. Oproti tomu emise oxidu uhličitého jsou významně ovlivněny typem vegetace a změnou druhového složení (Keller a kol. 2005) a proto je nutné vzít vždy v úvahu kosení, poškození vegetace a změnu druhového složení vegetace, které se projeví v delším časovém horizontu v rámci let a v závislosti na lokálních podmínkách pokusné plochy.

Keller a kol. (2005) a Borken (2002) uvádí shodně jako inhibující faktor oxidace metanu metanotrofními bakteriemi nadbytek NH_4^+ v půdě. Na zvýšení jeho koncentrace v půdě mají samozřejmě hnojiva pozitivní vliv. Oxidací vzniká hydroxylamin ($\text{NH}_2\text{-OH}$) a dusitany (NO_2^-). Tyto sloučeniny jsou pro metanotrofní bakterie toxické. Proces oxidace amonného iontu vyžaduje enzym monooxygenázu, která je ale nutná i k oxidaci metanu na oxid uhličitý. Při nadbytku amonného N v půdě tak může dojít k uvolnění většího množství metanu do atmosféry. Zároveň bylo ale zjištěno, že při překročení určité hranice koncentrace metanu v půdě zmizí inhibiční působení NH_4^+ na monooxygenázu a metanotrofní organismy jsou přidavkem dusíku podpořeni (Keller a kol. 2005).

Zvýšený vstup hnojiv do půdy může nepřímo ovlivnit činnost metanogenních nebo/a metanotrofních mikroorganismů (Keller a kol. 2005). Rostliny produkují více exudátů a podpoří tím metanogenní bakterie, zároveň rostliny produkují i kyslík, který umožňuje oxidaci metanu a pro metanogenní bakterie je toxický. Celkově je vliv hnojiv zvláště na produkci metanu nejednoznačný (Zhang a kol. 2006). Část autorů prokázala zvýšení emisí metanu po přidávku hnojiv (Banik a kol. 1996), jiní autoři zaznamenali snížení emisí metanu po přidávku hnojiv (Xu a kol. 2004) a jiní přisuzují důležitější roli půdní vlhkosti, koncentraci kyslíku a vlivu vegetace (Keller a kol. 2005). Při studiu vlivu hnojiv na produkci metanu se musí zohlednit klimatické faktory a půdní charakteristiky.

2.7.2 Teplota

Emise skleníkových plynů souvisí úzce s životním cyklem vegetace (Thomas a kol. 1996) a s aktivitou půdních mikroorganismů. Oba tyto procesy jsou zase závislé na teplotě. Teplota půdy významně ovlivňuje fyzikální, biologické i chemické procesy v půdě (Brady a Weil 2002). Během letních měsíců dochází ke kulminaci emisí (Zhang a kol. 2006, Crill a kol. 1994; Hyde a kol. 2006), protože se zvyšuje teplota vzduchu i půdy (Crill a kol. 1994). Podle provedených měření v terénu i v laboratoři klesá účinnost oxidace metanu a činnost denitrifikačních bakterií při teplotě $< 10^\circ\text{C}$ (Crill a kol. 1994, Brady a Weil 2002).

Thomas a kol. (1996) zaznamenali vliv teploty na emise metanu a oxidu uhličitého během dne. Šlo výhradně o emise zprostředkované rostlinami. Nejvyšší emise metanu naměřil kolem 12:00, naopak nejvyšší emise oxidu uhličitého naměřil kolem 21:00 (Thomas a kol. 1996). U oxidu uhličitého způsobila nárůst emisí rostlinná respirace, kdežto u metanu není zcela jasné, proč bylo maximum naměřeno právě v této části dne.

2.7.3 Půdní vlhkost

V mokřadních ekosystémech je půdní vlhkost, popřípadě hladina spodní vody určujícím faktorem všech fyzikálních, chemických i biologických pochodů (Brady a Weil 2002). Hydrologický režim spolu s charakteristikami půdy určuje emise skleníkových plynů z mokřadního ekosystému (Philips a Beerli 2008). Anaerobní prostředí podporuje činnost metanogenních a denitrifikačních bakterií, snižuje se oxidačně redukční potenciál a pH půd se během zaplavení přibližuje neutrálním hodnotám (Teiter a Mander 2005; Hyde a kol. 2006; Brady a Weil 2002; Zhang a kol. 2006). Vzhledem ke struktuře půdy vznikají i během zaplavení oxické kapsy, které jsou rozeznatelné podle hnědé barvy a obsahují oxidované formy prvků (NO_3^- , Mn^{4+} , Fe^{3+} , SO_4^{2-}).

Anaerobní podmínky se vyskytují v půdních agregátech již o průměru 3 mm (Fenchel a Finlay 1995), čímž je vytvořeno prostředí pro organismy s anaerobním metabolismem i při dostatečné koncentraci kyslíku v půdě.

V případě vysušení a tím provzdušnění se půda stává sinkem metanu, který je zde oxidován na oxid uhličitý.

Půdy vystavené nárazovým krátkodobým záplavám získávají touto cestou živiny, takže jejich primární produkce je vysoká. Zároveň je vodou odplavena část organického materiálu. Půdy vystavené dlouhodobému zaplavení vyčerpají rychle dostupné živiny a kyslík a jejich primární produkce je nízká, zároveň nejsou ochuzeny o taková množství organické hmoty (Mitsch a Gosselink 2000).

2.7.4 Vegetace

Vegetace je hlavním producentem oxidu uhličitého. K celkovým emisím oxidu uhličitého přispívá svou celkovou cca ze 2/3. Vzhledem k faktu, hnojiva zvyšují rostlinou biomasu, jsou rostliny rozhodujícím producentem oxidu uhličitého.

Vliv kořenových exudátů je znatelný hlavně v první polovině vegetační sezony, kdy rostliny vykazují nejvyšší růstovou rychlost a tvoří semena (Zhang a kol. 2006). Rostliny do rhizosféry uvolňují také kyslík a vytvářejí v okolí kořene aerobní prostředí, čímž umožňují například oxidaci metanu na oxid uhličitý a inhibují činnost organismů vyžadujících anaerobní prostředí (Van der Nat a kol. 1998; Thomas a kol. 1996).

2.7.5 Půdní reakce (pH)

Aciditu půdy zvyšují děje produkující vodíkový kation (H^+). Mezi tyto děje patří nitrifikace, produkce oxidu uhličitého, oxidace síry a železa, fixace molekulárního dusíku, příjem kationtů kořeny rostlin. Naopak redukce síry a železa, příjem aniontů kořeny rostlin a atmosférické depozice Ca a Mg pH půdy zvyšují (Brady a Weil 2002).

Citlivost jednotlivých metabolických drah na hodnoty pH je variabilní. Velmi citlivá je nitrifikace. Optimální pH pro autotrofní nitrifikaci je 7-9. Při $pH < 4$ se většinou nitrifikace zastavuje. Heterotrofní nitrifikace není na pH tak citlivá a může probíhat i při nižším pH a tím zastoupit do jisté míry autotrofní způsob produkce nitrátů. Pro denitrifikaci je optimální $pH = 7-8$. Tento obecně přijímaný fakt zpochybňuje ve své práci Šimek a kol. (2002), kteří zjistili, že rychlost denitrifikace může být vysoká i při $pH=4$. Denitrifikátoři jsou tedy schopní se v dostatečně dlouhém čase přizpůsobit danému pH. Dále je známo, že při $pH < 5$ je hlavním produktem denitrifikace N_2O , kdežto při $pH > 5$ je hlavním produktem N_2 (Brady a Weil 2002). Šimek a kol. (2002) ale zdůrazňují, že tato hranice není absolutní a záleží na přirozeném pH dané půdy. Ve své práci zjistili, že hlavním produktem denitrifikace byl oxid dusný a to až do $pH=7$. Heterotrofní metanogeneze nejintenzivněji probíhá v rozmezí $pH 6,7 - 7,6$. Stejně tak pro rostliny je pH v neutrální oblasti nejprůzračnější. Při neutrálním pH jsou dobře dostupné živiny a zároveň jsou toxické prvky imobilizované (např. Al) (Brady a Weil 2002).

3 METODIKA

3.1 Popis lokalit

Studované lokality se nacházejí v Třeboňské pánvi v CHKO Třeboňsko a patří do okresu Jindřichův Hradec. Jde o podmáčené louky, které se označují také jako „mokrý louky“. Anglický výraz pro tento typ ekosystému je „wet meadows“. Konkrétně se jedná o tyto lokality: Hamr (HM) a Zábłatské louky (ZL). Pozice lokalit je zakreslena na Obrázku 4.

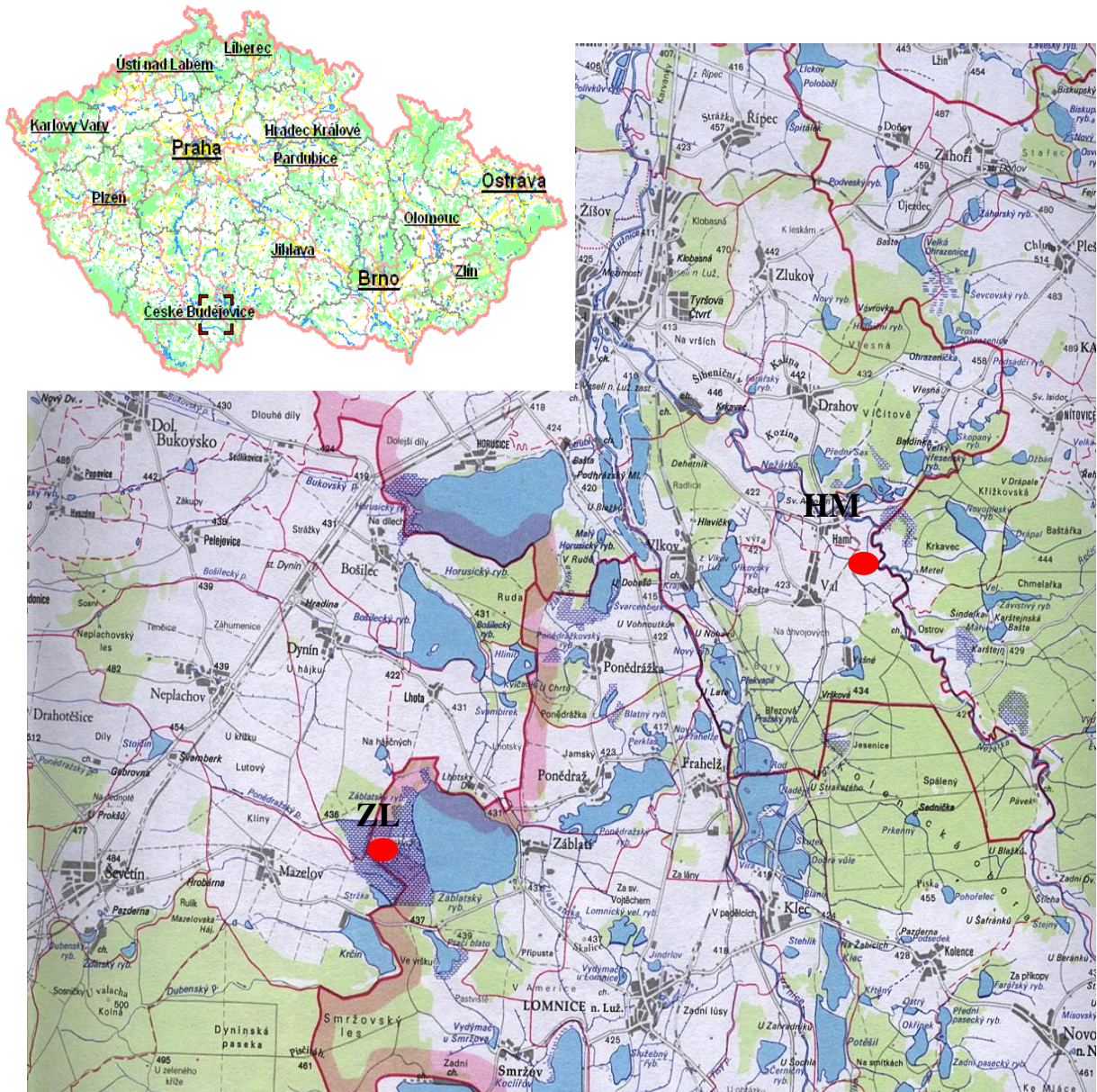
3.1.1 Hamr (HM)

Tato podmáčená louka se nachází jihovýchodně od obce Hamr. Plocha je pravidelně kosena. V roce 2007 byla kosena dvakrát (8.6. a 19.10.) a hnojena (v rámci prováděných studií) také dvakrát (7.5. a 18.7.). V roce 2006 byla plocha hnojena jednou. Podle katalogu biotopů ČR (Chytrý a kol. 2001) se jedná o biotop M1.7 – vegetace vysokých ostřic s průvodními druhy litorálních rákosin. Plocha reprezentuje relativně sušší typ porostů s přechodem k vlhkým pcháčovým loukám. Vegetace je druhově ochuzená, nejspíše vlivem eutrofizace (kejdování) v minulosti (Albrecht 2003).

3.1.2 Zábłatské louky (ZL)

Oblast Zábłatských luk byla v roce 1994 vyhlášena Správou CHKO Třeboňsko jako přírodní rezervace (ZCHÚ kód 1709). Předmětem ochrany je rozsáhlý komplex vlhkomilné luční a mokřadní vegetace - jeden z největších na Třeboňsku. Vodní plocha Zábłatského rybníka zde zvolna přechází z rákosových a zblochanových porostů v rozlehlé rašelinné louky každoročně kosené jen na sušších místech, přičemž plocha obhospodařovaných míst není stálá. Vodní režim luk závisí především na výšce hladiny rybníka a z části také na existenci vývěřů podzemní vody. V 70. a 80. letech 20. století byla společenstva luk značně poškozena nadměrnou aplikací prasečí kejdy (Albrecht 2003). Dnes je zde jakékoliv hnojení vyloučeno a dochází k postupnému zlepšování stavu. Kosení probíhá jednou do roka a biomasa je odvážena mimo území rezervace. Lokalita byla v roce 2007 kosena jednou (15.6.) a hnojena dvakrát (7.5. a 18.7.). V roce 2006 byla plocha hnojena jednou.

Vegetace pokusné plochy je tvořena společenstvy vysokých ostřic (Chytrý a kol. 2001) v mozaice s lučními druhy zanedbaných bezkolencových luk (T1.9). Ruderální druhy chybí



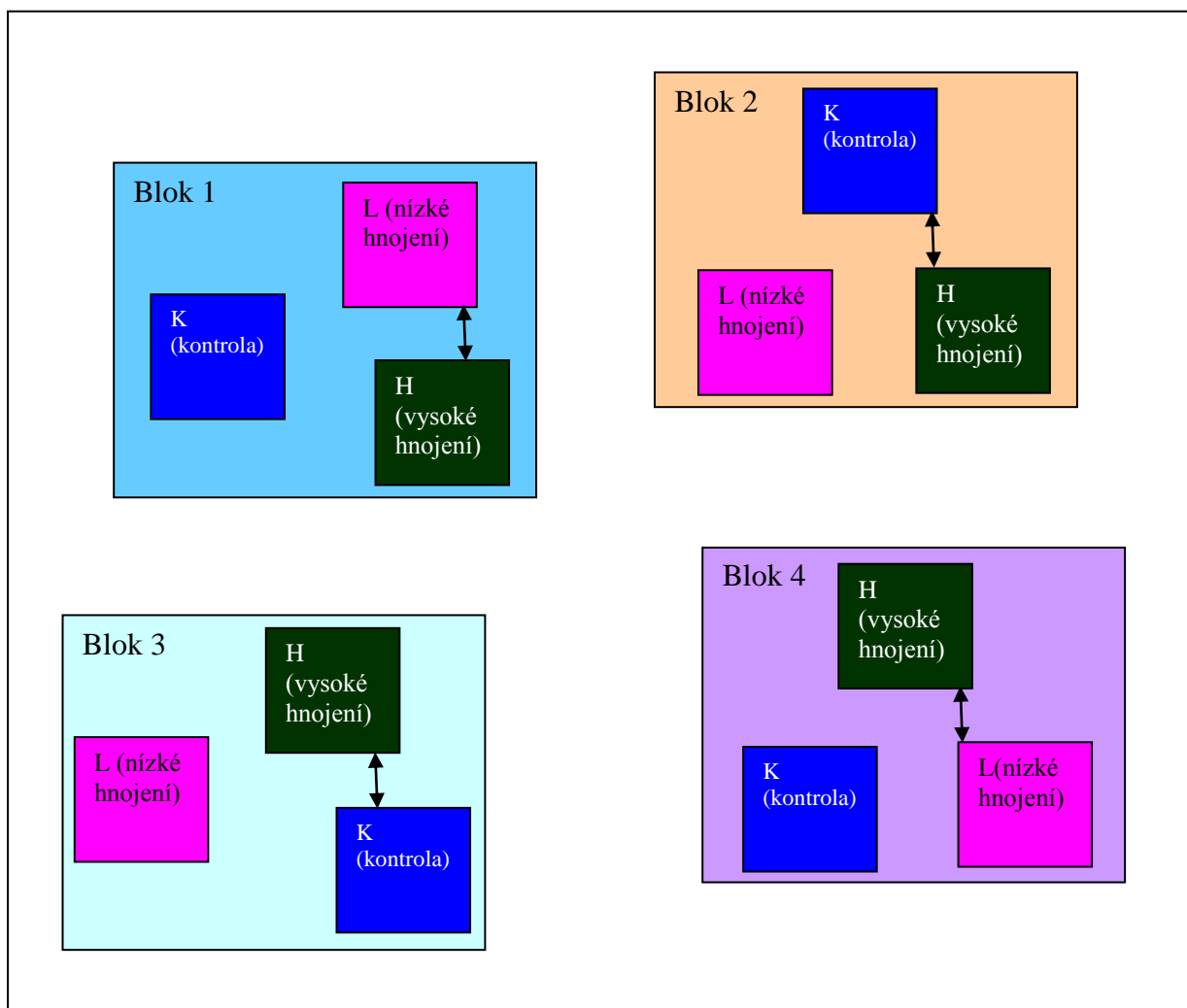
Obr.4 Poloha studovaných lokalit na mapě Třeboňska (upraveno dle Gerátové (2007)).

Lokalita	HM	ZL
Nadmořská výška [m n.m.]	415	426
Zeměpisná šířka (severní)	49° 09'	49° 06'
Zeměpisná délka (východní)	14° 46'	14° 39'
Objemová hmotnost [g.cm ⁻³]	0,52 ± 0,04	0,21 ± 0,02
Obsah org. hmoty [%]	20 ± 2	42 ± 9
Obsah celk. C [%]	10 ± 1,7	22 ± 2,3
Obsah celk. N [%]	0,7 ± 0,1	1,2 ± 0,09
Poměr C/N	14,6	18,7
Obsah jíł. částic [%]	12,5	22,5
Obsah písku [%]	15	0
Půdní druh	prachovitá hlína	prachovitá hlína
Kategorizace půd podle trofie	eutrofní/mezotrofní	oligotrofní/mezotrofní
Kategorizace půd podle SOM	minerální	organická
Dominantní druhy vegetačního pokryvu:	<i>Glyceria maxima</i> <i>Carex gracilis</i>	<i>Carex gracilis</i> <i>Carex vesicaria</i>
Management lokality	kosená	kosená

Tab. 1 Vybrané charakteristiky sledovaných lokalit. Upraveno podle Misařové (2005) a Macha (2007). Zeměpisné souřadnice byly získány ze systému WGS 84.

3.2 Uspořádání experimentu

Na každé lokalitě byly vytyčeny 4 bloky. V rámci každého bloku byly vytyčeny 3 menší plochy - varianty. Kontrolní varianta (K), varianta s nízkou dávkou hnojení (L) a varianta s vysokou dávkou hnojení (H). Každá varianta měla tedy na každé lokalitě 4 tzv. pravá opakování. Rozměry variant byly 3,5 x 3,5 m. Mezi variantami byla ve všech případech zachována pufrační zóna nejméně 1,5 m, aby nedošlo ke kontaminaci přidávaným hnojivem. Uspořádání je schématicky zobrazeno na Obrázku 5.



Obr. 5. Uspořádání pokusných ploch. Černá šipka vyznačuje pufrací zónu.

Použito bylo hnojivo NPK 15-15-15 (Lovofert, Lovochemie). Dusík v podobě NO_3 (43%) a NH_4 (57%), fosfor jako ve vodě rozpustný P_2O_5 a draslík jako K_2O . Hnojivo bylo aplikováno jako vodný roztok. Lokality byly během sezony pohnojeny dvakrát (7.5. a 18.7.). Dávky hnojení byly následující:

- kontrola (K): půda byla pouze ovlhčena vodou
- nízká dávka (L): $65 \text{ kg NPK} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$
- vysoká dávka (H): $300 \text{ kg NPK} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$

3.3 Měření klimatických podmínek

Data jsem převzala z databáze ČHMÚ. Data byla získána ze třech terénních stanic. Denní úhrny srážek z terénní stanice Mazelov, denní průměrné teploty vzduchu (měřeno ve výšce 2 metry, ve stínu) z terénní stanice Borkovice a údaje o průměrné denní teplotě půdy v hloubce 5 cm (měřeno pod travnatým terénem) z terénní stanice v Českých Budějovicích.

Hladina podzemní vody byla měřena pomocí zařízení STELA - polní dataloger M4516 a GSM/GPRS modem MG40 + tlakové čidlo na měření vodní hladiny.

3.4 Odběry vzorků

3.4.1 Odběry plynů

Odběry byly prováděné během vegetační sezóny 2007. Od května 2007 do října 2007. Odběry byly provedeny v tyto dny: 7.5.; 15.5.; 5.6.; 20.6. (měření denního průběhu, pouze na lokalitě Hamr); 19.7.; 7.9.; 2.10.; 21.10.



Foto 2. Vlevo kompletní odběrová komora, vpravo žlábek komory.

K odběru vzorků plynů byla použita tzv. static chamber method (Denmead a Raupad 1993). Odběrové komory jsou zobrazeny na Fotografii 2. Komory jsou složeny z vrchní části v podobě plastové nádoby o objemu 30 l a ze spodní části se žlábkem.

Průměr vnitřní kruhové části je 33,4 cm. Plocha pro odběr plynů je tedy 875,7 cm². Ve dně odběrové nádoby byl vyvrtán otvor o průměru 0,5 cm, do kterého bylo vtačeno gumové septum, přes které se injekční stříkačkou odebíraly vzorky plynů.

Odběr plynů byl prováděn následovně. Žlábek komory byl naplněn vodou. Poté byly spodky komor přiklopeny nádobou. V případě slunečního počasí byly komory ještě přikryty alumatkami, aby nedošlo k přehřátí.

Vzorky plynů byly odebrané v čase T_0 a T_{30} (Allen a kol. 2007). Před každým odběrem v čase T_{30} byl vzduch v komoře promíchán pomocí plastové nádoby o objemu 1000 ml, aby nedošlo ke zkreslení výsledků díky rozdílné koncentraci plynů v rámci vertikálního rozvrstvení uvnitř komory. Plyny byly odebírané injekční stříkačkou a ihned byly stříknuty do vzduchotěsných zkumavek o objemu 12 ml. V těchto zkumavkách byly přepravené do laboratoře. Vzorky plynů byly analyzovány do 48 hodin od odběru. V tomto časovém intervalu nedocházelo k úniku plynů ze zkumavek, což jsem v laboratoři ověřovala opakovaně pro všechny tři sledované plyny ještě před zahájením odběrů in situ.

Zkumavky použité pro uchování plynných vzorků byly před použitím in situ propláchnuté v laboratoři heliem. Před každým vpíchnutím plynného vzorku odebraného in situ bylo helium ze zkumavky odsáto.

Vzorky pro zjištění denního průběhu byly odebírány na lokalitě Hamr (20.6.). Byly vybrány dvě varianty s vysokou dávkou hnojení. 1. odběr začal v 9:00 přiklopením obou komor. Přiklopení trvalo 60 minut. Poté byly odebrány vzorky a komora odklopena na cca 10 vteřin, aby se zde nehromadily plynné složky. Poté byla komora opět na hodinu zaklopena a takto se cyklus opakoval po celých 24 hodin.

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

$$f = ((\Delta c * V) / S) * (1/t) * 1000 / 22,4 \text{ [mmol.m}^{-2}.h^{-1}]$$

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

t [h].....doba inkubace

S [m²].....plocha, ze které byly emise zachycovány do komory ($S = 875,7 \text{ cm}^2$)

V [l].....objem odběrové komory ($V = 30 \text{ l}$)

1000/22,4.....převod na mmol

3.4.2 Odběry půdních vzorků

Vzorky půdy byly odebrány 3x během sezóny roku 2007 (15.5., 24.7 a 10.10.). Na každé lokalitě byla půda odebrána z hloubky 5-20 cm. Z každé plošky bylo odebráno 10 monolitů a z nich byl pro každou variantu zvlášť vytvořen směsný vzorek. Po odběru byly vzorky půd homogenizovány přes síto s průměrem ok 4 mm. Vzorky byly poté uloženy v polyethylenových sáčkách do chladicího boxu a při teplotě 5°C skladovány 3 týdny.

3.5 Analýza plynů

Vždy jsem do 5 zkumavek nastříkla 12 ml standardu o koncentracích 1000 ppm CO₂, 100 ppm CH₄ a 11 ppm N₂O a dále jsem do 5 zkumavek stříkla venkovní vzduch. Na tyto koncentrace jsem kalibrovala přístroje.

Koncentrace oxidu uhličitého jsem měřila na plynovém chromatografu Hewlett Packard 6850 Series GC System (Agilent Technologies, USA) se semikapilární kolonou HP-Plot Q 0,53 mm x 15 m s molekulovým sítem 5A 0,53 mm x 15m 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 metanu jsem použila 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 oxidu dusného jsem použila plynový chromatograf Hewlett Packard 6890 Network GC System (Agilent Technologies, USA) se semikapilární kolonou HP Plot Q 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 % CH₄).

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

3.6 Stanovení aktivity denitrifikačních enzymů (DEA)

Metoda DEA využívá inhibici redukce N₂O na N₂ vhodnou koncentrací acetylénu. Řádově 10% objemových. Oxid dusný je tak jediným produktem denitrifikace a je, na rozdíl od dusíku, snadno kvantitativně stanovitelný plynovou chromatografií.

Příprava vzorků probíhá následovně. Do 120 ml NTS láhvi se naváží 25g půdy ve třech opakováních, která jsou nutná kvůli vysoké variabilitě naměřených koncentrací oxidu dusného. Poté se vzorky v NTS láhvích uzavřou pryžovou zátkou a nechají se vytemperovat (1 hodina při teplotě 23°C).

Do vytemperovaných vzorků se přidá 25 ml optimalizačního roztoku (50 mg KNO₃/500 ml a 100 mg glukózy/500 ml). Vzorek se neprodyšně uzavře. Poté se vzorky propláchnou heliem, aby byl vypuzen všechen kyslík. Profoukává se 3-4 minuty průtokem 850ml/min.

Průtok byl měřen digitálním průtokoměrem Agilent Optiflow 420 (Agilent Technologies, USA). Na konci profoukávání se ve vzorku vytvoří mírný přetlak. Dále se přidá 10 ml acetylenu a přetlak ve vzorku se vyrovná vybubláním do vody. Vzorek se následně umístí na třepačku (160 otáček/min).

Z NTS láhvi byla odebrána atmosféra po 30 a 60 minutách pomocí stříkačky o objemu 2 ml. Stříkačka byla vždy před odběrem propláchnuta atmosférou měřeného vzorku.

Aktivitu denitrifikačních enzymů (DEA) jsem vypočítala z následujících vztahů:

$$G = \frac{(c_{N_2O(60min.)} - c_{N_2O(30min.)}) * V_g}{1000} \quad [\mu l N_2O]$$

$$L = 0,544 * G * V_l / V_g \quad [\mu l N_2O]$$

$$T = (G + L) * 2 / (\text{navážka} * \text{sušina}) \quad [\mu l N_2O g^{-1} h^{-1}]$$

$$DEA = T / 22,4 * 28 * 1000 \quad [ng N-N_2O g^{-1} h^{-1}]$$

G	koncentrace N ₂ O v plynné fázi (G)
L	koncentrace N ₂ O v kapalně fázi
0,544	koeficient rozpustnosti dle Bunsena
T	celkový objem N ₂ O uvolněný jedním gramem suchého vzorku půdy za hodinu
DEA	aktivita denitrifikačních enzymů
22,4	objem 1 mol ideálního plynu – přepočít na μmol N ₂ O
28	molární hmotnost N ₂ v molekule N ₂ O – přepočít na μg N-N ₂ O
V_g	plynný objem (ml)
V_l	objem kapaliny (ml)

3.7 Vyhodnocení dat

Ke grafickému vyhodnocení dat jsem použila program Microsoft Office Excel XP. Tento program jsem zároveň použila k výpočtům průměrů a směrodatných odchylek.

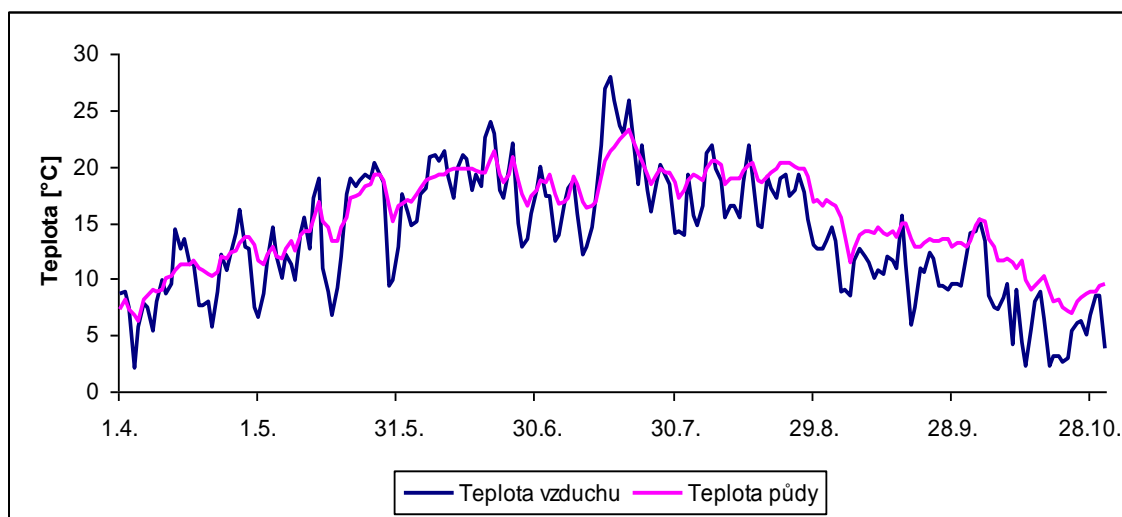
Statistické vyhodnocení jsem provedla v programu STATISTICA 7.1. Hodnoty byly testované na 5% hladině významnosti. Použila jsem test Repeated measure ANOVA a následně Tukey HSD test pro mnohonásobné porovnání pro analýzu emisí oxidu uhličitého během vegetační sezóny a pro analýzu nadzemní biomasy během vegetační sezony. Pro hodnocení půdních charakteristik byla použita jednocestná ANOVA.

4 VÝSLEDKY

4.1 Základní klimatické podmínky

Nejteplejším měsícem byl červenec s průměrnou denní teplotou vzduchu 18,6 °C a s průměrnou denní teplotou půdy 18,9 °C (Tabulka 2). Nejvyšší denní teplota vzduchu (26,9 °C) i půdy (23,2 °C) byla naměřena také v červenci (Obrázek 6). Nejchladnějším měsícem byl říjen s průměrnou denní teplotou vzduchu 7,2 °C a s průměrnou denní teplotou půdy 10,4 °C. Největší měsíční úhrn srážek byl v září (171 mm) (Tabulka 2). Nejvyšší denní úhrn srážek byl zaznamenán 6.9. a to 68 mm (Obrázek 7).

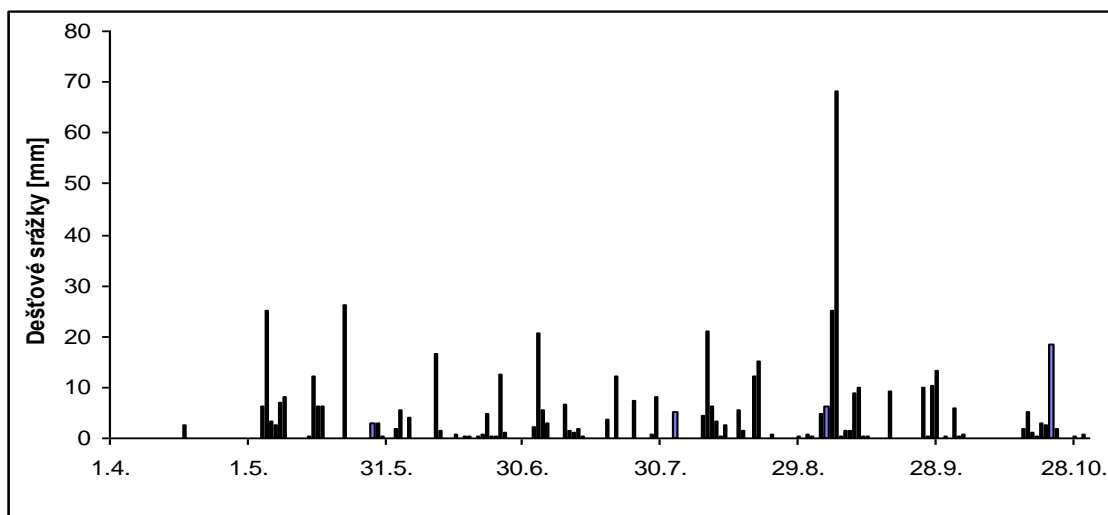
Hladina podzemní vody byla na Lokalitě Hamr během sledovaného období pod povrchem půdy (Obrázek 8). Na lokalitě Zábłatské louky vystoupala voda nad povrch od 8.9. do 14.9. a od 25.9. až do konce vegetační sezony se udržela nad povrchem (Obrázek 9). Vodní hladina byla v těchto dvou časových úsecích v průměru 46 mm nad povrchem půdy.



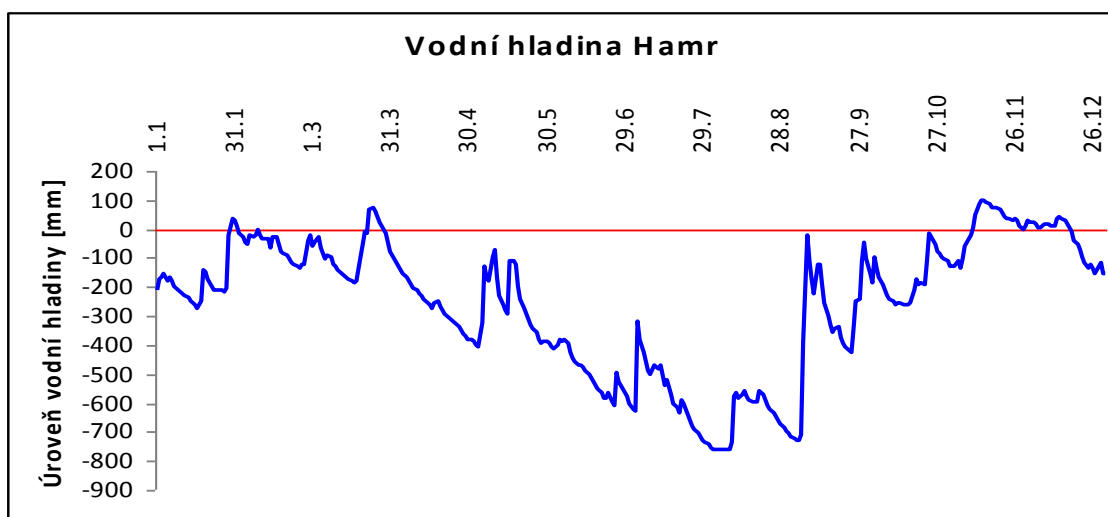
Obr. 6. Průměrné denní teploty vzduchu a půdy. Uvedené hodnoty průměrných denních teplot vzduchu jsou převzaty z meteorologické stanice ČHMÚ v Českých Budějovicích.

Měsíc	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.
Měsíční úhrn srážek [mm]	2,5	109,6	51,9	74,3	79,2	171	42,7
Průměrná teplota vzduch/půda [°C]	9,6/10,4	13,7/14,9	18,6/18,9	18,8/19,3	17,2/19,1	10,8/14	7,2/10,4

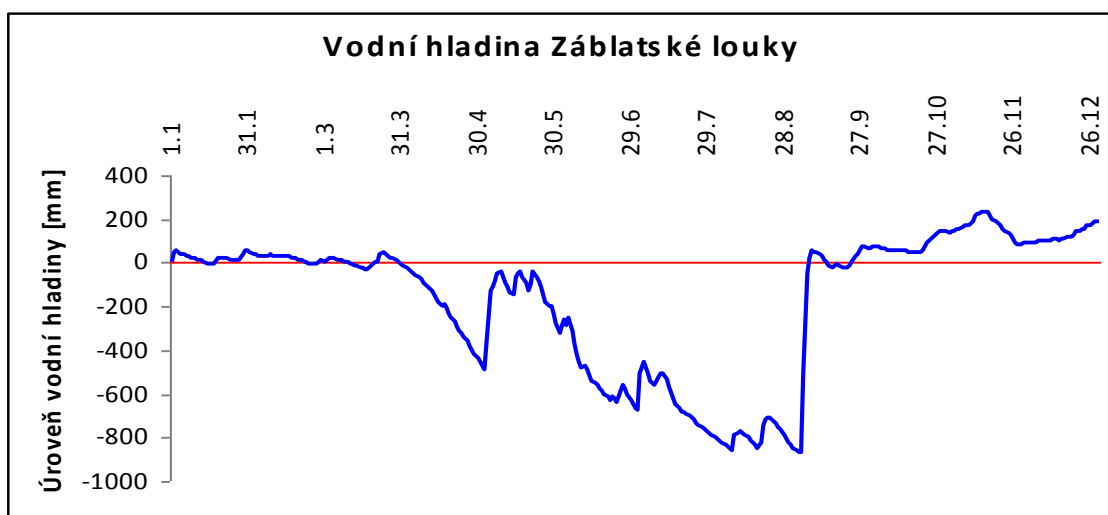
Tab. 2. Měsíční úhrny srážek a průměrné teploty vzduchu a půdy od dubna do října 2007. Údaje jsou převzaty z meteorologické stanice ČHMU v Českých Budějovicích



Obr. 7. Průběh denních úhrnů dešťových srážek od dubna do října 2007. Data jsou převzata z meteorologické stanice ČHMÚ v Mazelově.



Obr. 8. Průběh vodní hladiny v období leden až prosinec 2007 na lokalitě Hamr. Data jsou průměry za daný den.



Obr. 9. Průběh výšky vodní hladiny v období leden až prosinec 2007 na lokalitě Zábłatské louky. Data jsou průměry za daný den.

4.2 Půdní charakteristiky

pH se v rámci lokality během vegetační sezony nelišilo. Rozdíly v celkovém fosforu jsou průkazné mezi lokalitami ($df=1$; $F=41$; $p<0,001$), ale ne mezi variantami (Tabulka 3).

Plocha/Varianta	pH/H ₂ O	C _{dost} [μ gC/]	P _{tot} [mg/g]
HM/K	4,89 \pm 0,12	162,2 \pm 20,8 ^a	1,39 \pm 0,16 ^a
HM/L	4,88 \pm 0,10	160,6 \pm 42 ^a	1,62 \pm 0,29 ^a
HM/H	4,91 \pm 0,12	178,8 \pm 52,7 ^a	1,53 \pm 0,11 ^a
ZL/K	5,10 \pm 0,10	335,2 \pm 29,8 ^b	1,86 \pm 0,14 ^b
ZL/L	5,12 \pm 0,12	369,3 \pm 42,9 ^b	1,9 \pm 0,18 ^b
ZL/H	5,12 \pm 0,07	411,4 \pm 58,5 ^b	2,03 \pm 0,12 ^b

Tab. 3. Průměrné hodnoty pH_{H₂O} a dostupného uhlíku na obou lokalitách (K – kontrola, L – nízká dávka hnojení, H – vysoká dávka hnojení). Uvedené hodnoty jsou průměry a směrodatné odchylky z 12 hodnot ze 3 odběrů během roku 2007 (20.5., 24.7. a 10.10.). Data převzata od Evy Kaštovské.

Před zahájením pokusu nebyly zjištěny rozdíly v základních půdních charakteristikách v rámci jednotlivých pokusných variant (Tabulka 4). Pokud jsou rozdíly v charakteristikách průkazné, pak jenom mezi lokalitami (písmena a/b).

	C _{org} [ugC/g]	C _{mic} [ugC/g]	C _{tot} %	N _{tot} %	N _{mic} [ugN/g]	NO ₃ ⁻ [ugN/g]	NH ₄ ⁺ [ugN/g]	C _{mineralizace} [ug C/g ⁻¹ h ⁻¹]
ZL/K	270,9 ^a ±26,7	1842,5 ^a ±242,4	22,15 ^a ±2,2	1,17 ^a ±0,11	101,9 ^a ±17	5,1 ^a ±1	2,9 ^a ±1,3	1,5 ^a ±0,2
ZL/L	283,3 ^a ±12	1963,7 ^a ±265,1	22,52 ^a ±2,19	1,19 ^a ±0,07	116 ^a ±25,1	4,3 ^a ±0,7	2,7 ^a ±1	1,5 ^a ±0,1
ZL/H	285,3 ^a ±30,1	2005,1 ^a ±214	22,56 ^a ±2,34	1,23 ^a ±0,06	129,7 ^a ±25,7	5,8 ^a ±0,9	2,5 ^a ±0,8	1,7 ^a ±0,2
HM/K	145,9 ^b ±8,7	1928,1 ^a ±441	9,97 ^b ±1,99	0,67 ^b ±0,11	142 ^b ±34,8	12,5 ^b ±1,8	2,5 ^a ±1	1,4 ^a ±0,2
HM/L	142,7 ^b ±9,3	1781,1 ^a ±141,5	9,28 ^b ±0,98	0,62 ^b ±0,04	155,8 ^b ±20,9	9,6 ^b ±0,8	3,1 ^a ±1,5	1,2 ^a ±0,2
HM/H	141,8 ^b ±10,4	1901 ^a ±248,4	10,53 ^b ±1,22	0,72 ^b ±0,09	153,3 ^b ±23,7	13,34 ^b ±1,6	2 ^a ±0,4	1,5 ^a ±0,2

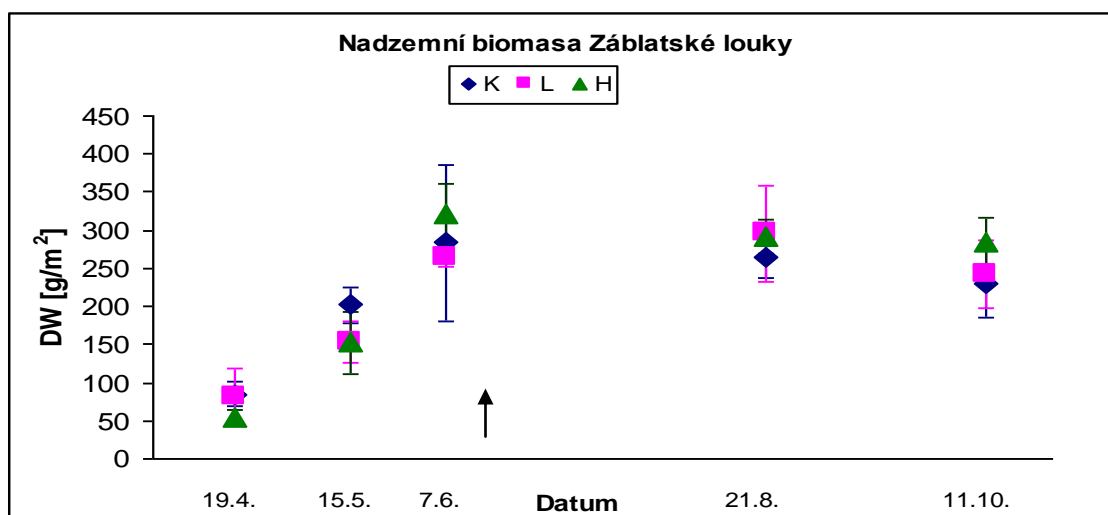
Tab. 4. Půdní charakteristiky získané ze směsných půdních vzorků. Údaje jsou průměry a směrodatné odchylky ze 4 hodnot z jednoho odběru ze začátku vegetační sezony roku 2006 (30.5.). Data převzata od Evy Kaštovské a Tomáše Picka.

4.3 Vegetace

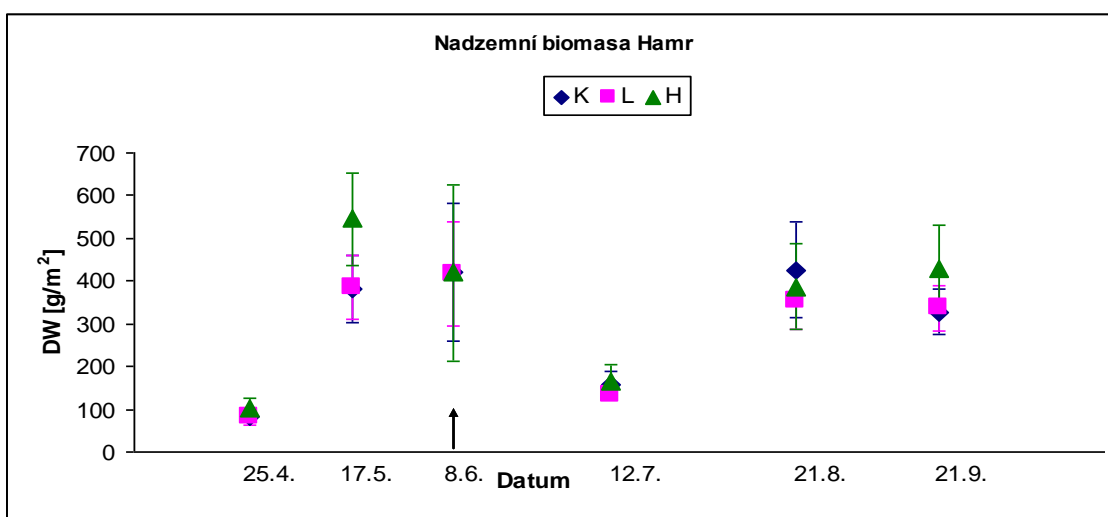
V nadzemní rostlinné biomase se průkazně liší lokality (df=1; F=61,86; p<0,005), přičemž lokalita Hamr má biomasu vyšší (Obrázek 10 a 11). Hnojení nemělo na nadzemní biomasu průkazný vliv. Na lokalitě Hamr je patrný pokles nadzemní biomasy, který byl způsoben předešlým kosením lokality (Obrázek 11).

	Poměr nadzemní produkce/ podzemní produkce	Celková rostlinná produkce [g sušiny*m ⁻² *r ⁻¹]
Záblatské louky		
Kontrola (K)	1,76	1153
Nízká dávka hnojení (L)	1,97	1165
Vysoká dávka hnojení (H)	2,82	1107
Hamr		
Kontrola (K)	3,59	1321
Nízká dávka hnojení (L)	2,71	1213
Vysoká dávka hnojení (H)	4,26	1484

Tab. 5. Charakteristiky vegetace. Data pocházejí z jednoho odběru. Uvedeny jsou průměry ze 3 hodnot.



Obr. 10. Nadzemní rostlinná biomasa na lokalitě Zábłatské louky během roku 2007 s průměry a směrodatnými odchylkami. Černá šipka značí datum kosení (15.6.). K (kontrolní varianta), L (nízká dávka NPK hnojiva) a H (vysoká dávka NPK hnojiva).



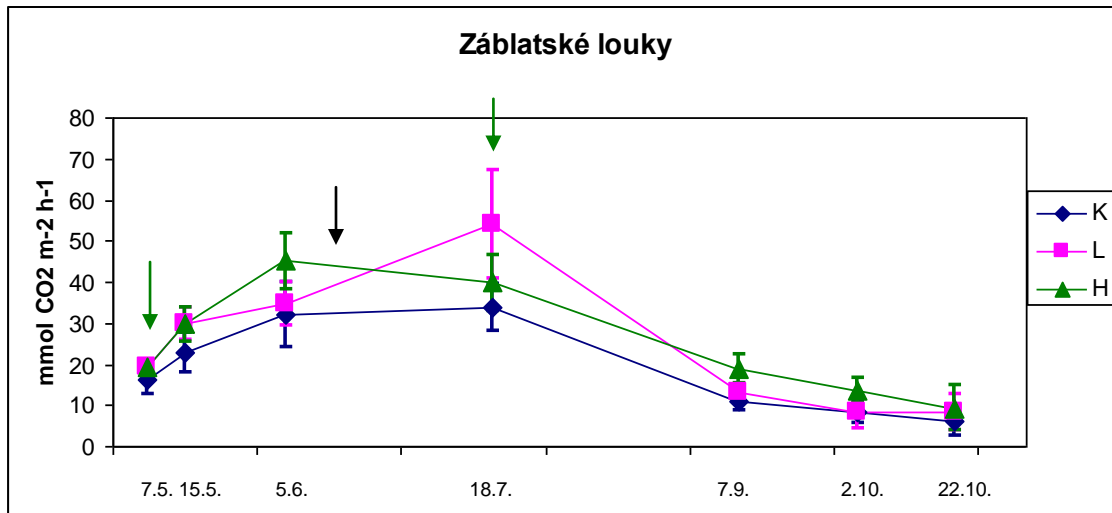
Obr. 11. Nadzemní rostlinná biomasa na lokalitě Zábłatské louky během roku 2007 s průměry a směrodatnými odchylkami. Černá šipka značí datum kosení (8.6.). K (kontrolní varianta), L (nízká dávka NPK hnojiva) a H (vysoká dávka NPK hnojiva).

4.4 Emise plynů

4.4.1 Sezónní průběh

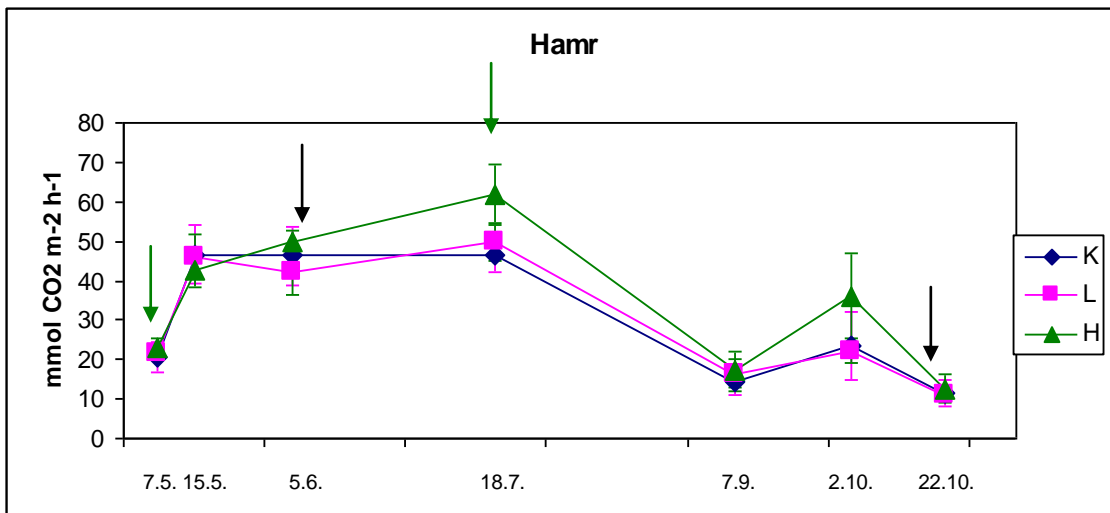
Nejvyšší hodnota emisí na Zábłatských loukách byla naměřena u varianty L při odběru 18.7., a to $54 \text{ mmol CO}_2\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$. Nejnižší hodnota na Zábłatských loukách byla naměřena u varianty K při odběru 2.10., a to $8,2 \text{ mmol CO}_2\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$. Emise oxidu uhličitého dosáhly

maxima u varianty H ($45 \text{ mmol CO}_2\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$) v červnovém odběru a u varianty L ($54 \text{ mmol CO}_2\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$) a K ($34 \text{ mmol CO}_2\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$) v červencovém odběru.



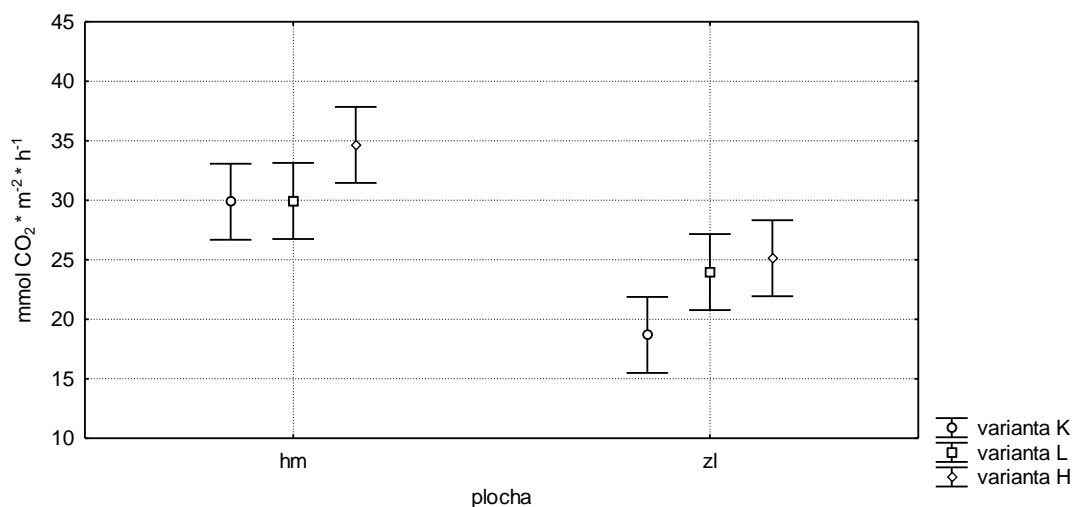
Obr. 12. Průběh emisí oxidu uhličitého z půdy kontrolní varianty (K), varianty hnojené nízkou dávkou NPK (L) a varianty hnojené vysokou dávkou NPK (H) [$\text{mmol CO}_2\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$] na lokalitě Záblatské louky během vegetačního období roku 2007. V grafu jsou vyneseny průměry \pm směrodatné odchylky, počítané ze 4 hodnot. Zelené šipky znázorňují hnojení a černá šipka kosení lokality.

Nejvyšší hodnota emisí oxidu uhličitého na Hamru byla naměřena ve variantě H při odběru 18.7., a to $62 \text{ mmol CO}_2\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$. Nejnižší hodnota na Hamru byla naměřena ve variantě L při odběru 22.10., a to $11,2 \text{ mmol CO}_2\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$. Emise oxidu uhličitého dosáhly maxima u varianty K ($47 \text{ mmol CO}_2\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$) v květnovém odběru, u variant L ($50 \text{ mmol CO}_2\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$) a H ($62 \text{ mmol CO}_2\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$) v červencovém odběru.



Obr. 13. Průběh emisí oxidu uhličitého kontrolní varianty (K), varianty hnojené nízkou dávkou (L) a varianty hnojené vysokou dávkou (H) [mmol CO₂m⁻²h⁻¹] na lokalitě Hamr během vegetačního období roku 2007. V grafu jsou vyneseny průměry ± směrodatné odchylky. Průměry i směrodatné odchylky jsou počítané ze 4 hodnot. Zelené šipky znázorňují hnojení a černé šipky kosení lokality.

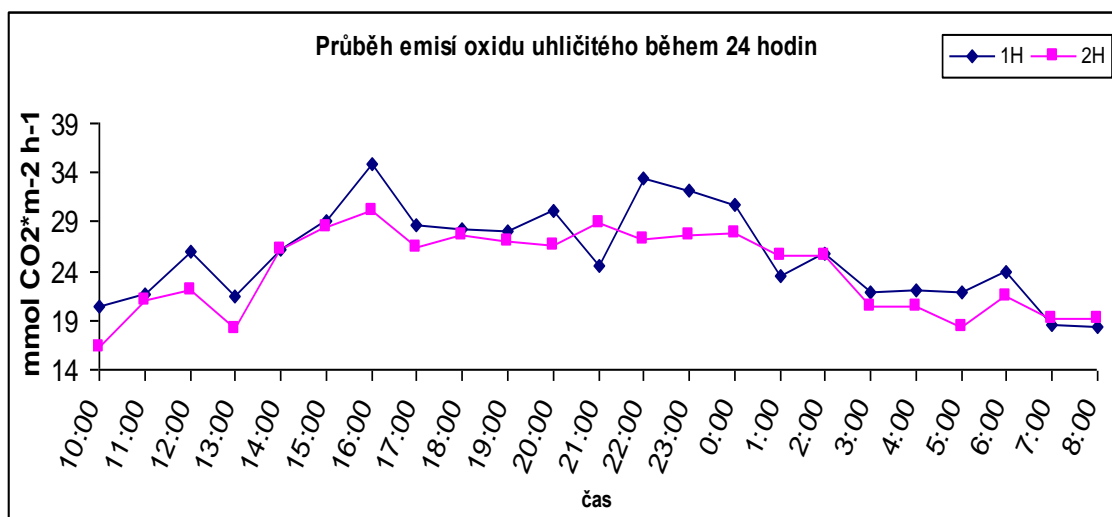
Vliv lokality na emise oxidu uhličitého je statisticky průkazný (df=1; F=32,57; p<0,001). Vliv hnojení je průkazný (df=2; F=7,43; p<0,05) na lokalitě Záblatské louky mezi kontrolou a nízkou dávkou hnojení a mezi kontrolou a vysokou dávkou hnojení. V jednotlivých odběrech ale není na $\alpha = 0,05$ průkazný rozdíl. Na lokalitě Hamr nebyl zaznamenán průkazný vliv hnojení.



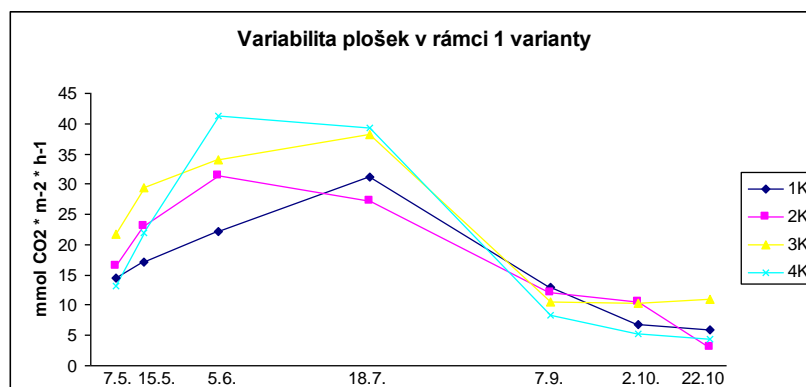
Obr. 14. Hodnoty emisí oxidu uhličitého v závislosti na lokalitě a variantě hnojení. K (kontrolní varianta), L (nízká dávka NPK hnojiva) a H (vysoká dávka NPK hnojiva).

4.4.2 Denní průběh

Emise CO₂ sledované v hodinových intervalech během 24 hodin byly nejnižší v ranních hodinách, potom se zvyšovaly, maxima bylo dosaženo v 16 hodin (69,5 a 60,1 mmol CO₂m⁻²h⁻¹). Od 16 hodin do půlnoci se emise výrazně neměnily, od půlnoci do ranních hodin klesaly. Minima bylo pro komoru 1H dosaženo v 7 hodin (37,1 mmol CO₂m⁻²h⁻¹) a pro komoru 2H v 10 hodin (32,5 mmol CO₂m⁻²h⁻¹). Na obou sledovaných ploškách měly emise během 24 hodin podobný trend.



Obr. 15. Denní průběh emisí CO₂. Emise byly měřeny ve dvou komorách na variantách H (vysoká dávka NPK hnojiva) na lokalitě Hamr. Odběr byl uskutečněn dne 20.6. 2007.

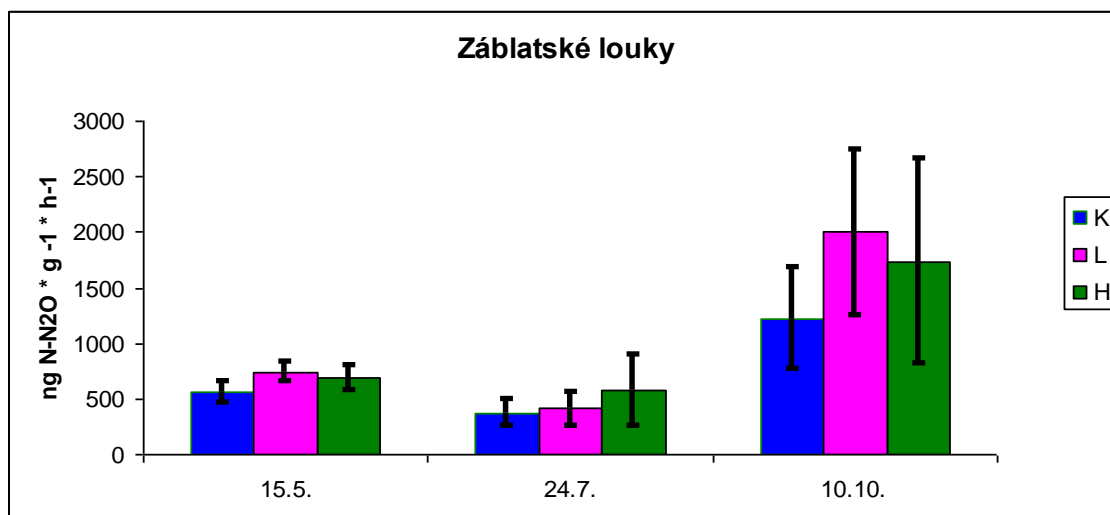


Obr. 16. Variability plošek (Záblatské louky, varianta K - kontrola) v rámci jedné varianty během sledovaného období.

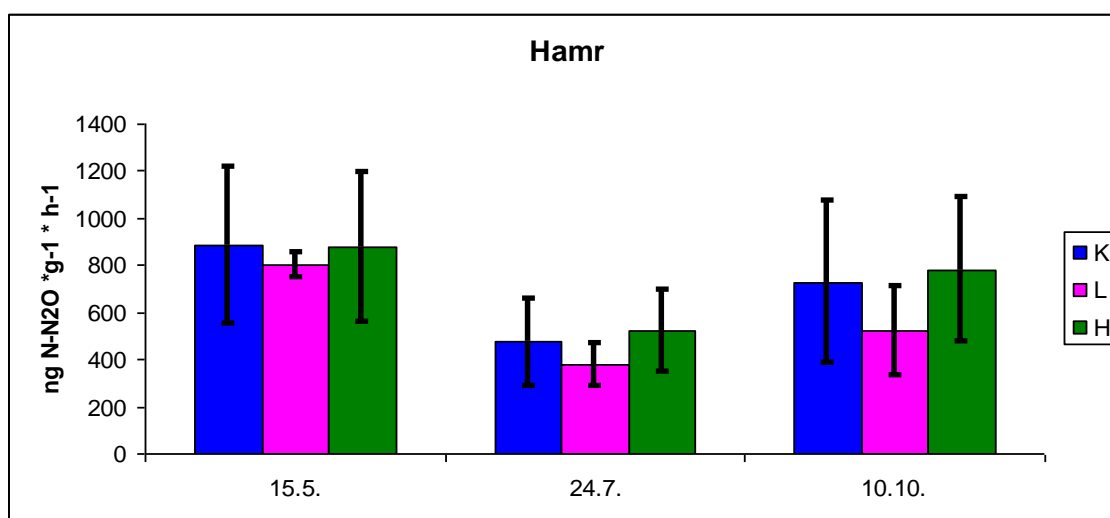
Emise N₂O i emise CH₄ byly během celé vegetační sezony 2007 pod mezí detekce.

4.5 Stanovení aktivity denitrifikačních enzymů (DEA)

Vliv hnojení na denitrifikační aktivitu nebyl statisticky průkazný. Ani vliv lokality nebyl průkazný. Na lokalitě Zábłatské louky se průkazně lišily varianty L a H ze třetího odběru oproti variantám L a H z 1. a 2. odběru ($df=2$; $F=26,7$; $p<0,01$).



Obr. 17. Aktivita denitrifikačních enzymů ($\text{ng N-N}_2\text{O} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$) v půdách z odebraných lokality Zábłatské louky. K (kontrolní varianta), L (nízká dávka NPK hnojiva) a H (vysoká dávka NPK hnojiva). Průměry a směrodatné odchylky jsou ze tří opakování.



Obr. 18. Aktivita denitrifikačních enzymů ($\text{ng N-N}_2\text{O} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$) v půdách odebraných z lokality Hamr. K (kontrolní varianta), L (nízká dávka NPK hnojiva) a H (vysoká dávka NPK hnojiva). Průměry a směrodatné odchylky jsou ze tří opakování.

5 DISKUSE

5.1 Emise oxidu uhličitého

Emise oxidu uhličitého se pohybovaly v rozmezí 0,08–20,62 g C-CO₂m⁻²d⁻¹ (Obrázek 12 a 13). Hodnoty řádově odpovídají hodnotám uváděným v literatuře. *Heinsch a kol. (2004)* uvádí emise oxidu uhličitého pro odvodněný mokřadní ekosystém v rozpětí 1,2–15,6 g C-CO₂ m⁻² d⁻¹. Podobné hodnoty (6,9-15 g C-CO₂ m⁻² d⁻¹) naměřili i *Zhang a kol. (2006)* v periodicky zaplavovaných organických půdách.

Hnojení průkazně zvýšilo emise oxidu uhličitého u varianty hnojené vysokou dávkou NPK hnojiva (H) i u varianty hnojené nízkou dávkou hnojiva (L) oproti kontrolní variantě (K), ale pouze na lokalitě Záblatské louky (Obrázek 14). Hnojení na lokalitě Záblatské louky zvýšilo emise oxidu uhličitého u varianty H v průměru o 42 % a u varianty L o 25% oproti kontrole. Vyšší rozdíl mezi kontrolou a hnojenou variantou zaznamenali v organické mokřadní půdě i *Zhang a kol. (2006)*, ale vliv hnojení byl patrnější až v druhém roce hnojení. První rok naměřili emise oxidu uhličitého 12,76 g C-CO₂m⁻²d⁻¹, kdežto v druhém roce to bylo již 24,57 g C-CO₂m⁻²d⁻¹ při srovnatelných klimatických podmínkách. Vliv hnojení se tedy může projevit znatelněji v následujících letech výzkumu.

Přídavek hnojiva do oligotrofní půdy na lokalitě Záblatské louky mohl odstranit limitaci živinami, a rostliny tak mohly zareagovat zvýšením intenzity fotosyntézy, potažmo respirace (ačkoliv nedošlo k průkaznému zvýšení biomasy vlivem hnojení) a vyšší tvorbou kořenových exudátů. Zvýšení rostlinné respirace v důsledku přídavku dusíkatého hnojiva zaznamenali ve své práci také *Zhang a kol. (2006)*, kdy přídavek dusíku stimuloval mikrobiální aktivitu a růst kořenů a tím nepřímo zvýšil i emise oxidu uhličitého. Na mezotrofní lokalitu Hamr přídavek hnojiva neměl tak velký vliv, protože limitace živinami zde zřejmě není tak výrazná jako na lokalitě Záblatské louky (Tabulka 1 a 3).

Změna poměru C/N a C/P v rostlinné biomase a v půdě ve prospěch dusíku a fosforu s největší pravděpodobností podpořila mikrobiální aktivitu a tím i rozkladné procesy v půdě, respiraci půdních mikroorganismů a zvýšila produkci rostlinné biomasy (*Brady a Weil 2002; Zhang a kol. 2006*). Poměr C/N v půdě na lokalitě Hamr je 14,6 a na lokalitě Záblatské louky 18,7, což ukazuje na vyšší limitaci dusíkem na lokalitě Záblatské louky. Poměr C/P v půdě je na lokalitě Záblatské louky 114 a na lokalitě Hamr 67, což ukazuje na vyšší limitaci fosforem na lokalitě Záblatské louky.

Vliv lokality na emise oxidu uhličitého byl průkazný (Obrázek 14). Na lokalitě Hamr jsem naměřila vyšší emise oxidu uhličitého než na lokalitě Záblatské louky, a to nejspíše díky vyšší nadzemní rostlinné biomase. Respirace rostlin významně převyšuje respiraci půdních mikroorganismů, takže fakt, že respirace půdních mikroorganismů je vyšší v organických půdách (Gerátová 2007, Mach 2007; Phillips a Beeri 2008), neměl zřejmě rozhodující vliv na emise oxidu uhličitého. Dostupnost živin je v minerální půdě vyšší nežli v organické, jelikož minerální půdy mají menší množství organické hmoty a tím i menší sorpční komplex (Brady a Weil 2002). Sorpční komplex v minerálních půdách tak váže méně nutrietů a ty jsou tedy dostupnější pro mikrobiální společenstvo a vegetaci.

Vyšší emise oxidu uhličitého na lokalitě Hamr korespondují s údaji o respiraci dominanty – *Glyceria maxima* (Tabulka 6). Respirace rostlin nebyla měřena a tyto odhady mohou být nepřesné. Druhové složení je samozřejmě bohatší a nelze počítat respiraci pouze s ohledem na jeden druh, byť je dominantou.

V půdě převládaly po většinu sledovaného období aerobní podmínky, a proto byl uhlík z půdy uvolňován mikroorganismy jako oxid uhličitý. Nepřímou úměrnost mezi emisemi oxidu uhličitého z půdy a půdní vlhkostí potvrdili např. Phillips a Beeri (2008).

Sezónní průběh emisí oxidu uhličitého (Obrázek 12 a 13), tzn. postupný nárůst během května, maximum v červnu a červenci a poté snížení emisí s koncem vegetační sezony, odpovídá údajům uváděným v literatuře (Teiter a Mander 2005). Tento průběh je důsledkem vegetačního cyklu rostlin, který emise oxidu uhličitého významně určuje (Teiter a Mander 2005).

Vliv teploty byl na obou lokalitách průkazný ($df=1$; $F=178,33$; $p<0,001$), což je ve shodě s informacemi v literatuře (Crill a kol 1994; Zhang a kol. 2006). Emise byly vyšší v teplejších měsících (Tabulka 2). Pouze jedna varianta dosáhla maxima v květnu 15.5. (HM/K). U ostatních variant byly maximální emise naměřené v červnu a červenci 5.6. (ZL/H) a 18.7. (zbylé varianty).

Emise oxidu uhličitého se během dne pohybovaly v rozmezí 16,25 – 34,77 mmol CO₂ m⁻²h⁻¹ (Obrázek 15). Respirace rostlin je ovlivněna světlem, teplotou, dostupností živin a také koncentrací oxidu uhličitého (Procházka a kol. 1998). Vegetace byla po celých 24 hodin uzavřena v komoře bez přístupu světla a byla chráněna před přehřátím. Emise oxidu uhličitého mohly kolísat díky měnící se teplotě. I když byla komora chráněna, mohlo dojít ke zvýšení teploty, a následně ke snížení respirace. Případné zvýšení teploty nemělo na respiraci mikrobiální půdní biomasy pravděpodobně žádný vliv. Kolísání emisí by nemělo být způsobeno stresovou reakcí rostlin a pokles k ránu nemůže být způsoben vyčerpáním

zásobních látek. 24 hodin je na takovéto změny krátká doba (*Reich a kol. 1998*). Podle denního průběhu emisí byly plynné vzorky během vegetační sezony odebírané v době relativně nižších emisí (od 9 do 13 hodin) a je nutné vzít tedy v úvahu, že emise měřené během vegetační sezony mohou být lehce podhodnocené.

5.2 Emise metanu

Emise metanu měřené in situ se po celé sledované období pohybovaly na obou lokalitách pod mezí detekce. Emise metanu z mokřadního ekosystému jsou ovlivněny zejména vodním režimem dané lokality (*Mitsch a Gosselink 2000; Philips a Beerli 2008*).

Vodní hladina byla na obou lokalitách během celého vegetačního období pod povrchem půdy (pouze na lokalitě Zábłatské louky byla voda nad povrchem půdy při odběrech 2.10. a 22.10) (Obrázek 8 a 9). Proto zřejmě v půdě během vegetačního období převažovaly aerobní podmínky znemožňující produkci metanu (*Brady a Weil 2002*) a obě lokality sloužily v této vegetační sezoně jako sink metanu, což uvádí ve své práci o nezaplavených lučních ekosystémech mírného pásu *Klinger a kol. (1994)*. Pokud byl metan produkován ve spodních vrstvách půdy, kde byla vlhkost půdy vyšší než u povrchu, pak byl v horní aerobní vrstvě oxidován metanotrofními bakteriemi na oxid uhličitý. Oxidaci metanu metanotrofními bakteriemi v aerobní vrstvě u hladiny vody a v rhizosféře potvrzuje mnoho prací (*Allen a kol. 2007; Zhang a kol. 2006; Crill a kol. 1994*). K produkci metanu nemuselo však dojít vůbec, neboť metanogenní bakterie jsou obligátními anaeroby a kyslík je pro ně toxický. Proto byla pravděpodobně jejich populace v půdách tak nízká, že produkce metanu byla zanedbatelná. Ostatní faktory ovlivňující metanogenezi jako jsou pH, stimulace metanogenních bakterií kořenovými exudáty, kvalita organického substrátu a teplota půdy (*Keller a kol. 2005*), byly oproti vodnímu režimu pravděpodobně mnohem méně významné.

Pouze v posledních dvou odběrech byla půda na lokalitě Zábłatské louky zaplavena a pravděpodobně v půdě převažovaly anaerobní podmínky. Ani v těchto odběrech však nebyl metan emitován. Doba od zaplavení půdy mohla být příliš krátká na dostatečné snížení oxidačně-redukčního potenciálu. Oba odběry byly prováděné na konci vegetační sezony a svoji roli zde mohl sehrát nastupující útlum aktivity mikroorganismů kvůli poklesu půdní teploty (*Teiter a Mander al. 2005*). Za optimálních podmínek jsou metanogenní bakterie schopné produkovat metan za 100 hodin od zaplavení půdy (*Mayer a Conrad 1990*). Philips a Beerli (2008) ve své studii porovnávali vliv půdní organické hmoty a půdní vlhkosti na emise metanu z mokřadních ekosystémů. Vliv půdní organické hmoty byl neprůkazný. Za hlavní

faktor určující emise metanu považují půdní vlhkost, jejíž vliv byl průkazný (Philips a Beer 2008)

5.3 Emise oxidu dusného

Emise oxidu dusného měřené in situ se po celou dobu sledovaného období pohybovaly pod mezí detekce. Např. *Keller a kol. (2005)* taktéž nezjistili při studiu mokřadních ekosystémů emise oxidu dusného z půdy. Jako pravděpodobný důvod uvádí převládání aerobních podmínek v půdě po většinu sledovaného období (*Keller a kol. 2005; Hyde a kol. 2006*). *Zhang a kol. (2006)* zaznamenali zvýšení emisí oxidu dusného po přidavku hnojiva do mokřadního ekosystému s hladinou vody u povrchu půdy. *Hyde a kol. (2006)* zaznamenal také zvýšení emisí oxidu dusného z lučních pastvin po zvýšení vodní hladiny a také v letních měsících. Ve své studii zdůrazňuje, že efekt přidaného dusíkatého hnojiva závisel na půdní vlhkosti během experimentu (*Hyde a kol. 2006; Stevenson a kol. 1998*). Stejně tak na mých pokusných lokalitách bylo v době výzkumu sucho a zřejmě převládaly aerobní podmínky.

Denitrifikační bakterie jsou převážně fakultativně anaerobní mikroorganismy a mohou využívat i kyslík jako akceptor elektronů. Emise oxidu dusného jsou v literatuře uváděny o 1–3 řády nižší nežli produkce molekulárního dusíku (*Teiter a Mander 2005*). Taktéž *Vymazal (1995)* uvádí poměr N_2/N_2O pro mokřadní organické půdy 200:1. Při nízkém pH se tento poměr zmenšuje a vzniká více oxidu dusného. Při $pH > 5$ vzniká jako hlavní produkt denitrifikace molekulární dusík (*Vymazal 1995*), který ale nelze měřit in situ. pH půd ale zřejmě nemělo v této vegetační sezoně vliv na denitrifikační aktivitu, protože denitrifikace byla v aerované půdě nejspíše zanedbatelná.

Aerobní podmínky v půdě naopak mohly podpořit aktivitu nitrifikačních bakterií, ale ani během ní nebyl zřejmě oxid dusný produkován.

Nezaznamenala jsem vliv hnojení na aktivitu denitrifikačních enzymů (Obrázek 17 a 18). Hodnoty DEA se pohybovaly od 237 do 2765 $ng\ N-N_2O * g^{-1} h^{-1}$. Až na hodnoty v posledním odběru na lokalitě Zábalské louky jsou řádově srovnatelné s hodnotami, které naměřil *Mach (2007)*, přičemž typické hodnoty jsou 100–1000 $ng\ N-N_2O * g^{-1} h^{-1}$ (*Tiedje a kol. 1989*).

Na denitrifikaci má významný vliv množství a kvalita dostupného uhlíku v půdě (*Vymazal 1995*). V 2. odběru se jeho množství mohlo oproti 1. odběru snížit díky nižší produkci kořenových exudátů či dočasnému poklesu dostupných organických látek v půdě. 1. odběr proběhl na počátku vegetačního období, tedy v době rychlého růstu vegetace. Pro mikroorganismy zde byl dostatek organické hmoty, která se zde nahromadila v zimním období.

Nízké pH sledovaných půd mohlo mít inhibující vliv na metabolismus nitrifikačních i denitrifikačních bakterií. Tyto mikroorganismy preferují neutrální hodnoty pH. Vliv pH byl ale pravděpodobně zanedbatelný oproti vlivu hydrologického režimu během vegetační sezony 2007.

Průkazně vyšší DEA byla naměřena při třetím odběru oproti předešlým dvěma odběrům (pouze pro varianty L a H) na lokalitě Zábłatské louky. Odběr byl proveden na konci vegetační sezony. Zvýšení hodnot aktivity denitrifikačních enzymů v tomto odběru mohl zapříčinit rostlinný opad a uhlík obsažený v odumírajících kořenech (*Brady a Weil 2002*). Půdy na obou lokalitách byly při třetím odběru zaplavené a v anaerobních podmínkách se také mohl začít uvolňovat fosfor, který tvořil za aerobních podmínek pevné vazby s železem a hliníkem (*Brady a Weil 2002*). Fosfor uvolněný do půdního roztoku z nedostupných forem mohl pozitivně ovlivnit činnost denitrifikačních bakterií.

Dalo by se očekávat, že vyšší hodnoty denitrifikace budou naměřeny na lokalitě Zábłatské louky, která obsahuje více dostupného uhlíku ve srovnání s lokalitou Hamr (Tabulka 1). Vliv lokality ale nebyl, až na 3. odběr u variant L, průkazný. To je v rozporu s výsledky *Macha (2007)*, který zaznamenal při laboratorním pokusu s jednorázovým přidavkem živin (NPK) vyšší hodnoty denitrifikační aktivity právě na lokalitě Zábłatské louky oproti lokalitě Hamr. Existoval zde tedy zřejmě ještě jiný faktor, jako například limitace fosforem či jiným prvkem. Na lokalitě Hamr mohlo dojít k nárůstu koncentrace dostupného uhlíku větší produkcí kořenových exudátů, protože lokalita Hamr měla větší nadzemní rostlinnou biomasu. Lokalita Hamr má také vyšší stupeň trofie nežli lokalita Zábłatské louky. Souhra všech těchto faktorů mohla způsobit, že se hodnoty denitrifikační aktivity v prvních dvou odběrech mezi lokalitami nelišily.

5.4 Podíl rostlinné a mikrobiální respirace

Podíl rostlinné respirace a podíl mikrobiální respirace na celkových emisích oxidu uhličitého byly odhadnuty jako rozdíl celkových emisí oxidu uhličitého a mikrobiální respirace (Tabulka 6). Hodnoty mikrobiální respirace byly odhadnuty na základě rychlostí bazální respirace stanovené laboratorně (Tabulka 4). K výpočtu jsem použila objemovou hmotnost půd a hmotnost půdy na jednom m² (do hloubky 20 cm). Hmotnost půdy jsem poté vynásobila převzatými hodnotami bazální respirace. Rychlost respirace rostlin jsem spočítala jako rozdíl mikrobiální respirace a celkových průměrných emisí oxidu uhličitého změřených

in situ. Na lokalitě Hamr tvořila rostlinná respirace zhruba 60% a na lokalitě Záblatské louky zhruba 70% celkových emisí oxidu uhličitého, měřených in situ.

Vliv hnojení na čistou rostlinnou produkci a na celkovou rostlinnou biomasu nebyl prokázán. Toto je v rozporu s výsledky, ke kterým došli *Zhang* a kol. (2006). Zjistil, že dusíkaté hnojivo mělo průkazný vliv na biomasu (až 345% nárůst oproti kontrole). Tento rozpor mohl být způsoben mimo jiné designem pokusu. Zhang aplikoval hnojivo v menších dávkách 6x za rok (květen až září) během dvou let, což mohlo pozitivně ovlivnit přístupnost živin pro rostliny. Zvýšení rostlinné biomasy po přidavku NP hnojiva zaznamenal i *van Oorschot* (1994).

Ačkoliv nedošlo k průkaznému vlivu hnojení na podzemní a nadzemní biomasu, mohly rostliny na hnojených variantách intenzivněji respirovat oproti variantám kontrolním nebo mohly produkovat větší množství exudátů.

	<i>Glyceria maxima</i> (HM)	<i>Carex vesicaria</i> (+ <i>Carex gracilis</i>) (ZL)
rostlinná respirace [mmol CO ₂ m ⁻² h ⁻¹]	19,5	16,3
mikrobiální respirace [mmol CO ₂ m ⁻² h ⁻¹]	12	6
celkové emise oxidu uhličitého [mmol CO ₂ m ⁻² h ⁻¹]	31,5	22,3

Tab. 6. Rostlinná respirace vypočtená pomocí hodnot mikrobiální respirace (měřeno laboratorně) a celkových emisí oxidu uhličitého (měřeno in situ).

6 ZÁVĚRY

1. Na lokalitě Zábłatské louky hnojení průkazně zvýšilo emise oxidu uhličitého oproti nehnojené variantě. Na lokalitě Hamr nebyl zaznamenán průkazný vliv hnojení na emise oxidu uhličitého. Během vegetační sezóny 2007 byly emise metanu a oxidu dusného pod mezí detekce. Proto nebylo možné u těchto plynů určit, zda a jak jsou jejich emise ovlivněny eutrofizací.
 2. Emise oxidu uhličitého se zvyšovaly od května do července a poté klesaly. Emise oxidu uhličitého byly pozitivně závislé na teplotě.
 3. Organická půda (lokalita Zábłatské louky) reagovala na přísun živin výrazněji než minerální půda (lokalita Hamr). Průkazný vliv přídatku živin na emise oxidu uhličitého byl zaznamenán jen na lokalitě Zábłatské louky.
-
4. Podle provedených teoretických výpočtů byla většina emisí oxidu uhličitého produkována rostlinami (asi 60% pro lokalitu Hamr a 70% pro lokalitu Zábłatské louky). Menší část emisí oxidu uhličitého byla tvořena respirací půdních mikroorganismů (asi 40% pro lokalitu Hamr a 30% pro lokalitu Zábłatské louky).

7 LITERATURA

Albrecht J. (2003) Českobudějovicko. AOPK ČR. Praha

Allen D.E., Dalal R.C., Rennenberg H., Meyer R.L., Reeves S. a Schmidt S. (2007) Spatial and temporal variation of nitrous oxide and methane flux between subtropical mangrove sediments and the atmosphere. *Soil Biology & Biochemistry* 39: 622 - 631

Banik A., Sen M. a Sen S.P. (1996) Effects of inorganic fertilizers and micronutrients on methane production from wetland rice (*Oryza sativa L.*). *Biology and Fertility of Soils* 21: 319 – 322

Borken W., Beese F., Brumme R., Lamersdorf N. (2002) Long-term reduction in nitrogen and proton inputs did not affect atmospheric methane uptake and nitrous oxide emission from a German spruce forest soil. *Soil Biology & Biochemistry* 34: 1815 - 1819

Brady N.C. a Weil R.R. (2002) Nature and properties of soils. Thirteenth edition. Pearson education. New Jersey

Cannavo P., Richaume A. a Lafolie F. (2004) Fate of nitrogen and carbon in the vadose zone: in situ and laboratory measurements of seasonal variations in aerobic respiratory and denitrifying activities. *Soil Biology & Biochemistry* 36: 463 - 478

Clarke E. a Baldwin A.H. (2002) Responses of wetland plants to ammonia and water level. *Ecological Engineering* 18: 257 - 264

Conrad R., Bak F., Seitz H.B., Thebrath B., Mayer H.P. a Schutz H. (1989) Hydrogen turnover by psychotrophic homoacetogenic and mesophilic methanogenic bacteria in anoxic paddy soil and lake sediments. *FEMS Microbial Ecology* 62: 285 - 294

Crill P.M., Martikainen P.J., Nykenen H. a Silvola J. (1994) Temperature and N fertilization effects on methane oxidation in a drained peatland soil. *Soil Biology & Biochemistry* 26: 1331 - 1339

Denmead O.T. a Raupach M.R. (1993) Agricultural Ecosystem Effects on Trace Gases and Global Climate Change. *American Society of Agronomy* 55: 19 - 43

Fenchel T. a Finlay B.J. (1995) Ecology and evolution in anoxic worlds. 1.vydání, Oxford University Press

Frenzel P., Rothfuss F. a Conrad R. (1992) Oxygen profiles and methane turnover in a flooded rice microsoms. *Soil Biology and Fertility* 14: 84 - 89

Galatowitsch S.M., Whited D.C., Lentihen R., Husveth J. a Schik K. (2000) The vegetation of wet meadows inrelation to their land-use. *Environmental Monitoring and Assessment* 60: 121 - 144

- Gerátová L. (2007)** Vliv eutrofizace na mikrobiální procesy v půdách mokřadního ekosystému. Magisterská diplomová práce. Biologická fakulta JU. České Budějovice
- Green E.K. a Galatowitsch S.M. (2002)** Effects of *Phalaris arundinacea* and nitrate-N addition on the establishment of wetland plant communities. *Journal of Applied Ecology* 39: 134 - 144
- Heinsch F.A., Heilman J.L., McInnes K.J., Cobos D.R., Zuberer D.A. a Roelke D.L. (2004)** Carbon dioxide exchange in a high marsh on the Texas Gulf Coast: effects of freshwater availability. *Agricultural and forest meteorology* 125: 159 - 172
- Holzapfelschorn A., Conrad R. a Seiler W. (1986)** Effect on vegetation on the emission of methane from submerged paddy soil. *Plant and Soil* 92: 223 - 233
- Hyde B.P., Hawkins M.J., Fanning A.F., Noonan D., Ryan M., O' Toole P., Karton O.T. (2006)** Nitrous oxide emission from a fertilized and grazed grassland in the South East of Ireland. *Nutrien Cycling in Agrosystems* 75: 187 - 200
- Chadwick D.R., Pain B.F. a Brookman S.K.E. (2000)** Nitrous oxide and methane emissions following application of animal manures to grassland. *Journal of Environmental Quality* 29: 277 - 287
- Chanton J. P., Martens C. S. a Kelley C. A. (1989)** Gas transport from methane-saturated tidal freshwater and wetland sediments. *Limnology and Oceanography* 34: 807 - 819.
- Chu H., Fujii T., Morimoto S., Lin X., Yagi K., Hu J. a Zhang J. (2007)** Community structure of ammonia-oxidizing bacteria under long-term application of mineral fertilizer and organic manure in a sandy loam soil. *Applied and Environmental Microbiology* 73: 485 - 491
- Chytrý M., Kučera T., Kočí M. (2001)** Katalog biotopů České republiky. Interpretační příručka k evropským programům Natura 2000 a Smaragd. AOPAK ČR, Praha
- IPCC (2001)** Atmospheric chemistry and green house gases. In: Houghton J.T. a kol. (Eds.) (2001) *Climate change. The Scientific Basis*. Cambridge University Press. Cambridge. New York, s. 239 – 287 (Chapter 4)
- IUCN (1971)** The Ramsar conference. Final Act of the International Conference on the Conservation of Wetlands and Waterfowl. Spec. Publ., IUCN Bull. 2,1
- Johnston C.A. (1991)** Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: effect on surface water quality. *Critical Reviews in Environmental Control* 21: 491 – 565
- Jones S.K., Rees R.M., Skiba U.M., Ball B.C. (2005)** Greenhouse gas emission from a manager grassland. *Global and Planetary Change* 47: 201 - 211
- Keller J.K., Bridgham S.B., Chapin C.T. a Iversen C.M. (2005)** Limited effects of six years of fertilization on carbon mineralization dynamics in a Minnesota fen. *Soil Biology & Biochemistry* 37: 1197 - 1204

Klinger L.F., Zimmermann P.R., Greenberg J.P., Heidt L.E. a Guenther A.B. (1994) Carbon trace gas fluxes along a successional gradient in the Hudson Bay lowland. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 99: 1469 - 1494

Kroeze C., Mosier A. a Bouwman L. (1999) Closing the global N₂O budget: a retrospective analysis. *Global Biogeochemical Cycles* 13: 1 - 8

Kuzyakov Y., Ehrensberger H. a Stahr K. (2001) Carbon partitioning and below-ground translocation by *Lolium perenne*. *Soil Biology & Biochemistry*. 33: 61 - 74.

Květ J. (1982) Produkce organické hmoty ve vodních makrofytních porostech. Sborník konf. Význam makrocyt ve vodním hospodářství, hygieně vody a rybářství. DT ČSVTS České Budějovice.

Květ J. a Husák Š. (1978) Primary data on Biomass Production estimates in Typoal Stands of Fish pond Littoral Plant Communities. *In. Dykyjová a Květ (1978): 211 - 216*

Lamers M., Ingwersen, J. a Streck, T. (2007) Nitrous oxide emissions from mineral and organic soils of a Norway spruce stand in South-West Germany. *Atmospheric Environment* 41: 1681 - 1688

Le Mer J. a Roger P. (2001) Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils. *Soil Biology* 37: 25 - 50

van Oorschot M.M.P (1994) Plant production, nutrient uptake and mineralization in river marginal wetlands: the impact of nutrient additions due to former land use. *In: Mitsch W.J (1994) Global Wetlands: Old World and New.Sb. 4. Mezinárodní konference o mokřadech. Elsevier. Amsterdam*

Mach J. (2007) Přímý vliv eutrofizace na mikrobiální procesy v mokřadních půdách s důrazem na cyklus dusíku. Bakalářská diplomová práce. Biologická fakulta JU. České Budějovice.

Mayer H.P. a Conrad R. (1990) Factors influencing the population of methanogenic bacteria and teh iniciation of methane production upon flooding of paddy soil. *Microbial Ecology* 73: 103 - 112

Misařová L. (2005) Obsah dusíku a rozklad organické hmoty v půdách zamořených luk. Magisterská diplomová práce. Biologická fakulta JU. České Budějovice.

Mitsch W.J (1994) Global Wetlands: Old World and New.Sb. 4. Mezinárodní konference o mokřadech. Elsevier. Amsterdam

Mitsch W.J. a Gosselink J.G. (2000) Wetlands 3rd edition. Joku Wiley aSonc Inc. New York

Moore T.R. a Roulet N.T. (1995) Methane emissions from Canadian Peatlands. *In: Lal R, Kimble J., Levine E., Stewart B.A. Soils global change, advances in soil science. Lewis Publishers, Baco Raton, FL: 153 - 164*

- Newman E.I. (1993)** Applied Ecology. Unoversity of Bristol. England
- Oremland R.S. a Culbertson C.W. (1992)** Importance of methane – oxidizing bacteria in the methane budget as revealed by the use of a specific inhibitor. *Nature* 356: 421 - 423
- Peterjohn W.T., McGervey R.J., Sextone A.J., Christ M.J., Foster C.J. a Adams M.B. (1998)** Nitrous oxide production in two forested watersheds exhibiting symptoms of nitrogen saturation. *Canadian Journal of Forest Research -Revue* 28: 1723 - 1732
- Philips R. a Beeri O. (2008)** The role of hydropedologic vegetation zones in greenhouse gas emissions for agricultural wetlands landscapes. *Catena* 72: 386 – 394
- Procházka S., Macháčková I., Krekule J., Šebánek J. a kolektiv (1998)** Fyziologie rostlin. Academia. Praha
- Reich P.B., Walter M.B., Ellsworth D.S., Vose J.M., Volin C.J., Gresham Ch a Bowman W.D. (1998)** Relationships of leaf dark respiration to leaf nitrogen, specific leaf area and leaf life-span: a test across biomes and functional groups. *Oecologia* 114: 471 - 482
- Řepík M. (2007)** Vertikální distribuce biomasy v porostu mokrých luk v souvislosti s živinovým zatížením a prostupem světla. Magisterská diplomová práce. Biologická fakulta, JU. České Budějovice
- Sarkar R.K a Banik P. (1991)** Response of greengram to nitrogen, phosphorus and molybdenum. *Indian Journal Of Agronomy* 36: 91 - 94
- Sánchez-Martín L., Vallejo A., Dick J. a Skiba U.M. (2008)** The influence of soluble carbon and fertilizer nitrogen on nitric oxide and nitrous oxide emissions from two contrasting agricultural soils. *Soil Biology & Biochemistry* 40: 142 - 151
- Singh S., Singh J.S., Kashyap A.K. (1999)** Methane flux from irrigated rice fields in relation to crop growth and N-fertilization. *Soil Biology & Biochemistry* 31: 1219 - 1228
- Skiba U.M., Sheppard L.J., MacDonald J. a Fowler D. (1998)** Some key environmental variables controlling Nitrou oxide emissions from agricultural and semi-natural soils in Scotland. *Atmospheric Environment* 32: 3311 - 3320
- Sommer a Fiedler (2000)** Methane emissions, groundwater levels and redox potentials of common wetland soils in a temperate-humid climate. *Global Biochemical Cycles* 14: 1080 - 1093
- Stepniewski W. a Glinski J. (1988)** Gass exchange and atmospherc properties of flooded soils. In: Hook D.D. *Ecology of Wetlands*. Timber Press, Portland, Kreton: 269 – 278
- Stevens R.J., Laughlin R.J a Malone P.J. (1998)** Soil pH affects the processes reducing nitrate to Nitrou oxide and di-nitrogen. *Soil Biology & Biochemistry* 30: 1119 - 1126
- Ström L. a Christensen T.R. (2007)** Below ground carbon turnover and greenhouse gas exchanges in a sub-arctic wetland. *Soil Biology & Biochemistry* 39: 1689 - 1698

Šantrůčková H., Pícek T., Šimek M., Bauer V., Kopecký J., Pechar L., Lukařská J., Čížková H. (2001) Deecopmosition processes in soil of a healthy and a declining *Phragmites australis* stand. Aquatic Botany 69: 217 – 234

Šimek, M. (2007) Základy nauky o půdě. 1. Neživé složky půdy. 2.dotisk. České Budějovice

Šimek M., Jiřová L. a Hopkins D.W. (2002) What is the so-called optimim pH for denitrification in soil. Soil Biology & Biochemistry 34: 1227 - 1234

Teiter, S. a Mander, Ů. (2005) Emission of N₂O, N₂, CH₄, and CO₂ from constructed wetlands for wastewater treatment and from riparian buffer. Ecological Engineering 25: 528 - 541

Teng Y., Bailey S.E., Foster N.W., Hazlett P.W. (2003) Response of advance regeneration to intensity of harvest and fertilization on boreal wetlands. Forestry Chronicle 79: 119 - 126

Thomas K.L., Benstead J., Davies K.L. a Lloyd D. (1996) Role of wetland plants in the diurnal control of CH₄ and CO₂ fluxes in peat. Soil Biology & Biochemistry 28: 17 - 23

Tiedje J.M., Simkins S. a Groffman P.M. (1989) Perspectives on measurement of denitrification if the field including recomended protocols for acetylene based method. In: Clarholm M. a Bergstrom L. Ecology of Arable Land. Dodrecht, Kluwer academic Publisher: 217 – 240

Van Huissteden J. (2004) Methane emission from northern wetlands in Europe during Oxygen Isotope Stage 3. Quarternary Science Reviews 23: 1989 - 2005

Van der Nat F., Middelburg J.J., Vanmeteren D. a Wielemarks A. (1998) Dial methane emission patterns from *Scirpus lacustris* and *Phragmites australis*. Biochemistry 41: 1 - 22

Venterink H.O., van der Vliet R.E., Wassen M.J. (2001) Nutrient limitation along a productivity gradient in wet meadows. Plant and Soil 234: 171 - 179

Vymazal J. (1995) Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách. Envi s.r.o. Třeboň

Waddington J.M. a Roulet N.T. (2000) Carbon balance of a boreal patterned peatland. Global Change Biology 6: 87 - 96

Walter K. (2006) Melting lakes in Siberia emit greenhouse gas. Nature 443

Xu Z.J., Zheng X.H., Wang Y.S., Han S.H. a Huang Y. (2004) Effects of elevated CO₂ and N fertilization on CH₄ emissions from paddy rice fields. Global Biogeochemical Cycles 18: 1 - 9

Zhang L., Song Ch., Zhang X., Wang D. a Wang Y. (2006) Effects of nitrogen on the ecosystem respiration, CH₄ and N₂O emissions to the atmosphere from the freshwater marshes in northeast China Environmental and Geology 52: 529 - 539