

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Zemědělská fakulta

Katedra Biologických disciplín

Studovaný program: Zemědělství

Studijní obor: Agroekologie

Vliv simulované eutrofizace na primární produkci marginálního mokřadu

Bakalářská práce

Vedoucí bakalářské práce:

Doc. RNDr. Hana Čížková

Konzultant:

Mgr. Vladimír Suchý

Autor:

Michal Toupal

České Budějovice

Duben 2013

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma „Vliv simulované eutrofizace na primární produkci marginálního mokřadu“ vypracoval samostatně na základě vlastního vyhodnocení dat a s použitím literárních pramenů uvedených v seznamu literatury.

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

V Českých Budějovicích dne 7. dubna 2013

Podpis:

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval všem, kteří mi pomáhali při vypracování bakalářské práce. Zvláštní poděkování patří vedoucí mé bakalářské práce, Doc. RNDr. Haně Čížkové za spočítání statistického testu, za pomoc při vedení práce, za cenné rady a poskytnutou literaturu.

Za pomoc při odběrech biomasy a jejím následném třídění děkuji Mgr. Vladimíru Suchému a kolegovi Ladislavu Haškovi. Celé své rodině děkuji za trpělivost a podporu při studiu.

Anotace

Tato bakalářská práce je součástí projektu GA ČR 526/09/1546 („Význam nově asimilovaného uhlíku pro interakce rostlin s půdou v mokřadních travinných ekosystémech v proměnlivých podmínkách vnějšího prostředí“). Cílem práce je stanovit nadzemní produkci a hmotnost biomasy travinného mokřadního porostu v Přírodní rezervaci Záblatské louky v CHKO a BR Třeboňsko. Součástí práce je také posouzení vlivu několikaletého hnojení v předchozích letech na druhové složení a hmotnost nadzemní biomasy tohoto porostu. Nadzemní biomasa byla odebírána ve třech odběrech v roce 2012. Při každém odběru se odebralo celkem 24 vzorků z ploch s rozdílným stupněm hnojení. Varianty zahrnovaly plochy s vysokým stupněm hnojení, plochy s nízkým stupněm hnojení a plochy nehnojené. Vzorky se odebíraly z ploch o rozměrech 0,5 x 0,25 m. Získané hodnoty biomasy byly převedeny na plochu 1 m².

Nejvyšších hodnot celkové průměrné hmotnosti nadzemní biomasy (521,56 g.m⁻²) dosáhly nehnojené plochy. Plochy s nízkým stupněm hnojení dosáhly hodnoty 480,37 g.m⁻². Nejmenší průměrná hmotnost biomasy (434,85 g.m⁻²) byla zjištěna na variantě s vysokým stupněm hnojení. Tyto rozdíly však nebyly statisticky průkazné. Nejvyšší průměrná hodnota nadzemní biomasy (652,15 g.m⁻²) byla zjištěna ve třetím odběru na nehnojené variantě. Ve výsledcích se statisticky prokázal vliv míry hnojení na zastoupení druhu *Eriophorum angustifolium* a mechů.

Annotation

This Bc. Thesis is part of Project of the Grant Agency of the Czech Republic No. 526/09/1546 entitled „Importance of newly assimilated carbon for the plant-soil interactions in wet grassland ecosystems in varying environmental conditions“. The aim of the thesis is to estimate the aboveground production of a graminoid wetland stand in the Nature reserve Záblatské louky in the Třeboň Basin Protected Landscape and Biosphere Reserve. The work also includes assessment of the effect of several years of fertilization on the plant species composition and the aboveground biomass. The aboveground biomass was sampled at three sampling dates in 2012. A total of 24 samples was taken at each sampling date on plots receiving different levels of fertilizer. The treatments included a high degree of fertilization, an intermediate degree of fertilization and no fertilizer addition. The samples were taken from quadrats of 0,5 x 0,25 m. The biomass values were then expressed per a unit area (1 m²).

The highest average values of total aboveground biomass (521,56 g.m⁻²) were found for non-fertilized plots. Unfertilized plots reached an average value of total aboveground biomass of 480,37 g.m⁻². The lowest average value of total aboveground biomass (434,85 g.m⁻²) was found for the treatment receiving high fertilization. The highest average value of aboveground biomass (652,15 g.m⁻²) was found for unfertilized plots on the 3rd sampling date. The results showed a statistically significant effect of fertilization on the biomass of *Eriophorum angustifolium* and mosses.

Obsah

1 Úvod	10
2 Literární rešerše	11
2.1 Faktory ovlivňující druhové složení a produkce travinných porostů	11
2.1.1 Voda, vodní režim.....	11
2.1.1.1 Příjem vody.....	12
2.1.2 Minerální složení a živiny v půdě	12
2.1.2.1 Půdní pH	12
2.1.3 Záření.....	13
2.1.4 Teplota	13
2.2 Mokřadní ekosystém	14
2.2.1 Obecná charakteristika mokřadů	14
2.2.2 Vlastnosti zamokřených půd	15
2.2.3 Vlastnosti vodních a mokřadních rostlin	16
2.2.4 Produkce vodních a mokřadních ekosystémů	18
2.3 Vybrané druhové asociace porostů mokřadních travin.....	20
2.3.1 Rákosiny se zblochanem vodním	20
2.3.2 Vegetace vysokých ostřic v oligotrofních a mezotrofních vodách	20
2.3.3 Vegetace vysokých ostřic v litorálu eutrofních vod.....	20
2.3.4 Mokřadní vegetace s ostřicí štíhlou.....	20
2.3.5 Mokřadní vegetace s ostřicí měchýřkatou.....	21
2.3.6 Poříční rákosiny s chrasticí rákosovitou.....	21
2.3.7 Rákosiny stojatých vod a niv nížinných řek s chrasticí rákosovitou	21
2.4 Vlivy lidské činnosti na stav mokřadů	22
2.4.1 Vysoušení	22
2.4.2 Vliv kosení a pastvy	22

2.4.3 Eutrofizace mokřadů	23
2.4.4 Ochrana mokřadů.....	24
2.4.4.1 Ramsarská úmluva	24
2.4.5.2 Natura 2000.....	25
2.4.5.3 Zákon o ochraně přírody a krajiny	26
3 Popis zájmové lokality	28
3.1 Chráněná krajinná oblast Třeboňsko	28
3.2 Přírodní rezervace Zábłatské louky.....	29
4 Metodika.....	31
4.1 Definice základních termínů.....	31
4.2 Uspořádaní pokusu	31
4.3 Odběry.....	32
4.4 Třídění a vážení biomasy.....	32
5 Výsledky.....	33
5.1 Druhovú složení	33
5.2 První odběr	33
5.3 Druhý odběr	36
5.4 Třetí odběr.....	39
6 Diskuze.....	40
6.1 Odhad roční primární produkce	40
6.2 Interpretace vlastních výsledků.....	41
6.3 Porovnání s výsledky jiných autorů na téže lokalitě	41
6.4 Porovnání s výsledky prací na jiných lokalitách.....	42
6.4.1 Mokré louky u Třeboně	42
6.4.1 Hamerské louky.....	45
7 Závěr.....	46
8 Seznam literatury	47

9 Seznam příloh	1
-----------------------	---

1 Úvod

Mokřady patří k nejohroženějším ekosystémům na Zemi. Jejich plocha je vlivem zvyšující intenzifikace zemědělství vysoušena a převáděna na ornou půdu nebo pastviny. Často dochází v mokřadech ke značné akumulaci látek používaných při zemědělské či průmyslové výrobě, nebo vznikajících jako odpady. Význam mokřadů v krajině je přitom dosti zásadní a ovlivňuje celou řadu faktorů působících na danou lokalitu. Plochy mokřadů stabilizují místní mikroklima, zvyšují retenční schopnost a akumulaci vody v krajině a zároveň představují cenné lokality, které zvyšují biodiverzitu.

Předkládaná bakalářská práce je součástí projektu GA ČR 526/09/1546 (“Význam nově asimilovaného uhlíku pro interakce rostlin s půdou v mokřadních travinných ekosystémech v proměnlivých podmínkách vnějšího prostředí”). Tento projekt je řešen Katedrou biologie ekosystémů Biologické fakulty Jihočeské univerzity ve spolupráci s Katedrou biologických disciplín Zemědělské fakulty Jihočeské univerzity. Výzkum probíhá mimo jiné na lokalitě Záblatské Louky na Třeboňsku, kde jsou řešeny vztahy organismů a asociací na vlivy minerálního hnojení v zaplavovaných a mokřadních lokalitách.

Cílem mé bakalářské práce je stanovit produkci travinného mokřadního porostu PR Záblatské louky v terénním pokuse simulujícím eutrofizaci pomocí přídatků minerálního hnojiva.

Postup mé bakalářské práce zahrnoval:

1. Zpracování literárního přehledu poznatků o odpovědi travinných mokřadních porostů na podmínky prostředí
2. Stanovení produkce nadzemní biomasy destruktivní metodou během vegetační sezóny 2012
3. Porovnání vlastních výsledků s výsledky navazujícího výzkumu a s literárními údaji.

2 Literární rešerše

2.1 Faktory ovlivňující druhové složení a produkce travinných porostů

Ekologické faktory určující druhové složení luk a pastvin lze zhruba rozdělit do dvou skupin: 1. na faktory, které lze lidskou činností pozměnit jen málo nebo vůbec ne, a 2. na člověkem ovládnutelné faktory nestálé. Do první skupiny patří klimatické poměry, teplotní poměry, intenzita slunečního záření, délka vegetačního období, dále geologický podklad a některé vlastnosti půdy, např. půdní typ. Do druhé skupiny lze zařadit vodní režim, obsah humusu, fyzikální vlastnosti půdy, obsah přístupných živin aj. (Rychnovská a kol. 1985).

Rozsah působení ekologických faktorů je omezen body maxima a minima. Tyto body určují meze daného faktoru, v jejichž rozmezí je rostlina schopna existovat. Rozsah mezi těmito body se označuje jako tolerance. Optimální hodnoty působení ekologického faktoru se označují jako fyziologické optimum. Podle rozsahu tolerance vůči různým faktorům se rozlišují dva typy organismů: Organismy, které mají úzký rozsah tolerance, označujeme jako stenoekní, naopak organismy se širokou tolerancí jako euryekní (Hendrych, 1984).

2.1.1 Voda, vodní režim

Obsah vody v rhizosféře v průběhu roku ve spojení se schopností půdy vydávat vodu je jedním z nejdůležitějších stanovištních faktorů. Na malém území může dokonce mít větší význam nežli teplota vody (Rychnovská a kol. 1985). Vodní režim určitého stanoviště je určován poměrem mezi úhrnem srážek a množstvím vody, která se evaporací vrací do ovzduší a transpirací rostlin (Moravec a kol. 1994). Transpirace je ovlivňována intenzitou světla, teplotou, vzdušnou vlhkostí, ale i fyziologickým stavem rostliny (Hendrych, 1984). Pro vodní bilanci vod a mokřadů je důležité, zda je vyšší výpar vody z volné hladiny, nebo evapotranspirace z mokřadní vegetace. Z dosud známých údajů plyne, že při silném slunečním záření a aktivním fyziologickém stavu rostlin převažuje evapotranspirace vegetace. Tento rozdíl mizí v okamžiku, kdy ve vegetaci převažuje suchá stařina a opad, který odráží velké množství záření a dochází k přehřívání povrchu vegetace (Moravec a kol. 1994). Na vodní bilanci stanoviště se současně podílí více nepřímých faktorů, jako např. reliéf, půdní druh a obsah humusu. V aluviálních polohách, prameništích stejně jako stanovištích ovlivněných podzemní vodou dále spolupůsobí dynamika kolísání hladiny podzemní vody (Rychnovská a kol. 1985).

Rostliny se podle vztahu k vodě rozdělují na poikilohydrické a homoiohydrické. Poikilohydrické rostliny nejsou schopny regulovat svůj vodní režim a nemají vyvinuty anatomické struktury k ochraně před výparem. Jedná se zde především o řasy, houby a lišejníky. Homoiohydrické rostliny mají povrch těla opatřen průduchy, kterými jsou schopny regulovat ztráty vody. Homoiohydrické rostliny lze dále rozdělit na hygromyty, mezofyty, xerofyty a psychrofyty (Hendrych, 1984).

2.1.1.1 Příjem vody

Rostliny mohou absorbovat vodu celým povrchem, ale největší díl jí získávají z půdy. Vyšší rostliny přijímají vodu z půdy pomocí kořenů (Larcher, 1988), a to především částí opatřenou kořenovými vlásky. Kořenové vlásky jsou vychlípeninami pokožkových buněk kořene a mnohonásobně zvyšují sorpční plochu kořene (Kincl, Faustus, 1977).

Kořeny přijímají vodu současně s rozpuštěnými minerálními látkami, které rozvádějí jejich roztok dřevní částí cévních svazků do celé rostliny (Kincl, Faustus, 1977). Rostliny nasávají vodu z půdy jen tehdy, má-li vodní potenciál jejich kořenových vlásků větší absolutní hodnotu než vodní potenciál půdního roztoku. Nemůže-li už rostlina snížit svůj potenciál pod hodnotu půdy, trvale vadne (Larcher, 1988). V zelených rostlinách se množství vody pohybuje průměrně kolem 70-80% z jejich čerstvé hmotnosti (Kincl, Faustus, 1977).

2.1.2 Minerální složení a živiny v půdě

Rostliny potřebují různorodou směs anorganických prvků uvolněných zvětráváním z minerálů, nebo rozkladem organické hmoty. Minerální prvky rostliny přijímají jako ionty, které buď začleňují do buněčné hmoty, nebo je ukládají v buněčné šťávě. Rozlišují se dvě základní skupiny chemických prvků:

1. makroelementy, hlavní živiny potřebné ve velkém množství. Do této skupiny patří N, P, S, K, Ca, Mg a Fe.
2. mikroelementy (stopové prvky) do nichž patří Mn, Zn, Cu, Mo, B a Cl. Asi 98% biogenních prvků obsažených v půdě je uloženo ve formě opadu, humusu a anorganických sloučenin (Larcher, 1988).

Disociaci minerálních látek v ionty umožňuje voda. Minerální ionty mohou být přijímány i nadzemními orgány rostliny. Ne všechny přijaté ionty mohou být transportovány po celé rostlině, podobně jako ionty přijaté kořenovou soustavou v půdě (Kincl, Faustus, 1977). Rostlinné buňky dovedou přijímat ionty proti koncentračnímu spádu a hromadit je v koncentracích vyšších, než jaké jsou ve vnějším roztoku. Buňky jsou přizpůsobeny tak, že přednostně přijímají využitelné ionty. Z příjmu ale nejsou vyloučeny soli škodlivé a nepotřebné, které mohou způsobovat poškození rostliny (Larcher, 1988).

2.1.2.1 Půdní pH

Půdy v humidních oblastech jsou z velké části mírně kyselé až neutrální. Půda je ústojčivá v určitém rozmezí hodnot pH, které je závislé na matečné hornině a stupni nasycení sorpčního komplexu kationty. Půdní pH se mění během roku, zejména podle rozdělení srážek, vznikají také vertikální rozdíly mezi půdními horizonty (Larcher, 1988).

Většina přirozených lučních společenstev se váže svým výskytem nejen na obsah a vzájemný poměr určitých živin v půdě, ale i na obsah Al^{3+} a H^+ , které zde působí výběrovým způsobem. Půdy společenstev s vysokým obsahem Al^{3+} jsou vždy kyselé a slabě

ústojné, zatímco půdy s vysokým obsahem vápníku jsou zpravidla neutrální nebo zásadité, se silnou ústojností (Rychnovská a kol. 1985).

2.1.3 Záření

Intenzita a kvalita světla jsou přímo závislé na výšce Slunce nad obzorem. Tato výška se mění v průběhu dne, s roční dobou i zeměpisnou šířkou (Kincl, Faustus, 1977). U zelených rostlin je světlo jedním z nejdůležitějších faktorů pro fotosyntézu, jejíž intenzita se se zvyšujícím osvětlením zvyšuje (Moravec a kol. 1994). Z celého spektra má nejvyšší význam úsek označovaný jako fotosynteticky aktivní radiace (Hendrych, 1984).

Pro popis úrovně osvětlení mezi jednotlivými rostlinnými porosty byl zaveden termín relativní světelný požitek, který se vyjadřuje průměrným procentem z vnějšího světla dopadajícího na porost. V opadavých a jehličnatých porostech během vegetačního období dosahuje bylinné patro v průměru 10-20 % z dopadajícího záření. Hranice pro život u cévnatých rostlin se pohybuje na hranici 1 % (Larcher, 1988).

Ve vodě je záření pohlcováno ve větší míře než v atmosféře. Dlouhovlnné tepelné záření je pohlceno v několika horních milimetrech vodní hladiny. Záření ve vodách závisí: 1. na intenzitě a druhu osvětlení nad hladinou, 2. na odrazu a zpětném rozptylu světla na povrchu vody, 3. na velikosti oslabení velikosti paprsků vodou. Absorpce a rozptyl záření je zapříčiněn samotnou vodou, ale i rozpuštěnými látkami, částicemi půdy a planktonem. V kalných tekoucích vodách může být světlo oslabeno až na 7% (Larcher, 1988).

2.1.4 Teplota

Rostliny jsou poikilotermní organismy, tzn. jejich vlastní teplota má srovnatelnou teplotu jako vnější prostředí. Na nadzemních částech rostlin dochází ovšem k výměně energie se svým okolím a tím se může teplota rostliny od teploty vnějšího prostředí lišit (Larcher, 1988). Nejdůležitějším mechanismem je v tomto případě transpirace, která potlačuje účinky vysokých teplot, které jinak mohou vést k přehřívání rostliny (Hendrych, 1984). Proto musí být tepelná výměna rostlin vždy dána do spojitosti s energetickou bilancí stanoviště (Larcher, 1988).

Teplotní režim ovlivňuje rostlinná společenstva více svými extrémy, hlavně minimálními teplotami. Vliv minimálních teplot závisí na délce působení a na ročním období. Maximální teploty nepředstavují takové ohrožení. Vysoké teploty zřídka poškozují přímo rostlinná pletiva, častěji působí nepřímo zvyšováním transpirace (Moravec a kol. 1994). Naopak vlivem nízkých teplot se vodné roztoky v pletivech mění v led, který způsobuje mechanické poškození buněk, posléze i dehydrataci cytoplazmy (Hendrych, 1984). Průměrné roční a měsíční teploty se jako ekologický faktor neuplatňují příliš výrazně. Daleko významnější vliv mají tyto teploty v kombinaci se srážkovým režimem (Moravec a kol. 1994).

Rozmezí teplot vhodných pro fotosyntézu a produkci sušiny nebývá širší než 10-15 °C a má znatelný vztah ke klimatickým podmínkám oblasti, kde daný druh roste (Larcher, 1988). Podle nároků na výši teplot lze rostliny rozdělit na tři typy:

(1) megatermní rostliny, u kterých optimální teploty převyšují 20°C.

(2) mezotermní rostliny, které jsou adaptovány na průměrné teploty, ale nízké teploty nesnášejí.

(3) mikrotermní rostliny potřebují ke svému optimu teploty mezi 5-10°C. Tyto rostliny jsou adaptovány na dlouhé a mrazivé období vegetačního klidu (Hendrych, 1984).

2.2 Mokřadní ekosystém

2.2.1 Obecná charakteristika mokřadů

Dle Ramsarské úmluvy v článku 1. 1. je mokřad definován jako „území bažin, slatin, rašelinišť i území pokrytá vodou, přirozená i uměle vytvořená, trvalá či dočasná, s vodou stojatou či tekoucí, sladkou, brakickou či slanou, včetně území s mořskou vodou, jejíž hloubka při odlivu nepřesahuje šest metrů“ (Chytil a kol., 1999). Mokřady představují celou škálu biotopů, pro něž je charakteristické vodou nasycené prostředí. Patří sem prameniště, vodní toky, nivy, mělká jezera, rašeliniště (Eiseltová, 2011).

Mokřady podél pobřeží vodních útvarů mají významnou roli při stabilizaci břehů a chrání je od eroze vlivem přílivů, vlny a bouří. Jednou z největších výhod vnitrozemských mokřadů je přirozená ochrana před povodněmi, snížení kulminačních průtoků na hlavních tocích. Některé mokřady mohou fungovat jako oblasti doplňování zásob podzemních vod (Hammer, 1992). Přirozené mokřadní systémy si udržují širší rozsah redoxních reakcí než okolní suchozemské prostředí a tím vyniká funkce mokřadů jako chemických "transformérů". Mokřady jsou většinou hlavním redukčním ekosystémem v krajině a jako takové mají velký potenciál při přeměně živin a jiných materiálů (Richardson 1989 in Vymazal, 2004). Mokřady mohou účinně odstranit nebo transformovat velké množství znečišťujících látek z bodových a plošných zdrojů znečištění, včetně organické hmoty, nerozpuštěných látek, kovů a přebytku živin. Pomocí absorpce a asimilace mokřadních rostlin dochází k využití živin pro produkci biomasy. Kyslík, který vzniká jako vedlejší produkt růstu rostlin, zvyšuje obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě. Tím dochází ke zvýšení kapacity pro aerobní bakteriální rozklad znečišťujících látek (Hammer, 1992). Mokřady také usměrňují toky sluneční energie evapotranspirací, a vyrovnávají tak teplotní rozdíly. Evapotranspirací se přeměňuje mnohonásobně více energie, nežli se využívá při fotosyntéze. Voda a rostliny jsou hlavními regulátory toku sluneční energie v krajině, mají tedy významnou úlohu při tvorbě místního klimatu (Pokorný, 2004).

Základní typy mokřadů:

1. Swamp – Mokřad s dominancí stromů a keřů (Rulík, 2013). Hlavní mokřadní komunitu jsou zde stromy, které jsou zakořeněny v hydrického půdách, nikoliv v rašelině. Příkladem mohou být tropické mangrovové porosty (Keddy, 2000).
2. Marsh – Často nebo kontinuálně zaplavený mokřad charakterizovaný emerzní bylinnou vegetací adaptovanou na půdní podmínky saturované vodou (Rulík, 2013). V mokřadním společenstvu dominují byliny, které jsou zakořeněné v hydrických půdách, nikoliv v rašelině. Mezi typické příklady patří porosty orobince kolem Velkých jezer a rákosu kolem Baltského moře (Keddy, 2000).
3. Vrchoviště (bog) – Mokřad kumulující rašelinu, bez významného vtoku či výtoku, s dominantními acidofilními společenstvy rašeliníků (*Sphagnum*) (Rulík, 2013).
4. Slatiniště (fen) – Mokřad kumulující rašelinu, který je zvodňován okolní minerální půdou a podporuje obvykle mokřadní vegetaci = slatina (bažina, močál) (Rulík, 2013). Mokřadní společenstvo, kde obvykle dominují druhy ostřic a trav zakořeněných v mělké rašelině. Příklad zahrnuje bylinné louky u březích Velkých jezer (Keddy, 2000).
5. Mokrý louky - Mokřadní biotop, kde dominují byliny zakořeněné v dočasně zaplavených půdách (Rulík, 2013).
6. Mělké vody - Mokřadní biotop, kde dominují vodní rostliny (Rulík, 2013). Výška vody je zde alespoň 25 cm. Příklady zahrnují pobřežní zóny jezer a zálivů na řekách (Keddy, 2000).

2.2.2 Vlastnosti zamokřených půd

Mokřadní půdy poskytují prostředí pro mokřadní vegetaci, jsou prostředkem pro mnoho chemických procesů a představují hlavní zásobu živin a minerálů, které jsou důležité pro růst rostlin.

Rozdílnost od terestrických půd je ve vysokém obsahu vody, která vyplňuje půdní póry, nebo prázdné prostory v půdě. Nejdůležitějším účinkem náhrady vzduchu vodou v půdních pórech je izolace půdního systému od atmosférického kyslíku. V důsledku toho je na povrchu půd jen tenká (1 až 5 mm) hraniční vrstva, v níž mohou probíhat aerobní / oxidační procesy (Hammer, 1992). Bylo prokázáno, že aerobní aktivita je limitována již několik milimetrů pod zaplaveným povrchem organické půdy. Oxické vrstvy jsou charakterizovány hnědou barvou a obsahují oxidované formy redoxních systémů, např. Fe^{3+} , Mn^{4+} , NO_3^- , SO_4^{2-} . Redukovaná podpovrchová vrstva je většinou modrošedá a obsahuje redukční produkty jako amoniak, oxid dusný, železnaté a manganaté soli, siřníky a produkty anaerobní dekompozice organických sloučenin jako jsou např. aldehydy, alkoholy, organické kyseliny a merkaptany (Ponnamperuma 1972 in Vymazal, 2004). Výjimku tvoří tenké vrstvy kolem kořenů rostlin. Zde vzniká aerobní prostředí díky úniku kyslíku z oddenků a kořenů. Difúze kyslíku v zamokřených půdách je mnohem pomalejší než difúze v provzdušněné půdě, a proto se ve spodních vrstvách půdy tvoří anaerobní podmínky. Jedinečné vlastnosti zamokřených půd vyplývají z mnoha fyzikálních a chemických změn, ke

kterým dochází v důsledku omezeného obsahu kyslíku. Obsah kyslíku je často více limitním faktorem než přímé účinky způsobené přebytkem vody (Vymazal, 2004).

Mokřadní půdy jsou obecně považovány za hydrické půdy v klasifikaci podle hydrologických skupin SCS. Tyto půdy jsou nasyceny vodou po dostatečně dlouhou dobu ve vegetačním období, zároveň zde dochází k rozvoji anaerobních podmínek příznivých pro mokřadní vegetaci. Hydrické půdy se dále rozdělují na: 1. minerální půdy, které obsahují méně než 12 až 20% obsahu organické hmoty. 2. organické půdy s více než 12 - 20% obsahu organické hmoty. V rozvinutých mokřadech se organické horizonty často tvoří v horních vrstvách, zatímco minerální horizonty jsou uloženy spíše v nižších vrstvách půdního profilu. Organické půdy mají vyšší pórovitost (80%), a následně i vyšší vodní sorpční kapacitu než minerální půdy (50%). Organické půdy mají obecně nižší hydraulickou vodivost než minerální půdy, tak že i když organické půdy mohou obsahovat velké množství vody, je pohyb vody v organických půdách obvykle pomalý. Organické půdy mají větší kationtovou výměnnou kapacitu než minerální půdy, zároveň jsou rozdílné i hlavní kationty prvků obsažených v minerální půdě. V minerálních půdách převažují kovové kationty (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+), zatímco kationty H^+ dominují v organických půdách (Hammer, 1992).

Saturace a limitní obsah kyslíku obecně způsobuje, že mokřadní půdy mají negativní redoxní potenciál (Hammer, 1992). Redoxní potenciál (neboli oxidačně-redukční potenciál) je míra dostupnosti elektronů v roztoku, tato hodnota je často používána pro určení stupně elektrochemických redukcí v mokřadních půdách (Vymazal, 2004). V mokřadních půdách se redoxní potenciál pohybuje od -300 až 300 milivoltů. Pokud jde o koncentraci vodíkových iontů, pH mokřadních půd se pohybuje od silně kyselých (pH 3) do silně alkalických (pH 11). Typické mokřadní půdy mohou mít pH 7 a redoxní potenciál -200 mV, v takovém případě se běžné látky v těchto půdách vyskytují v nižších oxidoredukčních formách. Např. dusík se zde vyskytuje jako N_2O , N_2 nebo NH_4 , železo jako Fe^{2+} , mangan jako Mn^{2+} , uhlíku jako CH_4 a síra jako S^- (Hammer, 1992).

2.2.3 Vlastnosti vodních a mokřadních rostlin

Mokřadní rostliny jsou definovány jako vegetace, která je schopna růstu v prostředí, které je pravidelně zaplavováno déle než 5 dní během vegetačního období. Bylinné mokřadní rostliny se dělí na 1. volně plovoucí formy a 2. zakořeněné formy. Volně plovoucí kategorie zahrnuje rody rostlin jako *Lemna*, *Wolffia* a *Salvinia*. Některé volně plovoucí rostliny mají velký kořenový systém, ale např. zástupci rodů *Salvinia* a *Lemna* ztratily své kořeny a živiny vstřebávají přes modifikované listy.

Mezi zakořeněnou vegetaci patří rody: *Typha*, *Calamagrostis*, *Juncus*, ale i mokřadní druhy mechů. Většina těchto rostlin mají dlouhé, vztyčené lineární listy, které snižují zastínění porostu. Velké množství listové plochy je využíváno k fotosyntéze, zároveň dochází ke snížení pohybu vzduchu v blízkosti listů, čímž dochází k omezení ztráty vlhkosti transpirací.

Mnoho vodních rostlin dokáže používat mnohem účinnější fixaci uhlíku typu C_4 při fotosyntéze namísto běžné fixace typu C_3 . Rostliny fixující uhlík metabolickou dráhou C_4

mohou využívat CO₂ v minimálních koncentracích od 20 mg/l ve srovnání s dráhou C₃, kde se CO₂ využívá až od minimální koncentrace 30 mg/l (Hammer, 1992).

U rostlin rostoucích v mokřadech zůstává limitním faktorem nedostatek kyslíku v půdě. U mnoha mokřadních rostlin proto nacházíme adaptace, které tento deficit potlačují. Jedná se o adaptace metabolické a anatomické. Adaptace metabolické umožňují rostlinám přežít bez adekvátního přísunu kyslíku tím, že energii potřebnou pro udržení existence získávají anaerobními fermentačními procesy (Čížková, Šantrůčková 2006). Anaerobní fermentace má ale oproti aerobní respiraci dvě hlavní nevýhody: První z nich je malá energetická účinnost, proto u adaptovaných rostlin dochází ke zpomalení většiny metabolických procesů. Rostliny snižují spotřebu energie na toky iontů a obrat proteinů a směřují energii na procesy kritické pro přežití. Druhou nevýhodou anaerobní fermentace je toxicita jeho koncového produktu ethanolu. U druhů rostlin odolných k zaplavení se vyskytuje schopnost tolerovat vyšší koncentrace toxického ethanolu. Současně se v pletivech adaptovaných rostlin koncentrace ethanolu snižuje těkáním do atmosféry z vnitřních aerenchymatických prostor.

Účinnou metabolickou adaptací mokřadních rostlin je také schopnost akumulovat rezervy zásobních látek, čímž může rostlina rychle vytvořit orgány nezbytné pro příjem zdrojů, produkci biomasy a reprodukci po období periody dormance nebo jejich obnovu po mechanickém poškození. Na množství rezerv v rostlině působí vnější (např. teplota, dostupnost světla, živin, vodní hladina, herbivoři), i vnitřní (např. genotyp, vývojová fáze) faktory. Rezervy (např. sacharidy), které se ukládají v oddencích, jsou využity jako zdroj energie pro rychlý růst nových zelených prýtů na počátku vegetační sezóny. Kromě toho slouží jako jediný zdroj metabolizovatelné energie pro dýchání a fermentaci samotných oddenků v zimě poté, co nadzemní prýty odumřely (Čížková, 2006).

Metabolické adaptace rostlině umožňují přežít bez kyslíku pouze po omezenou dobu, tj. několik hodin až několik měsíců podle míry odolnosti daného druhu. Naopak anatomické adaptace dokáží zajistit trvalé přežití a intenzivní růst rostliny. Typickým znakem anatomické stavby mokřadních rostlin jsou rozsáhlé mezibuněčné prostory v pletivech podzemních, ale i nadzemních orgánů. V těchto prostorách, které jsou navzájem propojeny, dochází k tzv. vnitřnímu provětrávání. Tímto procesem se kyslík z atmosféry dostává k buňkám podzemních orgánů, v jejichž okolí je kyslík vyčerpán (Čížková, Šantrůčková 2006).

Poškození části oddenku by zapříčinilo zaplnění vzdušných kanálků vodou z okolního substrátu a celý systém provětrávání by selhal. Proto jsou přepážky v koléncích tvořeny třemi vrstvami aerenchymatických pletiv. Prostřední z pletiv, jemný aktinenchym, funguje jako bariéra pro vodu, která by do dutiny pronikla. Jemný aktinenchym zde působí jako rozhraní, na němž se voda pronikající do pletiva zastaví. Zároveň se mezibuněčné prostory zaplňují buněčnými výrůstky, čímž dochází k uzavírání poškozeného segmentu rostliny (Čížková, 2006).

Dalším rysem anatomické stavby mokřadních rostlin jsou ochranné vrstvy zabraňující průniku toxických látek vznikajících v bezkyslíkatém prostředí do rostlinného

těla. U starších částí oddenků a kořenů jsou buněčné stěny povrchových pletiv impregnovány ligninem, kutinem či suberinem. Tato vrstva současně brání také úniku kyslíku z rostlinných pletiv. Tato impregnace ale neprobíhá u mladých, apikálních pletiv rostlin. Zde dochází k úniku kyslíku do prostředí, který zde vytváří oksyloženou vrstvu. Tato vrstva částečně chrání mladé rostlinné oblasti před působením toxických látek (Čížková, Šantrůčková 2006).

2.2.4 Produkce vodních a mokřadních ekosystémů

Pojmem produkce se označuje množství organické hmoty vytvořené za určitou dobu na jednotce plochy nebo objemu. Produkci rozdělujeme na primární a sekundární. Primární produkce se dále rozděljuje na hrubou primární produkci a čistou primární produkci. Jako hrubá primární produkce je označována celková organická hmota tvořená producenty. Čistá primární produkce představuje biomasu, která je k dispozici dalším článkům v potravních řetězcích. Termínem sekundární produkce se označuje přírůstek organické hmoty v tělech všech konzumentů. Na rozdíl od primární produkce se zde nejedná o produkci celého společenstva, ale pouze o sekundární produkci jednotlivých populací. Vytvořená biomasa je totiž zdrojem pro produkci v dalších jednotlivých trofických stupních (Hartman, 1998).

Závislost primární produkce na faktorech prostředí:

Hlavními faktory regulující intenzitu primární produkce vod jsou hlavně množství a spektrální složení světla pronikajícího vodním sloupcem, nabídka oxidu uhličitého a dalších biogenních prvků. Jako stimulant i inhibitor se může projevit teplota a pohyb vodních mas. Ve vztahu fotosyntetické aktivity rostlin k množství dopadajícího světla, které má rostlina k dispozici, platí: Se zvyšujícím se množstvím světla pronikajícího vodním sloupcem se zvyšuje i intenzita fotosyntézy. Fotosyntetická aktivita producentů se vyrovnává až v tzv. světelném optimu, které je ale ovlivňováno teplotou v rozsahu tolerance příslušných druhů rostlin. Kombinace světelných podmínek ve vodních ekosystémech a teploty se výrazně projevuje v sezónnosti primární produkce různých vodních ekosystémů.

Dalším faktorem, který ovlivňuje primární produkci rostlin ve vodních ekosystémech, je utilizace a zdroje živin. Uhlík je základní složkou organické hmoty. Fotoautotrofní organismy získávají uhlík z CO_2 , který musí být redukován vodíkem. Podle preference zdrojů při utilizaci CO_2 se vodní rostliny dělí na dva základní typy:

1. Typ *Fontinalis* čerpají z prostředí jen rozpuštěný CO_2 .
2. Typ *Elodea*, kteří asimilují kromě rozpuštěného CO_2 i hydrouhličitanové ionty (HCO_3^-). Tyto ionty dále štěpí na asimilovatelný CO_2 a vylučované OH^- ionty. K tomuto typu lze zařadit druhy rodu *Potamogeton*, *Myriophyllum* a *Ceratophyllum*.

Obsah dusíku ve vodách často sezónně kolísá v závislosti na populační dynamice fytoplanktonu. Dusík se obvykle nestává živinou limitující primární produkci fytoplanktonu kvůli své přirozené akumulaci ve formě amoniakálních a dusičnanových iontů. Z biogenních prvků má pro primární produkci velký význam anorganický rozpuštěný fosfát. V bez-průtokových nádržích neovlivněných odpadními vodami se může uplatnit jako faktor limitující fytoplankton a primární produkci. Některé planktonní řasy mají schopnost akumulovat větší množství fosfátů v buňkách ve formě polyfosfátů (Lellák, Kubíček, 1992).

Podíl makrovegetace na produkci vod:

Podíl tvrdé vnořené i plovoucí a ponořené vegetace na produkci vodních nádrží závisí na jejich morfologii, rozloze litorálního pásma, typu dna a průhlednosti vody. Emerzní litorální makrovegetace dosahuje značné biomasy. U druhu rákosu byly zjištěny hodnoty od 0,6 do 9,5 kg.m⁻² sušiny. V přirozených vodách tvoří podstatnou část biomasy kořenová část porostů, která činí u různých druhů polovinu až dvojnásobek hmotnosti nadzemních částí rostlin (Dykyjová, Květ, 1978 in Lellák, Kubíček, 1992). Efektivnost litorální produkce je snižována omezenou mírou využití konzumenty.

Mokřady jsou místa, kde dochází k akumulaci živin, a kde vysoká hladina podzemní vody zajišťuje dostatečné zásobení vodou. Tím se liší od mnohých terestrických ekosystémů, kde je nedostatek živin a vody často omezujícím faktorem růstu rostlin. Obecně patří bažiny a mokřady, spolu s deštnými pralesy a ornou půdou, k nejproduktivnějším ekosystémům na Zemi. Na rozdíl od zemědělských oblastí není velikost produkce závislá na vstupech fosilních paliv v podobě benzínu a hnojiv, na udržující práci lidí a na umělém zavlažování. Mokřady tedy mohou být považovány za továrny v krajině na vysokou produkci organické hmoty a kyslíku a následnou podporu okolních ekosystémů (Keddy, 2000).

V mokřadech je primární produkce zajišťována makrofyty, nárosty a planktonem. Významným faktorem je zde především limitace světlem a omezená výměna plynů ve vodním sloupci a v půdě. Produktivita makrofyt se snižuje s přechodem od emersních k submersním druhům. Naopak ve větší hloubce stoupá význam perifytonu, jelikož řasy jsou schopny využít širší oblast světelného spektra, nemusejí vytvářet podpůrná pletiva a mají přímější přístup k živinám. U makrofyt navíc dochází i k omezení proudění, takže výměna plynů závisí jen na difúzi, která je navíc nárosty ještě omezena. Rozrůznění primárních producentů vytváří i odlišná úživnost mokřadních ekosystémů. V eutrofnějších mokřadech jsou makrofyty potlačena a v primární produkci se uplatňuje fytoplankton, zatímco v méně úživném prostředí se významněji uplatňuje i produkce emersních, ale i submersních makrofyt. Významným faktorem složení vegetace je i proudění vody, které působí i na sedimentaci uhynulé biomasy, jelikož přítomnost makrofyt podporuje usazování jemných sedimentů. V mokřadech, kde dominuje emersní vegetace, převládá spotřeba primární produkce v podobě detritu, zatímco v ekosystémech, kde dominují submersní makrofyty, převládá konzumace živé nárostové hmoty (Dvořák, 2004).

2.3 Vybrané druhové asociace porostů mokřadních travin

2.3.1 Rákosiny se zblochanem vodním

Asociace se vyskytuje v mělkých eutrofních až hypertrofních mokřadech, zejména v rybnících, mrtvých ramenech a tůních. V porostech dominuje 1-2 m vysoký zblochan vodní (*Glyceria maxima*). Stébla zblochanu jsou často poléhavá a většina živé nadzemní biomasy se ukládá na povrchu půdy, kde leží i silná vrstva stařiny. Druhová bohatost v porostech vegetace kolísá mezi 3 a 7 druhy cévnatých rostlin. Byly zde zaznamenány druhy *Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza*, v menší míře i *Carex acuta* a *Spartanium erectum*. Hlavním faktorem, který ovlivňuje druhové složení, je hloubka vody a dynamika vodního režimu. Hloubka vody se v této asociaci pohybovala v rozmezí 0-30 cm, ve vyšších polohách až 50 cm (Chytrý, 2011).

2.3.2 Vegetace vysokých ostřic v oligotrofních a mezotrofních vodách

Tato asociace se vyznačuje dominancí výběžkatých, nebo trsnatých vysokých ostřic s nízkou druhovou bohatostí. Dominují zde druhy *Carex cespitosa*, *C. diandra*, *C. elata*. Na vegetaci často sukcesně navazují slatiništní společenstva s bylinnou vegetací. Zde se objevují druhy *Menyanthes trifoliata*, *Potentilla palustris* a *Eriophorum angustifolium* (Chytrý, 2011). Variabilita druhového složení závisí hlavně na půdní reakci a obsahu živin (Chytrý a kol. 2001). Vegetace je vázána na pobřežní mělčiny rybníků, říční ramena a tůně v různých stádiích sukcese. Výška vodní hladiny během vegetačního období často kolísá a přes léto většina porostů vysychá. Dlouhodobý nedostatek vody způsobuje úbytek vlhkomilných druhů a pronikání ruderalních druhů rostlin (Chytrý a kol. 2001).

2.3.3 Vegetace vysokých ostřic v litorálu eutrofních vod

Do této asociace jsou řazena společenstva s dominantními druhy *Carex acuta*, *Carex acutiformis* a *Carex vesicaria*. Na základě podobných ekologických nároků jsou zde zařazovány i druhy *Carex paniculata* a *Phalaris arundinacea*. Tyto druhy vytvářejí na lokalitách silnou dominanci, čímž je silně omezen výskyt a rozvoj dalších druhů rostlin. K větší druhové diverzitě často dochází jen na tzv. bultové struktuře porostů. Jedná se o existenci bultů, které umožňují koexistenci druhů s rozdílnými nároky na vlhkost. Mezi tyto průvodní druhy patří především: *Glyceria maxima*, *Lycopus europaeus*, *Lysimachia vulgaris* a *Phragmites australis*. Tyto porosty na rozdíl od asociace v oligotrofních a mezotrofních vodách snášejí dobře výkyvy půdní vlhkosti. Zároveň jsou odolnější proti mechanickému narušení a vyšším dávkám fosforu a dusíku v prostředí. U porostů na sušších stanovištích je vhodná dvouletá seč s odstraněním biomasy. Sečí dochází ke stabilizaci druhové skladby a k potlačení ruderalních a invazních druhů (Chytrý, 2011).

2.3.4 Mokřadní vegetace s ostřicí štíhlou

Jedná se o porosty s dominantním druhem *Carex acuta*, které jsou charakteristické světle zelenou až žlutozelenou barvou. V porostech se kromě dominanty

vyskytují i jiné mokřadní ostřice (např. *Carex vesicaria* a *Phalaris arundinacea*) a dvouděložné byliny (např. *Lysimachia vulgaris*). Mechové patro bývá vyvinuto zřídka a jeho pokryvnost nepřesahuje 10%. Stanoviště porostu jsou dlouhodobě zamokřená, nebo mělce zaplavená. Hloubka vody zpravidla nepřekračuje 10 cm (Chytrý, 2011).

2.3.5 Mokřadní vegetace s ostřicí měchýřkatou

Vzhled tohoto společenstva udává dominantní druh *Carex vesicaria* s výškou v rozmezí 60-100 cm. V porostech se často vyskytují i druhy *Carex acuta* a *Carex rostrata*. Asociace je v našich podmínkách vázána na litorál rybníků, mrtvá ramena a aluviální tůň. Půdy jsou bohaté na obsah dusíku, fosforu a draslíku, zatímco obsah hořčíku a vápníku je v porovnání s asociací Vegetace vysokých ostřic v litorálu eutrofních vod menší (Balátová-Tuláčková, 1965 in Chytrý, 2011).

2.3.6 Poříční rákosiny s chrasticí rákosovitou

V porostech dominuje druh *Phalaris arundinacea*, kterou doprovázejí vytrvalé druhy vlhkých luk (např. *Alopecurum pratensis*, *Poa palustris*). Na rozdíl od asociace rákosin stojatých vod a niv nížinných řek s chrasticí rákosovitou je zde znatelný výskyt rudérálních druhů vlhkých stanovišť (např. *Aegopodium podagraria* a *Urtica dioica*). Hladina vody je u stanoviště asociace pod povrchem půdy. Vyskytují se zde krátké, náhlé záplavy, při kterých dochází k odnosu substrátu a obnažení povrchu. U těchto záplav dochází u druhu *Phalaris arundinacea* vlivem vodního proudu kohnutí stébel, na nichž dochází k tvorbě sekundárních výhonů. Díky intenzivnímu vegetačnímu šíření je *Phalaris arundinacea* schopna rychle zarůstat nově vytvořené náplavy a obnažená místa na březích.

2.3.7 Rákosiny stojatých vod a niv nížinných řek s chrasticí rákosovitou

Asociace je tvořena 1-2 m vysokými porosty druhu *Phalaris arundinacea*. V nižší vrstvě porostu jsou zastoupeny druhy *Carex acuta*, *Carex vesicaria*, *Glyceria maxima* a *Iris pseudacorus*. Tato asociace se vyvíjí jako přirozené společenstvo v sukcesi při zazemňování mrtvých ramen nížinných vodních toků. Na rozdíl od porostů poříčních rákosin s chrasticí rákosovitou jsou stanoviště dlouhodobě zaplavená, nebo prosycená vodou po půdní povrch. Při zaplavení dochází k hromadění stařiny, která se na zamokřených půdách rozkládá jen velmi pomalu, čímž vznikají organogenní půdy (Chytrý, 2011).

2.4 Vlivy lidské činnosti na stav mokřadů

Současná rozloha mokřadů v Evropě se podstatně zmenšila ve srovnání s dobou před počátkem lidského osídlení. Rozsáhlé plochy mokřadů byly odvodněny a využity pro zemědělskou činnost nebo zastavěny. Zbývající plochy mokřadů jsou často vystaveny antropogenním vlivům, zejména fragmentaci a eutrofizaci (Čížková, 2011).

2.4.1 Vysoušení

V souvislosti s intenzifikací a industrializací zemědělské výroby dochází k odvodnění hospodářsky nerentabilních luk a pastvin a jejich přeměně na ornou půdu (Rychnovská a kol. 1985). Na území ČR se v sedmdesátých a osmdesátých letech odvodnilo 600 000 ha zemědělské půdy. Zároveň se v programu rekultivací přeměnilo na zemědělskou půdu dalších několik tisíc ha nezemědělské půdy (především niv toků, pramenišť a dalších mokřadů) (Pokorný, Květ, Eiseltová, 1996). Snížení hladiny podzemní vody u mokřatých luk je ekonomicky nejvýnosnější na půdách se středním obsahem živin a vyrovnaných vodním režimem. Důležitým faktorem při odvodnění je ústojnost půdy, která určuje přirozený vývoj v sukcesi porostu (Balátová-Tuláčková, in Rychnovská a kol. 1985). Při rozhodování o stupni snížení hladiny podzemní vody je nutno posoudit klimatické podmínky dané lokality (Rychnovská a kol. 1985).

Rekultivací vznikají umělé trvalé louky, které vyžadují pravidelné hnojení a obnovu po pěti- až sedmiletých intervalech. Těmito zásahy do porostu může docházet ke znečištění podzemních i povrchových vod a zvýšení eroze na silně svažitéch pozemcích. Tyto umělé porosty jsou méně homeostatické a mají užší amplitudu půdních podmínek pro vytvoření optimálního výnosu (Rychnovská a kol. 1985). U trvale zamokřených půd dochází k hromadění uhlíku, který zde může být zastoupen až z 20%. Odvodněním těchto půd dochází k uvolnění oxidu uhličitého, metanu a oxidů dusíku do atmosféry. Má se za to, že zatížení atmosféry oxidem uhličitým může být srovnatelné s množstvím oxidu uhličitého uvolňovaného při spalování fosilních paliv (Pokorný, Květ, Eiseltová, 1996). Odvodnění krajiny je provázáno zvýšením povrchových teplot a transportem horkého vzduchu do atmosféry. Změny v distribuci sluneční energie působené odvodněním a odstraněním vegetace jsou o dva až tři řády vyšší než změny radiační bilance způsobené zesílením skleníkového efektu (Pokorný, 2011). Zároveň byl z výsledků vyzorován vliv odvodnění na utváření rostlinných společenstev, kdy rašeliništní druhy byly nahrazeny lesními a lučními druhy rostlin v důsledku poklesu hladiny vody. Odvodnění vedlo také ke snížení akumulace uhlíku do ekosystému a ke snížení emisí CH₄ ve srovnání s neporušenými ekosystémy (Urbanová, 2011).

2.4.2 Vliv kosení a pastvy

Sečí, která se provádí 1-3× za rok, dochází k jednorázovému zásahu do porostu, který zasahuje všechny druhy rostlin najednou. Při následném obrůstání porostu jsou zvýhodňovány druhy, které jsou schopny rychlé regenerace. U pomalu se vyvíjejících druhů klesá jejich konkurenční schopnost, což má za následek snížení jejich vitality a ústup z porostu. Louky se mají sklízet v tzv. senokosné zralosti, tj. v období začínajícího květu trav. Dřívější kosení vede k oslabení rostlin, snížení odnožování a poklesu produkce v následující

seči (Rychnovská a kol. 1985). Načasování seče v rámci roku ovlivňuje množství živin obsažených v biomase. Nejvyšší obsah živin je počátkem léta, kdy je obvykle již vysoká nadzemní biomasa, a živiny jsou v rostlinné hmotě dosud obsaženy ve vyšší koncentraci. Z mokřadních druhů je regenerace nejrychlejší u druhu chrastice rákosovitá, naopak rákos po seči provedené ve vegetační sezóně regeneruje velmi špatně. Důležitý je také termín poslední seče, po této seči musí mít porost čas vytvořit rezervy pro přezimování, což silně ovlivňuje výši úrody pro následující rok. Možná je i zimní sklizeň především u druhu rákos obecný, která ozdravuje porost a odstraněním starých stébel je podpořen vývin mladých prýtů (Čížková, 2006). Nekosení luk může vést ke změně vlastností daného stanoviště. Dochází zde k hromadění organické hmoty, čímž dochází k rozvoji nežádoucí mokřadní vegetace (Rychnovská a kol. 1985).

Pasení naopak působí selektivním výběrem určitých druhů rostlin, které jsou zvířaty spásány. Stupeň vlivu na porosty je také závislý na intenzitě pasení (Rychnovská a kol. 1985).

2.4.3 Eutrofizace mokřadů

Podle obsahu biogenních prvků a velikosti primární produkce se rozlišují dva typy vodních nádrží. Vody eutrofního typu jsou charakteristické velkým obsahem minerálních živin a vysokou produkcí rostlin i konzumentů prvního a druhého řádu. Vody oligotrofního typu jsou vody chudé na živiny a s malou produkcí organické hmoty.

Pojmem eutrofizace se rozumí přirozené i umělé obohacování vod živinami, které způsobují pronikavé změny v chemicko-fyzikálních vlastnostech vod i biologickém režimu vodních ekosystémů. Za určitých okolností a v určitých typech vodních útvarů je eutrofizace pozitivním jevem, který zvyšuje jejich produktivitu. V posledním desetiletí ale dochází k vysoké akceleraci eutrofizace vlivem zvyšujícího se přísunu biogenních prvků odpadními vodami. Jako významný eutrofizační faktor působí rozvoj zemědělství. Zde se jedná o plošné znečištění vodních nádrží a toků výluhem hnojiv z polí. Do kategorie zemědělských zdrojů minerálních živin lze zařadit i odpadní vody chemického průmyslu vyrábějící minerální hnojiva. Významným zdrojem živin způsobujících eutrofizaci mohou být i atmosférické srážky.

Za jednu z hlavních živin limitujících primární produkci ve vodách se považuje fosfor. Při stanovení zátěže ekosystému živinami se uplatňuje model srovnání průměrné hloubky se zátěží fosforem. Zároveň se u tohoto modelu přihlíží na objem, plochu a dobu zadržování vody. Při hodnocení vlivu fosforu na eutrofizační proces je třeba dbát i na tzv. vnitřní zásobování primárních producentů fosforem pocházejícím ze sedimentů dna nádrže. Za rozhodující faktor, který má význam při limitaci rozvoje fytoplanktonu ve vodních ekosystémech, lze označit nesoulad mezi hmotnostním poměrem sloučenin uhlíku, dusíku a fosforu v biomase vodních rostlin a hmotnostním poměrem sloučenin těchto prvků. Sloučeniny dusíku působí obvykle méně kriticky než fosfor. Bohatým zdrojem dusíku jsou zásoby sloučenin v půdě (NO_3). Zvýšit obsah N ve vodách mohou i specializovaní vazači molekulárního dusíku (bakterie). V určitých vodních útvech může limitaci primární produkce ovlivňovat uhlík. Lze ji očekávat ve vodách s nízkou alkalitou, nebo ve vodách

extrémně tvrdých, v silně eutrofních nádržích s krátkodobým zdržením vody. Limitace primární produkce uhlíkem byla také pozorována v silně eutrofizovaných rybnících typu návesních rybníků.

Minerální sloučeniny způsobující eutrofizaci lze odstranit z vod chemickými, fyzikálně-chemickými a biologickými metodami. Pokud jde o snížení množství fosforu, dodávaného odpady do vodních nádrží, jednou z možností je změna v používání polyfosfátových detergentů za látky, v nichž je fosfor nahrazen jinými sloučeninami (křemík). Další redukci fosforu lze dosáhnout úpravou odpadních vod před jejich vypouštěním do povrchových vod, či srážením fosforu přímo v nádržích, kde je fosfor srážen solemi železa a hliníku. Sloučeniny dusíku se chemickým čištěním odstraňují obtížně, jelikož jsou dusičnany a amonné soli ve vodě rozpustné. K odstranění dusíku se proto používá biologická metoda odstranění minerálních živin autotrofními organismy, zejména řasami rodu *Chlorella*, *Scenedesmus* a *Dictyosphaerium*. V praxi se také často používají metody zastínění hladiny. Vývoj eutrofizace v budoucnu počítá s dalším zvyšováním koncentrace dusičnanů, případně fosforečnanů, a tedy i s celkovým zvyšováním primární produkce (Lellák, Kubíček, 1992).

2.4.4 Ochrana mokřadů

2.4.4.1 Ramsarská úmluva

Ramsarská úmluva je první celosvětová mezinárodní úmluva na ochranu a moudré využívání přírodních zdrojů. Jedná se tak o jedinou úmluvu, chránící určitý typ biotopu. Úmluva byla podepsána v rámci zasedání UNESCO v Ramsaru dne 2. 2. 1971 a platí od r. 1975. ČSFR podepsala Úmluvu v r. 1990 s platností od 2. 7. 1990 (Dvořáková, 2004). Ramsarská úmluva stanoví pro členské země v podstatě dvě základní povinnosti: vyhlásit nejméně jeden mokřad tzv. mezinárodního významu a odpovídajícím způsobem chránit veškeré ostatní mokřady (Chytil a kol., 1999).

Česká republika má v současné době 14 lokalit označených jako mokřady mezinárodního významu, o celkové ploše 60.207 hektarů (Anonymus, 2012). Tyto lokality lze rozdělit na tři rozdílné soubory vzhledem k převažujícímu charakteru mokřadu: rašeliniště, rybníční soustavy a mokřady vázané na nívní polohy podél říčních toků. Mokřady mezinárodního významu (Ramsar Sites) v ČR zahrnují: RS1: Šumavská rašeliniště (102 km²), RS2: Třeboňské rybníky (96 km²), RS3: Novozámecký a Břehyňský rybník (9 km²), RS4: Lednické rybníky (7 km²), RS5: Litovelské Pomoraví (62 km²), RS6: Poodří (44 km²), RS7: Krkonošská rašeliniště (2 km²), RS8: Třeboňská rašeliniště (11 km²), RS9: Mokřady dolního Podolí (115 km²), RS10: Mokřady Liběchovky a Pšovky (4 km²), RS11: Podzemní Punkva (16 km²), RS12: Krušnohorská rašeliniště (112 km²), RS13: Horní Jizera (23 km²), RS14: Pramenné vývěry a rašeliniště Slavkovského lesa (32 km²). Ochrana lokalit je zajištěna formou národního parku, nebo národních přírodních rezervací. Většina mokřadních lokalit na území CHKO je navíc chráněna statutem rezervací (Chytil a kol., 1999). Od data přístupu České republiky k Ramsarské úmluvě je orgánem zodpovědným za naplňování úmluvy

odbor mezinárodní ochrany biodiverzity Ministerstva životního prostředí (MŽP). Tento odbor je zároveň i kontaktním místem pro Ramsarskou úmluvu. Účinnému plnění závazků napomáhá také Český ramsarský výbor (ČRV), poradní orgán MŽP pro ochranu mokřadů (Anonymus, 2012).

2.4.5.2 Natura 2000

Natura 2000 je soustava chráněných území, která jsou určena k ochraně nejvzácnějších částí přírodního prostředí na území Evropské unie. Natura 2000 je tvořena dvěma typy území – oblastmi ochrany ptactva (ptačí oblasti, PO) a zvláště chráněnými územími vybraných přírodních stanovišť, rostlin a živočichů (Horáková a kol, 2006). V rámci soustavy Natura 2000 jsou v ČR připravovány návrhy na zřízení evropsky významných lokalit. Tyto lokality by měly navazovat na chráněná území přírodních rezervací a prvních zón chráněných krajinných oblastí a národních parků (Rybka a kol, 2004). Návrh evropsky významných lokalit zahrnuje 883 různě velkých území, které dohromady zabírají 9,3% rozlohy ČR. Tzv. ptačí oblasti mají zajistit příznivý stav populace druhů ptáků. Ptačí oblasti zahrnují tradiční ornitologické lokality jako Třeboňsko, Lednické rybníky, a Krkonoše (Roth a kol, 2004). Lokality pro soustavu Natura 2000 v ČR byly navrhovány pro 40 druhů evropsky významných rostlin. Mezi tyto druhy patří např. šikoušek zelený (*Buxbaumia viridis*), Iněnka bezlistenná (*Thesium ebracteatum*), koniklec otevřený (*Pulsatilla patens*), svízel sudetský (*Galium sudeticum*) nebo střevíčník pantoflíček (*Cypripedium calceolus*). Pro všechny druhy se připravuje systém dlouhodobého sledování vývoje početnosti stavů populací (Rybka a kol, 2004). Monitorování by mělo zachytit sledovaných částí přírody v celostátním měřítku včetně jeho změn a vývoje a zhodnocení tohoto stavu z hlediska jejich ochrany (Roth a kol, 2004).

Území soustavy Natura 2000 jsou vyhlášována na základě dvou směrnic Evropské unie. Jedná se o Směrnici Rady č. 79/409/EHS o ochraně volně žijících ptáků a Směrnice Rady č. 92/43/EHS o ochraně přírodních stanovišť volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin. Obě směrnice byly se vstupem ČR do Evropské unie začleněny do právního řádu České republiky (Horáková a kol, 2006). Členské státy jsou povinny o tyto lokality pečovat se zvýšenou pozorností. Nesprávné či nedostatečné naplňování směrnic může znamenat i citelné sankce ze strany Evropské komise (Rybka a kol, 2004).

Vymezování soustavy Natura 2000 se také týká přímo i mokřadních ekosystémů. Mezi cílovými druhy organismů vyhlášenými pro ochranu druhů a typů stanovišť z hlediska ochrany druhové rozmanitosti v Evropské unii se vyskytuje mnoho druhů, jejichž charakteristickým stanovištěm je mokřad. Pro každý tento druh existuje povinnost návrhu lokalit soustavy Natura 2000, čemuž předchází zajištění údajů o rozšíření a početnosti druhů na celém území. Existuje také mnoho typů mokřadních stanovišť, jichž se týká územní ochrana v rámci soustavy Natura 2000. To platí zejména o rašeliništích a slatiništích. Mezi chráněná přírodní stanoviště v rámci Natury 2000 patří např. živá vrchoviště, přechodová rašeliniště, prameniště s tvorbou pěnovce, vápnitě slatiny a různé typy stanovišť sladkých stojatých a tekoucích vod. Problematika určení územní soustavy

Natura 2000 pro ochranu těchto přírodních stanovišť tkví v dokonalém zmapování všech těchto typů stanovišť na celém území. V rámci soustavy Natura 2000 má být totiž každý typ stanoviště i druh chráněn v proporcí k jeho celkovému výskytu a významu na území státu (Pokorný, 2000).

2.4.5.3 Zákon o ochraně přírody a krajiny

Ochrana mokřadů je přímo zakotvena v odstavci, §2 zákona – “*ovlivňováním vodního hospodaření s cílem udržovat přirozené podmínky pro život vodních a mokřadních ekosystémů při zachování přirozeného charakteru a přírodě blízkého vzhledu vodních toků a ploch a mokřadů*” (Dvořáková, 2004).

Zákon č. 114/1992 Sb., rozeznává celkem 6 kategorií zvláště chráněných území:

1. *Národní parky (NP)* jsou v ČR vyhlášovány na místech s vysokým výskytem přirozených a přírodě blízkých biotopů a ekosystémů, které nejsou významně zasaženy intenzivním hospodařením. Zahrnují hlavně horské lesní ekosystémy (Krkonoše, Šumava), listnaté lesy s říčním fenoménem (Podyjí) a rozsáhlé druhově i prostorově rozmanité lesy, vázány na určitý reliéf (České Švýcarsko).

2. *Chráněné krajinné oblasti (CHKO)* představují člověkem ovlivněnou obhospodařovanou kulturní krajinu výskytem cenného přírodního prostředí. Ve srovnání s NP zůstává cílem ochrany nejen aktivní péče o fragmenty prostředí, ale také rozvoj citlivého hospodářského využívání krajiny.

Kromě dvou velkoplošných zvláště chráněných území rozlišujeme dále menší chráněné plochy, které se řadí do dalších 4 kategorií: národní přírodní rezervace (NPR), národní přírodní památky (NPP), přírodní památky (PŘ) a přírodní rezervace (PR).

Kromě zvláště chráněných území jsou v zákoně o ochraně přírody a krajiny vymezeny všeobecné podmínky ochrany i pro některé další části krajiny, které mají významnou funkci z hlediska péče o přírodní a krajinné dědictví, jako jsou některé krajinné útvary, přírodní objekty či výseky krajiny. Obecná územní ochrana přírody a krajiny zahrnuje: (Míchal a Petříček 1998, Petříček 1999 in Roth a kol, 2004):

1. *Přírodní parky (PP)* mohou vyhlášovat orgány ochrany přírody, krajské úřady, k ochraně ploch, ve kterých je třeba chránit krajinný ráz. Zásahy do krajinného rázu lze provádět jen s ohledem na zachování přírodních hodnot a kulturních dominant krajiny. V současnosti u nás existuje 135 různě velkých i kvalitních přírodních parků

2. *Významné krajinné prvky (VKP)* představují ekologicky, geomorfologicky a esteticky hodnotné části krajiny, které utváří její typický vzhled a přispívají k udržení přirozených procesů v ekosystémech. Mezi VKP mohou být zařazeny lesy, rašeliniště, mokřady, vodní toky nebo údolní nivy. VKP se neregistrují na území CHKO a NP, kde jsou chráněny přísnější legislativní formou ochrany.

3. *Územní systém ekologické stability (ÚSES)* představuje soubor přirozených i pozměněných přírodě blízkých ekosystémů, které udržují v krajině přirozené procesy. Jde o komplex účelného rozmístěných soustav biocenter, biokoridorů a interakčních prvků.

4. *Přechodně chráněné plochy* prezentují lokality s dočasným nebo nepředvídatelným výskytem významných druhů planě rostoucích rostlin, volně žijících živočichů a nerostů. Přechodně chráněné plochy byly vyhlášeny například k ochraně hnízdiště orla mořského (Roth a kol, 2004).

Ochrana mokřadů je přímo zakotvena v odstavci, §2 zákona – *“ovlivňováním vodního hospodaření s cílem udržovat přirozené podmínky pro život vodních a mokřadních ekosystémů při zachování přirozeného charakteru a přírodě blízkého vzhledu vodních toků a ploch a mokřadů”*.

3 Popis zájmové lokality

3.1 Chráněná krajinná oblast Třeboňsko

Třeboňsko je jedna z mála CHKO vyhlášených v rovinaté krajině po staletí kultivované člověkem. Přesto se zde dochovaly cenné přírodní hodnoty. Na mnoha místech lze dosud hovořit o harmonické krajině, kde jsou lidské aktivity v určité rovnováze s přírodou (Štěpánová, 2013). Celostátní i mezinárodní význam Třeboňska byl oceněn zařazením do ochranných kategorií: v r. 1976 byla Třeboň vyhlášena městskou památkovou rezervací a v roce 1979 vznikla Chráněná krajinná oblast Třeboňsko. Charakteristickou složkou Třeboňska jsou četné mokřady: mělké stojaté vody, vodní toky, rákosiny, slatiniště a zaplavované lužní lesy a louky (Jeník, Květ, 2000). V souvislosti s přistoupením Československa k Ramsarské konvenci v roce 1990 byla část rybníků a na ně navazujících mokřadních biotopů uvnitř CHKO zapsána jako mokřady mezinárodního významu podle Ramsarské konvence pod názvem "Třeboňské rybníky" a „Třeboňská rašeliniště" (Štěpánová, 2013). Mokřady na Třeboňsku tvoří 20% z rozlohy CHKO a biosférické rezervace. Zdejší mokřady patří k těmto hlavním typům:

1. Tekoucí vody (řeky, potoky) a jejich nivy s tůněmi a mrtvými rameny.
2. Rašeliniště, od slatinišť až po dystrofní vrchoviště.
3. Mělké vodní nádrže charakteru mělkých jezer (na Třeboňsku zastoupeny výlučně rybníky).
4. Zatopené, hluboké pískovny se znaky dimiktických jezer.
5. Drobné mokřady, často vzniklé lidskou činností (např. mělké jámy po těžbě písku, odvodňovací kanály) (Květ, 2000).

Území CKHO Třeboňsko leží na sedimentech různého stáří od svrchní křídy po čtvrtohory. Podloží sedimentů je tvořeno krystalinikem (žula, migmatit, rula). Jihovýchod CHKO leží na žulových horninách. Dno bývalé sladkovodní pánve obsahuje sedimenty svrchní křídy (jíly, písky, štěrky) (Kos a Maršáková, 1997). Ty jsou překryty rozsáhlým holocenním ložiskem slatinné rašeliny o mocnosti několika metrů (Štěpánová, 2013).

Krajinný ráz oblasti určují borové monokultury, které zaujímají 42% celkové rozlohy Třeboňska. Ostrůvkovitě zde zůstávají zachovány zbytky přirozených borů s lokální variantou borovice lesní (*Pinus sylvestris var. bohemica*). Významnou oblastí jsou zdejší lužní lesy (Kos a Maršáková, 1997). V nich roste vzácná kapraď hřebenitá, kapradiník bažinný, nebo dřábík bahenní (Štěpánová, 2013). V rašelinných porostech je zastoupena borovice blatka, většinou s podrostem rojovníku bahenního, rosnatek a vlochyně. Významným prvkem Třeboňska jsou rybníky a vodní tůně. V nich se vyskytuje leknín bílý, stulík žlutý, kotvice plovoucí aj. (Kos a Maršáková, 1997).

Z hlediska fauny je na Třeboňsku nejvýznamnější avifauna vodních a bažinných druhů ptáků (kachny, husy, potápky, rybáci, chřástalové, čejky a sluky) (Kos a Maršáková, 1997). Významná je zde ochrana řady ohrožených obratlovců, např. vydry říční a orla mořského (Štěpánová, 2013).

3.2 Přírodní rezervace Zábłatské louky

Přírodní rezervace slouží k ochraně ekosystémů nebo jejich částí, významných pro určitý region nebo zemědělskou oblast. V současnosti ji vyhledává obecně závazným předpisem krajský úřad (na území CHKO a NP jejich správ). Přírodní památka je obdobou Národní přírodní památky s regionálním významem (Roth a kol, 2004).

Lokalita Zábłatské louky se nachází na východním okraji Třeboňské pánve 1 km jižně od obce Lhota u Dynína (*obr. č. 1*). Leží v nadmořské výšce 426-427 m. n. m. a zaujímá plochu 108 ha. Zábłatské louky byly v roce 1994 správou CHKO Třeboňsko vyhlášeny Přírodní rezervací (PR) (Štěpánová, 2013). Jedná se o jeden z posledních zachovalých komplexů mokřých luk na Třeboňsku (Hudec a kol, 1995).

Zábłatské louky představují rozsáhlý komplex vlhkých kulturních i přirozených nekosených luk. Směrem k ploše rybníka je vyvinuta ukázková zonace rašelinných společenstev *Caricion fuscae*. Rozšířené jsou zde vysoké ostřicové porosty *Caricion gracilis* a porosty *Calamagrostietum canescentis*. Směrem k ploše rybníka dochází k rozšíření litorálních rákosových a orobincových porostů *Phragmition communis*. Lokalita zahrnuje i část rákosin Zábłatského rybníka a uměle vytvořenou soustavu tůní po borkování rašeliny s cennou vodní vegetací *Potamion pusilli*, *Batrachion aquatilis* a *Utricularion vulgaris* (Hudec a kol., 1995).

V ostřicových porostech roste ostřice štíhlá (*Carex gracilis*), ostřice zobánkatá (*C. rostrata*), třtina šedavá (*Calamagrostis canescens*), suchopýr úzkolistý (*Eriophorum angustifolium*) a zábělník bahenní (*Comarum palustre*). U vodní hladiny v severozápadní části se vyskytují rozsáhlé rákosiny s dominantním rákosem obecným (*Phragmites australis*). Rákosiny doplňují druhy: orobinec úzkolistý (*Typha angustifolia*), orobinec široolistého (*Typha latifolia*) a zblochan vodní (*Glyceria maxima*) (Štěpánová, 2013).

Podloží Zábłatských luk tvoří světlé kaolinické pískovce až slepence a pestré a bělošedé jílovce svrchnokřídového stáří (Štěpánová, 2013). V tabulce č. 1 je detailněji uvedeno fyzikální a chemické složení půdy na studované lokalitě.

Tabulka č. 1: fyzikální a chemické složení půdy na lokalitě Záblatské louky

Lokalita	Záblatské louky
celková hustota ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)	0.21 ± 0.02
jíl (%)	22.5
písek (%)	0.0
celkové množství uhlíku (%)	22.33 ± 2.25
celkové množství dusíku (%)	1.18 ± 0.09
celkové množství fosforu (%)	0.19 ± 0.01
poměr C:N	18.9
$\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$	5.1
pH_{KCl}	4.3
$\text{NO}_3\text{-N}$ (0.5 M K_2SO_4) ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	2.28 ± 1.05
$\text{NH}_4\text{-N}$ (0.5 M K_2SO_4) ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	2.72 ± 1.79
$\text{PO}_4\text{-P}$ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	1.12 ± 0.12
K ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	4.36 ± 0.29
Ca ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	1.37 ± 0.35
Mg ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	$1.82 \pm 0,09$
Fe ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	18.8 ± 0.93

(zdroj: Pícek a kol. 2008)

Obr. č. 1: mapa lokality Záblatské louky



(zdroj: <http://mapy.cz/#x=14.687856&y=49.102705&z=12>)

4 Metodika

4.1 Definice základních termínů

- **Produkční ekologie** studuje produkci rostlinné a živočišné biomasy v různých typech ekosystémů. Posuzuje tok energie v potravních řetězcích, efektivitu přenosů mezi jejich články. V globálním měřítku ukazuje možnosti produkce celé biosféry (Jakrlová, Pelikán, 1999).
- **Biomasa** je hmota organismů na jednotku plochy zemského povrchu udávaná v jednotkách energie, nebo organické sušiny (např. tuny na hektar) (Townsend a kol, 2008).
- **Primární produkce** je rychlost tvorby biomasy na jednotku plochy rostlinami. Může se vyjadřovat v jednotkách energie, nebo organické sušiny (např. tuny na hektar) (Townsend a kol, 2008).
- **Hrubá primární produkce** je celková fixace energie fotosyntézou. Část této produkce je ale rostlinou prodýchána a ztracena jako respirační teplo (Townsend a kol, 2008).
- **Čistá primární produkce** je rozdíl mezi hrubou primární produkcí a respiračním teplem. Představuje aktuální rychlost produkce nové biomasy, která je dostupná ke konzumaci heterotrofními organismy (Townsend a kol, 2008).
- **Sekundární produkce** je rychlost produkce biomasy heterotrofními organismy (Townsend a kol, 2008).

4.2 Uspořádání pokusu

Výzkum probíhal v přírodní rezervaci Záblatské Louky již od roku 2006. Vymezené území je rozděleno na čtyři samostatné bloky. Každý blok je dále rozdělen na tři plochy, na něž jsou aplikovány různé varianty hnojení minerálním hnojivem NPK:

- HIGH - vysoký obsah hnojiv (cca 300 kg NPK/ha/rok)
- LOW - nízký obsah hnojiv (cca 60 kg NPK/ha/rok)
- NO - nulový obsah hnojiv

Hnojivo se aplikovalo ve dvou dávkách během vegetačního období tak, aby se simulovaly podmínky běžné zemědělské praxe. První aplikace byla na počátku května a

druhá v polovině července. Pozemky se pravidelně sekaly v termínech shodných se zemědělskou výrobou.

4.3 Odběry

Odběr nadzemní biomasy probíhal ve třech termínech: 1. 5. 2012, 10. 7. 2012 a 1. 11. 2012. Při každém termínu se odebíraly dva vzorky biomasy z každé plochy. Na vytyčení plochy odběru byla použita dřevěná vidlice, která byla náhodně položena na daný porost. Plocha vidlice byla 0,25*0,5 m. Odběr nadzemní biomasy byl prováděn zahradnickými nůžkami, důležitá byla přesnost zástřihu těsně nad povrchem půdy. Odebírala se všechna živá biomasa na uvedené ploše a zároveň i uhynulá vegetace, která byla oddělena jako kategorie loňský odpad. Ustřížená vegetace se skladovala v igelitových pytlích s evidencí konkrétního čísla plochy. V jednom termínu odběru bylo celkem odebráno 24 vzorků. Pytle s biomasou se po přechodnou dobu skladovaly v lednicích.

4.4 Třídění a vážení biomasy

Biomasa se třídila na jednotlivé rostlinné druhy. V druhém odběru přibyla kategorie s odumřelými částmi jednotlivých druhů. Starší odnože a zbytky z minulé sezony byly tříděny do kategorie opad. Jednotlivé roztříděné kategorie byly vloženy do označených papírových pytlů, které se postupně sušily v sušárnách při teplotě 85°C do konstantní hmotnosti. Po vysušení se všechny vzorky zvážily s přesností na setiny gramu. Vzorky o nízké hmotnosti se vážily na laboratorních vahách. Biomasa byla přepočítána z odebrané plochy 0,125 m² na plochu 1 m².

Ve 3. termínu odběru (1.11) nebyl rostlinný materiál na rozdíl od předcházejících odběrů tříděn na jednotlivé rostlinné druhy a skupiny. Cílem tohoto posledního odběru totiž bylo zjistit pouze celkové množství nadzemní biomasy, která přirostla od poslední seče do konce vegetační sezóny.

5 Výsledky

5.1 Druhové složení

Na lokalitě Záblatské louky se vyskytovaly druhy: ostřice štíhlá (*Carex acuta*), ostřice výběžkatá (*Carex vesicaria*), ostřice černá (*Carex nigra*), zblochan vodní (*Glyceria maxima*), suchopýr úzkolistý (*Eriophorum angustifolium*) chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) a mech *Calliergonella cuspidata*.

5.2 První odběr

První odběr proběhl na Záblatských loukách 1.5.2012.

V odebrané biomase druhově převládal mech následovaný ostřicí štíhlou (*Carex acuta*). Mech převládal v blocích s nižší variantou hnojení. Vysoké hodnoty průměrné hmotnosti biomasy mechu se ukázaly hlavně na mírně hnojených variantách (graf č. 1). Vyšší intenzita hnojení vedla k jeho redukci (graf č. 1). Druh *Carex acuta* vykazoval naopak zvyšující průměrnou hmotnost biomasy se stupněm hnojení (graf č. 1). U druhu *Carex acuta* lze vyzorovat, určitou závislost výše hnojení na průměrnou hmotnost biomasy (graf č. 1). *Eriophorum angustifolium* dosahoval vyšších hodnot průměrné hmotnosti biomasy na mírně hnojených a nehnojených blocích (graf č.1). *Carex vesicaria* vykazovala nejvyšší průměrnou hmotnost biomasy na blocích s nízkým stupněm hnojiv (graf č. 1). V prvním odběru se také objevovaly zástupci druhu *Carex nigra*. Tento druh podobně jako *C. vesicaria* vykazoval vysokou průměrnou hmotnost biomasy na variantách s nižším stupněm hnojiv (graf č. 1). V prvním odběru byla u druhu *Carex acuta* zjištěna určitá závislost stupně hnojení na průměrné hmotnosti biomasy. Průměrná hmotnost biomasy se u *Carex acuta* lineárně zvyšovala se zvyšujícím podílem hnojiv v půdě (graf č. 1).

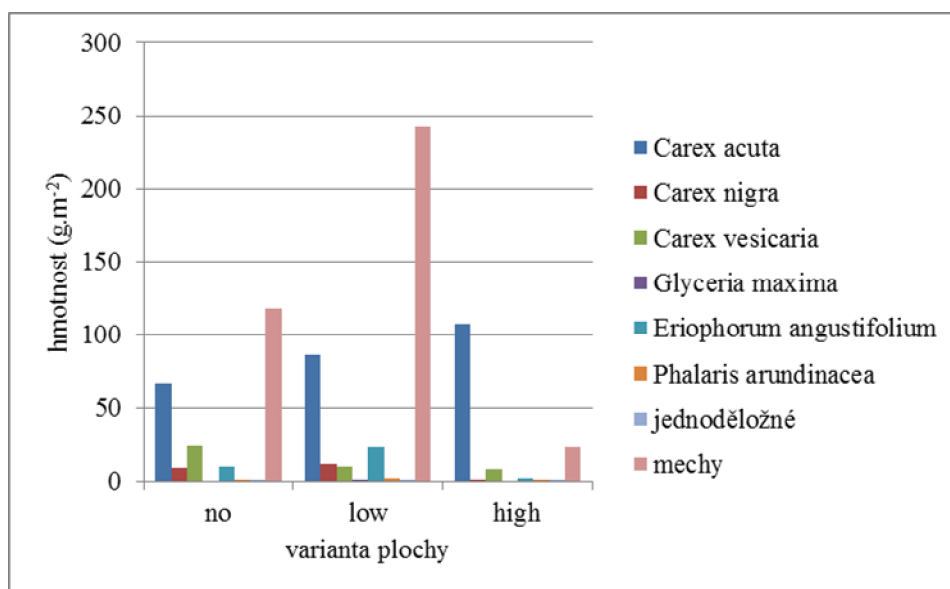
Nejvyšší průměrný počet odnoží u *Carex vesicaria* byl na variantách s nižším stupněm hnojiv (graf č. 2). Průměrný počet odnoží *Eriophorum angustifolium* byl nejvyšší na variantě s nízkým stupněm hnojení (graf č. 2). *Eriophorum angustifolium* vykazoval stejně jako druh *Phalaris arundinacea* vysokou průměrnou hmotnost jednotlivých odnoží na variantách nehnojených a variantách intenzivně hnojených (graf č.3). Na těchto blocích vykazovala také nejvyšší průměrný počet a hmotnost jednotlivých odnoží (graf č. 2, 3).

Druh *Phalaris arundinacea* vykazoval vysokých hodnot průměrné hmotnosti odnoží na variantách nehnojených a silně hnojených (graf č. 3).

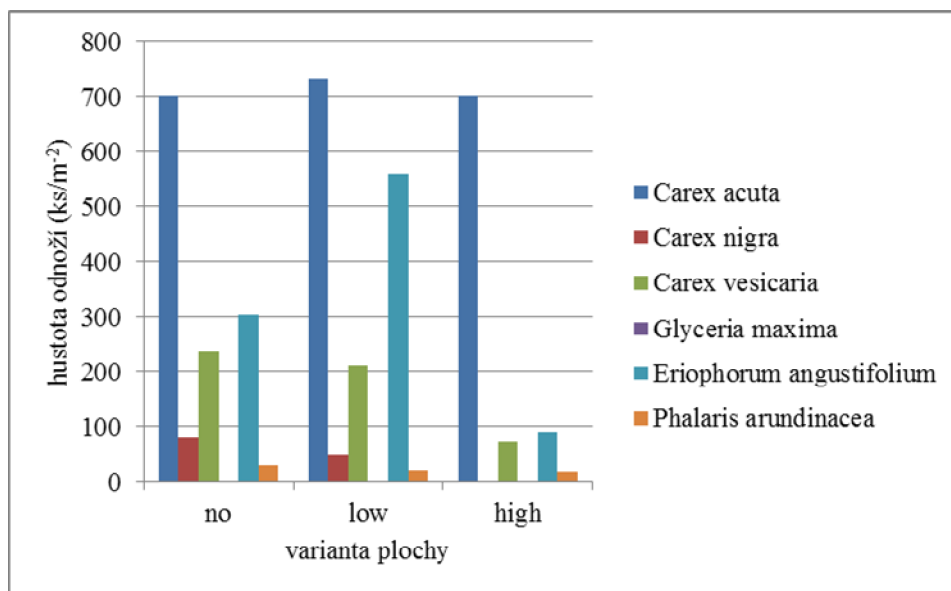
Tabulka č. 1: Průměrná hmotnost celkové biomasy na jednotlivých variantách hnojení se směrodatnou odchylkou, první seč.

varianta hnojení	NO	LOW	HIGH
průměrná hmotnost biomasy ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)	171,8	282,3	107,4
směrodatná odchylka	75,2	165,2	30,8

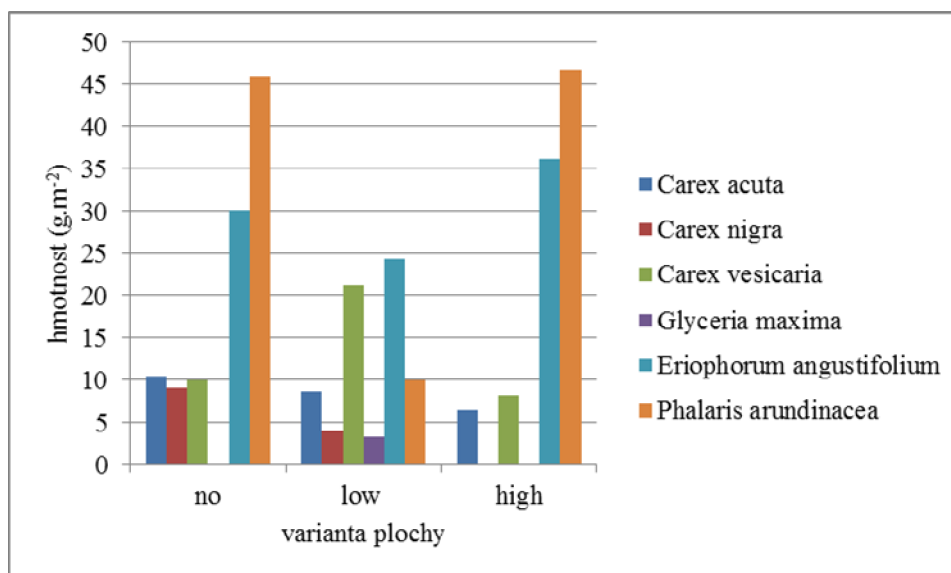
Graf č. 1: Průměrná hmotnost sušiny jednotlivých druhů v závislosti na variantě plochy, první seč.



Graf č. 2: Průměrný počet odnoží jednotlivých druhů v závislosti na variantě plochy, první seč.



Graf č. 3: Průměrná hmotnost jedné odnože jednotlivých druhů v závislosti na variantě plochy, první seč.



5.3 Druhý odběr

Druhý odběr proběhl na Záblatských loukách 10.7.2012.

V době odběru byla většina rostlin na vrcholu vegetační doby, proto byly množství odnoží a hmotnost biomasy dvojnásobné oproti prvnímu odběru. V tomto odběru byla dominujícím druhem *Carex acuta*.

Průměrná hmotnost biomasy druhu *Carex acuta* byla nejvyšší na variantě s nízkým stupněm hnojení (graf č. 4). Podíl průměrné hmotnosti biomasy mechu se od prvního odběru významně nezměnil (graf č. 4). Zůstala zde zachována i redukce průměrné hmotnosti biomasy mechů na variantách s vyšším stupněm hnojení (graf č. 4). Druh *Eriophorum angustifolium* vytvářel vyšší průměrnou hmotnost biomasy opět na nehnojených a mírně hnojených variantách (graf č. 4). V druhém odběru se ale vliv stupně hnojení na průměrnou hmotnost biomasy u *Carex acuta* už neprojevil (graf č. 4). U *Carex vesicaria* došlo k vyšším hodnotám hmotnosti biomasy na plochách nehnojených (graf č. 4).

S přibývajícím stupněm aplikace hnojiv docházelo u druhu *Carex acuta* ke snížení průměrného počtu odnoží (graf č. 5). Nejvyšší průměrný počet odnoží u *Carex vesicaria* byl na variantách s nižším stupněm hnojení (graf č. 5)

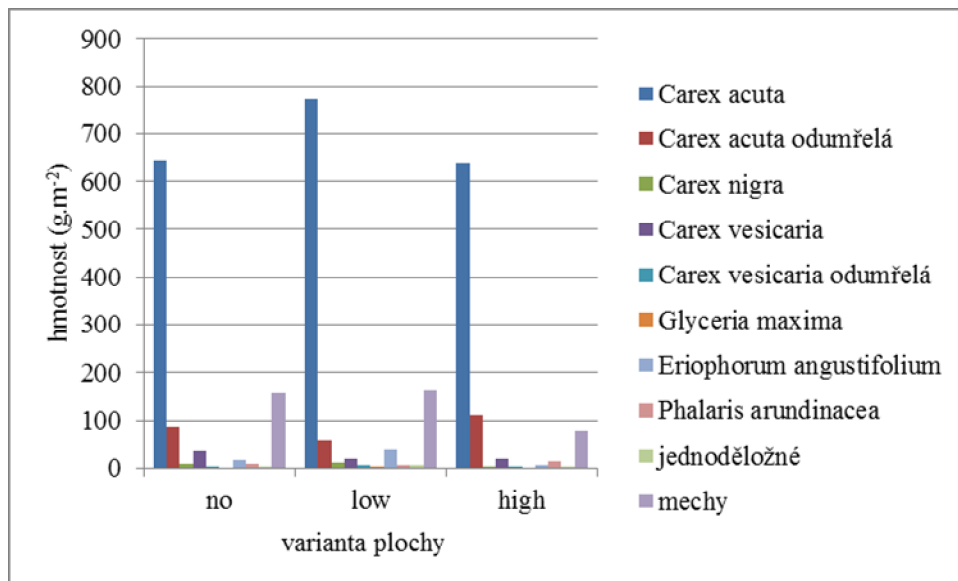
Podobně jako v prvním odběru byla průměrná hmotnost jednotlivých odnoží *Eriophorum angustifolium* nejvyšší na variantě s vysokým stupněm hnojení, kde došlo k vysoké dominanci (graf č. 6). *Phalaris arundinacea* vykazovala vysokou průměrnou hmotnost a počet odnoží na nehnojené variantě (graf č. 5, 6). Ve druhém odběru došlo k silné redukci druhu *Carex nigra*. Nelze vyloučit, že chybějící zastoupení *Carex nigra* v druhém odběru může být částečně způsobeno nejistotou v odlišení vegetativních odnoží *Carex nigra* od odnoží *Carex acuta*.

U druhu *Carex vesicaria* se nepotvrdila závislost stupně hnojení na průměrnou hmotnost biomasy ani v prvním, ani ve druhém odběru. V obou odběrech byly průměrné hmotnosti jednotlivých odnoží nejvyšší na variantách s vysokým podílem hnojiv (graf č. 3, 6).

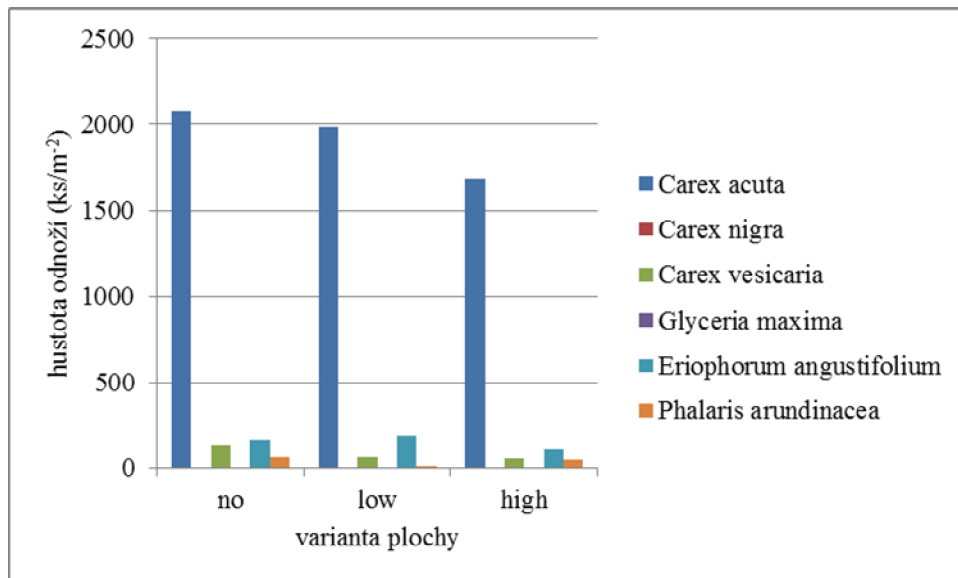
Tabulka č. 2: Průměrná hmotnost celkové biomasy na jednotlivých variantách hnojení se směrodatnou odchylkou, druhá seč.

varianta hnojení	NO	LOW	HIGH
průměrná hmotnost biomasy (g.m ⁻²)	576,7	648,3	524,2
směrodatná odchylka	124,0	238,4	240,9

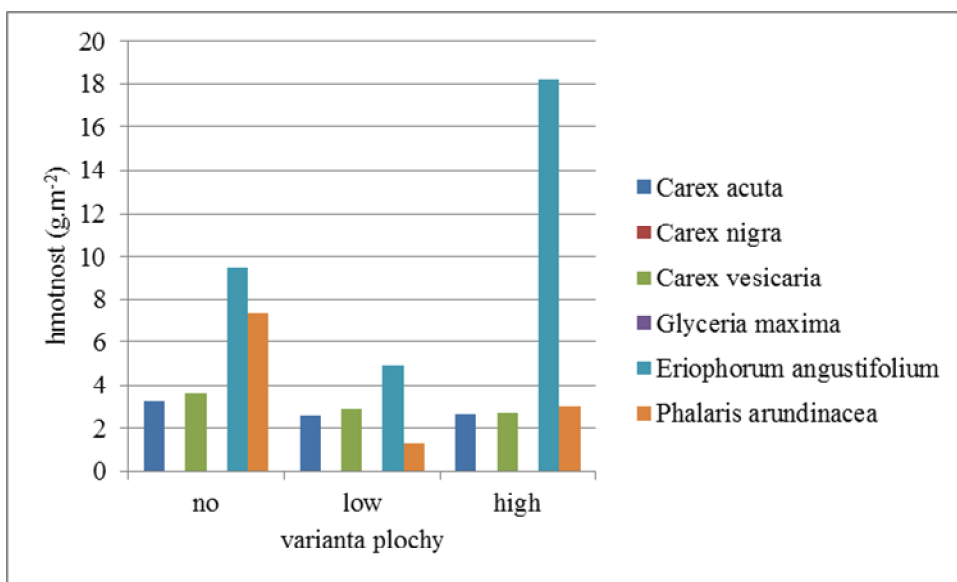
Graf č. 4: Průměrná hmotnost sušiny jednotlivých druhů v závislosti na variantě plochy, druhá seč.



Graf č. 5: Průměrný počet odnoží jednotlivých druhů v závislosti na variantě plochy, druhá seč.



Graf č. 6: Průměrná hmotnost jedné odnože jednotlivých druhů v závislosti na variantě plochy, druhá seč.



5.4 Třetí odběr

Třetí odběr proběhl na Záblatských loukách 1.11.2012.

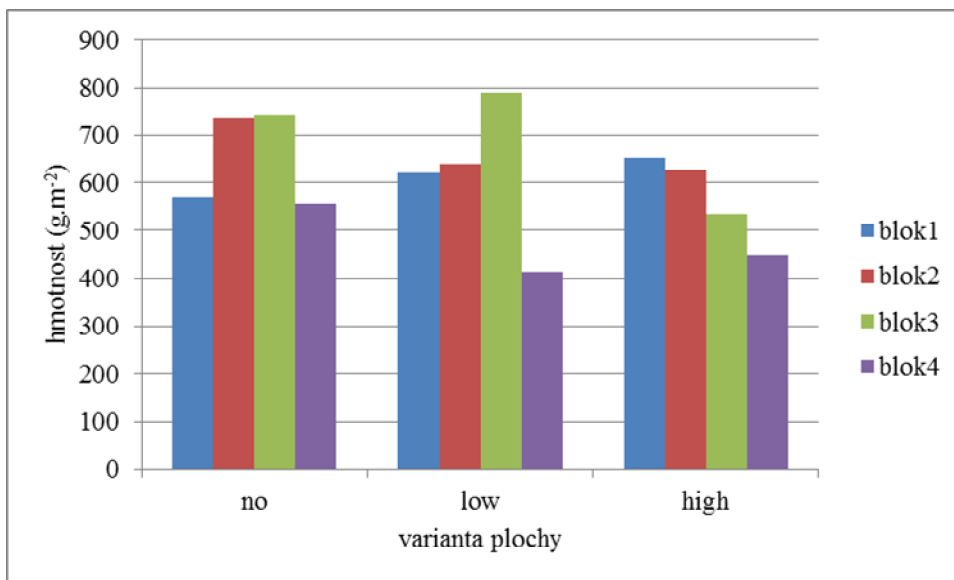
Průměrná hmotnost biomasy byla průměrně nejvyšší na variantách mírně hnojených a nehnojených (*graf č. 7*). Bloky 3 a 2 vykazovaly mírně vyšší průměrnou hmotnost celkové biomasy než ostatní (*graf č. 7*).

Tento odběr sice nebyl tříděn do jednotlivých druhů, ale i zde jsou patrné vyšší hodnoty průměrné hmotnosti biomasy na lokalitách „no“ a „low“ (*graf č. 7*).

Tabulka č. 3: Průměrná hmotnost celkové biomasy na jednotlivých variantách hnojení se směrodatnou odchylkou, třetí seč.

varianta hnojení	NO	LOW	HIGH
průměrná hmotnost biomasy (g.m ⁻²)	652,2	615,7	566,0
směrodatná odchylka	147,3	200,7	94,3

Graf č. 7: Celková průměrná hmotnost biomasy v závislosti na variantě plochy, třetí seč.



6 Diskuze

6.1 Odhad roční primární produkce

Hlavním cílem této práce bylo stanovit roční primární produkci nadzemní biomasy na modelové lokalitě Záblatské louky. Lazárková (2010) odhadovala roční primární produkci nadzemní biomasy jako hodnotu nadzemní biomasy v době jejího sezónního maxima na počátku července. Dospěla k hodnotám $721,72 \text{ g.m}^{-2}$ pro nehnojenou, $711,10 \text{ g.m}^{-2}$ pro mírně hnojenou a $723,04 \text{ g.m}^{-2}$ pro intenzívně hnojenou variantu. Tento postup se běžně používá pro odhadování roční čisté primární produkce nesečených porostů (Květ, Westlake, 1998). Pokud je ovšem porost sečen, povzbudí se opět růst po seči, čímž se roční nadzemní produkce zvýší. V tom případě lze roční nadzemní primární produkci odhadnout jako sumu výnosů všech sečí, k níž můžeme přičíst ještě nadzemní biomasu vytvořenou od poslední seče do konce vegetační sezóny. V případě tohoto výzkumu bychom tedy sečetli výnos v době seče dne 10.7 s biomasou 1.11. Výnos ovšem v této práci nebyl stanovován, k dispozici jsou pouze údaje o nadzemní biomase v době seče. Lazárková (2010) zjistila, že výnos tvoří přibližně 61,6 až 76 % z celkové nadzemní biomasy v době jejího sezónního maxima. Za předpokladu, že i v roce 2012 by výnos tvořil stejný podíl celkové nadzemní biomasy v době jejího sezónního maxima jako v práci Lazárkové, dosahoval by hodnot od 964,4 do 1056,5 ($\text{g.m}^{-2}.\text{rok}^{-1}$) (viz tabulka č. 1).

Tabulka č. 1: Podíl výnosu na nadzemní biomase v době jejího sezonního maxima (tj. v termínu seče) na podkladě procentického podílu výnosu podle Lazárkové (2010).

varianta hnojení	celková živá biomasa (g.m ⁻²) 10.7.2012	výnos (%) 10.7.2012	výnos (g.m ⁻²) 10.7.2012	biomasa (g.m ⁻²) 1.11.2012	Roční produkce (g.m ⁻² .rok ⁻¹)
NO	576,7	61,6	355,3	652,2	1007,5
LOW	648,3	68	440,8	615,7	1056,5
HIGH	524,2	76	398,4	566	964,4

Z této úvahy vyplývá, že hmotnost biomasy po seči na počátku července ještě do konce vegetační sezóny značně vzroste. Při odhadu celkové roční produkce nadzemní biomasy by se tedy biomasa na konci vegetační sezóny neměla zanedbávat.

6.2 Interpretace vlastních výsledků

Z výsledků je patrné, že stupeň hnojení u jednoděložných druhů nemá výrazný vliv na průměrnou hmotnost biomasy v jednotlivých odběrech. Celkové průměrné hodnoty hmotnosti biomasy ve všech odběrech byly statisticky hodnoceny testem ANOVA za pomoci programu Statistica 8.0. Rozdíly mezi variantami v průměrných hodnotách biomasy téhož druhu v rámci téhož odběru většinou nebyly statisticky průkazné. Výjimkou byl průkazný vliv hnojení na zastoupení druhu *Eriophorum angustifolium* a mechů (Čížková, ústní sdělení, příloha č. 7).

6.3 Porovnání s výsledky jiných autorů na téže lokalitě

Svémi výsledky navazují na práci Lazárkové (2010) o vlivu minerálního hnojení na produkci travinného mokřadního ekosystému z roku 2009. Uvádí, že z jednoděložných rostlinných druhů převládaly ostřice měchýřkatá (*Carex vesicaria*), ostřice štíhlá (*Carex acuta*) a chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*). Mezi méně častými druhy jednoděložných se vyskytovaly zblochan vodní (*Glyceria maxima*), metlice trsnatá (*Deschampsia caespitosa*), sítina rozkladitá (*Juncus effusus*) a suchopýr úzkolistý (*Eriophorum angustifolium*). Z dvouděložných druhů se vyskytovaly kyprej vrbice (*Lythrum salicaria*), svízel bažinný (*Galium palustre*), rdesno obojživelné (*Persicaria amphibia*), pryskyřník plazivý (*Ranunculus repens*) a vrbina penízková (*Lysimachia nummularia*). Druhové spektrum rostlinné vegetace bylo shodné s výsledky mých vlastních odběrů. Průměrná hodnota nadzemní biomasy v době jejího sezonního maxima v roce 2009 na plochách s vysokým stupněm hnojení byla 723,05 g.m⁻². Na plochách s nízkým stupněm hnojení nadzemní biomasa dosahovala průměrné hodnoty 711,12 g.m⁻². Podobná hodnota

byla zjištěna i pro plochy nehnojené (712,72 g.m⁻²). Mé výsledky použité z odběru 10. 7. 2012 vykazují nižší hodnoty průměrně o 100 g.m⁻². Podle Lazárkové byly jedním z důvodů vysoké produkce v roce 2009 příznivé klimatické podmínky v jarních měsících. Ve výsledcích Lazárkové jsou patrné stejné výsledky průměrné biomasy mechů. Biomasa mechů je zde nejvyšší na variantách nehnojených a s nízkým stupněm hnojení. Zároveň je zde patrný výrazný úbytek na hmotnosti biomasy na vysoce hnojených variantách. Na variantě „high“ je procentuální podíl mechů pouze 12,6%.

Stejným výzkumem vlivu hnojiv na produkci biomasy s v letech 2006-2008 zabýval také Edwards (2009). Podle Edwardse byly dominantními druhy na lokalitě Zábłatské louky *Carex acuta* a *Carex vesicaria*. Jako ostatní druhy zmiňuje *Phalaris arundinacea*, *Lythrum salicaria* a *Galium palustre*. V roce 2007 byla nejvyšší hodnota primární produkce biomasy na plochách intenzivně hnojených 504 g.m⁻². Plochy s nízkým stupněm hnojení vykazovaly hodnotu 396 g.m⁻² a plochy nehnojené 378 g.m⁻². V roce 2008 byla nejvyšší hodnota primární produkce biomasy opět u ploch s vysokým stupněm hnojení a to 686 g.m⁻². U ploch s nízkým stupněm hnojení dosahovala produkce biomasy hodnoty 645 g.m⁻². Plochy nehnojené měly nejméně biomasy 603 g.m⁻². Je zde patrné znatelné navýšení produkce biomasy hlavně na variantách s vysokým stupněm hnojení a variantách nehnojených oproti prvnímu odběru (2007). Zároveň se zde prokázal vliv výše minerálního hnojení na produkci biomasy porostu, jelikož nejvyšší produkce byla dlouhodobě na variantách „high“. Mé výsledky z roku 2012 jsou téměř totožné s výsledky Edwardse z roku 2008.

6.4 Porovnání s výsledky prací na jiných lokalitách

6.4.1 Mokrý louky u Třeboně

Lokalita Mokrý louky se nachází v zátopové oblasti rybníka Rožmberka na východním okraji Třeboně. Je to plochá sníženina o rozloze 450 ha s organickou půdou, z převážné části pokrytá porosty vlhkomilných travin. (Jeník a Květ, 1983). Na této lokalitě probíhá studium produkce nadzemní biomasy již od 70. let 20. století. Získané hodnoty jsou shrnuty v tabulce č. 2.

Tabulka č. 2: Přehled údajů o sezónním maximu nadzemní biomasy v porostech na lokalitě Mokré louky u Třeboně v období (1977-2011).

ROK ODBĚRU	DOMINANTNÍ DRUH	SEZÓNNÍ MAXIMUM NADZEMNÍ BIOMASY (g.m ⁻²)	CITACE
1977	<i>Carex acuta</i> , <i>Calamagrostis canescens</i>	300-380	Květ (1983)
2005	<i>Phalaris arundinacea</i>	1023,3	Filipová (2006)
2006	<i>Carex acuta</i>	481,5	Hovorková (2007)
2006	<i>Carex acuta</i>	352	Kuncová (2007)
2006	<i>Phalaris arundinacea</i>	675,2	Rychterová (2007)
2008	<i>Carex acuta</i>	994,6	Kuncová (2009)
2009	<i>Carex acuta</i>	506,8	Hovorka (2010)
2010	<i>Carex acuta</i>	558,2	Hovorka (2012)
2011	<i>Carex acuta</i>	522,4	Hovorka (2012)

Květ (1983) uskutečnil v roce 1977 výzkum orientovaný na produkci biomasy s dominantními druhy *Carex acuta*, *Carex vesicaria* a *Calamagrostis canescens*. Data obsahovala údaje o hmotnosti nadzemní biomasy v nekosené části Mokřých Luk. Hodnoty průměrné celkové nadzemní biomasy se pohybovaly od 300 - 380 g.m⁻². Z toho biomasa ostřic tvořila 140 g.m⁻², což činí průměrně 41,8% celkové biomasy.

Filipová (2006) sledovala maximální sezónní nadzemní produkci biomasy v porostu s dominantní ostřicí štíhlou v roce 2005. Dominantními druhy na vlhčích segmentech lokality byly *Phalaris arundinacea*, *Carex acuta*, *Carex vesicaria* a *Glyceria maxima*.

Celková nadzemní biomasa byla měřena v rámci dvou odběrů na porostech s dominantními druhy *Elytrigia repens*, *Alopecurus pratensis* a *Phalaris arundinacea*. Porosty *Phalaris arundinacea* vykazovaly v prvním odběru nejvyšší hodnotu celkové nadzemní biomasy (1023,3 g.m⁻²). V druhém odběru zde došlo k silné redukci biomasy na hodnotu 569,7 g.m⁻². V porostech s dominujícím druhem *Alopecurus pratensis* byla hodnota průměrné nadzemní biomasy vyšší v prvním odběru. Nejvyrovnanější hodnoty v obou odběrech celkové nadzemní biomasy vykazovaly porosty s dominancí *Elytrigia repens*. V porovnání s mými výsledky je zde zřejmý velice rychlý nárůst nadzemní biomasy v prvním odběru. Ve druhém odběru dosahují vyšších hodnot nadzemní biomasy mé výsledky porostu *Carex acuta* na mírně hnojených plochách (graf č. 4).

V rámci produkce nadzemní biomasy dosáhla nejvyšších hodnot produkce *Phalaris arundinacea* v prvním odběru, hodnota činila $943,4 \text{ g.m}^{-2}.\text{rok}^{-1}$. Porosty *Alopecurus pratensis* a *Elytrigia repens* nevykazovaly v obou odběrech výraznější rozdíly v produkci biomasy. Nejvyšší roční produkci vykazovaly porosty *Phalaris arundinacea*, které dosáhly hodnoty $1459,3 \text{ g.m}^{-2}.\text{rok}^{-1}$.

Hovorková (2007) porovnávala kosené, nekosené a zaplavované porosty v této oblasti. Dominantním druhem na kosené ploše byla *Phalaris arundinacea*. Mezi doprovodné druhy patřily *Carex acuta* a *Carex vesicaria*. V porostech nepravidelně kosených převládaly *Phalaris arundinacea*, *Carex acuta* a *Glyceria maxima*. V nekosených porostech byla dominantním druhem *Phalaris arundinacea* s dalšími druhy jako *Carex acuta* a *Carex vesicaria*. V nekosené části se začala do původního porostu *Carex acuta* rozšiřovat druh *Urtica dioica*. Rozšíření tohoto druhu způsobilo dle Filipové nadměrné hnojení tekutými statkovými hnojivy (kejda). Tyto převážně nitrofilní druhy se na Záblatských loukách nevyskytují, a nezačaly se vyskytovat ani v hnojených variantách. V zaplavovaném porostu se nacházely *Carex acuta*, *Rorippa palustris* a výjimečně *Acorus calamus*.

Průměrná nadzemní biomasa druhu *Carex acuta* byla nejvyšší na porostech zaplavovaných, $413,6 \text{ g.m}^{-2}$. Naopak nejmenších hodnot nadzemní biomasy dosáhly porosty pravidelně a nepravidelně kosené. Druh *Glyceria maxima* vykazoval nejvyšších hodnot biomasy ($151,6 \text{ g.m}^{-2}$) na nepravidelně kosených porostech. U *Phalaris arundinacea* byla nejvyšší průměrná biomasa také na nepravidelně kosených porostech s hodnotou $472,3 \text{ g.m}^{-2}$. U *Phalaris arundinacea* je zde znatelný úbytek nadzemní biomasy na nekosených porostech. Jelikož jsou Záblatské louky koseny jen na nejsušších místech použil jsem k porovnání jsem především údaje ze zaplavovaných porostů. Nejvyšší průměrná hodnota nadzemní biomasy u druhu *Carex acuta* je v mých výsledcích vyšší. Průměrné hodnoty biomasy u druhů *Glyceria maxima* a *Phalaris arundinacea* jsou v mých výsledcích neznatelné. Nízké hodnoty biomasy mohou být u těchto druhů částečně způsobeny absencí kosení porostů na lokalitě Záblatské louky.

Kuncová (2007) měřila na lokalitě produkci nadzemní biomasy a pokryvnost listoví u druhu *Carex acuta*. Nejvyšší dosažená hodnota celkové biomasy byla 352 g.m^{-2} . V porovnání s navazující prací Kuncové (2009), která uvádí nejvyšší hodnotu celkové biomasy (živá a odumřelá biomasa) z odběru 2.10.2008 a to $994,64 \text{ g.m}^{-2}$. V porovnání obou sezon odběru zde dochází k zjevnému nárůstu celkové biomasy v roce 2008. Vysoké rozdíly mezi odběry z roku 2006 a 2008 mohou být podle Kuncové částečně způsobeny příznivými podmínkami v roce 2008 z hlediska vyrovnaného úhrnu srážek a stabilní hladině podzemní vody.

U Kuncové (2007) byl zaznamenán největší počet odnoží druhu *Carex acuta* z jarní kohorty z 1 m^2 225 ks.m^{-2} dne 15. 5. 2006. Kuncová (2009) uvádí maximální počet odnoží 513 ks.m^{-2} dne 2. 5. 2008. Podobně jako u hodnot celkové nadzemní biomasy i průměrné počty odnoží vykazují vyšší hodnoty v roce 2008. V porovnání s mými výsledky v podobném časovém období (1. 5.) byl počet odnoží u *Carex acuta* 720 ks.m^{-2} . Nejvyšší počet odnoží v mých výsledcích byl 2000 ks.m^{-2} dne 10. 7. 2012.

V bakalářské práci (Hovorka, 2010) naměřil nejvyšší hodnotu celkové biomasy porostu dne 13.8 2009 s hodnotou 506,76 g.m⁻². Porost *Carex acuta* dosáhl maximální hodnoty 364,63 g.m⁻². Nižší produkce oproti výsledkům Kuncové na těže lokalitě je vzhledem ke krátkému časovému rozdílu pravděpodobně způsobena momentální odlišností klimatických podmínek. Hodnoty celkové biomasy mých výsledků ze dne 1.11 vykazují mírně vyšší hodnoty 652,2 g.m⁻². Porosty *Carex acuta* v mých výsledcích vykazují maximální hodnoty biomasy 780 g.m⁻².

Maximální hodnoty v počtu jarních odnoží ostřice byly u Hovorky zjištěny při odběru dne 8.6 2009 a to v počtu 424 ks/m². Maximální počet odnoží *Carex acuta* byl v mých výsledcích dosažen dne 10.7. , a to v počtu více než 2000 ks/m².

Ve své diplomové práci sledoval Hovorka (2012) dynamiku růstu *Carex acuta* na lokalitě Mokré Louky. Výsledky vycházejí z měření v letech 2010 a 2011. V roce 2010 dosáhla nejvyšší hodnoty celková nadzemní biomasa porostu 558,22 g.m⁻² při odběru dne 21.6 2010. V roce 2011 byla naměřena maximální celková biomasa dne 27. 7. 2011, hodnota činila 522,37 g.m⁻². Maximální zaznamenaná biomasa *Carex acuta* byla zaznamenána v odběru dne 19.7 2010, a činila 321,44 g.m⁻². Maximální biomasa *Carex acuta* byla v roce 2011 zaznamenána 27. 6. hodnoty 357,97 g.m⁻². Hodnoty celkové biomasy i biomasy druhu *Carex acuta* za období 2009 - 2011 nevykazují u Hovorky vysoký rozptyl hodnot.

Nejvyšší počet odnoží u druhu *Carex acuta* byl zaznamenán při odběru dne 19.7 2010 v hodnotě 485 ks.m⁻² . Maximální počet odnoží v roce 2011 dosáhl hodnoty 435 ks.m⁻² dne 27.7. V porovnání s mými výsledky bylo dosaženo maximálního počtu odnoží dne 10. 7. , a to v hodnotě 2000 ks.m⁻².

6.4.1 Hamerské louky

Lokalita Hamerské louky se nachází poblíž obce Hamr v nadmořské výšce 415 m n. m. Na lokalitě se nachází minerální půda s půdním jílovým substrátem. Výška hladiny vody je zde na rozdíl od Záblatských luk více kolísající. Zároveň je zde i delší období nižší výška hladiny vody než na lokalitě Záblatské Louky (Píček, 2008).

Ve své bakalářské práci Hašek (2013) zmiňuje za nejvíce zastoupené druhy: *Carex acuta*, *Carex vesicaria*, *Glyceria maxima* a *Phalaris arundinacea*. V porovnání s lokalitou Záblatské louky je zde vyšší podíl druhu *Glyceria maxima*. Vyšší podíl biomasy *Glyceria maxima* může být závislý na minerálním složení půdy Hamerských luk. Výsledky zde vycházejí z měření v roce 2012. Nejvyšší celková průměrná hmotnost biomasy byla zaznamenána ve třetím odběru dne 26. 10. na variantě s vysokým stupněm hnojení, hodnota činila 733,56 g.m⁻². Na rozdíl od práce Haška byla na Záblatských loukách v roce 2012 dosažena nejvyšší průměrná hmotnost biomasy na mírně hnojených plochách dne 1.11 v hodnotě 652,2 g.m⁻². Na rozdíl od lokality Záblatské louky je zde znatelný vliv stupně hnojení na průměrnou hmotnost biomasy.

Nejvyšší počet odnoží byl zaznamenán u druhu *Carex acuta* ve druhém odběru 27.8, hodnoty činily 957 ks.m⁻² na variantě s vysokým stupněm hnojení. V porovnání na

lokalitě Zábblatské louky dosáhl maximální počet odnoží hodnoty 2000 ks.m^{-2} dne 10.7. Vyšší počet odnoží *Carex acuta* ukazuje její dominantní postavení na lokalitě Zábblatské louky.

Výzkumem nadzemní biomasy na lokalitě Hamerské louky se také zabývali: Řepík (2005-2006), Edwards (2009), Sláma (2010) a Bordovská (2012). Jejich zhodnocením se zabývá ve své bakalářské práci Hašek (2013).

7 Závěr

Bakalářská práce je součástí projektu GA ČR 526/09/1546, zaměřeného na studium eutrofizace mokřých luk. Jejím cílem je stanovit nadzemní produkci travinného mokřadního porostu Přírodní rezervace Zábblatské louky u Třeboně ve vztahu k dostupnosti živin.

Nadzemní biomasa byla odebírána destruktivní metodou. Celkem byly na lokalitě v roce 2012 uskutečněny tři odběry biomasy. První odběr proběhl 1. 5. 2012, druhý odběr 10. 7. 2012 a třetí odběr 1. 11. 2012.

Mezi převládající rostlinné druhy patřily *Carex acuta*, *Carex vesicaria* a *Eriophorum angustifolium*. Jednoděložné druhy rostlin byly zastoupeny také druhy *Phalaris arundinacea*, *Carex nigra* a *Glyceria maxima*. Ve vzorcích byly také zastoupeny druhy dvouděložných rostlin, které nebyly dále určovány. Významný podíl v hmotnosti biomasy byl zaznamenán u mechu druhu *Calliergonella cuspidata*.

Celková roční produkce biomasy byla nejvyšší v mírně hnojené variantě hnojení a tvořila $1056,5 \text{ g.m}^{-2}.\text{rok}^{-1}$. Ve variantě nehnojené dosáhla celková roční produkce hodnoty $1007,5 \text{ g.m}^{-2}.\text{rok}^{-1}$. Varianta s vysokým stupněm hnojení dosáhly hodnoty $964,4 \text{ g.m}^{-2}.\text{rok}^{-1}$. Hodnoty výnosu v době sezónního maxima byly stanoveny na podkladě procentického podílu výnosu podle Lazárkové (2010). Nejvyšších hodnot výnosu dosáhla varianta s nízkým stupněm hnojení $440,8 \text{ g.m}^{-2}$. Varianta s vysokým stupněm hnojení dosáhla hodnoty $398,4 \text{ g.m}^{-2}$. Nejmenší výnos byl zjištěn v nehnojené variantě, kde dosáhl hodnoty $355,3 \text{ g.m}^{-2}$. Ve výsledcích se statisticky prokázal vliv míry hnojení na zastoupení druhu *Eriophorum angustifolium* a mechů. U mechů se ukázaly vysoké dávky hnojiv jako inhibující faktor z hlediska průměrné hmotnosti biomasy.

8 Seznam literatury

ANONYMUS (2012): The Annotated Ramsar List: Czech Republic (online), (cit. 20. 2. 2013), dostupné na: http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-documents-list-annotated-czech/main/ramsar/1-31-218%5E16430_4000_0.

ANONYMUS (2012): Ramsarská úmluva (online), (cit. 13.3.2013), dostupné na: http://www.ochranaprirody.cz/wps/portal/cs/aopkcr/aopkcr/!ut/p/c5/DcpLcolwAADQs3gAJpEERpaQiAXkUyUU2DgkbSkVEgUE5PQ6b_tACd5kNTV1NTZKVi3IQWle4uOnZbgGhocUGdALGLIdRnS4g8AHZd0q_p5feQENooT1fp8nuAvuZ68wfSxTRd0DVZ4T2esi5I2PY3D92VoXhsMqaY4tOfVwaj7Wh9mhjpHJdUM3T_8SRQRrA4ghLaRgkmnYz7b2uBLBHyVCA9cqrmXaWUeliNUxGHZEfepUFgr58su_qa_u_7HfcRyubDajtd9FEYkyw-Incc5OC5c9HZ6zPnkbclSWMxcWPwsg/?sentByLeftNavigation=true

BORDOVSKÁ, M. (2012): Vliv eutrofizace na primární produkci travinného mokřadu, (Diplomová práce), katedra biologických disciplín, zemědělská fakulta, JU České Budějovice.

ČÍŽKOVÁ, H. (2006): Faktory ovlivňující dynamiku porostu rákosu obecného v kulturní krajině. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Habilitační práce.

ČÍŽKOVÁ, H., ŠANTRŮČKOVÁ, H. (2006): Procesy spojené s eutrofizací mokřadů. Živa 5/2006.

ČÍŽKOVÁ, H. (2011): Současný stav evropských mokřadů a jejich pravděpodobný vývoj v kontextu klimatických změn. In: Mokřady a klimatická změna Konference ke 40. výročí Ramsarské úmluvy, Český ramsarský výbor, poradní orgán Ministerstva životního prostředí ve věcech ochrany mokřadů a Expertní skupina Českého ramsarského výboru, Blanksko, 2. – 5. února 2011.

DVOŘÁK, J. (2004): Potravní řetězce a jejich regulace predací a živinami v mokřadech. In: KVĚT, J., RAJCHARD, J. (ed.): Ekologie mokřadů: Studijní materiály pro volitelný předmět Ekologie mokřadů, určený posluchačům BF, PF a ZF JU [online], [cit. 2013-03-12], dostupné na: http://www.eamos.cz/amos/kek/externi/kek_407/05/05.htm

DVOŘÁKOVÁ, K. (2004): Ochrana mokřadů. In: KVĚT, J., RAJCHARD, J. (ed.): Ekologie mokřadů: Studijní materiály pro volitelný předmět Ekologie mokřadů, určený posluchačům BF, PF a ZF JU [online], [cit. 2013-03-12], dostupné na: http://www.eamos.cz/amos/kek/externi/kek_407/13/13.htm

EDWARDS, K. (2009): Závěrečná zpráva projektu GA ČR, č.526/06/0276 Eutrofizace mokřých luk.

FILIPOVÁ, M. (2006): Úloha vegetačního pokryvu v koloběhu uhlíku vybraného mokřadního ekosystému. [Diplomová práce]. Brno, agronomická fakulta, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita.

HAMMER, D., A. (1992): Creating freshwater wetlands, Lewis Publishers, Chelsea (London).

- HARTMAN, P., PŘIBYL I., ŠTĚDRONSKÝ E. (1998): Hydrobiologie, Informatorium, Praha.
- HAŠEK, L. (2013): Vliv simulované eutrofizace na primární produkci nivního mokřadu, (Bakalářská práce), České Budějovice, katedra biologických disciplín, zemědělská fakulta, JU.
- HENDRYCH, R. (1984): Fytogeografie, Státní pedagogické nakladatelství, Praha.
- HORÁKOVÁ, V., FLOUSEK, J., HARČARIK, J. (2006): Natura 2000 v Krkonoších, Ministerstvo životního prostředí, Praha.
- HOVORKA, F. (2010): Nadzemní produkce nesečeného mokřadního porostu, (Bakalářská práce), České Budějovice, katedra biologických disciplín, zemědělská fakulta, JU.
- HOVORKA, F. (2012): Dynamika nadzemní biomasy ostřicového slatiniště, (Bakalářská práce), České Budějovice, katedra biologických disciplín, zemědělská fakulta, JU.
- HOVORKOVÁ, K. (2007): Vliv kosení na druhové složení a nadzemní biomasa porostu eutrofní zaplavované louky, (Bakalářská práce), České Budějovice, katedra biologických disciplín, zemědělská fakulta, JU.
- HUDEK K., HUSÁK, Š., JANDA, J., PELLANTOVÁ, J. (1995): Mokřady České republiky – přehled vodních a mokřadních biotopů ČR, Český ramsarský výbor, Třeboň.
- CHYTL, J., HAKROVÁ, P., HUDEC, K., HUSÁK, Š., JANDOVÁ, J., PELLANTOVÁ, J. (1999): Mokřady České republiky, Český ramsarský výbor, Mikulov.
- CHYTRÝ, M. (2011): Vegetace České republiky: vodní a mokřadní vegetace, Academia, Praha.
- CHYTRÝ, M., KUČERA T., KOČÍ M. (2001): Katalog biotopů České republiky, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- JAKRLOVÁ, J., PELIKÁN, J. (1999): Ekologický slovník terminologický a výkladový, Fortuna.
- JENÍK, J., KVĚT, J. (1983): Studie zaplavovaných ekosystémů u Třeboně, Academia, Praha.
- KEDDY, A., P. (2000): Wetland Ecology. Principles and Conservation, Cambridge University Press, Cambridge.
- KINCL, M., FAUSTUS, L. (1997): Základy fyziologie rostlin, Státní pedagogické nakladatelství, Praha.
- KOS, J., MARŠÁKOVÁ, M. (1997): Chráněná území České republiky, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- KUNCOVÁ, Š. (2007): Struktura a nadzemní produkce porostu vybraného monodominantního porostu eutrofní zaplavované louky, (Bakalářská práce), České Budějovice, katedra biologických disciplín, zemědělská fakulta, JU.

- KUNCOVÁ Š. (2009): Nadzemní produkce porostu zaplavované louky s dominantní ostřicí štíhlou (*Carex acuta*), (Diplomová práce), České Budějovice, katedra biologických disciplín, zemědělská fakulta, JU.
- KVĚT, J. (2000): Místo Třeboňsko ve světovém výzkumu mokřadních ekosystémů. In: Sborn. Třeboňsko 2000 - Ekologie a ekonomika Třeboňsko po dvaceti letech. Třeboň, 12. - 14. dubna 2000. ENKI, o. p. s., Třeboň, Správa CHKO Třeboňsko a národní komitét programu MaB (Člověk a biosféra) UNESCO.
- KVĚT, J., WESTLAKE, D.F. (1998): Primary production in wetlands. In: WESTLAKE, D.F., KVĚT, J., SZCZEPAŃSKI, A. (ed): The Production Ecology of Wetlands, Cambridge University Press, Cambridge, s. 78-168.
- LARCHER, W. (1988): Fyziologická ekologie rostlin, Academia, Praha.
- LAZÁRKOVÁ, K. (2010): Vliv minerálního hnojení na primární produkci travinného mokřadního porostu, (Bakalářská práce), České Budějovice, katedra biologických disciplín, zemědělská fakulta, JU.
- LELLÁK, J., KUBÍČEK, F. (1992): Hydrobiologie, Karolinum, Praha.
- MORAVEC, J., a kol. (1994): Fytocenologie, Academia, Praha.
- 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 wetgrassland. Community Ecology.
- POKORNÝ, J., (2000): Mokřady a soustava Natura 2000 v ČR. In: Mokřady 2000, Sborník z konference uspořádané 13. - 15.9.2000 v Olomouci při příležitosti 10. výročí vzniku CHKO Litovelské Pomoraví, Olomouc.
- POKORNÝ, J., EISELTOVÁ M., KVĚT J. (1996): Ekologický význam mokřadů v krajině. In: FOŠUMOVÁ, P., HAKR, P., HUSÁK Š. (ed): Mokřady České republiky 1971-1996, Sborník abstraktů z celostátního semináře k 25. výročí Ramsarské konvence, Český ramsarský výbor, Ministerstvo životního prostředí, Botanický ústav AV ČR Třeboň, Třeboň.
- POKORNÝ, J. (2004): Úloha mokřadů v regulaci hydrologické bilance a biogeochemických cyklů v krajině. In: KVĚT, J., RAJCHARD, J. (ed.): Ekologie mokřadů: Studijní materiály pro volitelný předmět Ekologie mokřadů, určený posluchačům BF, PF a ZF JU [online], [cit. 2013-03-12], dostupné na: http://www.eamos.cz/amos/kek/externi/kek_407/02/02.htm.
- ROTH, P., PLESNÍK, J. (2004): Biologická rozmanitost na Zemi: stav a perspektivy, Scientia, Havlíčkův Brod.
- RULÍK, M. : Prezentace a doplňkové materiály ke kurzu vodní ekosystémy (EKO/VOEK), [online], [cit. 2013-03-27], dostupné na: <http://ekologie.upol.cz/ku/voek/prezentace/mokrady.pdf>

RYBKA, V., RYBKOVÁ, R., POHLOVÁ, R. (2004): Rostliny ve svitu evropských hvězd, Sagittaria, Olomouc, Praha.

RYCHNOVSKÁ, M., BALÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ, E., ÚLEHLOVÁ, B., PELIKÁN, J. (1985): Ekologie lučních porostů, Academia, Praha.

RYCHTEROVÁ, J. (2007): Sezónní rozvoj nadzemní biomasy a pokryvnosti listoví u vybraného monodominantního porostu eutrofní zaplavované louky, (Bakalářská práce), České Budějovice, katedra biologických disciplín, zemědělská fakulta, JU.

ŘEPÍK, M. (2007): Vertikální distribuce biomasy v porostu mokrých luk v souvislosti s živinovým zatížením a prostupem světla. (Magisterská práce), Biologická fakulta Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích, České Budějovice.

SLÁMA, M. (2010): Vliv minerálního hnojení na produkci travinného mokřadního porostu. (Bakalářská práce.), Katedra biologických disciplín ZF, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.

ŠTĚPÁNOVÁ, J. (2013) : Geologie CHKO Třeboňsko [on-line], [cit. 20. 2. 2013]. Dostupné na: http://www.trebonsko.ochranaprirody.cz/wps/portal/cs/trebonsko/o-sprave-chko!/ut/p/c5/DcpLcolwAADQs3AAJiFAhCUWCH_KJwpsHKw1Dd8KFNDT13nbByrwNtQrZ_XCx6HuQAEqflmDRFdtVYFEpwZ0fd3CaWZKsSsBD1SsG6_veT59LcHHHDLLuLIZJTsSOfZQj9ubFabDM8S2mQ-TevT986G5iD_RRG_uSglZk7LclJoU5YXNeIctU-zNOjPJ0Z2SHipPj6Ym7PPoltXjl_qWdPnvMDYay1CdxVHg3cVMXhbRyl-fWkZoze2AE15W6wanO9rdTne9QpuHzXg4DqFMEMBVWwr_0usuag!!/?sentByLeftNavigation=true.

ŠTĚPÁNOVÁ, J. (2013) : Charakteristika oblasti CHKO Třeboňsko [on-line], [cit. 20. 2. 2013]. Dostupné na: http://www.trebonsko.ochranaprirody.cz/wps/portal/cs/trebonsko/o-sprave-chko!/ut/p/c5/DcpLcolwAADQs_QAnQRqoCxhMEikEYEs2ECagQhfMOnp6_ztg9Q8CbYXHI2la1gNUGB1bLQxwZy0A66RmxC78c4aL_EVkJPauDAed3m75lcCqnb44nbXvqk34I7578vQlu5WXbs7ZG7NgOJBKzqfsg7JRNqkEip9pmJvfUqumTY6Gkd14HhcNmrn6a7iU7Ch7kclCrO5DUM0nuZTuoujW4zrnXEG8JYQaL8sfbayZ-LyrDhq2UIw8C9bLo53UaZIN_JYMNHC3Sv68c_WYUbw!!/?sentByLeftNavigation=true.

VYMAZAL, J. (2004): Chemismus a biogeochemické cykly v mokřadech. In: KVĚT, J., RAJCHARD, J. (ed.): Ekologie mokřadů: Studijní materiály pro volitelný předmět Ekologie mokřadů, určený posluchačům BF, PF a ZF JU [online], [cit. 2013-03-12], dostupné na: http://www.eamos.cz/amos/kek/externi/kek_407/03/03.htm.

TOWNSEND, C. R., BEGON, M., HARPER, J. L. (2010): Základy Ekologie, Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc.

9 Seznam příloh

Příloha č. 1: Legenda použitých zkratk v tabulkách.

Příloha č. 2: První odběr Záblatské louky Hmotnost biomasy (g/m^2) v závislosti na variantě hnojení na Záblatských loukách v době prvního odběru.

Příloha č. 3: První odběr Záblatské louky Počet odnoží v závislosti na variantě hnojení na Záblatských loukách v době prvního odběru.

Příloha č. 4: Druhý odběr Záblatské louky Hmotnost biomasy (g/m^2) v závislosti na variantě hnojení na Záblatských loukách v době druhého odběru.

Příloha č. 5: Druhý odběr Záblatské louky Počet odnoží v závislosti na variantě hnojení na Záblatských loukách v době druhého odběru.

Příloha č. 6: Třetí odběr Záblatské louky Hmotnost biomasy (g/m^2) v závislosti na variantě hnojení na Záblatských loukách v době třetího odběru.

Příloha č. 7: Výsledky dvoufaktorové analýzy variance testující vliv data odběru a druhového zastoupení v živé nadzemní biomase.

Příloha č. 1: Legenda použitých zkratk v tabulkách.

použitá zkratka	celý název
Caracu	ostřice štíhlá (<i>Carex acuta</i>)
Caracu od	ostřice štíhlá (<i>Carex acuta</i>) odumřelá
Carves	ostřice výběžkatá (<i>Carex vesicaria</i>)
Carves od	ostřice výběžkatá (<i>Carex vesicaria</i>) odumřelá
Carnig	ostřice černá (<i>Carex nigra</i>)
Glymax	zblochan vodní (<i>Glyceria maxima</i>)
Eriang	suchopýr úzkolistý (<i>Eriophorum angustifolium</i>)
Phaarau	chrastice rákosovitá (<i>Phalaris arundinacea</i>)
dvouděl	dvouděložné
hnoj	varianta hnojení
opak	opakování odběru

Příloha č. 2: První odběr Zábłatské louky Hmotnost biomasy (g/m²) v závislosti na variantě hnojení na Zábłatských loukách v době prvního odběru (1. 5. 2012). Zkratky jsou vysvětleny v Příloze č. 1.

blok	hnoj	opak	Caracu	Carnig	Carves	Glymax	Eriang	Phaaru	dvouděl	mech
1	vysoké	A	101,9	0	0	0	6,6	0	0	9
1	vysoké	B	153	0	0	0	3,4	0	0,5	0,6
2	vysoké	A	45	0	39,1	0	0,7	0,8	0	23,7
2	vysoké	B	49,9	0	0	0	0,1	1,4	0	3,1
3	vysoké	A	68,6	0	0	0	2,6	0	0	11,6
3	vysoké	B	104,2	4,1	0	0	1,7	0,2	0	13,2
4	vysoké	A	60,6	0	0	0	0	0	1,6	77,8
4	vysoké	B	59,3	0	12,6	0	0	0	0	0
1	nízké	A	59,6	22,7	7,6	0	2,1	4,5	0	328,2
1	nízké	B	12,2	42,4	13,8	0	0	0	0	137
2	nízké	A	16	4	5,4	2,4	16,6	0	0	224,4
2	nízké	B	81,8	0	17,9	0	3,4	0	0	19,2
3	nízké	A	77,7	0	0	0	87,7	7,5	5	384
3	nízké	B	98,6	0	0	0	27,6	0	0	261,4
4	nízké	A	74,8	0	15,4	0	0	0	0,2	51,6
4	nízké	B	97,7	1,4	0	0	0,3	0	0,1	48,4
1	bez	A	75	0	21,9	0	10	0	0	58
1	bez	B	59,9	18,2	32,8	0	0,1	0	0	26,8
2	bez	A	0	0	15,2	0	2,9	0	0	154,6
2	bez	B	0	0	0	0	0	0	0	50,3
3	bez	A	62,8	9	26,4	0	26,2	1,6	1	174
3	bez	B	89,8	2,7	18,6	0	10,4	0	0	122,9
4	bez	A	42,2	17,7	23,4	0	2,8	0	2,7	45,9
4	bez	B	77,6	6,5	3,7	0	8,1	2,2	0	73,4

Příloha č. 3: První odběr Zábłatské louky Počet odnoží v závislosti na variantě hnojení na Zábłatských loukách v době prvního odběru (1. 5. 2012). Zkratky jsou vysvětleny v Příloze č. 1.

blok	hnoj	opak	Caracu	Carnig	Carves	Glymax	Eriang	Phaaru
1	vysoké	A	0	0	0	0	48	120
1	vysoké	B	1024	0	40	0	40	0
2	vysoké	A	192	32	272	0	56	24
2	vysoké	B	712	0	0	0	120	72
3	vysoké	A	824	0	0	0	160	0
3	vysoké	B	632	0	0	0	120	16
4	vysoké	A	504	0	0	0	0	0
4	vysoké	B	328	0	112	0	0	0
1	nízke	A	696	248	72	0	144	0
1	nízke	B	128	208	184	0	0	0
2	nízke	A	344	0	32	8	1360	0
2	nízke	B	360	176	0	0	256	0
3	nízke	A	808	0	0	0	1048	0
3	nízke	B	792	48	0	0	480	0
4	nízke	A	696	8	808	0	0	0
4	nízke	B	576	0	192	0	64	0
1	bez	A	408	0	176	0	384	0
1	bez	B	496	144	272	0	64	0
2	bez	A	464	0	136	0	304	0
2	bez	B	632	0	0	0	0	16
3	bez	A	600	0	360	0	544	24
3	bez	B	784	48	248	0	144	0
4	bez	A	368	64	200	0	280	0
4	bez	B	456	40	24	0	104	136

Příloha č. 4: Druhý odběr Zábłatské louky Hmotnost biomasy (g/m²) v závislosti na variantě hnojení na Zábłatských loukách v době druhého odběru (10. 7. 2012).
Zkratky jsou vysvětleny v Příloze č. 1.

blok	hnoj	opak	Caracu	Caracu od	Carnig	Carves	Carves	Glymax	Eriang	Phaaru	dvouděl	mech
1	vysoké	A	457,8	101,8	0	0		0	3,6	0	0,5	9
1	vysoké	B	388,2	73,9	0	31,9		0	4	0	10,8	307,8
2	vysoké	A	526,4	104,2	4	55,3		0	10,3	4,4	0	0
2	vysoké	B	767,3	278	0	7,8		0	0,2	77,4	0,7	1,3
3	vysoké	A	111,7		0	0		0	8,2	5,4	1,9	8,5
3	vysoké	B	667,1	172,8	0	0		0	8	3,4	4,2	4
4	vysoké	A	505,1	83	0	14,9	3,7	0	0	0	0,9	86
4	vysoké	B	412,8	107	0	9,5		0	0	0	0	47,5
1	nízke	A	479,5	58,4	22,7	3,7		0	1	4,5	0	0
1	nízke	B	713,3	87	42,4	13,8		0	2	0	0	167
2	nízke	A	446,7	50,5	0	6,2	2,5	2,4	76,6	22,7	17	288,4
2	nízke	B	464,9	72,2	0	10,2		0	12,2	0	4,2	19,2
3	nízke	A	77,7		0	3,2		0	87,7	7,5	5	384
3	nízke	B	275,4	25,5	4,1	17,6		0	27,6	0,2	6,9	3,4
4	nízke	A	403,8		0	11,4		0	0	0	2,2	73,4
4	nízke	B	762,6	54,3	1,4	56,1	6,4	0	27,2	3,1	2	32
1	bez	A	678,6	68,2	0	29,2		0	1,5	0	0	1
1	bez	B	444,2	94,2	18,2	22,2		0	18,5	0	0	37,4
2	bez	A	595,3	90,6	0	15,2		0	2,9	0,6	0	154,6
2	bez	B	500,6	122,7	0	10,9		0	0,6	3,8	2,5	53
3	bez	A	426,9	29,4	9	10,8		0	55,4	3,4	4,4	321,1
3	bez	B	297,7	32,2	2,7	58,7	7,4	0	10,4	10,3	2,5	173,5
4	bez	A	474	77,6	17,7	60		0	2,8	13,4	5,6	150,5
4	bez	B	451,9		6,5	3,7		0	8,1	2,2	1,8	49,9

Příloha č. 5: Druhý odběr Zábřavské louky Počet odnoží v závislosti na variantě hnojení na Zábřavských loukách v době druhého odběru (10. 7. 2012). Zkratky jsou vysvětleny v Příloze č. 1.

blok	hnoj	opak	Caracu	Carnig	Carves	Glymax	Eriang	Phaaru
1	vysoké	A	2240	0	0	0	40	0
1	vysoké	B	1016	0	72	0	144	0
2	vysoké	A	1216	0	160	0	176	32
2	vysoké	B	1176	0	0	0	24	152
3	vysoké	A	1456	0	0	0	144	40
3	vysoké	B	976	0	0	0	96	48
4	vysoké	A	1232	0	40	0	0	0
4	vysoké	B	768	0	48	0	0	0
1	nízké	A	1216	0	8	0	32	0
1	nízké	B	1168	0	0	0	56	0
2	nízké	A	1240	0	48	0	504	32
2	nízké	B	960	0	0	0	0	8
3	nízké	A	976	0	56	0	320	0
3	nízké	B	960	0	48	0	0	8
4	nízké	A	1640	0	0	0	216	0
4	nízké	B	1304	0	192	0	24	0
1	bez	A	1472	0	40	0	56	0
1	bez	B	2264	0	160	0	272	104
2	bez	A	1424	0	0	0	0	24
2	bez	B	824	0	40	0	0	24
3	bez	A	3184	0	40	0	624	24
3	bez	B	720	0	313	0	0	40
4	bez	A	1480	0	0	0	0	160
4	bez	B	1120	0	168	0	0	0

Příloha č. 6: Třetí odběr Zábřatské louky Hmotnost biomasy (g/m^2) v závislosti na variantě hnojení na Zábřatských loukách v době třetího odběru (1. 11. 2012).
Zkratky jsou vysvětleny v Příloze č. 1.

blok	hnoj	opak	hmotnost sušiny
1	vysoké	A	651,12
1	vysoké	B	655,2
2	vysoké	A	637,84
2	vysoké	B	614,4
3	vysoké	A	607,52
3	vysoké	B	461,2
4	vysoké	A	445,68
4	vysoké	B	454,72
1	nízké	A	811,68
1	nízké	B	430,24
2	nízké	A	620,24
2	nízké	B	657,36
3	nízké	A	935,68
3	nízké	B	644,48
4	nízké	A	308
4	nízké	B	517,68
1	bez	A	520,24
1	bez	B	620
2	bez	A	853,6
2	bez	B	620,88
3	bez	A	873,12
3	bez	B	616,8
4	bez	A	448,08
4	bez	B	664,48

Příloha č. 7: Výsledky dvoufaktorové analýzy variance testující vliv data odběru a druhového zastoupení v živé nadzemní biomase.

	Vliv data odběru (D)		Vliv hnojení (H)		Interakce D*H	
	1	2	2	2	2	2
Stupně volnosti						
Druh	F	p	F	p	F	p
<i>Carex acuta</i>	114,897	<0,001	0,104	0,902	0,125	0,883
<i>Carex nigra</i>	0,000	1,000	2,953	0,063	0,000	1,000
<i>Carex vesicaria</i>	3,230	0,079	2,547	0,090	0,003	0,997
<i>Glyceria maxima</i>	0,000	1,000	2,000	0,148	0,000	1,000
<i>Eriophorum Angustifolium</i>	1,192	0,281	3,971	0,026	0,238	0,789
<i>Phalaris arundinacea</i>	3,195	0,081	0,391	0,679	0,560	0,575
dvouděložné	9,089	0,004	1,124	0,334	0,709	0,498
mechy	0,010	0,920	4,741	0,014	1,128	0,333