

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta

Bakalářská práce:

**Vliv hnojení na dekompozici rostlinného opadu na
dvou mokřadních loukách**



Vypracovala: Lenka Schmidtmayerová
Vedoucí práce: Keith Edwards, Ph.D.

České Budějovice
2010

Schmidtmayerová, L. 2010: Vliv hnojení na dekompozici rostlinného opadu na dvou mokřadních loukách. [The effect of fertilization on plant decomposition in two wet grasslands. Bc. Thesis, in Czech.] – 33 p., Faculty of Science, The University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Annotation:

A basic literature review about decomposition processes in general and decomposition on wet ecosystems in particular was provided by this thesis. The aim of the practical part was to determine how increased fertilization changes aboveground decomposition rates of the dominant plant species in two wet grassland sites in the Czech Republic.

Anotace:

Tato bakalářská práce poskytuje literární přehled o procesech dekompozice a dále se zaměřuje konkrétně na dekompozici v mokřadních ekosystémech. Cílem praktické části této práce pak bylo určit, jak hnojení mění rychlost dekompozice nadzemních částí dominujících druhů rostlin na dvou mokřadních loukách v České republice.

Tato práce vznikla za podpory grantu GA ČR 526/09/1545.

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracoval/a samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

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

V Českých Budějovicích dne 27. 4. 2010

.....
Podpis

Poděkování:

Na tomto místě bych velice ráda poděkovala především svému školiteli Keithu Edwardsovi, Ph.D. za cenné rady a za legraci prožitou v terénu. Dále bych pak chtěla poděkovat technikovi Lukáši Barešovi za pomoc při ne příliš záživné práci v laboratoři. A dále bych ráda poděkovala všem, kdo mě morálně podporovali.

OBSAH

1 ÚVOD.....	1
2 LITERÁRNÍ PŘEHLED	2
2.1 Dekompozice	2
2.1.1 Faktory ovlivňující rychlost dekompozice	3
2.1.2 Metody měření rychlosti dekompozice.....	7
2.1.3 Statistické metody zpracování dat	9
2.2 Mokřadní ekosystémy	10
2.3 Dekompozice v mokřadních ekosystémech.....	13
3 METODIKA	20
3.1 Charakteristika studovaných oblastí	20
3.2 Měření rychlosti dekompozice.....	21
3.2.1 Použitá metoda.....	21
3.2.2 Uspořádání pokusu	21
3.3 Statistické zpracování dat	23
4 VÝSLEDKY	24
5 DISKUZE	27
6 ZÁVĚR.....	29
7 LITERATURA	30

1 ÚVOD

Dekompozice rostlinného opadu je důležitým procesem při koloběhu živin v ekosystémech (Aerts 1997, Bradford et al. 2002, Prescott 2005, Henry et al. 2008, Nanda et al. 2009, Wu et al. 2009). Studium dekompozice je důležité pro poznávání ekosystémových funkcí (Wieder and Lang 1982), ale také pro pochopení vlivu přidaných živin (Berg 2000, Keeler et al. 2009), atmosférických depozic dusíku (Verhoeven et al. 1996) a globálního oteplování na proces dekompozice (Meentemeyer 1978, Aerts 1997). Kvůli rozvoji průmyslu, zemědělství a dopravy se za posledních několik desetiletí zvýšily atmosférické depozice dusíku v Evropě (Verhoeven et al. 1996). V důsledku globálního oteplování a zvýšených atmosférických depozic dusíku jsou očekávány určité změny v průběhu dekompozice, protože dusík je jedním z faktorů, které ovlivňují rychlost dekompozice (Coûteaux et al. 1995, Bragazza et al. 2007).

Cílem této bakalářské práce je především vytvořit souhrnný literární přehled o procesu dekompozice. Zahrnuty jsou vlivy klimatických změn, přidaných živin a atmosférických depozic dusíku na proces dekompozice. Dále je popsáno, jak dekompozice rostlinného opadu probíhá, jakými metodami se studuje a jak se dá matematicky vyhodnotit její průběh. Podstatnou část tvoří popis procesu dekompozice v mokřadních ekosystémech obecně a dále konkrétně v mokřadních loukách.

Cílem praktické části této bakalářské práce je stanovit vliv hnojení komerčním NPK hnojivem na rychlost dekompozice rostlinného opadu na dvou mokřadních loukách. Pro studium rychlosti dekompozice je použita metoda opadových sáčků (Wieder and Lang 1982, Úlehlová 1998, Berg and Laskowski 2006).

2 LITERÁRNÍ PŘEHLED

2.1 Dekompozice

Dekompozice rostlinného opadu je proces založený na fyzikálních, chemických a biologických změnách, při nichž se zbytky rostlinného materiálu přeměňují na základní chemické sloučeniny (Bragazza et al. 2007). Je to důležitý proces při koloběhu živin v mnoha terestrických ekosystémech (Aerts 1997, Bradford et al. 2002, Prescott 2005, Henry et al. 2008, Nanda et al. 2009, Wu et al. 2009), který je řízen jak biotickými faktory (např. chemické složení rostlinného opadu nebo půdní organismy), tak abiotickými faktory (např. klima) (Moorhead and Reynolds 1989, Bragazza et al. 2007), z nichž každý je důležitý na jiném časovém a prostorovém měřítku (Meentemeyer 1978, Coûteaux et al. 1995, Aerts 1997, Smith and Bradford 2003, Wu et al. 2009). Biotické a abiotické faktory prostředí mají značný vliv na rychlost dekompozice a na vytvoření konečných produktů dekompozice (např. CO₂, CH₄, humus) (van Noordwijk 1996).

Při dekompozici je rostlinný opad nejprve rozmělněn detritivory na malé části, které jsou dále chemicky rozkládány a mineralizovány půdními mikroorganismy (Aerts 1997).

Dekompozici lze rozdělit na ranou fázi, při které mají největší vliv na její rychlost klima, koncentrace živin a ve vodě rozpustných sloučenin a na pozdější fázi, při které je rychlost dekompozice řízena koncentrací a dekompozicí ligninu. Rychlost dekompozice v této fázi klesá (Berg 2000).

Organická hmota vznikající činností primárních producentů, podléhá při dekompozici dvěma základním procesům – mineralizaci a humifikaci. Mineralizace je provázena asimilací organického materiálu různými organismy. Některé sloučeniny jsou zabudovány do biomasy těchto organismů a zbytek je uvolněn jako anorganické nebo jednoduché organické sloučeniny. Humifikace je sled procesů, ve kterém jsou různé organické metabolity postupně přeměňovány na složité organické sloučeniny nazývané humus (Úlehlová 1998).

Dekompozice rostlinného opadu ovlivňuje složení organické složky půdy, uvolňování živin, které podporují růst rostlin a je přímým zdrojem CO₂ do atmosféry (Coûteaux et al. 1995, Prescott 2005).

Vzhledem k dynamice dusíku se dají během dekompozice rozlišit tři fáze. Během prvních měsíců dekompozice klesá množství dusíku v opadu, protože dochází k vyplavování rozpustných sloučenin obsahujících dusík. Poté začíná obsah dusíku v opadu stoupat, což je pravděpodobně způsobeno vrůstáním houbových hyf do materiálu a příjmem anorganických sloučenin dusíku z vody a půdního roztoku. Když koncentrace dusíku v opadovém materiálu překročí určitou kritickou koncentraci, nastává uvolňování dusíku z opadu (Berendse et al. 1989).

Rostlinné druhy vytvářejí pozitivní zpětné vazby vzhledem ke koloběhu živin v ekosystémech. Ovlivnění koloběhu živin rostlinami může být buď přímé (příjem, využití a úbytek živin), nebo nepřímé (ovlivnění aktivity půdní mikrofauny) (Hobbie 1992). V ekosystémech chudých na živiny (např. tundra, boreální oblasti a pouště) rostou rostliny pomaleji, účinněji využívají živiny a výsledkem je opad s malým množstvím živin, který se pomaleji rozkládá a odpuzuje herbivory. Naopak v ekosystémech bohatých na živiny (např. opuštěná pole a některé pastviny) rostou rostliny rychleji a produkují snadno rozložitelný opad, který podporuje herbivorii, tím zvyšuje rychlost koloběhu živin, a tím dostupnost dusíku v ekosystému (Hobbie 1992, Prescott 2005). Proces dekompozice udržuje úrodnost a produkci stanoviště (Prescott 2005).

2.1.1 Faktory ovlivňující rychlost dekompozice

Klima je hlavním řídicím faktorem dekompozice na globální nebo regionální úrovni. Na menších prostorových a časových měřítkách je dekompozice řízena spíše chemickým složením opadu (Meentemeyer 1978, Hobbie 1992, Coûteaux et al. 1995, Aerts 1997, Berg 2000) nebo půdními mikroorganismy (Aerts 1997).

Na globální úrovni lze v terestrických ekosystémech předpovídat rychlost dekompozice rostlinného opadu ze skutečné evapotranspirace jako proměnné reprezentující klima (Meentemeyer 1978, Aerts 1997). Klima má na dekompozici přímý

(teplota a vlhkost) nebo nepřímý vliv (vliv na chemické složení opadu) (Aerts 1997). Klima je, obzvláště během raných fází dekompozice, hlavním řídicím faktorem dekompozice v oblastech vystavených nepříznivým povětrnostním podmínkám. V oblastech s příznivými podmínkami prostředí jako řídicí faktor dekompozice převažuje chemické složení rostlinného opadu (Coûteaux et al. 1995).

Klima je jedním z hlavních řídicích faktorů dekompozice, proto změna klimatu může významně ovlivnit její průběh (Meentemeyer 1978, Aerts 1997). V důsledku klimatických změn se očekává, že koncentrace dusíku v listovém opadu bude klesat v závislosti na stoupající koncentraci CO₂ v atmosféře. Protože dusík je jedním z faktorů, které ovlivňují rychlost dekompozice, jsou očekávány určité změny v průběhu dekompozice (Coûteaux et al. 1995, Bragazza et al. 2007). Bude také stoupat mineralizace dusíku, čímž bude ovlivněna jeho rovnováha v ekosystémech (Coûteaux et al. 1995). Globální oteplování může mít velký vliv na dekompozici především v arktických oblastech, kde může uvolnit obrovské množství CO₂ do atmosféry (van Noordwijk 1996).

Rychlost dekompozice lze dobře předpovídat z obsahu ligninu v opadu jako proměnné reprezentující jeho chemické složení (Meentemeyer 1978, Hättenschwiler and Gasser 2005). Dekompozice rostlinného opadu je řízena množstvím dalších chemických látek obsažených v rostlinném opadu (Aerts 1997, Prescott 2005). Zvláště u opadu s nízkými koncentracemi ligninu proto není lignin sám o sobě dobrým prediktorem dekompozice (Aerts 1997). Chemické složení a obsah ligninu v daném typu rostlinného opadu v dané fázi dekompozice závisí na lokálních klimatických podmínkách. Koncentrace ligninu a jemu podobných sloučenin je vyšší v teplejších a vlhčích oblastech, kde jsou počáteční rychlosti dekompozice vyšší (Coûteaux et al. 1995).

K dekompozici rostlinného opadu přispívá půdní fauna mechanickým rozměňováním rostlinných zbytků a promícháváním půdní organické hmoty s minerálním horizontem (Coûteaux et al. 1995, Nanda et al. 2009) a vylučováním exoenzymů (Kim and Rejmánková 2004). Nejlepším prediktorem půdní enzymatické aktivity je vlhkost půdy (Keeler et al. 2009). Role půdní fauny v dekompozici rostlinného opadu roste se složitostí jejího společenstva (Wu et al. 2009). Půdní fauna má na dekompozici přímý (rozměňování rostlinného materiálu) nebo nepřímý vliv

(konzumace půdní mikrobiální biomasy, nebo vylučování na živiny bohatých exkrementů) (Wu et al. 2009). Půdní mikroorganismy jsou vysoce adaptované na chemické složení rostlinného opadu, který je specifický pro dané stanoviště (Bragazza et al. 2007). Vzájemné ovlivňování chemického složení opadu a půdních organismů ovlivňuje rychlost dekompozice (Smith and Bradford 2003).

K začlenění půdní fauny do studií týkajících se rychlosti dekompozice se často volí různé velikosti ok opadových sáčků (viz 1.2 Metody měření rychlosti dekompozice). Použití opadových sáčků s menšími oky poskytuje informace o tom, jaký má půdní fauna vliv na dekompozici. Větší velikost ok opadových sáčků pak lépe vystihuje přirozené procesy při dekompozici (Nanda et al. 2009). Při použití opadových sáčků s většími oky však dochází k větší ztrátě materiálu, která bývá často nesprávně zaměňována za dekompozici (Bradford et al. 2002, Prescott 2005). Rychlost dekompozice je tím vyšší, čím je větší velikost ok opadových sáčků (Smith and Bradford 2003), což znamená, že přítomnost makrofauny výrazně ovlivňuje rychlost dekompozice (Hättenschwiler and Gasser 2005).

Dekompozici rostlinného opadu dále ovlivňuje vystavení slunečnímu záření, a to buď přímo (fotodegradace chemických sloučenin v opadovém materiálu), nebo nepřímo (narušení mikrobiální aktivity). V procesu fotodegradace je obzvláště důležité UV-B záření, protože rozkládá lignin, který je obtížně rozložitelný půdními mikroorganismy. Tyto procesy jsou důležité obzvláště v aridních oblastech, kde je mikrobiální aktivita limitována vlhkostí (Henry et al. 2008).

Rychlost dekompozice ovlivňuje chemické složení opadu (např. obsah dusíku, poměr C:N, obsah ligninu a poměr lignin:dusík), klimatické faktory (např. průměrné roční srážky, průměrná roční teplota a roční skutečná evapotranspirace), typ rostlinného pokryvu a typ opadu a zeměpisná poloha (zeměpisná šířka a délka) (Zhang et al. 2008). Rychlost dekompozice je nejvíce ovlivněna chemickým složením opadu. Klimatické faktory ovlivňují rychlost dekompozice přímým nebo nepřímým ovlivněním chemického složení opadu (Zhang et al. 2008). Rychlost dekompozice rostlinného opadu obecně klesá s rostoucím poměrem uhlík:dusík (C:N) a lignin:dusík (Hobbie 1992, Hättenschwiler and Gasser 2005, Zhang et al. 2008) a je přímo úměrná obsahu dusíku v opadovém materiálu (Hobbie 1992, Hättenschwiler and Gasser 2005).

Rychlost dekompozice klesá s rostoucím obsahem ligninu v opadu. Rychlost dekompozice rostlinného bylinného opadu je větší než opadu ze stromů. Obecně lze říci, že u opadu s vysokými koncentracemi ligninu a nízkými koncentracemi dusíku je rychlost dekompozice nižší. Počáteční obsah dusíku, ligninu a poměr lignin:N jsou dobré prediktory rychlosti dekompozice v mnoha ekosystémech (Zhang et al. 2008). Rychlost dekompozice u rostlinného opadu s vysokými koncentracemi ligninu je převážně řízena poměrem lignin:živiny (Bragazza et al. 2007). Rychlost dekompozic je druhově specifická (Úlehlová 1998).

Rychlost dekompozice klesá s rostoucí zeměpisnou šířkou (Úlehlová 1998, Zhang et al. 2008). Se změnou zeměpisné délky se klimatické podmínky mění méně, než se změnou zeměpisné šířky. Změna zeměpisné délky má proto na dekompozici menší vliv než změna zeměpisné šířky (Zhang et al. 2008).

Rychlost dekompozice stoupá s průměrnou roční teplotou, která poskytuje příznivé podmínky pro dekompozitory. Průměrné roční srážky nemají na dekompozici tak silný vliv jako průměrná roční teplota, avšak v ekosystémech limitovaných dostupností vody mohou být srážky hlavním řídicím faktorem dekompozice (Zhang et al. 2008). Rychlost dekompozice je největší v tropickém deštném lese a nejmenší v tundře. To je způsobeno rozdíly v chemickém složení opadu, mikroklimatu, vlastnostmi půdy a složením společenstev mikroorganismů (Zhang et al. 2008).

Rychlost úbytku opadové hmoty dobře popisuje negativní exponenciální křivka (Prescott 2005, Zhang et al. 2008). Umožňuje předpovídat rychlosti rozkladu organické hmoty v pozdějších fázích dekompozice z krátkodobých studií. Exponenciální rovnice dobře vystihuje pouze první fázi dekompozice, nikoliv druhou fázi, při níž je dekompozice extrémně pomalá. Počáteční rychlosti dekompozice nejsou dobré indikátory úplnosti rozkladu, ale poskytují užitečné informace o tom, kolik rozpustných živin je obsaženo v opadovém materiálu (Prescott 2005). Rychlost dekompozice pomáhá určovat, jak jednotlivé faktory ovlivňují dostupnost živin (Prescott 2005). Mezi jednotlivými ekosystémy a při různých klimatických podmínkách se rychlost dekompozice liší (Zhang et al. 2008).

Rozdíly v chemickém složení opadu mezi ekosystémy způsobují značné rozdíly ve vlivu přidaného dusíku. Opad s vysokými koncentracemi ligninu vykazuje negativní

odpověď na přidaný dusík, opad s vyššími koncentracemi snadno rozložitelných látek vykazuje pozitivní odpověď na přídavek dusíku (Berg 2000, Keeler et al. 2009). Tyto vlivy jsou specifické pro jednotlivé ekosystémy (Keeler et al. 2009). Vysvětlení zpomalení dekompozice u rostlinného opadu s vyšší koncentrací ligninu může být dvojitá: lignin a produkty jeho dekompozice vytváří s dusíkem sloučeniny, které jsou rezistentní vůči další dekompozici, nebo dusík zpomaluje enzymatickou aktivitu půdních mikroorganismů, které rozkládají lignin, a tím zpomaluje dekompozici (Aerts 1997, Berg 2000, Keeler et al. 2009). Na druhou stranu však v ekosystémech limitovaných dusíkem další přídavek dusíku podporuje ostatní enzymatickou aktivitu, protože enzymy jsou dusíkaté sloučeniny a jejich produkce je tudíž spojena s dostupností dusíku v prostředí (Keeler et al. 2009).

2.1.2 Metody měření rychlosti dekompozice

Pro kvantitativní stanovení počáteční fáze dekompozice se často používá **metoda opadových sáčků** („litter bag method“). Je však potřeba použít i dalších metod, aby bylo možné zjistit, jakými procesy opadový materiál při dekompozici prochází (van Noordwijk 1996). Rostlinný materiál o známé hmotnosti a známém chemickém složení je uzavřen do plastických síťovaných sáčků („opadových sáčků“). Tyto opadové sáčky jsou pak náhodně rozmístěny na pokusných plochách a v určitých intervalech je náhodně vybrán určitý počet opadových sáčků. Obsah sáčků je pak podroben analýzám pro úbytek hmotnosti a změny chemického složení (Wieder and Lang 1982, Úlehlová 1998, Berg and Laskowski 2006). Pro přesnější výsledky je vhodné studovat proces dekompozice po delší časový interval. Tato doba závisí na typu ekosystému, lokálním klimatu a druhu opadu (Berg and Laskowski 2006).

Zvolená velikost ok opadových sáčků by měla odpovídat cíli studie a typu studovaného rostlinného opadu. Použitím několika druhů sáčků s rozdílnými velikostmi ok lze ze studia dekompozice vyloučit některé skupiny půdní fauny (Berg and Laskowski 2006).

Jako nevýhoda této metody je často uváděna změna mikroklimatu uvnitř opadových sáčků, která může změnit biologickou aktivitu (Bradford et al. 2002).

Další nevýhodou může být použití opadových sáčků s různými velikostmi ok. Při použití opadových sáčků s většími oky dochází k větší ztrátě materiálu, která bývá často nesprávně zaměňována za dekompozici (Bradford et al. 2002, Prescott 2005).

Koeficient rychlosti dekompozice k lze vypočítat z exponenciální rozkladové rovnice:

$$k = \ln (W_t/W_0)/t$$

kde W_0 je počáteční hmotnost opadové sušiny, W_t je hmotnost opadové sušiny na konci měření, t je doba trvání experimentu (Berg and Laskowski 2006). Úlehlová (1998) používá v této rovnici místo proměnných W_0 a W_t proměnné x_0 a x . Tento model je často používán pro svou jednoduchost, čímž na druhou stranu zkresluje proces dekompozice (Berg and Laskowski 2006).

Další metodou používanou při měření rychlosti dekompozice *in situ* je **metoda mikrokosmu**. Mikrokosmos je malá nádoba, která obsahuje vzorek půdy a opadu s bakteriemi, houbami a bezobratlými živočichy, kteří se přirozeně vyskytují v systému půda–opad. Schránka je z horní a spodní strany překryta nylonovou nebo polyesterovou síťovinou. Tato metoda může být použita při odhadování okamžité rychlosti dekompozice a pro zkoumání procesů dekompozice (Berg and Laskowski 2006).

Jedna z metod měření rychlosti dekompozice v přírodních podmínkách je **metoda párových ploch** (tzv. „paired plots method“). Okamžitá rychlost úbytku opadového (mrtvého) materiálu je vyjádřena jako:

$$L_b = \ln (W_0/W_1) (t_1-t_0)$$

kde L_b je rychlost úbytku v g.g⁻¹d⁻¹; W_0 je váha opadového (mrtvého) materiálu v čase t_0 ; W_1 je váha opadového (mrtvého) materiálu v čase t_1 ; (t_1-t_0) je časový interval ve dnech (Úlehlová 1998).

Metoda opadových sáčků oproti metodě párových ploch podceňuje okamžitou rychlost dekompozice (Úlehlová 1998), ale dobře vystihuje přirozený proces dekompozice a umožňuje porovnávání mezi druhy, stanovišti a jednotlivými variantami pokusu (Úlehlová 1998, Wieder and Lang 1982).

Rychlost rozkladu organické hmoty může být měřena jako množství uvolněného CO₂ – **respirometrie**. Tímto způsobem lze změřit přesné množství organické hmoty, která byla mineralizována jako množství CO₂, které se uvolní při dekompozici rostlinného opadu. CO₂ je konečný produkt mineralizace všech organických sloučenin a lze ho přesně změřit. Měřením mikrobiální respirace se měří okamžité množství uhlíku, které je mineralizováno za jednotku času (Berg and Laskowski 2006). Problémem při použití této metody je, že CO₂ uvolňují nejen mikroorganismy respirací, ale také kořeny rostlin. Zatímco CO₂ uvolňované mikrobiální respirací odpovídá mineralizaci organické hmoty, CO₂ uvolňované kořeny rostlin s procesem dekompozice nesouvisí (Berg and Laskowski 2006).

2.1.3 Statistické metody zpracování dat

Statistické vyhodnocení dat získaných při studiu dekompozice by mělo pomoci s interpretací výsledků jednotlivých studií (Wieder and Lang 1982). Pro vyhodnocování dat při studiu dekompozice se nejčastěji používají dva analytické přístupy: porovnání variant pokusu (např. druhů, stanovišť) pomocí statistických postupů nebo získání matematického popisu dat, který charakterizuje pozorované změny v čase (Wieder and Lang 1982).

Nejpoužívanější statistickou metodou při vyhodnocování dat je analýza variance (ANOVA). Tato metoda umožňuje určit vliv dané varianty pokusu zjištěním rozdílů mezi jednotlivými variantami pokusu v různých časech (porovnání dekompozice jednoho druhu na různých stanovištích, dekompozice různých druhů na jednom stanovišti apod.) (Wieder and Lang 1982, Berg and Laskowski 2006).

Dalším často používaným způsobem pro vyhodnocení dekompozičních dat jsou matematické modely, které pomáhají odhadnout konstanty popisující úbytek hmoty v čase. Nejpoužívanější je jednoduchá exponenciální funkce („one compartment exponential model“), která umožňuje porovnání s jinými daty (Wieder and Lang 1982). Proces dekompozice je však dvoustupňový (v první fázi jsou dekompozitory využívány lehce rozložitelné sloučeniny, v pozdější fázi jsou obtížně rozložitelné sloučeniny

rozkládány relativně pomaleji), proto je často používána dvojitá exponenciální funkce („double exponential model“) (Wieder and Lang 1982, Berg and Laskowski 2006):

$$W_t = W_{0,1}e^{k_1t} + W_{0,2}e^{k_2t}$$

kde k_1 a k_2 jsou koeficienty rychlosti dekompozice pro snadno rozložitelné a obtížně rozložitelné sloučeniny; $W_{0,1}$ a $W_{0,2}$ jsou počáteční množství těchto dvou skupin sloučenin v opadu v čase $t = 0$. Tento model umožňuje lepší představu o procesu dekompozice (Berg and Laskowski 2006). Exponenciální modelování nejlépe vystihuje jak matematické, tak biologické chování procesu dekompozice (Wieder and Lang 1982).

Dalšími, avšak méně často používanými metodami, jsou asymptotická funkce („asymptotic model“) a lineární nebo kvadratická funkce (Wieder and Lang 1982).

2.2 Mokřadní ekosystémy

Všechny mokřadní ekosystémy mají společných několik znaků: jsou zaplaveny mělkou vodou nebo mají vodou nasáklou půdu, akumulují organický rostlinný materiál, který se pomalu rozkládá a poskytují vhodné podmínky pro život rostlinám a živočichům, kteří jsou adaptovaní na tyto podmínky prostředí (Mitsch and Gosselink 2000).

Hydrologický režim v mokřadních ekosystémech vytváří velmi unikátní fyzikálně chemické podmínky a odlišuje je jak od terestrických ekosystémů na jedné straně, tak od akvatických ekosystémů na straně druhé. Biochemické podmínky půdy ovlivňuje hloubka vody, vlastnosti proudů a frekvence a doba trvání záplav. Všechny tyto procesy přinášejí nebo odnášejí živiny z mokřadních ekosystémů. Specifický hydrologický režim v mokřadních ekosystémech vede k vytvoření unikátních rostlinných společenstev. Primární produkce v mokřadních ekosystémech je zvýšena podmínkami proudění vody a střídající se hydroperiodou. Mokřadní ekosystémy se stojatou vodou nebo stále vysokou hladinou vody, jsou méně produktivní než mokřady s pomalu proudící vodou nebo mokřady vystavené periodickým záplavám (Mitsch and Gosselink 2000). Primární produkce na stanovišti souvisí s druhovou bohatostí. Méně produktivní stanoviště jsou druhově bohatší. Bývá to způsobeno snahou druhů vyhnout se konkurenci o živiny adaptacemi na různé využívání zdrojů živin. Limitace živinami také selektuje druhy, které jsou nejlépe přizpůsobeny na nedostatek určité živiny.

Rostlinné druhy přizpůsobené na nízký obsah dusíku dokáží maximalizovat jeho využívání (Verhoeven et al. 1996).

Akumulace organické hmoty v mokřadních ekosystémech je řízena hydrologickým režimem, který má přímý vliv na primární produkci, dekompozici a odplavování organické hmoty. Hydrologickými podmínkami v mokřadních ekosystémech je významně ovlivněn koloběh živin, jejich dostupnost a ztráta živin v plynné formě z půdy (Mitsch and Gosselink 2000).

Zaplavování mokřadní půdy ovlivňuje jak půdní pH, tak redoxní potenciál půdy (tj. míra intenzity oxidace nebo redukce chemického nebo biologického systému; udává stav oxidace některých živin), a tím ovlivňuje i dostupnost dalších živin (Mitsch and Gosselink 2000).

V mokřadních ekosystémech je nízká dostupnost živin. Přidání živin způsobí změny ve složení rostlinného společenstva a sníží druhovou rozmanitost (začnou dominovat zejména některé druhy travin) (Mitsch and Gosselink 2000). Předpokládá se, že rostlinné druhy rostoucí na stanovištích s nízkou dostupností živin mají pomalý růst a na přídavek živin budou reagovat spíše akumulací živin ve tkáních než zrychleným růstem (Verhoeven et al. 1996).

Mokřadní ekosystémy jsou důležité zejména při zadržování vody v krajině, obzvláště v záplavových oblastech. Snižují také riziko půdní eroze a přes hustý kořenový systém mohou filtrovat vodu, a tím zlepšovat její kvalitu (Mitsch and Gosselink 2000).

Většina evropských mokřadních ekosystémů byla vytvořena lidskou činností, a proto je potřeba je udržovat vhodným managementem založeným na tradičních způsobech obhospodařování (kosení nebo pastva). Evropské mokřadní ekosystémy mají velkou hodnotu, protože často zahrnují vzácné nebo ohrožené druhy rostlin nebo vzácná rostlinná společenstva, jsou významnými ptačími hnízdišti a nachází se zde mnoho druhů bezobratlých živočichů. V posledních padesáti letech však v důsledku intenzivního zemědělství, nadměrného hnojení, znečištění a urbanizace mokřadní ekosystémy zanikají nebo jsou degradovány. Vážnými ekologickými důsledky jsou fragmentace krajiny a pokles biologické rozmanitosti (Joyce and Wade 1998). V důsledku rozvoje průmyslu, zemědělství a dopravy se za posledních několik desetiletí zvýšily atmosférické depozice dusíku v Evropě. Zvýšený obsah dusíku může

v mokřadních ekosystémech způsobit posun v limitaci rostlinného růstu od limitovaného dusíkem na limitovaný fosforem (Verhoeven et al. 1996).

Mokřadní louky jsou charakteristické velkým množstvím travin a periodickým zaplavováním sladkou nebo brakickou vodou. Často jsou zde vyvinuta typická rostlinná společenstva, nebo dominují druhy rodu *Carex* (Joyce and Wade 1998). Funkci mokřadních luk udržují periodické záplavy, které snižují rizika povodní, podílejí se na koloběhu živin, zamezují vodní erozi a obohacují podzemní vody (Manchester et al. 1999).

V málo produktivních bylinných ekosystémech, jakými jsou i mokřadní louky, je růst rostlin limitován především dostupností živin (zejména dusíku, fosforu a draslíku) (Verhoeven et al. 1996, Venterink et al. 2001). Je možné, že různé produkční úrovně jsou v růstu limitovány jinými živinami, avšak dusík je stále nejvýznamnějším limitujícím prvkem v mokřadních loukách. Verhoeven et al. (1996) při porovnávání limitací jednotlivými živinami v rozdílných typech vegetace a různých mokřadních ekosystémech zjistil, že mokřadní louky jsou jediným mokřadním ekosystémem, který je limitován draslíkem nebo kombinací draslíku a dusíku a nevykazuje limitaci fosforem.

Stoupající hladina vody může snížit dostupnost dusíku, ale naopak zvýšit dostupnost fosforu pro rostliny. Posuny mezi limitacemi jednotlivými živinami jsou způsobeny vysycháním a provzdušněním půdy mokřadních luk, což zvyšuje rychlost mineralizace dusíku a snižuje dostupnost fosforu, který se váže v komplexních vazbách např. se železem. Vysychání půdy způsobuje menší dostupnost draslíku a fosforu, protože se snižuje jejich difúze v půdě (Venterink et al. 2001). Byla pozorována jistá souvislost mezi typem růstové limitace a nadzemní rostlinnou biomasou, ale tato souvislost nebyla jasně prokázána. Jakýsi gradient v limitaci jednotlivými živinami může být způsoben vysokou kapacitou příjmu živin u rostlin adaptovaných na nehnosené půdy s mobilními ionty draslíku a nízkou kapacitou příjmu imobilních fosfátových iontů (Venterink et al. 2001).

Nižší hodnoty srážek na mokřadních loukách během zimy a jara mohou snížit produkci rostlinné biomasy. Důvodem pro snížení produktivity může být buď stres ze sucha, nebo snížená dostupnost živin během sucha (Venterink et al. 2001).

2.3 Dekompozice v mokřadních ekosystémech

Sladkovodní mokřadní ekosystémy patří mezi ekosystémy s největší primární produkcí (Boon 2006, Wu et al. 2009). Dekompozice rostlinného opadu zde hraje zásadní roli v koloběhu a přenosu živin (Wu et al. 2009) a ve fungování celého ekosystému (Kim and Rejmánková 2004). Každý materiál, který podléhá dekompozici, se skládá ze snadno rozložitelných sloučenin, z obtížně rozložitelných sloučenin a ze sloučenin nerozložitelných. Sloučeniny, které jsou metabolizovány pomalu (lignin, hemicelulózy, celulózy) přispívají k dlouhým a složitým trofickým řetězcům (Úlehlová 1998).

V první fázi dekompozice dochází k pasivnímu vyluhování živin a k rozkladu ve vodě rozpustných organických sloučenin. V rozkládajícím se substrátu stoupá množství dusíku a ligninu a klesá množství většiny anorganických sloučenin (Úlehlová 1998, Berg and Laskowski 2006). Snadnost dekompozice klesá s časem (Úlehlová 1998).

Aktivita mikroorganismů v různých typech mokřadních ekosystémů se liší v závislosti na teplotě, typu půdy, vlhkosti, množství živin a snadnosti rozkladu konkrétního organického materiálu. V raných fázích dekompozice je limitujícím faktorem pro mikrobiální aktivitu obsah dusíku nebo fosforu v opadu, v pozdějších fázích dekompozice se stává limitujícím faktorem množství snadno rozložitelných sloučenin (Úlehlová 1998).

V mokřadních ekosystémech je rychlost dekompozice řízena chemickým složením rostlinného opadu, klimatem, typem půdy a chemickými vlastnostmi vody (Kim and Rejmánková 2004). Jako dobré prediktory dekompozice v mokřadních ekosystémech se zdají být koncentrace dusíku, nebo poměr C:N, koncentrace ligninu, nebo poměr lignin:N (Wieder and Lang 1982, Aerts and de Caluwe 1997) a koncentrace fosforu, nebo poměr C:P v rostlinném opadu (Aerts and de Caluwe 1997). Z dlouhodobějšího hlediska má na dekompozici významný vliv obsah dusíku v opadovém materiálu a poměry fenolické sloučeniny:N, lignin:N a C:N (Aerts and de Caluwe 1997). Rostliny rostoucí v mokřadech mají nízký obsah ligninu. Lignin proto řídí dekompozici až poté, co je vyčerpána zásoba snadněji rozložitelných sloučenin. Lignin však nemá tak silný zpomalující vliv na dekompozici, jako u rostlinného opadu s jeho vysokým obsahem (Aerts and de Caluwe 1997).

Chemické vlastnosti rostlinných druhů dominujících v mokřadních ekosystémech mají významný vliv na rychlost koloběhu živin (Berendse at al. 1989).

Chemické složení opadu a snadnost dekompozice se mezi rostlinnými druhy liší podle dostupnosti živin na stanovištích. V prostředí chudém na živiny produkují rostliny opad, který je obtížněji rozložitelný, protože má větší poměr C:N a vyšší koncentrace obtížně rozložitelných sloučenin než rostlinný opad ze stanovišť na živiny bohatých. Usuzuje se, že rostliny z prostředí chudého na živiny produkují opad, který zpomaluje koloběh živin a rostliny z prostředí na živiny bohatého koloběh živin naopak zrychlují (Aerts and de Caluwe 1997).

Produkce organické hmoty v temperátních a boreálních mokřadních ekosystémech je stále více limitována fosforem. Je to způsobeno atmosférickými depozicemi dusíku, odvodňováním těchto ekosystémů nebo změnami managementu. Důsledky těchto jevů jsou změny druhového složení společenstev, urychlování stárnutí rostlin, omezení reprodukce a změny v chemickém složení rostlinné organické hmoty (zejména stoupající poměr N:P), a tím i změny v procesu dekompozice (Güsewell and Freeman 2005). Rychlost dekompozice rostlinného opadu mohou ovlivnit i globální změny, jako například rostoucí hladina depozice atmosférického dusíku. Zvyšující se zásoba dusíku vede ke vzniku opadu s vyšší koncentrací dusíku a tento opad se rychleji rozkládá (Aerts and de Caluwe 1997).

Mokřadní ekosystémy mohou akumulovat nadbytek organické hmoty buď jako důsledek zvýšení jejich primární produkce, nebo poklesu rychlosti dekompozice a odplavování živin. Celosvětově jsou mokřadní ekosystémy významné při akumulaci uhlíku (Mitsch and Gosselink 2000).

Růst rostlin je ve většině terestrických ekosystémů limitován dusíkem. Přídavek dusíku způsobí ve většině rašelinišť zvyšování akumulace uhlíku. Tato rychlost je v rašelinných ekosystémech dána nízkou rychlostí dekompozice organické hmoty. Zvyšující se depozice atmosférického dusíku povedou k větší akumulaci uhlíku v rašeliništích. V místech s velmi velkou depozicí atmosférického dusíku se však růst rostlin může změnit z limitovaného dusíkem na limitovaný fosforem a potom se snižuje funkce těchto rašelinišť při akumulaci CO₂. Změny v atmosférických depozicích dusíku mohou ovlivnit rovnováhu uhlíku v rašelinných ekosystémech, protože mají vliv jak na rostlinnou produkci, tak na dekompozici organické hmoty. Vliv atmosférické

depozice dusíku na funkci rašelinišť při akumulaci CO₂ proto závisí na tom, kterými živinami je růst rostlin na rašeliništi limitován (Aerts et al. 1995).

Rychlost dekompozice v mokřadních ekosystémech je nejvíce ovlivňována záplavami (jejich trváním, prouděním vody, apod.). Periodické zaplavování lokalit má za následek vyšší respiraci, mineralizaci a rychlejší dekompozici. Největší rychlosti dekompozice jsou dosahovány za aerobních podmínek (Úlehlová 1998, Mitsch and Gosselink 2000) s vyváženým režimem zaplavování a vysychání, nejnižší rychlosti jsou dosahovány za zcela anaerobních podmínek (Úlehlová 1998). Nejdůležitějším faktorem řídícím dekompozici v ekosystémech dobře zásobovaných vodou a kyslíkem je teplota (Úlehlová 1998).

Dekompozice zahrnuje mineralizaci organické hmoty. Jedná se o přeměnu organických sloučenin na plynné anorganické formy uhlíku jako CO₂ a metan (Boon 2006). Zaplavení suché půdy vodou vede k velice rychlé mineralizaci organické hmoty, která je patrná z prudkého uvolnění CO₂. Při cyklech zaplavování a vysychání (tzv. „wet-dry cycles“) se dekompozice projeví jako velmi prudká počáteční mineralizace organické hmoty ihned po zaplavení, která je následována poklesem rychlosti mineralizace a postupně menším obsahem uvolňovaného CO₂ s každým dalším následujícím cyklem vysychání a zaplavování. Pouze část celkového množství organické hmoty v suché půdě podlehne dekompozici během jednoho zaplavení (Boon 2006). Zaplavení suché půdy způsobí, že se půdní póry zaplní vodou, což vede k postupnému nahrazení aerobních podmínek prostředí za anaerobní (redukční podmínky). Při vysychání se redukční podmínky prostředí opět mění na aerobní (Boon 2006). Za stále anaerobních a vysoce redukčních podmínek prostředí se uvolní pouze asi polovina množství CO₂ v porovnání s aerobními nebo střídavě aerobními a anaerobními podmínkami prostředí. Rychlost dekompozice je tudíž výrazně pomalejší za anaerobních podmínek. Hlavním produktem dekompozice organické hmoty za těchto podmínek je metan (Boon 2006). Dekompozice rostlinného bylinného opadu je rychlejší na sezónně zaplavovaných lokalitách než na lokalitách téměř nezaplavovaných nebo lokalitách stále mokřých (Boon 2006).

Dekompozice se může odehrávat za zcela aerobních podmínek (na povrchu mrtvé organické hmoty, nad vodní hladinou nebo nad povrchem půdy), pod vodní hladinou, kde dekompozici napomáhají svou enzymatickou aktivitou různé

mikroorganismy, nebo pod povrchem půdy (Úlehlová 1998). Dekompozice organické hmoty v mokřadních ekosystémech vyžaduje pro svůj průběh donor elektronů (za aerobních podmínek kyslík, za anaerobních podmínek sírany nebo dusičnany), vlhkost, anorganické živiny a mikroorganismy, které jsou schopné metabolizovat daný substrát za daných podmínek. Všechny tyto proměnné jsou ovlivněny hydrologickým režimem na stanovišti (Mitsch and Gosselink 2000).

Lokální oxidačně-redukční podmínky významně ovlivňují dekompozici a určují, zda bude dekompozice probíhat za aerobních nebo anaerobních podmínek. Když oxidace organické hmoty probíhá za **aerobních podmínek**, je asi 50 % uhlíku použito při respiraci a uvolněno jako CO₂ a dalších 50 % je zabudováno do biomasy mikroorganismů. Konečné produkty aerobní dekompozice jsou CO₂, sírany, dusičnany a obtížně rozložitelné zbytky (Úlehlová 1998).

Při **anaerobní dekompozici** se vytváří mnoho meziproductů, avšak je zde méně mikrobiální biomasy a vzniká méně CO₂. Rychlost dekompozice je nižší než za aerobních podmínek. Konečnými produkty anaerobní dekompozice jsou metan, vodík, amoniak, aminy, merkaptany a sulfidy (Úlehlová 1998). Poměr mezi CO₂ a metanem udává stupeň anaerobních podmínek. Metan uvolňovaný v mokřadních ekosystémech při dekompozici je důležitou součástí globální tepelné bilance (Úlehlová 1998).

Při zaplavení půdy mokřadních ekosystémů vodou nastávají anaerobní podmínky. Rychlost difúze kyslíku v půdě je výrazně omezena. To vede relativně rychle k vytvoření anaerobních (redukčních) podmínek. Rychlost, jakou je vyčerpán kyslík, závisí na okolní teplotě a na dostupnosti organického materiálu pro mikrobiální respiraci. Nedostatek kyslíku brání rostlinám v kořenovém dýchání a ovlivňuje dostupnost živin v půdě. Kyslík z půdní vody zpravidla není zcela vyčerpán. Zůstává tenká okysličená vrstvička na povrchu půdy (na rozhraní půda–voda). Tato vrstva je důležitá z hlediska chemických přeměn a koloběhu živin v mokřadních ekosystémech. Nacházejí se zde oxidované ionty (Fe³⁺, Mn⁴⁺, NO₃⁻, SO₄²⁻), zatímco v hlubších neokysličených (redukovaných) vrstvách se nacházejí jejich redukované formy (Mitsch and Gosselink 2000). Když v mokřadních ekosystémech nastanou anaerobní podmínky, je jednou z prvních reakcí redukce dusičnanu (NO₃⁻) nejdříve na dusitan (NO₂⁻) a poté na oxid dusný (N₂O) nebo plynný dusík (N₂) (Mitsch and Gosselink 2000).

Za nejvíce redukčních podmínek je konečným akceptorem elektronů sama organická hmota nebo CO_2 . Vznikají při tom nízkomolekulární organické sloučeniny a metan (Mitsch and Gosselink 2000).

Důsledek zaplavení půd v mokřadních ekosystémech je snížení pH bazických půd (většinou minerální půdy), což brání tvorbě CO_2 a kyseliny uhličitě a zvýšení pH kyselých půd (většinou organické půdy), což brání redukci hydroxidu železitého (Mitsch and Gosselink 2000).

Redoxní potenciál (míra dostupnosti elektronů v roztoku) je používán při vyjadřování elektrochemické redukce mokřadních půd. Když jsou organické sloučeniny v zaplavené půdě oxidovány, redoxní potenciál klesá, protože se zde odehrává sled redukcí. Organická hmota je jedna z nejvíce redukovaných sloučenin a může být oxidována jen v přítomnosti nějakého terminálního akceptoru elektronů (O_2 , NO_3^- , Mn^{2+} , Fe^{3+} , SO_4^{2-}) (Mitsch and Gosselink 2000).

Dusík se v mokřadních ekosystémech vyskytuje v mnoha oxidovaných stavech, které jsou důležité v biogeochemických procesech. Bývá to nejvíce limitující prvek v zaplavených půdách. V mokřadních ekosystémech se za anaerobních podmínek uvolňuje nejvíce dusíku v plynné formě z litosféry a hydrosféry do atmosféry v procesu mikrobiální denitrifikace dusičnanů (Mitsch and Gosselink 2000). Poté, co se v půdách mokřadních ekosystémů vyčerpá kyslík, jsou dusičnany jedním z prvních terminálních akceptorů elektronů. Proto jsou dusičnany velice důležitou sloučeninou při oxidaci organické hmoty v mokřadních ekosystémech (Mitsch and Gosselink 2000).

Přeměny dusíku v mokřadních ekosystémech zahrnují různé mikrobiální procesy. Některé z nich znepřístupňují živiny pro příjem rostlinami (Mitsch and Gosselink 2000). Mineralizace dusíku je série biologických přeměn v procesu dekompozice z organicky vázaného dusíku na amonný iont. Tento proces se odehrává za aerobních i anaerobních podmínek. Amonný iont může být přijat rostlinným kořenovým systémem nebo anaerobními mikroorganismy a přeměněn zpět na organickou hmotu. V podmínkách s vysokým pH může být amonný iont přeměněn na amoniak (NH_3), který je uvolněn do atmosféry. Amonný iont není v mokřadních půdách dále oxidován, protože jsou zde anaerobní podmínky a vytváří se gradient mezi vysokými koncentracemi iontu v redukované mokřadní půdě a nízkými koncentracemi v oxidované vrstvě na povrchu půdy. Tento gradient způsobuje vzestupnou difúzi

amonného iontu do oxidované vrstvy. V oxidovaném prostředí může být amonný iont oxidován v procesu nitrifikace a přeměněn na dusičnan (NO_3^-). Ten může být buď ihned asimilován rostlinami, nebo může prodělat sérii redukčních procesů. Nejčastěji je redukován na amoniak a podstupuje denitrifikaci. Denitrifikace je proces vykonávaný mikroorganismy za anaerobních podmínek, kde dusičnan vystupuje jako terminální akceptor elektronů. Výsledkem je uvolnění plynného oxidu dusného (N_2O) a molekulárního dusíku (N_2) (Mitsch and Gosselink 2000). Rychlost difúze dusičnanu v mokřadních půdách je mnohem rychlejší než rychlost difúze amonného iontu, proto jsou rychlost difúze amonného iontu a následný proces nitrifikace limitujícími faktory celého procesu uvolnění dusíku při procesu denitrifikace (Mitsch and Gosselink 2000).

Důležitým zdrojem dusíku pro některé mokřadní ekosystémy je fixace dusíku, jejímž výsledkem je přeměna plynného N_2 na organický dusík různými aerobními i anaerobními mikroorganismy v přítomnosti enzymu nitrogenázy (Mitsch and Gosselink 2000).

Dalšími velmi významnými akceptory elektronů v mokřadních ekosystémech po dusičnanech je železo, mangan a sloučeniny síry. Síra je z mokřadních ekosystémů uvolňována do atmosféry zejména jako hydrogen sulfid (H_2S) nebo dimetyl sulfid [$(\text{CH}_3)_2\text{S}$]. Hydrogen sulfid je charakteristický pro anaerobní sedimenty v mokřadních ekosystémech (Mitsch and Gosselink 2000).

Mezi přeměny **uhlíku** v mokřadních ekosystémech patří za aerobních podmínek fotosyntéza a aerobní respirace. Voda je hlavním donorem elektronů při fotosyntéze a kyslík (O_2) je terminálním akceptorem elektronů při respiraci. V mokřadních ekosystémech však převládají anaerobní podmínky a proto jsou hlavními procesy přeměny uhlíku fermentace a metanogeneze (Mitsch and Gosselink 2000).

Fermentace se odehrává za podmínek, kdy je sama organická hmota terminálním akceptorem elektronů v anaerobní respiraci mikroorganismů a vytváří se různé nízkomolekulární kyseliny, alkoholy (kyselina mléčná a etanol) a CO_2 (Mitsch and Gosselink 2000).

Metanogeneze zahrnuje procesy, při nichž určité skupiny bakterií využívají CO_2 nebo nízkomolekulární organické sloučeniny jako akceptor elektronů pro produkci plynného metanu. Produkce metanu vyžaduje extrémně redukční podmínky (Mitsch and Gosselink 2000).

Fosfor je jedním z nejvýznamnějších limitujících faktorů v mokřadních ekosystémech. V mokřadních půdách se nachází jako rozpustné i nerozpustné komplexy v organických i anorganických formách. Největší množství fosforu je v mokřadních ekosystémech vázáno v organickém opadu a rašelině a v anorganických sedimentech. Fosfor není přímo ovlivněn změnami v redoxním potenciálu (na rozdíl od dusíku, železa, manganu a síry), ale je nepřímo ovlivněn v půdě a sedimentech, kde se váže s různými prvky, jako např. železem, které změnami redoxního potenciálu ovlivněny jsou (Mitsch and Gosselink 2000).

Fosfor je lépe rozpustný za anaerobních podmínek. Když v mokřadních ekosystémech nastanou anaerobní podmínky, stoupá množství rozpustného fosforu, protože fosfor je při anaerobních podmínkách uvolňován z různých sloučenin, které se za redukčních podmínek redukuje (Mitsch and Gosselink 2000).

3 METODIKA

3.1 Charakteristika studovaných oblastí

Obě studované lokality, Hamr a Záblatské louky, se nacházejí v CHKO a biosferické rezervaci Třeboňsko v jižních Čechách. Jedná se o podmáčené louky. Typ půdy na obou lokalitách je prachová hlína (Picek et al. 2008). Další charakteristiky půdy na obou lokalitách jsou shrnuty v Tabulce 1.

Záblatské louky (ZL) jsou okrajovým mokřadem v záplavové oblasti rybníka Záblatský. Výška vodní hladiny rybníka ovlivňuje vodní režim na lokalitě. Výška hladiny v rybníce je po většinu roku udržována poměrně stabilní, proto i na lokalitě Záblatské louky výška vodní hladiny příliš nekolísá. Výjimkou jsou období extrémního sucha v létě a podzimní vypouštění rybníka. Lokalita je vystavena občasným záplavám v důsledku zvyšování hladiny v Záblatském rybníce. Tato lokalita leží na rašelinné půdě v nadmořské výšce 426 m. Jedná se o ostřicovou louku, na které dominují druhy *Carex vesicaria* a *Carex acuta* (Picek et al. 2008).

V 70. a 80. letech 20. století byly všechny louky v okolí rybníka Záblatský značně poškozeny nadměrnou aplikací prasečí kejdy. V dnešní době je hnojení vyloučeno a stav se postupně zlepšuje (Albrecht a kol. 2003).

Lokalita **Hamr (H)** leží poblíž vesnice Hamr v nivě řeky Nežárky. Výška vodní hladiny na lokalitě kolísá více než na ZL, protože lokalita je propojena odvodňovacími příkopy s řekou. Průměrná výška vodní hladiny je však nižší než na ZL. Lokalita leží na bahnito-písčitéch náplavách v nadmořské výšce 415 m. Dominují zde druhy *Glyceria maxima* a *Carex acuta* (Picek et al. 2008).

Podrobnější popis obou lokalit uvádí Picek et al. (2008).

Tab.1: Vybrané charakteristiky půdy na studovaných lokalitách (podle Burianová 2008).

Charakteristika	Hamr	Záblatské louky
Objemová hmotnost [g/cm ³]	0,52 ± 0,04	0,21 ± 0,02
Obsah celkového C [%]	9,93 ± 1,65	22,41 ± 2,25
Obsah celkového N [%]	0,67 ± 0,1	1,20 ± 0,09
Poměr C:N	14,6	18,66
Půdní druh	prachová hlína	prachová hlína
Obsah jílových částic [%]	12,5	22,5
Kategorizace půd podle trofie	mezotrofní	mezotrofní
Kategorizace půd podle SOM	minerální	organická

SOM ... půdní organická hmota

3.2 Měření rychlosti dekompozice

3.2.1 Použitá metoda

Pro studium vlivu hnojení na rychlost dekompozice rostlinného opadu na podmáčených loukách byla zvolena metoda opadových sáčků (tzv. „litter bag method“) (Wieder and Lang 1982, Úlehlová 1998, Berg and Laskowski 2006).

3.2.2 Uspořádání pokusu

Na každé lokalitě jsou založeny 4 bloky (ZL 1 až 4, H 1 až 4), na každém z bloků jsou tři plochy s rozdílným typem hnojení. Hnojení bylo prováděno pomocí komerčního NPK hnojiva (Lovofert 15:15:15 NPK, Lovochemie, a.s.). Hnojivo bylo aplikováno ve dvou polovičních dávkách v průběhu vegetačního období v roce 2007 a 2008, a to v těchto dávkách: 0 kg NPK×ha⁻¹×rok⁻¹ (No), 65 kg NPK×ha⁻¹×rok⁻¹ (Low) a 300 kg NPK×ha⁻¹×rok⁻¹ (High). Podrobnější popis uspořádání pokusu a aplikace hnojiva uvádí Pícek et al. (2008). V této studii byly vynechány bloky s variantou pokusu Low, tzn. 65 kg NPK×ha⁻¹×rok⁻¹, protože obsah živin v rostlinném materiálu byl podobný jako u varianty pokusu No (žádné hnojivo).

V říjnu 2009 byla sesbírána rostlinná biomasa z obou lokalit a byla sušena při pokojové teplotě po dobu jednoho týdne. Poté byla tato biomasa roztríděna do druhů a byly ponechány pouze druhy dominující na jednotlivých plochách (*Carex acuta* na Záblatí a *Carex acuta* a *Glyceria maxima* na Hamru) a byly odstraněny nezelené části rostlin. Živá (zelená) biomasa byla zvážena a rozstříhána na cca 2 centimetrové kousky.

Byly připraveny opadové sáčky, které byly zhotoveny z nylonu o rozměru 20×20 cm a velikostí ok 1 mm. Jedna strana opadových sáčků byla ponechána otevřená. Tím bylo zajištěno, že k opadovému materiálu bude mít přístup veškerá půdní fauna a podmínky uvnitř opadových sáčků proto budou podobné jako v okolním prostředí.

Do připravených opadových sáčků bylo odváženo po 2 g rozstříhaného a usušeného rostlinného materiálu od každého typu opadu a do každého sáčku bylo vloženo pořadové číslo. Pro H 1 No *Carex*, H1 No *Glyceria* a ZL 1 High *Carex* nebylo sesbíráno dost rostlinného materiálu a byly z dalšího pokusu odstraněny. Pro každý typ opadu bylo celkem 15 opadových sáčků s rostlinným materiálem, avšak pro ZL 3 No *Carex* a H 3 No *Carex* bylo použito jen 12 opadových sáčků, protože nebylo sesbíráno dost rostlinného materiálu.

V listopadu 2009 byly opadové sáčky položeny na výzkumné plochy. Pro každý typ opadu byly opadové sáčky náhodně rozděleny po pěti, nebo v případě ZL 3 No *Carex* a H 3 No *Carex* po čtyřech a každá pětice (čtveřice) byla připevněna provázkem k dřevěné tyčce a položena na povrch půdy. Každý opadový sáček byl zajištěn drátem, aby ho rostoucí vegetace nezvedla z povrchu půdy. Vždy jeden z pětice (čtveřice v případě ZL 3 No *Carex* a H 3 No *Carex*) opadových sáčků byl ponechán pro analýzu jako iniciální vzorek. Rostlinný materiál z těchto sáčků byl usušen při teplotě 65 °C po dobu 48 hodin. Poté byla zjištěna hmotnost sušiny a materiál byl předán na analýzu počátečního obsahu živin (chemického složení).

V březnu 2010 byl náhodně vybrán vždy jeden z pětice (čtveřice) sáčků, který byl odejmut z lokality, z rostlinného materiálu byly odstraněny nečistoty a byl usušen při 65 °C po dobu 48 hodin. Poté byl materiál předán na analýzu pro úbytek hmoty.

3.3 Statistické zpracování dat

Zpracování dat jsem provedla v programu Microsoft Excel (grafické výstupy, průměry). Pro statistické zhodnocení dat jsem použila program SYSTAT verze 11. Pro testování rozdílů mezi jednotlivými variantami pokusu a mezi jednotlivými bloky jsem použila ANOVu pro zcela znáhodněné bloky (complete randomized block ANOVA).

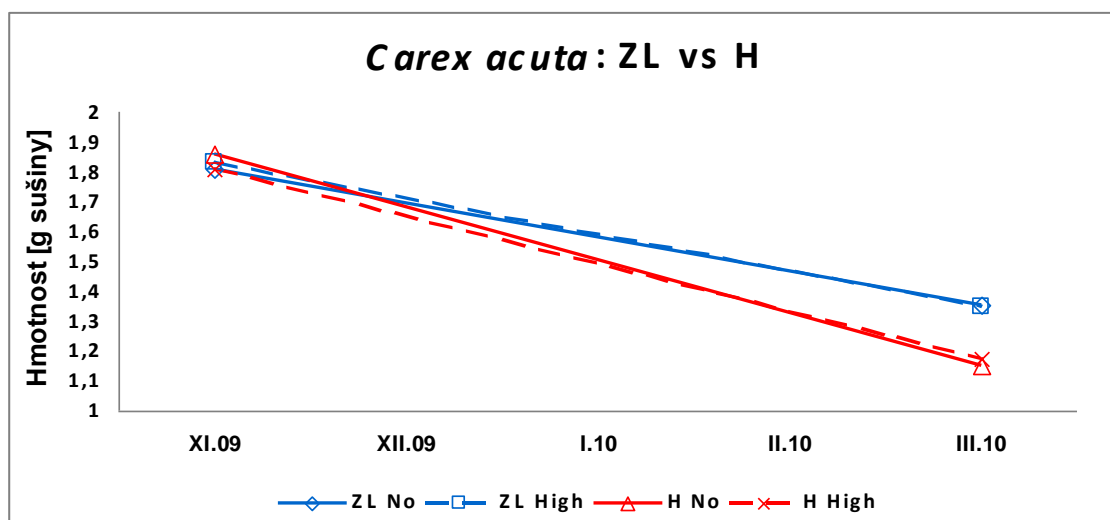
4 VÝSLEDKY

Nebyl zjištěn žádný statisticky významný rozdíl mezi bloky ani jednotlivými variantami pokusu na žádné ze dvou lokalit ($p > 0,05$).

Rychlost dekompozice druhu *Carex acuta* byla po čtyřech měsících větší na Hamru v porovnání se Záblatskými loukami (Tab.2, Obr.1). Rychlost dekompozice se také lišila mezi druhy *Carex acuta* a *Glyceria maxima* na Hamru. Rychlost dekompozice pro druh *Glyceria maxima* byla větší než pro *Carex acuta* (Tab.3, Obr.2).

Tab.2: Průměrné rychlosti úbytku opadové hmoty druhu *Carex acuta* na lokalitách Záblatské louky a Hamr.

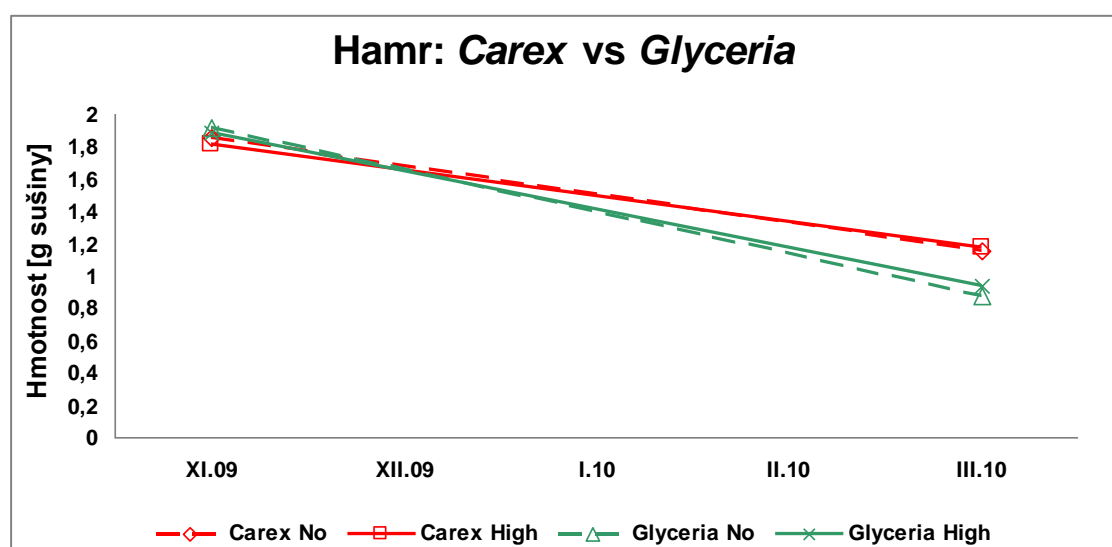
Lokalita	Varianta pokusu	Úbytek hmotnosti	Relativní úbytek hmotnosti [g/g]	Relativní rychlost úbytku hmotnosti [mg/g/d]
ZL	No	0,452	0,243	1,973
ZL	High	0,483	0,263	2,136
H	No	0,704	0,380	3,136
H	High	0,638	0,351	2,901



Obr.1: Porovnání rychlosti dekompozice druhu *Carex acuta* mezi lokalitami Hamr a Záblatské louky.

Tab.3: Průměrné rychlosti úbytku opadové hmoty na lokalitě Hamr pro druhy *Carex acuta* a *Glyceria maxima*.

Rostlinný druh	Varianta pokusu	Úbytek hmotnosti	Relativní úbytek hmotnosti [g/g]	Relativní rychlost úbytku hmotnosti [mg/g/d]
Carex	No	0,704	0,380	3,136
Carex	High	0,638	0,351	2,901
Glyceria	No	1,039	0,542	4,476
Glyceria	High	0,948	0,501	4,144



Obr.2: Porovnání rychlost dekompozice mezi rostlinnými druhy *Carex acuta* a *Glyceria maxima* na Hamru.

Chemické složení rostlinného opadu po čtyřech měsících inkubace na lokalitách se lišilo mezi lokalitami, avšak nelišilo se mezi rostlinnými druhy, ani mezi variantami pokusu (Tab.4). Nebyl však zjištěn statisticky významný rozdíl mezi jednotlivými variantami pokusu. Obsah dusíku a fosforu je zhruba o polovinu nižší pro opad z lokality Záblatské louky než pro opad z Hamru. Obsah dusíku a fosforu se výrazně neliší mezi jednotlivými variantami pokusu ani na jedné z lokalit a neliší se ani v porovnání mezi druhy *Carex acuta* a *Glyceria maxima* na lokalitě Hamr. Obsah uhlíku je podobný pro všechny typy opadu z obou lokalit. Poměr C:N je pro opad z lokality Záblatské louky přibližně stejný pro obě varianty pokusu a je asi o polovinu

vyšší než pro všechny typy opadu z lokality Hamr. Poměry C:P a N:P vykazují podobný trend jako poměr C:N.

Tab.4: Průměrné hodnoty obsahu živin a vzájemné poměry těchto živin pro druhy *Carex acuta* a *Glyceria maxima* a pro jednotlivé varianty pokusu.

Lokalita	Rostlinný druh	Varianta pokusu	N [%]	C [%]	P [%]	C:N	C:P	N:P
ZL	<i>C. acuta</i>	No	1,51	45,45	0,13	30,34	363,21	12,02
ZL	<i>C. acuta</i>	High	1,51	45,08	0,17	30,02	274,43	9,14
H	<i>C. acuta</i>	No	2,79	44,68	0,27	16,04	164,50	10,25
H	<i>C. acuta</i>	High	2,81	44,48	0,29	15,89	157,18	9,87
H	<i>G. maxima</i>	No	2,77	43,00	0,25	15,54	169,03	10,89
H	<i>G. maxima</i>	High	2,79	43,09	0,25	15,53	169,83	10,96

5 DISKUZE

Cílem praktické části této práce bylo porovnat vliv hnojení na rychlost dekompozice rostlinného opadu na dvou mokřadních loukách.

Evropské bylinné mokřadní ekosystémy jsou nejčastěji limitovány dusíkem (Venterink 2001). Přídavek dusíku v mokřadních ekosystémech způsobí, že růst rostlin přestane být limitován dusíkem a začne být limitován fosforem. Koncentrace dusíku v takové rostlinné biomase začne stoupat, a tím začne stoupat i rychlost dekompozice tohoto rostlinného opadu (Aerts et al. 1995, Picek et al. 2008). V této studii nebyly zjištěny žádné statisticky významné rozdíly ani na jedné ze dvou lokalit mezi bloky hnojenými komerčním NPK hnojivem a bloky nehnojenými.

Rychlost dekompozice druhu *Carex acuta* na lokalitě Hamr byla větší než na lokalitě Záblatské louky bez ohledu na variantu pokusu. Tento rozdíl nebyl statisticky průkazný, avšak byl patrný. Různá rychlost dekompozice na obou lokalitách byla pravděpodobně způsobena rozdílnými vlastnostmi půdy. Na lokalitě Hamr je minerální půda, zatímco na lokalitě Záblatské louky je půda organická. Organické půdy mají živiny vázané ve formách nedostupných pro rostliny, na rozdíl od půd minerálních. Mokřadní organické půdy mají velmi často nízký obsah dusíku a limitují tak rostlinný růst (Mitsch and Gosselink 2000). Nízký obsah dusíku na lokalitě Záblatské louky, která se nachází na organické půdě, proto mohl zpomalit rychlost dekompozice v porovnání s lokalitou Hamr.

Obsah dusíku a poměr C:N u druhu *Carex acuta* se mezi lokalitami Záblatské louky a Hamr poněkud lišil bez ohledu na variantu pokusu. Obsah dusíku byl pro druh *Carex acuta* zhruba dvakrát větší na lokalitě Hamr v porovnání s lokalitou Záblatské louky. Rychlost dekompozice je tím větší, čím je větší obsah dusíku v opadovém materiálu (Hobbie 1992, Hättenschwiler and Gasser 2005). Tento rozdíl proto mohl způsobit rozdílnou rychlost dekompozice druhu *Carex acuta* mezi lokalitami.

Rychlost dekompozice byla na lokalitě Hamr větší pro druh *Glyceria maxima* v porovnání s druhem *Carex acuta*. Tento rozdíl v rychlosti dekompozice je pravděpodobně způsoben rozdílným chemickým složením obou druhů. Rychlost dekompozice rostlinného opadu klesá s rostoucím poměrem C:N (Hobbie 1992,

Hättenschwiler and Gasser 2005, Zhang et al. 2008) a je přímo úměrná obsahu dusíku v opadovém materiálu (Hobbie 1992, Hättenschwiler and Gasser 2005). Ačkoliv měly oba druhy na lokalitě Hamr podobný obsah dusíku, uhlíku i podobný poměr C:N, byl poměr C:N poněkud vyšší pro druh *Carex acuta* v porovnání s druhem *Glyceria maxima*. Opad druhu *Glyceria maxima* proto snadněji podléhal dekompozici.

6 ZÁVĚR

Cílem této bakalářské práce bylo především vytvořit souhrnný literární přehled o procesu dekompozice, vlivu klimatických změn, přidaných živin a atmosférických depozic dusíku na proces dekompozice, popsat, jak dekompozice rostlinného opadu probíhá, jakými metodami se studuje a jak se dá matematicky vyhodnotit její průběh. Podstatnou část tvoří popis procesu dekompozice v mokřadních ekosystémech obecně a dále konkrétně v mokřadních loukách.

Cílem praktické části této bakalářské práce bylo stanovit vliv hnojení komerčním NPK hnojivem na rychlost dekompozice rostlinného opadu na dvou mokřadních loukách.

Nebyl zjištěn žádný statisticky významný rozdíl mezi jednotlivými variantami pokusu ani na jedné ze dvou lokalit, avšak rychlost dekompozice pro druh *Carex acuta* na jednotlivých lokalitách a rychlost dekompozice na lokalitě Hamr mezi druhy *Carex acuta* a *Glyceria maxima* se poněkud lišila.

7 LITERATURA

Aerts, R. 1997: Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos* 79: 439-449.

Aerts, R., de Caluwe, H. 1997: Nutritional and plant-mediated controls on leaf litter decomposition of *Carex* species. *Ecology* 78: 244-260.

Aerts, R., van Logtestijn, R., van Staalduinen, M. 1995: Nitrogen supply effects on productivity and potential leaf litter decay of *Carex* species from peatland differing in nutrient limitation. *Oecologia* 104: 447-453.

Aerts, R., Verhoeven, J. T. A., Whigham, D. F. 1999: Plant-mediated controls on nutrient cycling in temperate fens and bogs. *Ecology* 80: 2170-2181.

Albrecht, J. a kol. 2003: Českobudějovicko. In Mackovčín P., Sedláček, M. (eds.). Chráněná území ČR, svazek VIII. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, 808 pp.

Berendse, F., Bobbink, R., Rouwenhorst, G. 1989: A comparative study on nutrient cycling in wet heatland ecosystems. *Oecologia* 78: 338-348.

Berg, B. 2000: Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and Management* 133: 13-22.

Berg, B., Laskowski, R. 2006: Methods in studies of organic matter decay. In: Berg, B., Laskowski, R. Litter decomposition: A guide to carbon and nutrient turnover, Volume 38 (Advances in Ecological Research). Academic Press, pp. 291-331.

Boon, P. I. 2006: Biochemistry and bacterial ecology of hydrologically dynamic wetland. In Batzer, D. P., Sharitz, R., R. (eds). Ecology of freshwater and estuarine wetlands. University of Carolina Press, pp. 115-176.

Bradford, M. A., Tordoff, G. M., Eggers, T., Jones, T. H. and Newington, J. E. 2002: Microbiota, fauna, and mesh size interactions in litter decomposition. *Oikos* 99: 317-323.

Bragazza, L., Siffi, C., Iacumin, P., Gerdol, R. 2007: Mass loss and nutrient release during litter decay in peatland: The role of microbial adaptability to litter chemistry. *Soil Biology and Biochemistry* 39: 257-267.

Burianová, J. 2008: Vliv živinové zátěže na rhizosférní efekt v mokřadních půdách. České Budějovice, 52 s. Magisterská diplomová práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.

Coûteaux, M.-M., Bottner, P., Berg, B. 1995: Litter decomposition, climate and litter quality. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 63-66.

Güsewell, S., Freeman, C. 2005: Nutrient limitation and enzyme activities during litter decomposition of nine wetland species in relation to litter N:P ratios. *Functional Ecology* 19: 582-593.

Hättenschwiler, S., Gasser, P. 2005: Soil animals alter plant litter diversity effects on decomposition. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 120: 1519-1524.

Henry, H. A. L., Brizgys K., Field, Ch. B. 2008: Litter decomposition in California annual grassland: interactions between photodegradation and litter layer thickness. *Ecosystems* 11: 545-554.

Hobbie, S. E. 1992: Effects of plant species on nutrient cycling. *Trends in Ecology and Evolution* 7: 336-339.

Joyce, C. B., Wade, M. P. 1998: Wet grasslands: A European perspective. In Joyce, C. B., Wade, M. P. (eds.). *European Wet Grasslands: Biodiversity, Management and Restoration*. Wiley, pp. 1-12.

Keeler, B. L., Hobbie, S. E., Kellogg, L. E. 2009: Effects of long-term nitrogen addition on microbial enzyme activity in eight forested and grassland sites: implications for litter and soil organic matter decomposition. *Ecosystems* 12: 1-15.

Kim, J. G., Rejmánková, E. 2004: Decomposition of macrophytes and dynamics of enzyme activities in subalpine marshes in Lake Tahoe basin, U.S.A. *Plant and Soil* 266: 303-313.

Manchester, S. J., McNally, S., Treweek, J. R., Sparks, T. H., Mountford, J. O. 1999: The cost and practicality of techniques for the reversion of arable land to lowland wet grassland—an experimental study and review. *Journal of Environmental Management* 55: 91-109.

Meentemeyer, V. 1978: Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. *Ecology* 59: 465-472.

Mitsch, J. W., Gosselink J. G. 2000: *Wetlands*. Third Edition. Wiley, 920 pp.

Moorhead, D. L., Reynolds, J. F. 1989: The contribution of abiotic processes to buried litter decomposition in northern Chihuahuan Desert. *Oecologia* 79: 133-135.

Nanda, A., Asaeda, T., Fujino, T., Siong, K., Nakajima, T. 2009: Aggregation of Lepidostomatidae in small mesh size litter-bags: implication to the leaf litter decomposition process. *Wetlands Ecology and Management* 17: 417-421.

Picek, T., Kaštovská, E., Edwards, K., Zemanová, K., Dušek, J. 2008: Short term effects of experimental eutrophication on carbon and nitrogen cycling in two types of wet grassland. *Community Ecology* 9: 81-90.

Prescott, C. E. 2005: Do rates of litter decomposition tell us anything we really need to know? *Forest Ecology and Management* 220: 66-74.

Smith, V. C., Bradford, M. A. 2003: Litter quality impacts on grassland litter decomposition are differently dependent on soil fauna across time. *Applied Soil Ecology* 24: 197-203.

Úlehlová, B. 1998: The role of decomposers in wetlands. In Westlake, D.F., Kvet, J., Szczepanski, A. (eds.). *The Production Ecology of Wetlands*. Cambridge University Press, pp. 192-210.

Van Noordwijk, M. 1996: Decomposition: driven by nature or nurture? *Applied Soil Ecology* 4: 1-3.

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.

Veroeven, J. T. A., Koerselman, W., Meuleman, A. F. M. 1996: Nitrogen- or phosphorus-limited growth in herbaceous, wet vegetation: relations with atmospheric inputs and management regimes. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 494-497.

Wieder, R. K, Lang, G. E. 1982: A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecology* 63: 1636-1642.

Wu, H., Lu, X., Jiang, M., Bao, X. 2009: Impacts of soil fauna on litter decomposition at different succession stages of wetland in Sanjiang Plain, China. *Chinese Geographical Science* 19: 258-264.

Zhang, D., Dafeng, H., Yiqi, L., Zhou, G. 2008: Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *Journal of Plant Ecology* 1: 85-93.