

**JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH  
BUDĚJOVICÍCH  
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA**

Studijní program: B4131 Zemědělství

Studijní obor: Agroekologie

Katedra: Katedra biologických disciplín

Vedoucí katedry: doc. RNDr. Ing. Josef Rajchard, Ph.D.

**BAKALÁŘSKÁ PRÁCE**

**Dekompozice nadzemní biomasy travinného  
mokřadního porostu**

Vedoucí bakalářské práce: RNDr. Hana Čížková, CSc.

Konzultant bakalářské práce: Mgr. Jiří Dušek, Ph.D.

Autor: Lucie Klimovičová

České Budějovice, duben 2010

Prohlášení:

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury. Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

V Českých Budějovicích, 1. 4. 2009

Podpis:

## Poděkování

Nejvíce bych chtěla poděkovat paní Doc. RNDr. Haně Čížkové, CSc. za odborné vedení mé bakalářské práce. Děkuji za veškeré rady a čas, který mi věnovala, za zapůjčení literatury a za pomoc při odběrech a zpracování.

## **Anotace**

V rámci této bakalářské práce je řešeno téma dekompozice nadzemní části porostu v mokřadech. V procesu dekompozice dochází k uvolňování skleníkových plynů, které jsou v současné době studovány převážně z hlediska klimatických změn. Rychlost dekompozice byla studována na zaplavovaném území Mokřých Luk u Třeboně. Intenzita rozkladných procesů byla zjišťována pomocí metody opadových sáčků (litter-bags). Sáčky se sušinou byly v dubnu roku 2009 umístěny v okolí automatické meteorologické stanice na čtyři náhodně vybraná místa na jaře roku 2009. Sáčky s opadem byly upevněny tak, aby jejich poloha kopírovala polohu stařiny na bultech. V práci byly stanoveny hodnoty rychlosti dekompozice ze dvou odběrů, které proběhly v létě a na podzim roku 2009. Získané hodnoty rychlosti dekompozice jsou diskutovány s výsledky výzkumu Kovářové, která metodu opadových sáčků na lokalitě Mokřých Luk u Třeboně použila v minulosti.

## **Klíčová slova**

mokřad, opadové sáčky, dekompozice

## **Anotation**

This work deals with the decomposition of aboveground vegetation in wetlands. The decomposition process leads to the release of greenhouse gases, which are currently being studied primarily in relation to current climate change. The decomposition rate was established on the flooded part of the Wet Meadows near Třeboň. The intensity of degradation processes was evaluated using the litter-bag method. Bags of dry matter were located in the vicinity of the automatic meteorological station at four randomly selected sites in April 2009. The litter bags were fixed so that their position followed the natural position of the standing dead matter. Values of the decomposition rate were assessed for two samplings, summer and autumn 2009. The obtained values of decomposition rates are discussed with the results of Kovářová who used the litter-bags method on Wet Meadows near Třeboň in the past.

## **Keywords**

wetland, litter-bags, decomposition

## **OBSAH**

<b>1. Úvod.....</b>	<b>8</b>
<b>2. Literární přehled .....</b>	<b>9</b>
<b>2.1 Charakteristika mokřadů .....</b>	<b>9</b>
2.1.1 Definice mokřadů.....	9
2.1.2 Vlastnosti mokřadních půd.....	10
<b>2.2 Charakteristika dekompozice .....</b>	<b>13</b>
2.2.1 Definice .....	13
2.2.2 Změny organické hmoty při rozkladu .....	14
2.2.2.1 Nadzemní rostlinná biomasa .....	14
2.2.2.2 Podzemní rostlinná biomasa .....	15
2.2.2.3 Materiály živočišné.....	16
2.2.2.4 Mikrobiální opady .....	17
2.2.2.5 Humus .....	18
2.2.3 Plynné produkty dekompozice.....	19
2.2.3.1 Koloběh uhlíku.....	19
2.2.3.2 Koloběh dusíku .....	21
2.2.4. Specifika dekompozice v mokřadech.....	23
<b>2.3 Principy metod studia dekompozice.....</b>	<b>24</b>
2.3.1. Rychlost rozkladu rostlinného opadu .....	24
2.3.1.1 Metoda sáčků ( <i>litter-bags</i> ).....	24
2.3.1.2. Metoda měření rychlosti rozkladu celulózy.....	25
2.3.2. Přehled poznatků o rychlosti dekompozice v mokřadech.....	26
<b>3. Popis studované lokality .....</b>	<b>28</b>
<b>3.1 Třeboňsko .....</b>	<b>28</b>
<b>3.2 Mokrý Louky u Třeboně.....</b>	<b>29</b>
<b>3.3 Výzkum ekosystému Mokřých Luk .....</b>	<b>30</b>
<b>4. Metodika .....</b>	<b>32</b>
<b>4.1 Příprava opadových sáčků .....</b>	<b>32</b>
<b>4.2 Umístění vzorků .....</b>	<b>32</b>
<b>4.3 Odběry .....</b>	<b>32</b>
<b>4.4 Laboratorní rozbor .....</b>	<b>33</b>
<b>4.5 Výpočet rychlosti dekompozice.....</b>	<b>33</b>

<b>5. Výsledky .....</b>	<b>35</b>
5.1 <i>Vstupní data .....</i>	<b>35</b>
5.2 <i>Vliv tvaru opadových sáčků.....</i>	<b>35</b>
5.3 <i>Rychlost úbytku celkové sušiny.....</i>	<b>35</b>
5.4 <i>Metoda ztráty žiháním .....</i>	<b>36</b>
5.5 <i>Rychlost úbytku bezpopelné sušiny.....</i>	<b>37</b>
5.6 <i>Vliv umístění sáčků s opadem na dekompoziční procesy.....</i>	<b>37</b>
<b>6. Diskuse .....</b>	<b>39</b>
6.1 <i>Možné zdroje chyb .....</i>	<b>39</b>
6.2 <i>Uspořádání opadových sáčků .....</i>	<b>39</b>
6.3 <i>Porovnání s výsledky jiných autorů .....</i>	<b>39</b>
6.4 <i>Pokračování ve studiu pomocí metody opadových sáčků .....</i>	<b>40</b>
<b>7. Závěr.....</b>	<b>41</b>
<b>8. Použitá literatura .....</b>	<b>42</b>
<b>9. Přílohy .....</b>	<b>44</b>

## 1. Úvod

Lokalita Mokré Louky u Třeboně představuje mokřadní biotop. Mokřad je území, které je stále nebo částečně zaplavené. Na území Mokřých Luk jsou záplavy sezónního charakteru, na jaře převážně díky tání sněhu, v létě jsou hlavním důvodem deště. Na zaplavování má také podíl regulace a obhospodařování rybníka Rožmberk. Na lokalitě probíhají celou řadu let výzkumy, zabývající se studiem tohoto území z hlediska fauny, flóry či meteorologických charakteristik.

V rámci své bakalářské práce jsem se zabývala tématem dekompozice v mokřadech. Lokalita Mokřých Luk byla vybrána jako modelové území. Mokřady mohou být významným zdrojem skleníkových plynů, mezi které patří zejména oxid uhličitý, metan a oxid dusný. Dekompozice, tedy rozkladné procesy, jsou součástí koloběhu uhlíku a dusíku. Studium mokřadů je z hlediska koloběhu uhlíku v současné době v popředí zájmu, a to převážně v souvislosti s klimatickými změnami.

Cílem mé bakalářské práce je zhodnotit rychlost dekompozice opadu z nadzemních částí rostlin pomocí metody opadových sáčků. Zvolenou lokalitou je již zmíněná zaplavovaná část Mokřých Luk u Třeboně.

Postup pro vypracování bakalářské práce:

1. Zpracovat literární přehled a získat informace o dekompozici biomasy v mokřadních ekosystémech.
2. Pro zvolenou metodu připravit opadové sáčky s biomasou ostřice štíhlé a umístit je na lokalitě Mokřých Luk v dubnu 2009.
3. Odebrat opadové sáčky s ostřicí štíhlou z lokality ve dvou termínech během roku 2009. Z odebraných vzorků následně stanovit rychlost dekompozice biomasy jako úbytek sušiny.
4. Porovnat vlastní výsledky s výsledky jiných autorů.



## 2. Literární přehled

### 2.1 Charakteristika mokřadů

#### 2.1.1 Definice mokřadů

Mokřady mají vlastnosti přechodného ekosystému, protože zaujímají pozici mezi terestickým a vodním prostředím. Navíc však mají i vlastní unikátní vlastnosti, které nejsou známy ani z jednoho typu těchto přilehlých prostředí.

Mokřady nelze zcela přesně definovat. Cowardin et al. (1979 in Štěpánek 2007) charakterizuje mokřady jako přechod mezi terestickým a vodním prostředím. Mokřadní biotopy musí splňovat alespoň jednu z těchto podmínek:

1. Půda podporuje alespoň po část roku růst hydrofyt. V dalších letech se však tato situace musí opakovat.
2. Substrátem je hlavně půda hydrická.
3. Hladina vody je v úrovni blízko povrchu země, či voda vytváří mělkou vrstvu na povrchu substrátu v průběhu vegetačního období. Tento jev se také musí periodicky opakovat v následujících letech (Cowardin et al. 1979 in Štěpánek 2007).

Mokřady se tedy liší od ostatních ekosystémů přítomností vody. Mají proto specifické půdy, které podporují růst již zmíněných hydrofyt. Naopak se zde nevyskytují rostliny netolerantní k zatopení. V půdě mokřadního ekosystému převládají anaerobní procesy, které vznikají v důsledku zaplavení vodou. To vyvolává vznik adaptací u živých organismů na zaplavení (Keddy 2000).

V Ramsarské úmluvě ve sbírce zákonů č. 396/1990 a článku 1.1 jsou mokřady definovány jako: „Území s močály, slatinami, rašeliníšti a vodami přirozenými nebo umělými, trvalými nebo dočasnými, stojatými i tekoucími, sladkými, brakickými nebo slanými, včetně území s mořskou vodou, jejíž hloubka při odlivu nepřesahuje 6 metrů“ ([www.ochranaprirody.cz](http://www.ochranaprirody.cz)).

Corps of Engineers Wetland Delineation Manual (Environmental Laboratory 1987) definuje mokřady jako oblasti, které jsou trvale zaplaveny nebo saturovány povrchovou nebo podzemní vodou. Za těchto okolností je přítomna vegetace typicky adaptovaná na saturované půdní podmínky. Pro tuto definici jsou charakteristické tyto znaky:

1. Vegetací jsou makrofyty adaptované na dané hydrogeologické a půdní podmínky. Tyto hydrofytní druhy mají schopnost růst, rozmnožovat se a úspěšně konkurovat a přežít v anaerobních půdních podmínkách, to vše díky morfologickým, fyziologickým a reprodukčním adaptacím.
2. Půda je klasifikována jako hydriká s vlastnostmi, které jsou spojeny s redukovanými půdními podmínkami.
3. Oblast je zaplavena stále či periodicky v průměrné hloubce menší než 2 m, nebo je půda saturována vodou až k povrchu během vegetačního období (<http://cistirna.hyperlink.cz/pododkazy/definice.htm>).

Z těchto definic jsou pro mokřady charakteristické tyto znaky:

1. Mokřady jsou od ostatních ekosystémů odlišné přítomností vody.
2. Půda má své specifické vlastnosti, které se liší od suchozemských.
3. Převažují rostlinné druhy, tzv. hydrofyty, které jsou adaptovány na půdní saturaci vodou.

V našich podmínkách řadíme k mokřadům obvykle rybníky a jejich litorál, mokré louky a prameniště, říční nivy včetně lužních lesů, rašeliniště, podmáčené smrčiny a umělé mokřady (Kender 2000).

#### 2.1.2 Vlastnosti mokřadních půd

Mokřadní půdy jsou odlišné od půd suchozemských ekosystémů. Hlavním faktorem, který způsobuje tyto rozdíly, je vodní režim. Nadbytek vody způsobuje fyzikální a chemické změny v půdě. Nejvýznamnější efekt zaplavení je izolace půdního systému od atmosférického kyslíku. Půdní systém se mění od aerobního a oxidačního na anaerobní a redukční (Vymazal 2004).

V provzdušněné půdě převládají aerobní organismy získávající energii aerobní respirací. Spotřebovávají kyslík a oxidují cukry na oxid uhličitý. Kyslík je přítomen v převážné části půdního profilu (Čížková 2006). Póry jsou tedy vyplněny vysokým obsahem O<sub>2</sub>, který je snadno doplňován rychlou difúzí z atmosféry. Kořeny rostlin mohou v tomto případě získat respirační O<sub>2</sub> z půdní atmosféry (Vymazal 2004). Naopak v zaplavených půdách se vyskytuje kyslík pouze ve vrstvě na povrchu

půdy. V tenké svrchní vrstvě mokřých půd, která je charakteristická hnědou barvou, se mimo jiné vyskytují další prvky v oxidovaném stavu. Jsou to např. dusík ve formě  $\text{NO}_3^-$ , železo ve formě  $\text{Fe}^{3+}$ , síra ve formě  $\text{SO}_4^{2-}$ , a mangan ve formě  $\text{Mn}^{4+}$  (Čížková 2006). V půdách zaplavených je difúze vodou zaplavenými póry pomalá. Půda se poté stává anoxickou (bezokyslíkatou) a kořeny rostlin proto musejí získávat  $\text{O}_2$  z interních zdrojů, tj. transportem z nadzemních částí rostlin. Transport kyslíku do půd zaplavených vodou je totiž velmi pomalý (Vymazal 2004).

V hlubších vrstvách půdy dochází k rychlému vyčerpání kyslíku. Aerobní organismy snižují, až zastavují svoji aktivitu, a to již v hloubce několika milimetrů pod zaplaveným povrchem organické půdy. Aerobní organismy jsou nahrazovány organismy anaerobními, které využívají oxidované formy dusíku, síry, železa a manganu v procesu anaerobní respirace. Ta probíhá pouze za podmínky, že z povrchové vrstvy pronikají oxidované formy N, Fe, S, Mn nebo mokřad periodicky vysychá. V procesu anaerobní respirace vzniká oxid uhličitý a tyto oxidované formy se redukují na  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{S}^0$  nebo  $\text{S}^{2-}$  a  $\text{Mn}^{2+}$  (Čížková 2006). Redukovaná podpovrchová vrstva je většinou modrošedá. Optimální podmínky pro anaerobní bakterie jsou v oblasti neutrálního pH (Vymazal 2004).

Pro určení stupně elektrochemických redukcí je často používána hodnota redoxního potenciálu (neboli oxidačně-redukčního potenciálu), který značí míru dostupnosti elektronů v roztoku. Oxidace probíhá při příjmu kyslíku, ale také v případě odstranění vodíku (např.  $\text{H}_2\text{S} \rightarrow \text{S}^{2-} + 2\text{H}^+$ ). Vyskytuje se také v případě, jestliže prvek ztrácí elektron (např.  $\text{Fe}^{2+} \rightarrow \text{Fe}^{3+} + \text{e}^-$ ). Procesem opačným je redukce, při které je kyslík uvolňován a vodík přijímán nebo se získává elektron. Po zaplavení půdy se přítomný kyslík rychle spotřebuje mikrobiální respirací a chemickou oxidací. Prvním půdním komponentem, který je redukován po kyslíku, jsou dusičnany ( $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^-$ ). Tento proces může probíhat ještě před úplným odčerpáním kyslíku. Velmi těsně pak následuje redukce manganičitých sloučenin ( $\text{Mn}^{4+} \rightarrow \text{Mn}^{2+}$ ). Předcházející dvě reakce se mohou překrývat a probíhat současně. Následné reakce železitých iontů na železnaté ( $\text{Fe}^{3+} \rightarrow \text{Fe}^{2+}$ ), síranů na siričky ( $\text{SO}_4^{2-} \rightarrow \text{S}^{2-}$ ) a oxidu uhličitého na metan ( $\text{CO}_2 \rightarrow \text{CH}_4$ ), mohou probíhat až po úplném odčerpání předcházejícího komponentu (Vymazal 2004).

Redoxní potenciál se příliš nemění v případě, že je kyslík v systému obsažen. Po odčerpání kyslíku nastávají velké změny v redoxním potenciálu. Větší rozsah redoxního potenciálu v zaplavených půdách je ve srovnání s aerobními půdami důležitý. Přírozené mokřadní systémy udržují širší rozsah redoxních reakcí než okolní suchozemské prostředí. Mokřady mají velký potenciál při přeměně živin a jiných materiálů a často jsou hlavním redukčním ekosystémem v krajině (Vymazal 2004).

Procesy anaerobní respirace se zpomalují v případě, že spotřeba oxidovaných forem prvků převáží nad jejich přísunem. V půdních společenstvech pak začínají převládat fermentační organismy, které získávají energii ve fermentačních procesech. Do prostředí pak mohou vylučovat i mnoho organických meziproduktů, kterými jsou např. organické kyseliny, alkoholy a ketony. Tyto produkty se i v malých koncentracích mohou stát toxickými pro rostliny. Mokřady jsou zpravidla bohatší na organickou hmotu, protože fermentační pochody způsobují zpomalení mineralizace organické hmoty. Poslední částí anaerobního rozkladu je vznik metanu a sulfanu (Čížková 2006).

Na přeměnách prvků a organické hmoty se podílejí různé skupiny organismů. Jejich existence je závislá na rovnováze mezi těmito skupinami. Aktivita jedné skupiny je závislá na činnosti a produktech metabolismu skupiny jiné. Hovoříme o anaerobním potravním řetězci (Čížková 2006).

Rostlinná vegetace, která se vyskytuje na dlouhodobě zaplavené půdě, se musí vyrovnat s mnoha vnějšími vlivy. Jedná se hlavně o nedostatek kyslíku, který pak musí získávat z interních zdrojů. Dále je to vznik toxických látek, které vznikly v anoxickém prostředí. K těmto látkám řadíme železo a mangan, sulfan, organické kyseliny a další meziprodukty rozkladu organické hmoty (Čížková, 2006).

## 2.2 Charakteristika dekompozice

### 2.2.1 Definice

Dekompozice (rozklad organické hmoty) je důležitým mechanismem v biogeochemickém cyklu živin. Z organického materiálu odumřelé organické hmoty se uvolňují živiny pro další růst vegetace (Kovářová 1983). Produktem rozkladu je tzv. detritus, čili všechny typy organické hmoty vzniklé z rozkladu rostlinných, živočišných a mikrobiálních materiálů (Úlehlová 1985).

Veškerá organická hmota je rozkládána heterotrofními procesy. Rozlišujeme dva základní:

1. Mineralizace. Heterotrofní organismy využívají uhlík a biogenní prvky z části na stavbu svých těl a částečně je uvolňují jako zplodiny svého metabolismu v jednoduchých minerálních formách k novým koloběhům.
2. Humifikace. Rostlinné zbytky jsou řadou biochemických procesů přeměňovány v humus (složité heteropolykondenzátory). Ten podmiňuje půdní úrodnost a vzniká tak energetická zásoba v půdě (Úlehlová 1985).

Podle Satchella (Satchell 1974 in Úlehlová 1985) je rozklad velmi složitý a často velmi dlouhý proces, jehož rychlostní konstanty se mění s povahou rozkládaného substrátu a s charakterem prostředí. Burges (1967 in Úlehlová 1985) rozeznává několik stupňů v průběhu rozkladu:

1. Rozvoj fytoplanní mikroflóry (jednobuněčné fotosyntetizující mikroorganismy).
2. Kolonizace materiálů saprofytní mikroflórou.
3. Rozmělnění a částečné strávení organických zbytků bezobratlými živočichy, přemístění a zvětšení povrchu organického materiálu bez velkých chemických změn.
4. Nová kolonizace rozmělněných materiálů mikroorganismy, chemická degradace rostlinných pletiv a produkce složitých fenologických polymerů.
5. Tvorba nových organominerálních komplexů.

### **2.2.2 Změny organické hmoty při rozkladu**

Organický materiál hromadící se na povrchu půdy a v půdě se rozkládá různě dlouhou dobu a to od několika dnů až i několik set roků. To vše záleží na původu materiálu, který může být autochtonní nebo alochtonní (ze sousedních či velmi vzdálených ekosystémů), a jeho chemické stavbě (Úlehlová 1985).

#### *2.2.2.1 Nadzemní rostlinná biomasa*

Rostlinný materiál je nejbohatším zdrojem rozkladných pochodů. Největší část je ve formě stařiny nebo opadu, zbytek je ve formě čerstvé. Stařinu tvoří odumřelé části rostlin, které však mohou být dosud ve spojení s mateřskou rostlinou. Opadem rozumíme již mrtvou vegetaci na povrchu půdy. Typy rostlinného opadu jsou velmi různé od jednobuněčných řas až po vyšší rostliny (Úlehlová 1985).

Materiál rostlinný obsahuje asi 10% popele a má široký poměr C:N. Minerální složení kolísá díky edafickým podmínkám a ontogenezi. Největší rozdíly v průběhu ontogeneze jsou v obsahu dusíku, fosforu, draslíku a vápníku. Například mladé materiály obsahují vyšší koncentraci dusíku než materiály staré. V opadu, ve srovnání s čerstvou rostlinnou biomasou, ubývá všech prvků až na obsah vápníku, který se zvyšuje (Úlehlová 1985).

Chemické složení rostlinného opadu je následující:

1. Celulóza.
2. Hemicelulóza.
3. Lignin.
4. Látky rozpustné ve vodě (aminokyseliny, alifatické kyseliny).
5. Látky rozpustné v etheru a alkoholu (tuky, oleje, vosky, pryskyřice, pigmenty).
6. Bílkoviny.

Celulózu tvoří dlouhé polymerové řetězce a její rozklad je velmi obtížný. Hemicelulóza je amorfni hmota vyskytující se okolo celulózových řetězců a rozkládá se rychleji. Lignin se skládá z polymerů amorfniích jader. Ty mohou obsahovat vanilín, p-hydroxybenzaldehyd a některé další aldehydy a ketony. Vyskytuje se v čerstvém opadu v sekundární buněčné vrstvě stěny a ve střední lamele (Úlehlová 1985).

U nižších rostlin je proces rozkladu kontinuální proces. Neexistuje zde typická sezónní dynamika přeměny živých částí v opad. Hranici mezi živými, stárnoucími a mrtvými částmi rostlin je velice obtížné určit (Úlehlová 1985).

U vyšších rostlin naopak lze dobře určit období, kdy živá biomasa přechází ve stařinu a opad. Vegetace má většinou výraznou sezónní dynamiku. Rodin a Bazilevič (1967 in Úlehlová 1985) tvrdí, že rychlost rozkladu je obecně větší v teplých oblastech. V arktické tundře je rozklad rostlinných zbytků a uvolňování minerálních látek velmi pomalé. Ve stepních oblastech je rozklad nejvyšší po maximálním nahromadění rostlinných zbytků na jaře a na podzim. Na savanách a pouštích je rozklad velmi prudký a je zde velmi rychlý návrat minerálních látek do půdy (Úlehlová 1985).

#### 2.2.2.2 Podzemní rostlinná biomasa

Získání údajů o biomase kořenů v jednotlivých ekosystémech je nesnadné. Obtížně se stanovuje, která část kořenu je již mrtvá, odumírající či živá. Mnoho jemných laterálních a terciálních kořenů odumírá po krátkém období aktivity. Jsou pak nahrazovány kořeny novými. S aktivitou a odumíráním kořenů jsou úzce spjaty populace půdních organismů, které se také podílejí na jejich rozkladu (Úlehlová 1985).

Obsah minerálních látek podzemních orgánů je vyšší oproti nadzemním částem. Mají vyšší obsah popele, nižší obsah dusíku, draslíku, fosforu a jejich poměr s vlhkostí stanoviště stoupá. Na vlhkých stanovištích a v mokřadech je obsah vápníku vyšší (Úlehlová 1985).

Povrch kořenů, tzv. rhizosféra, je osidlován mikroorganismy, kterým živé či mrtvé kořeny poskytují dostatek látkových a energetických zdrojů. Ty jsou ve formě živých, odumírajících či mrtvých pletiv nebo exudátů. Kořenovými exudáty obsahují řadu různých látek jako cukry, aminokyseliny, vitaminy, organické kyseliny, peptidy. Chemické složení těchto exudátů je závislé především na druhu a stáří rostliny. Exudáty se vylučují převážně prvních několik týdnů po klíčení, pak se jejich množství snižuje. Živiny jsou staršími kořeny poskytovány ve formě odlučovaných přestárých buněk. Všechny tyto poznatky jsou získány na základě modelových laboratorních pokusů. Lze však předpokládat, že se vyskytují i ve volné přírodě (Úlehlová 1985).

### 2.2.2.3 Materiály živočišné

Přísun mrtvé organické hmoty živočišného původu je podstatně menší než materiálu rostlinného. Úplná mineralizace mnoha rostlinných produktů však nastává až po úplném rozkladu materiálu živočišného, jelikož tyto rostlinné produkty se začleňují do živočišných buněk (Úlehlová 1985).

Oproti chemickému složení rostlin má materiál živočišný velmi malý poměr C:N a jeho rozklad je snadnější. Živočišný materiál je většinou bohatý na obsah bílkovin a aminokyselin. Největší rozdíly jsou v chemickém složení látek, které se podílejí na struktuře či kostře organismů. Živočichové obsahují chitin, zvláště půdní živočichové, zatímco u rostlin je to celulóza, ligniny a jiné látky (Úlehlová 1985).

Předpokládá se, že i mrtvý živočišný materiál rozkládají mikroorganismy vyskytující se v půdě nebo na jejím povrchu. Stejně tak při rozkladu nastává sukcese populací mikroorganismů. V počátečních stádiích rozkladu mají pravděpodobně hlavní úlohu paraziticky žijící organismy v tělech teplokrevných živočichů. Důležitou roli při rozkladu živočišných pletiv má střevní mikroflóra na různé úrovni fylogenetického vývoje. Hostitelé mají menší enzymatický potenciál než střevní mikroorganismy a umožňují tak hostiteli využívat látky, které sám nedokáže štěpit. Také symbiotické mikroorganismy produkují rmetabolity v podobě vitamínů, sterolů a jiných látek, které jsou pro hostitele důležité. Mikrobiální rozklad některých rostlinných materiálů nastává až po rozmělnění a předtrávení v zažívacím traktu půdních živočichů (Úlehlová 1985).

Živočišné exkrementy tekuté i pevné obsahují specifické látky. Tekuté obsahují kyselinu hyppurovou, která se vyskytuje hlavně u býložravců, a dále močovinu, která převládá u masožravců. Obě se v půdě poměrně rychle rozkládají. Pevné exkrementy mají význam na pastvinách. Zde tvoří základ pro koprofágní (živící se trusem jiných živočichů) potravní řetězec. Ve výkalech ptáků a plazů se vyskytuje kyselina močová a alantoin (Úlehlová 1985).



#### 2.2.2.4 Mikrobiální zbytky

Jako mikroedafon nazýváme organismy menší než 0,2 mm. Jedná se především o bakterie, aktinomycety, sinice, řasy většinu hub a prvoků. Bakterie jsou v půdě zastoupeny v největším počtu. Společně s aktinomycetami a houbami patří k hlavním rozkladačům organické hmoty v půdě. Významnou skupinu bakterií tvoří nitrifikační bakterie a sírné bakterie (Ledvina et al. 2000).

Množství a velikost mikrobiálních zbytků v půdě není přesně znám. Je pravděpodobné, že se v různých časových okamžicích může vyskytovat rozdílné množství mikrobiálních zbytků v půdě. To je výsledkem sezónních změn. Obecně platí, že největší obrát v mikrobiálních proměnách organické hmoty se odehrává v horních vrstvách všech půd. Známe také málo informací o chemickém složení mikrobiálních společenstev vyskytujících se v různých typech půd a území (Úlehlová 1985).

Bakteriální buňky tvoří až z 50% bílkoviny. Kyselina DAP (2, 6-diaminopimelová) je pro bakterie typická. Buněčné stěny bakterií jsou chemicky odlišné od řas (výjimkou jsou sinice), hub a kvasinek. Grampozitivní bakterie (podle Gramovy metody se zbarvují do fialova) obsahují v buněčné stěně alanin, glutamovou kyselinu a buď lysin, nebo DAP. V buněčných stěnách gramnegativních bakterií (dle principu barvení podle Grama se zbarvují do červena) jsou obsaženy aminokyseliny a DAP (Úlehlová 1985).

Jednou z nejpočetnějších skupin mikroorganismů v půdě jsou aktinomycety. Uplatňují se zejména při pozdějších fázích rozkladu organické hmoty. Rozkládají látky těžce rozložitelné. Rod *Streptomyces* tvořící asi 70-80%, je velmi rozšířen v orných a přirozených půdách (Úlehlová 1985).

Další skupinou vyskytující se v půdě jsou řasy. Vyskytují se na prosvětlených a vlhkých stanovištích. Často jsou prvními kolonizátory holé půdy. Jsou i významnými zdroji mikrobiálních opadů. Zelené řasy převažují na kyselých půdách a jsou nejrozšířenější skupinou v půdě. Buněčné stěny řas jsou celulózové povahy, jejich sliz je povahy polysacharidové. Sinice naopak osidlují alkalické a zasolené půdy. Jejich buněčná stěna má podobné chemické složení jako bakterie. Produkty fotosyntézy u řas jsou cukry, glykogen a lipidy (Úlehlová 1985).

#### 2.2.2.5 Humus

Humus je výsledkem rozkladu všech typů biomasy (rostlinné, živočišné, mikrobiální). Humus je směs komplexní, není to jednoznačně chemicky definovaná látka. Je to nejstabilnější a nejrezistentnější část detritu. Obsahuje malou frakci organických látek (aminokyseliny, cukry), které jsou ve vodě rozpustitelné (Úlehlová 1985).

Největší část však tvoří nerozpustné tmavě zbarvené látky:

1. Huminové kyseliny - extrahují se alkáliemi, jsou sráženy kyselinami.
2. Fulvokyseliny - extrahují se alkáliemi, jsou rozpustné v kyselinách.
3. Humin - alkáliemi se nedá extrahovat.

Huminové kyseliny jsou velmi rezistentní vůči rozkladu. Vznikají pravděpodobně polymerací aromatických látek odvozených z ligninu, bílkovin, rostlinných a živočišných metabolitů. Předpokládá se, že jsou pravděpodobně složeny z aromatických jader s alifatickými perifériemi. Fulvokyseliny jsou heterogenní látky. Jsou v nich obsaženy glycidy, bílkoviny a polymerované složité látky podobné těm v huminových kyselinách. Humin není též homogenní látka. Je složen z přeměněných rostlinných zbytků a pravděpodobně z huminových kyselin svázaných s jílovými kyselinami, které zabraňují jejich extrakci (Úlehlová 1985).

Humusový materiál má koloidní vlastnosti. Výměnná kapacita u humusu je větší než u jílových materiálů. Řada pokusů se značeným uhlíkem ukázala, že k tvorbě humusu přispívají různé chemické látky. Po 7 dnech značené glukózy v půdě bylo 70-75% značeného uhlíku nalezeno ve frakci huminových kyselin (Mayaudon, Simonart 1958). Mayaudon, Simonart (1963) objevili v huminových kyselinách 34,2% radioaktivního uhlíku, který pocházel z ligninu. Tento uhlík byl nalezen v komplikovanějších látkách, pravděpodobně ve formě fenolických sloučenin. Z celulózy pocházelo jen 5,9% uhlíku. Ten přispívá převážně do jednodušších složek, kterými jsou aminokyseliny. Protože rozklad ligninu je mnohem pomalejší než rozklad ostatních látek, vzrůstá jeho podíl v reziduální organické půdě (Úlehlová 1985).

Rozklad humusu je velmi pomalý. Uhlíková datovací technika ukázala, že některé frakce jsou velmi staré. Paul et al. (1964 in Úlehlová 1985) ukázal, že doba

obměny huminové frakce a frakce huminových kyselin je přes 1000 let. Přišli také na to, že kultivací půd dochází ke zkrácení doby obměny organické půdní hmoty.

### 2.2.3 Plynné produkty dekompozice

Mezi všemi strukturními jednotkami ekosystému existují koloběhy minerálních prvků. Zahrnují soubor abiotických a biotických přeměn. Koloběhy představují systémy tzv. bloků neboli zásobníků a toků. Bloky jsou myšleny ohraničené struktury ekosystému, jako např. atmosféra, zelené rostliny a jejich části, půda, mikroorganismy apod. Jednotlivé prvky do těchto bloků vstupují, setrvávají v nich nebo se přeměňují a následně vystupují často v pozměněné formě. V každém bloku je určitá zásoba prvků, která se vyjadřuje v hmotnosti na jednotku plochy ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ ,  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ). Toky je myšlen přesun jednotlivých prvků mezi bloky. Vyjadřují se množstvím prvku na jednotku plochy nebo hmotnosti za jednotku času ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$ ,  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ). Toky jsou výsledkem procesu či souboru procesů. Může se jednat např. o odběr jednotlivých prvků porostem pro potřeby růstu vegetace či uvolňování minerálních látek během dekompozice rostlinného materiálu (Úlehlová 1985).

Odum (1977) rozeznává dva typy koloběhů:

1. Plynné typy koloběhů. Základní zásobníkem je atmosféra a hydrosféra. Jsou charakteristické pro koloběh uhlíku a dusíku.
2. Sedimentární typy koloběhů. Základním zásobníkem je v tomto případě zemská kůra. Jsou typické pro koloběh fosforu a dalších minerálních prvků, které v rostlinném těle tvoří popeloviny (K, Na, Ca, Mg).

Z koloběhu minerálních látek mají klíčový význam koloběhy dusíku a uhlíku. Mokřady představují velmi důležité postavení v celkové regulaci koncentrace  $\text{CO}_2$  v atmosféře (Úlehlová 1985).

#### 2.2.3.1 Koloběh uhlíku

Největší zásobárnou uhlíku je atmosféra. Atmosférický oxid uhličitý je fotosyntézou převáděn do těl primárních producentů. Rostlinná biomasa pak může být za čerstva využita člověkem či herbivory. Dále může odumírat a ve formě stařiny nebo opadu je osidlována mikroorganismy, které ji pomalu rozkládají. Všechny biotické skupiny organismů při dýchání uvolňují oxid uhličitý, který je navrácen zpět do atmosféry. Část  $\text{CO}_2$  může být v některých typech ekosystému vyřazena

z koloběhu a následně ukládána v anorganické formě jako uhličitany. V tomto případě je část uhlíku ukládána ve formě humusu na povrchy půdy a v půdě, další část je v rozpuštěné formě exportována vodou jako uhličitany nebo organické látky (Úlehlová 1985).

V mokřadech se hromadí velké množství organické hmoty. Intenzita s jakou se organická hmota kumuluje, je výsledkem rovnováhy mezi primární produkcí a aktivitou heterotrofních organismů. Organická hmota je ukládána sezónně a nakonec je přeměňována na půdní vrstvu (Vymazal 2004).

Mokřady jsou velmi důležité při celkové regulaci  $\text{CO}_2$  v atmosféře. Organické půdy obsahují přibližně 40% uhlíku v současné atmosféře. Armentano a Verhoeven (1991) uvádějí, že akumulace uhlíku v mokřadech je rozdílná vzhledem k různým klimatickým podmínkám a chemickým vlastnostem organických mokřadních půd. Mokřady mírného pásu akumulují uhlík v případě, že nejsou narušovány. Armentano (1980) a Armentano a Verhoeven (1991) zjistili, že export uhlíku z mokřadů je výrazně vyšší v oblastech, které byly odvodněny nebo porušeny (Vymazal 2004).

V mokřadech, které jsou nějakým způsobem narušené či porušené, dochází k odlišnostem v rovnováze uhlíku. Ta se může zcela lišit od mokřadů nedotčených. Pokud dojde ke snížení vodního sloupce, kyslík se dostane do vrstev nad vodou. Následně dochází k urychlení dekompozice organické hmoty na jednoduché anorganické komponenty. V koloběhu uhlíku pak dochází k úniku  $\text{CO}_2$  do atmosféry (Vymazal 2004).

Produkce  $\text{CO}_2$  je v zaplavených půdách vyšší než množství spotřebovaného  $\text{O}_2$ . Důvodem je rychlost mineralizace organického uhlíku, která je díky podmínkám anoxie v zaplavených půdách nižší.  $\text{CO}_2$  produkovaný v zaplavených půdách je částečně redukován na metan a částečně je uvolňován do atmosféry půdou či rostlinami (Vymazal 2004).

Difúzní rychlost  $\text{O}_2$  ve vzduchu je vyšší než u  $\text{CO}_2$ . V půdách zaplavených vodou je tomu naopak. Difúze  $\text{CO}_2$  zde probíhá 24 x rychleji než difúze  $\text{O}_2$ . Difúze zaplavenou půdou však není dostatečně efektivní. Nedochozí tak k odstranění veškerého  $\text{CO}_2$  a proto dochází k vyublávání spolu s metanem a dalšími plyny (Vymazal 2004).

Holzapfel-Pschorn et al. (1986 in Vymazal 2004) prokázali, že vyublávání je velmi důležité tam, kde není vegetace, zatímco v přítomnosti vegetace převládá interní transport rostlinami.

### 2.2.3.2 Koloběh dusíku

Koloběh dusíku je značně narušován lidskou činností. Díky intenzivní zemědělské výrobě dochází k urychlení obratu dusíku v biosféře. Dochází k vyplavování nitrátu do spodních vod a následně do vodních toků a eutrofizaci povrchových vod. Dalším důsledkem lidské činnosti je zvýšení emisí plyných sloučenin dusíku ( $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  a  $\text{N}_2$ ). Část  $\text{NO}_2$  přechází do stratosféry, kde negativně ovlivňuje ozonovou clonu země proti UV záření (Crutzen 1974). Dusík je nezbytný pro existenci života. V ekosystémech se vyskytuje ve všech formách, tedy jako organický i anorganický a v plyné, tekuté i pevné fázi (Úlehlová 1985).

Koloběh dusíku je složitější než koloběh uhlíku. Přeměny dusíku v půdě probíhají ve dvou odlišných reakčních systémech:

1. Chemický systém. Zahrnuje procesy fixace, rozpustnosti a srážení dusíkatých látek. Je určen charakterem chemického složení půdních roztoků a řízen fyzikálně chemickými zákonitostmi.
2. Biologický reakční systém. Jedná se o přeměny různých forem dusíku v půdě. Tento systém je určen aktivitou heterotrofních a autotrofních mikroorganismů, které uskutečňují vztahy mezi mineralizací a imobilizací dusíku. Jejich aktivita je závislá na zásobě energetických zdrojů a ekologických podmínkách. Odběr produktů mineralizace není určován chemickým složením půdního roztoku (Úlehlová 1985).

Přeměny dusíku v půdě, způsobené biologickými reakčními systémy způsobují následující procesy:

1. Biologická fixace. Jedná se o proces přeměny atmosférického dusíku symbiotickými či volně žijícími mikroorganismy do organických dusíkatých nebo amonných forem.
2. Mineralizace (uvolňování) dusíku. Pomocí heterotrofních mikroorganismů dochází k přeměně organického dusíku do minerálních forem  $\text{NH}_4$  nebo  $\text{NH}_3^+$ .
3. Nitrifikace. Je biologická oxidace amonného dusíku na nitráty a nitrity. Nitrifikátory jsou autotrofní, ale i heterotrofní bakterie.

4. Denitrifikace. Dochází k ní při snížené tenzi kyslíků. Jedná se o biologickou redukci nitrátů a nitritů na NO, N<sub>2</sub>O a N<sub>2</sub>.
5. Imobilizace (vázáni) dusíku. Zahrnuje přeměny anorganických dusíkatých sloučenin (NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>) do organických vazeb. Zúčastňují se jí jak autotrofní tak heterotrofní mikroorganismy.
6. Stabilizace organického dusíku. Zahrnuje všechny procesy tvorby humusu, které jsou dlouhodobé s řadou vnitřních C a N cyklů (Úlehlová 1985).

Přeměny dusíku způsobené chemickými a fyzikálními procesy jsou:

1. Chemická fixace amonných iontů půdními minerálními koloidy. V mnoha půdách jsou vázány do jílových půdních minerálů, proto jsou nepřístupné pro biologické přeměny.
2. Volatilizace (vytěkání) amoniaku. Vyskytuje se v půdách neutrálních nebo alkalických v případě, že část amonného dusíku nemůže být přeměněna na amoniak.
3. Fixace amoniaku. Je reakce amoniaku s primárními aromatickými sloučeninami půdní organické hmoty.
4. Chemická redukce. Proces, ve kterém oxidované formy dusíku mohou reagovat s půdní organickou hmotou. Část dusíku může být redukována a v plynné formě pak odchází ven.
5. Vyplavování nitrátů a nitritů. Jsou ve vodě snadno rozpustné a tím lehce pohyblivé a snadno se tak dostávají do podzemních vod (Úlehlová 1985).

V přirozených mokřadních systémech je nejvíce dusíku uloženo v rostlinách a v organických sedimentech, ve kterých se obsah pohybuje mezi 1 a 3% sušiny ve svrchní vrstvě. Koncentrace dusíku v mokřadních rostlinách se liší mezi jednotlivými druhy a také v průběhu roku. Nejvyšší koncentrace je na počátku vegetačního období (březen-květen) a postupně se snižuje. Maximální biomasa se vyskytuje později, v období července až srpna (Vymazal 2004).

#### **2.2.4 Specifika dekompozice v mokřadech**

Mokřady představují typického zástupce detritálního ekosystému. Dekompozicí dochází k tvorbě detritu z organismů. Dochází ke změnám struktur, živiny jsou recyklovány. Detritus může být jak ve formě partikulární, tak ve formě rozpuštěné. Řadíme sem i exudáty žijících organismů (Dvořák 2002).

Detritus podle místa původu rozdělujeme na:

1. Autochtonní detritus, který vzniká uvnitř mokřadního ekosystému. Pochází převážně z vodní vegetace, z dřevin rostoucích v mokřadu apod.
2. Allochtonní detritus, který se vytváří vně systému. Do mokřadu je přinášen hydrodynamickými procesy (záplavy, příliv). Řadíme sem partikulární organickou hmotu, planktonní organizmy, částice živin, organické zbytky unášené větrem apod. (Dvořák 2002).

V mokřadech podléhá dekompozici velké množství rostlinného materiálu. Materiál může mít funkci mechanického podkladu, tedy substrátu pro dekompozitory. Pevné substráty (opad listů dřevin, dřevnaté části) jsou významné pro svou schopnost zadržovat živiny v mokřadu. Na rozdíl od lehce rozložitelného substrátu mají vyšší relativní kapacitu vázat živiny. Naopak rychle uvolněné živiny mohou být během výluhu transportovány vodou uvnitř mokřadu nebo i odplaveny mimo systém např. v době záplav (Dvořák 2002).

Materiál, který je rozvrstven na ploše dna zaplavovaných lokalit, plní v prostředí úlohu pro výměnu živin mezi dnem a vodním prostředím. Povrch dna může mít aerobní podmínky v případě, že je většina organického materiálu v pokročilém stadiu rozkladu a difuze kyslíku z prostředí převyšuje nad jeho spotřebou. Anaerobní podmínky mohou nastat v hlubších vrstvách materiálu, kde dochází k redukci sloučenin uhlíku, dusíku, síry, železa a manganu. Poměr minerální složky sedimentu a jeho stratifikace je určena erozí v okolí mokřadu, vrstvením materiálů s různým stupněm dekompozice a strukturou rostlinných společenstev. Povrchová vrstva, která je oxidovaná, tvoří tzv. past na železo, mangan a fosfáty. Díky této vrstvě se omezuje transport těchto prvků přes povrchovou vrstvu dna a odnímá se fosfor z vodní fáze (Dvořák 2002).

## 2.3 Principy metod studia dekompozice

Metodické přístupy ke stanovení dekompozice:

1. Terénní studie. Pomocí ní se dá měřit rychlosti ztráty hmoty a změny chemického složení materiálu. Dále také přímé měření produktů rozkladu organické hmoty či studium společenstev dekompozitorů.
2. Laboratorní studie. Za řízených podmínek může být měřen metabolismus dekompozitorů. Výsledky mohou pomoci definovat některé procesy, avšak jejich převedení na přirozené podmínky není snadné (Dvořák 2002).

### 2.3.1 Rychlost rozkladu rostlinného opadu

#### 2.3.1.1 *Metoda opadových sáčků (litter-bags)*

Rozklad přirozeného rostlinného materiálu byl studován již od začátku třicátých let. Materiál byl uzavřen do drátěného pletiva a rozmístěn v terénu. Bocock a Gilbert (1957 in Úlehlová 1985) začali používat ke studiu rostlinného opadu z jasanu a dubu nylonové sítky. Metoda se velice rychle ujala a v dnešní době je široce používaná.

K této metodě se využívá sáčků, které jsou zhotoveny ze silonové sítě. Velikost ok a tvar se volí podle účelu studia. Do opadových sáčků se vkládá rostlinný opad, který by měl být rozmístěn rovnoměrně. Množství sušiny opadu se volí dle typu studia. Nejčastější navážka je 2-10 g sušiny opadu na jeden sáček. Na počátku pokusu se zakládá velký počet sáčků s opadem, které se umístí v porostu. Postupně se odebírá určitá část sáčků k analýzám. Jejich rozmístění, intervaly mezi odběry a délka jejich expozice opět závisí na účelu studia. V počátečních měsících je rozklad nejintenzivnější. Sáčky se proto odebírají v častějších intervalech. S prodlužující se dobou expozice se pak časové úseky mezi odběry mohou prodlužovat. Po skončení experimentu se vybírá nerozložený opad ze sáčků a používá se k následným analýzám. K intenzitě rozkladu se využívá rovnice rychlosti rozkladu podle Wiegerta a Evanse. Další možností je vyjádření v % původní hmotnosti (Tesařová 1987).



Metodou sáčků lze studovat:

1. Průběh rozkladu rostlinného opadu včetně jeho chemických změn v čase.
2. Srovnání rychlosti rozkladu rostlinného opadu v různém prostředí ekosystému, tzn. na povrchu půdy, v různé hloubce půdního profilu apod.
3. Srovnání rychlosti rozkladu různých druhů rostlin nebo jejich částí (kořeny, stonky, listy).
4. Podíl organismů mikro-, mezo- a makrofauny, které se rozkladu zúčastní. Tento podíl lze odhadnout dle velikosti ok použité silonové sítě (Tesařová 1987).

Nevýhody metody spočívají v tom, že sáčky nejsou ve stálém kontaktu s půdou, a tak se procesu rozkladu nemohou účastnit žížaly nebo jiné skupiny bezobratlých. Pomocí těchto organismů by v přirozeném porostu docházelo k přemísťování celých listů nebo jejich fragmentů do půdy. V silonových sáčcích také vznikají jiné mikroklimatické podmínky (Úlehlová 1985). Ve vrstvě stlačeného opadu v síťce se obvykle udržuje vyšší vlhkost a nižší teplota a opad je méně provzdušněn než volně ležící opad. Z toho vyplývá, že rychlost rozkladu opadu je v sáčcích nižší než rychlost rozkladu volně ležícího opadu (Úlehlová 1985).

#### *2.2.1.2 Metoda měření rychlosti rozkladu celulózy*

Celulóza se řadí k nejvíce zastoupeným organickým látkám v přírodě. Tvoří podstatnou část rostlinných pletiv. Do půdy každoročně přichází asi 10-40% rostlinných zbytků tvořených z celulózy. Biologická půdní činnost se může měřit pomocí intenzity rozkladu celulózy. Nativní celulóza, tzn. vypreparovaná z rostlinného materiálu, se v experimentální práci nahrazuje modelovými materiály, např. filtračním papírem, vatou, celofánem (Tesařová 1987).

Existuje mnoho variant metod studia rozkladu celulózy, jak uvádí Úlehlová (1985). Richard (1945) v terénu exponoval celulóзовou šňůru a následně měřil její úbytek. Napletková (1971) pro tuto metodu použila lněné plachetky, které exponovala v půdě. Vatu v silonových síťkách pro své studium využil Unger (1960). Úlehlová (1965) a Tesařová a Úlehlová (1985) využily jako modelový substrát filtrační papír v silonových síťkách.

Metodu, kterou prováděla Úlehlová a Tesařová (1985), lze použít ke srovnání biologické aktivity půd a to:

- a) v různých hloubkách půd,
- b) různých typů porostů,
- c) po agrotechnických zásazích (Tesařová 1987).

K tomuto celulózovému testu se navážená a vysušená celulóza vkládá do silonových sáčků. Ty se exponují do porostu na povrch půdy či do různých hloubek. Délka expozice je závislá na zvoleném materiálu (buničitá vata, filtrační papír) a na prostředí. Její délka však musí být taková, aby po vyjmutí z půdy byla část celulózy nerozložená. Tato částečně rozloženou celulózu s ulpělou zeminou se váží před a po vyžihání. Rozdílem se získá nerozložená celulóza. Ta se odečítá od původní hmotnosti a výsledek značí celulózu rozloženou. Intenzita rozkladu může být opět vyjádřena podle rovnice Wiegerta a Evanse nebo v % původní hmotnosti (Tesařová 1987).

Chyby při této metodě se mohou vyskytnout při nevhodně načasovaném odběru vzorků. Celulóza se rozkládá ve třech stádiích. V prvním je její rozklad nízký, ve druhém se rychlost rozkladu zvyšuje a ve třetím nastává opět pokles. Experiment by měl být ukončen v průběhu nejvyššího rozkladu, tzn. ve druhé fázi (Tesařová 1987). Celulolytická aktivita je závislá na půdní vlhkosti, teplotě a vzrůstá s produktivitou porostu. Ve vodním prostředí může být rozklad velmi vysoký, naopak nízký rozklad byl naměřen u travinných porostů na píscích (Úlehlová 1985).

#### **2.4 Přehled poznatků o rychlosti dekompozice v mokřadech**

Dekompozice je důležitým mechanismem v biochemickém cyklu živin. Prostřednictvím rozkladných procesů se z organického materiálu organické rostlinné hmoty uvolňují živiny, které jsou důležité pro další růst vegetace. Produkční schopnost přirozených nehnojených porostů je ve vztahu k intenzitě dekompozičních procesů v předchozím roce (Tesařová 1977 in Kovářová 1983).

Tesařová (1967) zdůrazňuje, že existují velké rozdíly v průběhu dekompozice u rostlinných materiálů, které se vyskytují na zaplavovaných a nezaplavovaných biotopech. Vysvětlením je, že povodně mohou značně změnit koloběh živin a dodávku živin a tak ovlivňují míru rozkladu rostlinného materiálu (Kovářová, 1984).

Kovářová se ve své studii zabývala některými vlastnostmi přírodního opadu během dekompozice v opakovaně zaplavovaných oblastech. Řešila některé otázky, které se týkají dekompozice na Mokřích Loukách. Pro tyto účely použila metodu opadových sáčků, které exponovala do přírodního opadu na pěti stanovištích. Stanoviště reprezentovala pět typů porostů. Jedním z nich byl porost ostřicový, dále travinný (dvě stanoviště s dominantní třtinou šedavou, další s dominantním zblochanem vodním), poslední byl porost vrb. Rozkladné procesy, které proběhly v exponovaném opadu, množství N, P, K, Na, Ca a popela byly určeny a vyjádřeny jako změna obsahu a v % původní hmotnosti příslušného prvku (Kovářová 1984).

Kovářová (1983) sledováním rozkladu rostlinného materiálu v opadových sáčcích došla k závěru, že průběh dekompozice organické hmoty byl na třech stanovištích (ostřicový a třtinové porosty) velmi podobný. Značné odlišnosti byly u zblochanového společenstva a ve vrbinách. Opadové sáčky v porostu vrbin byly téměř po celou dobu nasyceny vodou a látkami v ní rozpuštěnými. Hmotnost exponovaného opadu v tomto porostu často vzrůstá obohacením z prostředí. Kovářová tak došla k závěru, že metoda detritových sáčků je zde spíše vhodná pro studium tvorby a ukládání humolitu než ke sledování dekompozice organické hmoty.

Kovářová (1983) a Tesařová (1976) zjistily, že u travinných porostů lze nalézt dvě fáze rozkladu, přičemž největší rychlost rozkladu je v průběhu prvních 8 měsíců expozice. Rychlost rozkladu opadu (LDR,  $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$ ) pro toto období byl u ostřicového porostu 0,89, u třtinového porostu 1,06 a 1,02, ve zblochanové vegetaci 2,55. Pro vrbový opad byla zjištěna hodnota 0,11, avšak tato hodnota je zkreslena použitím nevhodné metodiky. Pro upřesnění hodnota LDR znamená množství opadu (mg), které zmizí nebo je rozloženo za jeden den vztaženého na 1g původního substrátu ( $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$ ) (Kovářová 1984).

### 3. Popis studované lokality

#### 3.1 Třeboňsko

Třeboňsko je kulturní krajina zvláštního typu, ve které se vzájemně propojují přírodní, polopřírodní a antropogenní ekosystémy. Význam této oblasti je jak celostátní, tak mezinárodní. Třeboňsko je zařazeno do významných ochranných kategorií. Roku 1977 byla Třeboňská pánev přijata mezi biosférické rezervace UNESCO. Roku 1979 došlo k vyhlášení Chráněné krajinné oblasti Třeboňsko (Jeník 1983).

Území CHKO Třeboňsko patří podle geomorfologického členění do provincie Česká vysočina a Českomoravské soustavy. Na jižním okraj CHKO navazuje Šumavská soustava. Území patří do celku Třeboňské pánve. V západní části Třeboňska převažuje plochý reliéf, ve východní části pak zvlněný reliéf Kardašověčické pahorkatiny. Třeboňská pánev má mírný sklon od jihu k severu. Vyvýšený Lišovský práh jí odděluje od níže položené Českobudějovické pánve. Nadmořská výška území se pohybuje 421 do 550 m n. m. (Demek et al. 1987).

Půdním typem se řadí Třeboňsko k půdám podzolovaným a podzolovým s oblastmi rašeliništních půd, které se nachází převážně na jihu a severu této pánve. Podél řeky Lužnice se vyskytují půdy nivní. Většinou převažují půdy jílovité, na některých místech dokonce i jíl. Na východě oblasti se vyskytují půdy písčité a písčito-hlinité (Šebek 1978).

Z vegetace na území Třeboňska převládají jehličnaté a smíšené lesy s borovicí, místy i s borovicí blatkou (Šebek 1978). Z ohrožené flóry Čech roste na území CHKO Třeboňsko téměř 400 druhů, z nichž 104 patří mezi chráněné: 34 druhů kriticky, 34 silně a 35 z nich patří mezi ohrožené (Hátle et al. 2003).

Charakteristickým znakem této oblasti jsou mokřady, které zaujímají značnou část území. Jsou tedy z hlediska ekologie a ekonomiky krajiny velmi významné. Společenstva třídy *Magnocaricetalia* (*Magnocariceta*, tj. porosty vysokých ostřic) lze označit za nejvlhčí luční ekosystém. Na Třeboňsku jsou *Magnocariceta* zastoupena převážně porosty s dominantní ostřicí štíhlou (*Carex acuta*) a ostřicí měchýřkatou (*Carex vesicaria*). Porosty s vysokými ostřicemi vznikly tam, kde voda stojí nad povrchem nebo je jen mírně zakleslá. V pozdním létě může voda klesnout

dokonce i půl metru pod povrch půdy. Tím se snižuje vlhkost povrchových vrstev půdy a ta se provzdušňuje. Tento kolísavý režim vzniká zejména na minerálních půdách (Blažková 1978 in Kuncová 2007).

### 3.2. Mokré Louky u Třeboně

Mokré Louky u Třeboně se rozprostírají mezi rybníkem Rožmberkem a městem Třeboní. Zabírají plochu asi 450 ha. Mokré Louky prodělaly mnoho vodohospodářských změn, které se týkaly úpravy toků a odvodňování. Pod vlivem těchto úprav došlo ke změnám ve struktuře původního rostlinného porostu. Byla vykácena rašelinná společenstva, jedliny, olšiny, vrbiny. Na jejich místě pak vznikly vlhké louky, které byly využívány například pro pastvu a travení. Bylo usilováno o zvětšení povrchu půdy, která by mohla být zemědělsky využita. V důsledku toho byly Mokré Louky zasypávány orníci a materiálem ze zbořeníšť. Vegetace rákosin a porosty vysokých ostřic se stáhly na pobřeží Rožmberka a do míst odvodňovacích kanálů. Slatinné olšiny a vrbiny byly na většině území přeměněny ve slatinné louky. Převážujícími druhy jsou např. *Carex vesicaria* (ostřice měchýřkatá), *Carex acuta* (ostřice štíhlá), *Molinia coerulea* (bezkoleneček modrý), *Glyceria maxima* (zblochan vodní), *Phalaris arundinacea* (chrastice rákosovitá). Vlivem návozu minerální půdy se část území změnila na mezické louky třídy *Molinio-arrhenatheretea*, tedy společenstva luk a pastvin na vlhkých až čerstvě vlhkých stanovištích. Mezické louky tvoří širokou ohranu Mokřých Luk (Jeník 1983).

Oproti druhově chudému rostlinnému pokryvu je zde značná pestrost živočišných populací. Vyskytují se zde obratlovci suchozemští, bažinní i vodní, mezi ně patří i ryby, které jsou zde v době záplav. Z populací bezobratlých jsou to převážně měkkýši a členovci. Se zesilujícím tlakem lidské činnosti na území pronikají i ruderalní typy živočichů a rostlin. Součástí genofundu Mokřých luk jsou i populace cizopasných hub na rostlinách a výskyt parazitických živočichů a bakterií na drobných savcích (Jeník 1983).

Specifičnost ekosystému určuje zejména slatinný, poměrně minerálně chudý půdní substrát. Dále se jedná o kolísání vodní hladiny a záplavy, které téměř každoročně přicházejí na jaře, občas pak v létě a v zimě a jen velmi zřídka na podzim. V důsledku toho je půda během roku nasycena nebo bohatě zásobena vodou. Kolísání vodní hladiny je tedy závislé jak na přírodních faktorech, tak na

obhospodařování přilehlého rybníka Rožmberk. Dalším specifikem je inverzní poloha, která je spojena s častým výskytem nízkých teplot v přízemní vrstvě (Květ, Jeník 1983).

Na území mokřích Luk se také nachází meteorologická stanice. Od roku 1976 do současnosti se zde pravidelně měří základní meteorologické prvky. Na základě desetileté řady měření byla také zpracována podrobná mikroklimatická charakteristika Mokřích Luk. Je mimořádná tím, že se stanice nachází daleko od městské zástavby, kterou není ovlivněna a představuje tak dlouhodobé mikroklimatické podmínky v reálném mokřadním ekosystému (Pokorný 2000).

### **3.3. Výzkum ekosystému Mokřích Luk**

Na lokalitě Mokré Louky u Třeboně od 70. let 20. století probíhá studium zabývající se procesy a vzájemnými vztahy v mokřadech. V 70. a 80. letech 20. Století byl výzkum koordinován pracovníky Botanického ústavu ČSAV. Výsledkem byla řada dílčích publikací a tematický oddíl v souborné monografii, v němž jsou syntetizovány poznatky z výzkumu Biosférické rezervace Třeboňsko (Květ et al. 2002). Od r. 2003 se výzkumem intenzivně zabývali pracovníci oddělení ekologie mokřadů a mělkých vod Ústavu systémové biologie a ekologie AVČR.

Některá témata výzkumu v současné době jsou:

1. Bilance uhlíku. Pro mokřady je typický pomalý rozklad organické hmoty, který je způsoben omezeným množstvím kyslíku. Mokřadní ekosystémy mohou být zdrojem uhlíku v závislosti na jejich hydrologickém režimu, stavu vegetace či druhu managementu. Studium se zabývá koloběhem uhlíku i pro praktický dopad, tj. pro poznání dynamiky hlavních skleníkových plynů (oxidu uhličitého a metanu).

2. Úloha vegetace v provozu mokřadních ekosystémů. Výzkum se soustředí převážně na funkce rostlinné vegetace mokřadů a mělkých vod. Zaměřuje se především na tok energie, vody a látek v mokřadním ekosystému. Podklady jsou použity pro ochranu různých typů mokřadů a mělkých vod.

3. Trvale udržitelné užívání mokřadů a mělkých vod. Na území ČR převažuje intenzivní využívání krajiny. Výzkum se zaměřuje na užívání vhodného krajinného managementu, ochranou hydrologického režimu, zachováním charakteru vegetace apod.

4. Dlouhodobý ekologický výzkum - mikroklima Mokřých Luk, monitoring rybníků. V souvislosti s globální změnou klimatu jsou velmi důležité dlouhodobé datové řady, vzniklé v rámci monitorovacích programů. Na Mokřých Loukách je umístěna meteorologická stanice. Sběr meteorologických dat probíhal nepřetržitě od roku 1976 do konce roku 2006. Každodenně byla zaznamenávána tato data: teplota a vlhkost vzduchu ve 2 m (24 hodinový průběh), denní maximální a minimální teplota vzduchu ve 2 m, množství a druh srážek, denní přízemní minimální teplota vzduchu, teploty půdy v hloubkách 30, 20, 10 a 5 cm, teplota povrchu půdy, teploty detritu 2 a 8 cm nad povrchem půdy a výšky hladiny spodní vody na stanici, ve volném porostu a v odvodňovací stočce. Od roku 2007 jsou všechna měření převedena na novou plně automatizovanou stanici (<http://www.usbe.cas.cz/trebon/vyzkum.htm>, 10. 3. 2010).

## **4. Metodika**

Rychlost dekompozice opadu byla studována metodou opadových sáčků. Dekompoziční sáčky byly umístěny v roce 2009 na lokalitě Mokré louky u Třeboně v okolí meteorologické stanice. Umístění vzorků bylo provedeno v polovině měsíce dubna (16. 4. 2009). Následné odběry proběhly v létě 21.7 2009 a na podzim 10. 11. 2009.

### **4.1 Příprava opadových sáčků**

Pro přípravu vzorků byla použita biomasa ostřice štíhlé, která byla odebrána na studované lokalitě na konci vegetační sezóny (počátkem listopadu) 2008. Veškerá nadzemní biomasa v té době byla již odumřelá. Biomasa byla vysušena v laboratoři při pokojové teplotě. Z umělé síťoviny s otvory 1 mm bylo nastříháno a sešito celkem 96 sáčků. 48 sáčků mělo rozměry 20x15 cm a 48 sáčků mělo rozměry 25x10 cm. Do každého sáčku bylo naváženo 10 g sušiny.

### **4.2 Umístění vzorků**

V polovině dubna roku 2009 (16. 4. 2009) byly opadové sáčky umístěny na lokalitě Mokré Louky u Třeboně. Náhodně byla vybrána čtyři místa přibližně ve stejné vzdálenosti od měřicí stanice. Na každém z nich se umístilo šest tyček a na každou se vlasem přivázaly 4 sáčky s opadem (vždy po dvou od každé velikosti). Sáčky byly zavěšeny tak, aby sušina v nich umístěná kopírovala přirozené rozmístění stařiny na bultech ostřice štíhlé.

### **4.3 Odběry**

Vzorky budou odebrány v šesti odběrech (tab. č. 1), avšak v rámci své bakalářské práce jsem mohla posuzovat pouze dva z nich. Pro jeden odběr se náhodně vybraly 4 sáčky z každého místa vždy po dvou od každé velikosti. Celkově to znamená 16 vzorků s opadem.



	Datum odběru	Počet odebraných vzorků
1. odběr	Červenec 2009	16
2. odběr	Listopad 2009	16
3. odběr	Leden 2010	16
4. odběr	Duben 2010	16
5. odběr	Říjen 2010	16
6. odběr	Duben 2010	16
<b>Celkem</b>		96

Tab.č.1. Naplánované měsíce odběrů opadových sáčků

#### 4.4 Laboratorní rozbor

Získané sáčky s opadem byly vysušeny při 80°C. Následně byl každý vzorek zvážen a zaznamenala se jeho hmotnost. Z takto získaných dat jsem získala potřebné informace k určení úbytku celkové sušiny v opadových sáčcích.

V další fázi šlo o metodu ztrát žíháním. Sušina ve stavu před spálením obsahuje látky organické a také popeloviny (tzn. celková hmotnost sušiny). Po vyžíhání dostaneme popeloviny. Po jejich odečtení od celkové hmotnosti sušiny získáme sušinu bezpopelnou, tzn. pouze organickou hmotu v ostřici (příloha č. 5). Nejprve jsem si připravila kelímky potřebné k žíhání a označila je. Postupně jsem si zvážila kelímek, zaznamenala jeho hmotnost a poté do něj nastříhala sušinu. Sušinu jsem se snažila navážit na podobnou hmotnost a opět si jí zapsala. Takto připravené kelímky jsem uzavřela alobalovými víčky a vyžíhala v peci při 450°C. Vzorky s popelovinou se opět vysušili v sušárně při 80°C, zvážily a hmotnosti zaznamenaly. Ke každému vážení jsem používala analytické váhy.

#### 4.5 Výpočet rychlosti dekompozice

Rychlost dekompozice jsem vyjádřila v % původní hmotnosti a jako hodnoty LDR ( $\text{mg}^{-1} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$ ). Všechna získaná data předkládám ve výsledcích mé bakalářské práce.

Hodnota LDR, která vyjadřuje rychlost rozkladu, je vypočítaná podle rovnice Wiegerta a Evanse (Rychnovská et al. 1987). Výpočet se provádí pro každý interval zvlášť. Pro první interval (doba od umístění opadových sáčků do prvního odběru) platí že,  $W_0$  značí počáteční navážku a  $W_1$  hmotnost opadu po expozici. Ve druhém

intervalu (doba od prvního do druhého odběru) je  $W_1$  hmotnost opadu po prvním odběru a  $W_2$  je hmotnost opadu ve druhém odběru. Rovnice podle Wiegerta a Evanse je následující:

$$\text{Pro první interval: } LDR(g \cdot g^{-1} \text{ za den}) = \frac{\ln W_0 - \ln W_1}{t_1 - t_0}$$

$$\text{Pro druhý interval: } LDR(g \cdot g^{-1} \text{ za den}) = \frac{\ln W_1 - \ln W_2}{t_2 - t_1}$$

$$\text{První a druhý interval dohromady: } LDR(g \cdot g^{-1} \text{ za den}) = \frac{\ln W_0 - \ln W_2}{t_2 - t_0}$$

Rovnice byla vypočítaná pro celkovou sušinu a bezpopelnou sušinu. Hodnoty pro rovnici jsou získány z hodnot úbytku sušiny (celkové, bezpopelné) vyjádřené v gramech (příloha č. 3, příloha č. 7) a délky intervalu mezi odběry vzorků.

## 5. Výsledky

### 5.1. Vstupní data

Navážka listů usušených při pokojové teplotě byla 10 g. Pokud se takto usušený materiál vysuší v sušárně při 85°C, hmotnost klesne, protože materiál ztratí zbývající část vody.

Poměr hodnot sušiny opadu			
opakování	sušina při pokojové teplotě	sušina při 85°C	poměr sušin
1	10,9	10,43	0,957
2	16,32	15,46	0,947
3	19,47	18,43	0,947
4	14,9	14,09	0,946
5	17,23	16,25	0,943
průměr			0,948
S.D.			0,005

**Tab. č. 1.** Poměr hodnot sušiny opadu při pokojové teplotě ( 20°C) a při teplotě 85°C. Poměr sušin značí rozdíl sušiny při 85°C a sušiny při pokojové teplotě. S.D. je směrodatná odchylka.

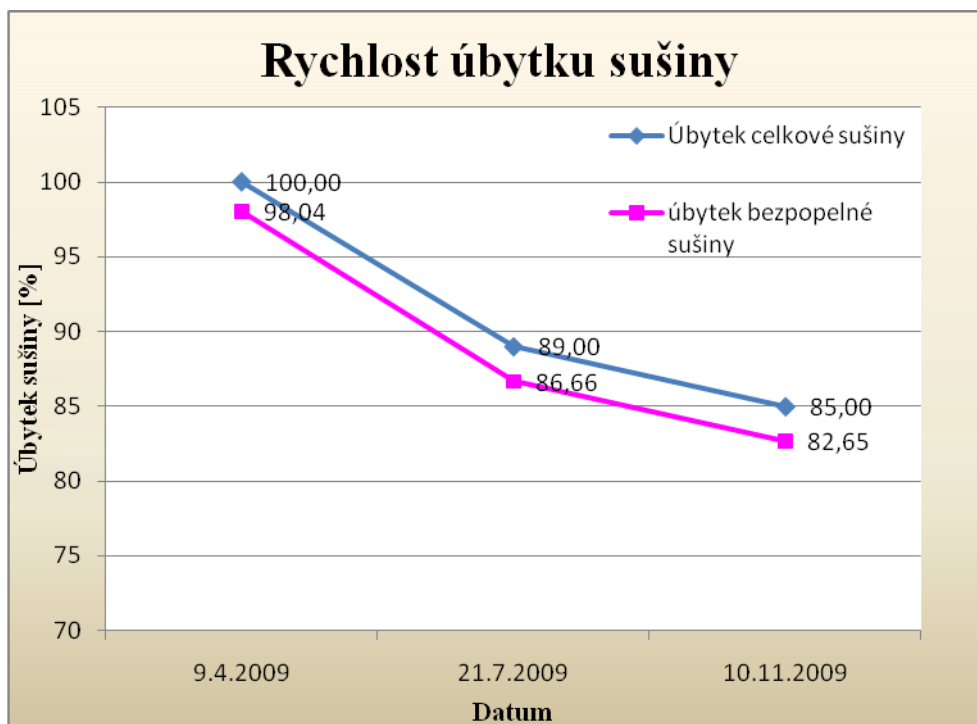
Z tabulky č. 1 vyplývá, že 10g sušiny při pokojové teplotě odpovídá 9,48 g sušiny při 85°C.

### 5.2. Vliv tvaru opadových sáčků

Dva odlišné tvary sáčků byly voleny proto, aby se posoudil možný vliv tvaru sáčku na rychlost dekompozice. Z navážených hmotností odebraných vzorků je patrné, že jejich tvar sáčků neovlivnil dekompozici uvnitř sáčků (příloha č. 3). Proto jsem při dalších výpočtech zpracovávala údaje z obou typů sáčků společně.

### 5.3. Rychlost úbytku celkové sušiny

Intenzitu rozkladu rostlinného opadu lze vyjádřit v % původní hmotnosti (graf č. 1, příloha č. 4). Během prvního intervalu ze vzorků ubylo 11% celkové sušiny. Během druhého intervalu ubyla pouze 4% celkové sušiny.



**Graf č. 1.** Časový průběh úbytku celkové sušiny a bezpopelné sušiny v opadových sáčcích vyjádřený v % původní hmotnosti.

Intenzita rozkladu celkové sušiny vyjádřená jako LDR ( $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$  za den) vyšla pro první interval **1,4701** a pro druhý interval **0,436**. Celková hodnota LDR, tedy první a druhý interval dohromady je **0,7**.

Z údajů je zřejmé, že intenzita rozkladu neprobíhala pro celou dobu expozice stejně. V počátečních fázích byla rychlost dekompozice exponovaného opadu rychlejší než ve fázi následující. Příčinou je rozklad lehce dostupných organických látek, ke kterému dochází v prvotní fázi dekompozice.

#### 5.4. Metoda ztráty žiháním

Průměrný obsah popelovin (%) se od počáteční hodnoty zvětšoval (tab. č. 3). Toto procentické zvýšení obsahu popelovin může mít dvě příčiny. První příčinou je úbytek oxidovatelných látek z exponovaného materiálu během dekompozice, zatímco obsah popelovin při dekompozici není ovlivněn. Druhou příčinou je usazení jemných minerálních částic na povrchu materiálu v době záplav. Můžeme však předpokládat, že s delší dobou expozice vzorku na louce se hodnota popelovin bude dále zvětšovat v důsledku nánosu sedimentu při záplavách.

Průměrné hodnoty		BS	P	P v celém vzorku	BS v celém vzorku
		%	%	g	g
START	průměr	98,0	2,0	0,185	9,294
1. ODBĚR	průměr	97,4	2,6	0,215	8,216
2.ODBĚR	průměr	97,0	3,0	0,239	7,835

Tab. č. 2 Průměrné hodnoty vstupních vzorků a z obou odběrů

BS...bezpopelná sušina

P...popel

### 5.5. Rychlost úbytku bezpopelné sušiny

Rychlost úbytku bezpopelné sušiny lze vyjádřit opět v % původní hmotnosti (graf č. 1, příloha č. 6). V prvním intervalu ubylo ze vzorků v průměru 11 % sušiny, ve druhém intervalu pouze 4 % sušiny. Dále hodnotou LDR, tedy výpočtem podle rovnice Wiegerta a Evanse. Hodnota LDR vyšla pro první interval **1,2722** a pro druhý interval **0,4195**.

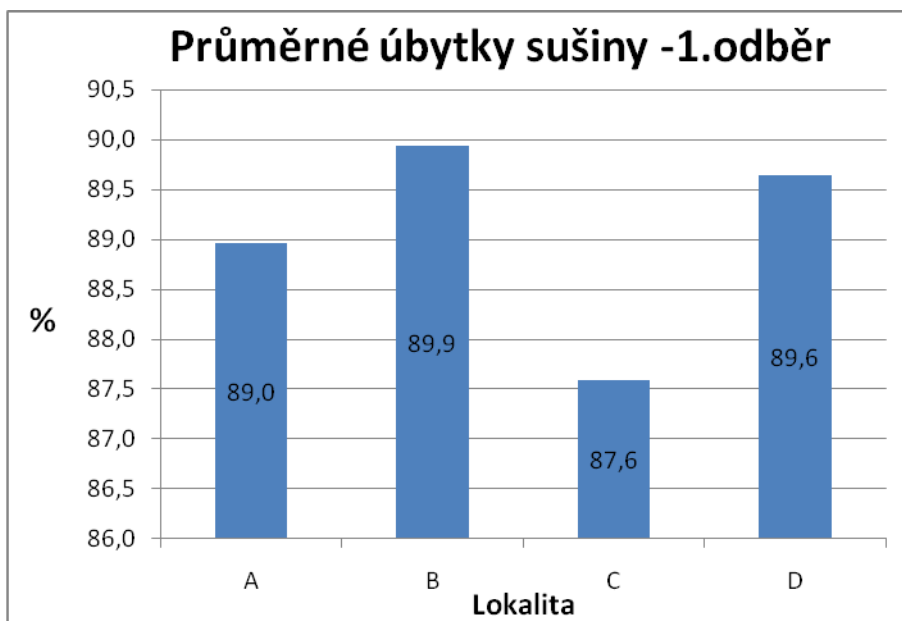
### 5.5. Vliv umístění sáčků s opadem na dekompoziční procesy

Sáčky s opadem ostřice štíhlé byly exponovány na čtyři místa, která byla náhodně zvolena v okolí meteorologické stanice (příloha č. 1). Rozdíly v průměrné hodnotě celkového úbytku sušiny (% původní hmotnosti) mezi lokalitami (A, B, C, D) nebyly velké ani v prvním, ani ve druhém odběru (tab. č. 2).

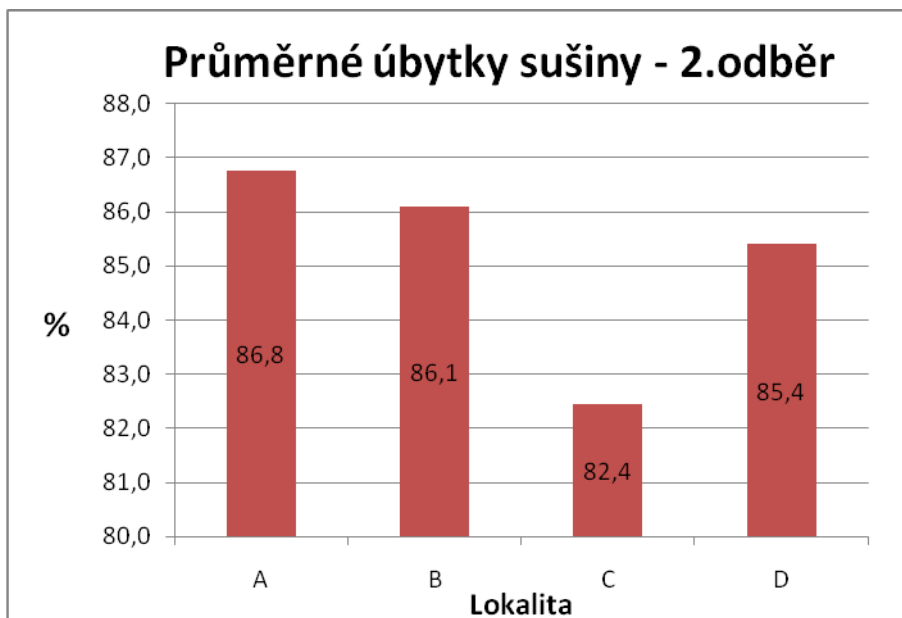
Lokalita	Datum odběru			
	t <sub>1</sub> 21.7.2009	t <sub>2</sub> 10.11.2009	t <sub>1</sub> 21.7.2009	t <sub>2</sub> 10.11.2009
	Průměr [%]	Průměr[%]	SD	SD
A	88,96	86,77	2,04	0,79
B	89,94	86,08	0,95	2,29
C	87,59	82,44	0,13	3,34
D	89,64	85,40	0,30	1,04

Tab. č. 2 Průměrné hodnoty celkového úbytku sušiny. SD značí směrodatnou odchylku.

Nejodlišnější byla lokalitě C (graf č.2, graf č.3). Směrodatná odchylka u lokality C byla také větší než u ostatních lokalit. Lokalita C byla podle mého pozorování nejmokřejší. Rozklad organické hmoty tu byl pravděpodobně nejpomalejší.



**Graf č. 3** Průměrné úbytky sušin (1. odběr). Vyjádřeno v % procentech původní hmotnosti.



**Graf č. 3** Průměrné úbytky sušin (2. odběr). Vyjádřeno v % procentech původní hmotnosti.

## **6. Diskuze**

### **6.1 Možné zdroje chyb**

Při hodnocení rychlosti dekompozice biomasy nadzemní části porostu jsem počítala s hodnotami celkové sušiny i bezpopelné sušiny. Sušina obsahuje organické látky a popeloviny. Metodou pro ztráty vyžiháním (Loss on ignition) získáme popeloviny. Odečtením od původní navážené hmotnosti získáme bezpopelnou sušinu, tedy pouze organickou hmotu v ostřici. Použitý rostlinný materiál má přirozený obsah popela. Pokud by však obsah popela byl např. 10%, znamenalo by, že vzorky byly znečištěné od bahna (nelze ho spálit). Jak ukázaly výsledky ztrát žiháním (tab. č. 2), absolutní obsah popelovin v průběhu pokusu se mírně zvýšil. To je možné vysvětlit právě usazením minerálních částic na povrchu rostlinného materiálu. Nános minerálních látek během pokusu byl poměrně malý, takže rychlosti dekompozice počítané ze změn absolutní sušiny nejsou zatíženy příliš velkou chybou. Výpočet na základě bezpopelné sušiny je však přesnější, protože vliv usazených částic zcela eliminuje.

### **6.2 Uspořádání opadových sáčků**

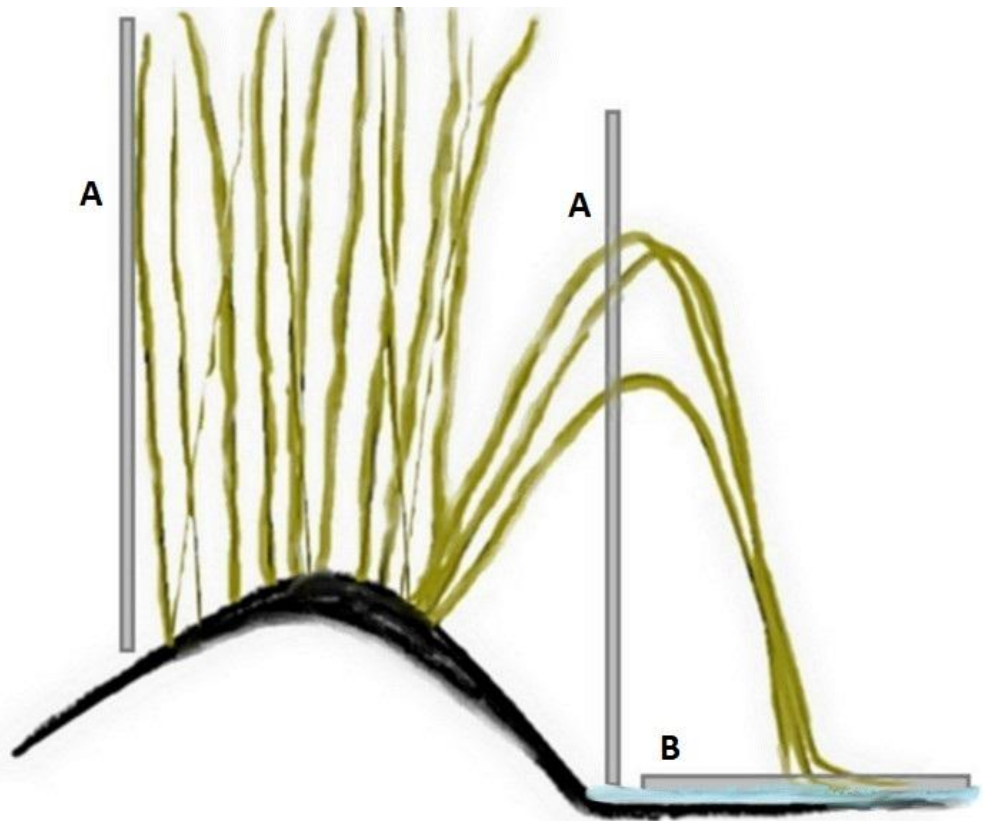
Pro moji bakalářskou práci se zvolilo neobvyklé uspořádání opadových sáčků. Sáčky se sušinou jsou exponovány tak, aby jejich poloha odpovídala přirozenému růstu stařiny (obr. č. 3). Dekompoziční procesy tak mohly probíhat téměř tak, jak je tomu v přírodním prostředí. Působily tedy na ně stejné vnější faktory jako na listy ostřice. Klasické umístění sáčků s opadem je na povrchu půdy. Rozkladné procesy tak mohou být ovlivněny jinými faktory, např. větší délkou zaplavení, odlišnými druhy organismů působících na rozklad. Na obrázku č. 3 je znázorněno umístění sáčků v porostu ostřice v mé bakalářské práci.

### **6.3 Porovnání s výsledky jiných autorů**

Na lokalitě Mokřých Luk u Třeboně prováděla studii dekompozice pomocí metody opadových sáčků také Kovářová (1984). Zjistila, že hodnota LDR ( $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$ ) v prvních osmi měsících expozice ostřicového porostu byla 0,89. Zjištěná hodnota LDR během mé studie za sedm měsíců expozice opadových sáčků byla 0,7. Hodnota zjištěná Kovářovou je velmi podobná.

#### 6.4 Pokračování ve studiu pomocí metody opadových sáčků

Za předpokladu pokračování v této bakalářské práci bych navrhovala sjednotit velikost opadových sáčků. Mezi širokými a dlouhými sáčky jsem nezjistila rozdíl, tedy rozkladné procesy probíhaly stejně. Dále bych pokračovala se sáčky exponovanými ve stařině (obr. č. 3). Studium bych doplnila o sáčky exponované na povrchu půdy. Pokus by tedy měl dvě varianty, které by se mohly porovnat. Předpokládám, že bych dostala přesnější informace o dekompozičních procesech na území Mokřých Luk u Třeboně.



**Obr. č. 3** Rozložení opadových sáčků. Ve svislé ose (A) jsou sáčky uspořádané tak, aby kopírovaly přirozený růst ostřice. Ve vodorovné poloze (B) nalezneme standardní uspořádání opadových sáčků na půdním povrchu.



## 7. Závěr

Dekompozice je důležitou součástí biochemického cyklu živin. Prostřednictvím rozkladných procesů dochází k uvolňování živin z organické rostlinné hmoty, které jsou potřebné pro další růst vegetace. V mokřadních porostech dochází během dekompozice k uvolňování skleníkových plynů, které mají vliv na současné klimatické změny.

Pro účely měření rychlosti dekompozice byla použita metoda opadových sáčků, které byly exponovány do porostu ostřice v dubnu 2009. Sáčky byly v porostu upevněny tak, aby co nejvíce reprezentovaly přirozenou polohu stařiny na bultech. Zkoumaným územím byla zaplavovaná část Mokřých Luk u Třeboně. Pro tuto práci jsou vyhodnoceny výsledky ze dvou odběrů, které proběhly v létě a na podzim roku 2009. Rychlost dekompozice představovaná hodnotou LDR(mg. g<sup>-1</sup>. den<sup>-1</sup>) byla 0,7. Toto číslo odpovídá rychlosti dekompozice opadu exponovaného v porostu 7 měsíců. Hodnota LDR je srovnatelná s výsledky Kovářové (1983), která také pomocí metody opadových sáčků měřila rychlost dekompozice na Mokřých Loukách. Pro ostřicový porost vypočítala rychlost dekompozice 0,89. Dále bylo zjištěno, že na intenzitu rychlosti rozkladných procesů nemělo velký vliv rozmístění sáčků. Odlišnosti byly zjištěny pouze na jedné z lokalit, která byla nejmokřejší a rozklad organické hmoty byl tak nejpomalejší. Z výsledků je také patrné, že během pokusu nedošlo k většímu znečištění opadu sedimentem.

Pro získání podrobnějších informací o průběhu rychlosti dekompozice v mokřadních porostech je žádoucí pokračovat v již začatých odběrech. Odběry jsou naplánovány do dubna roku 2010.

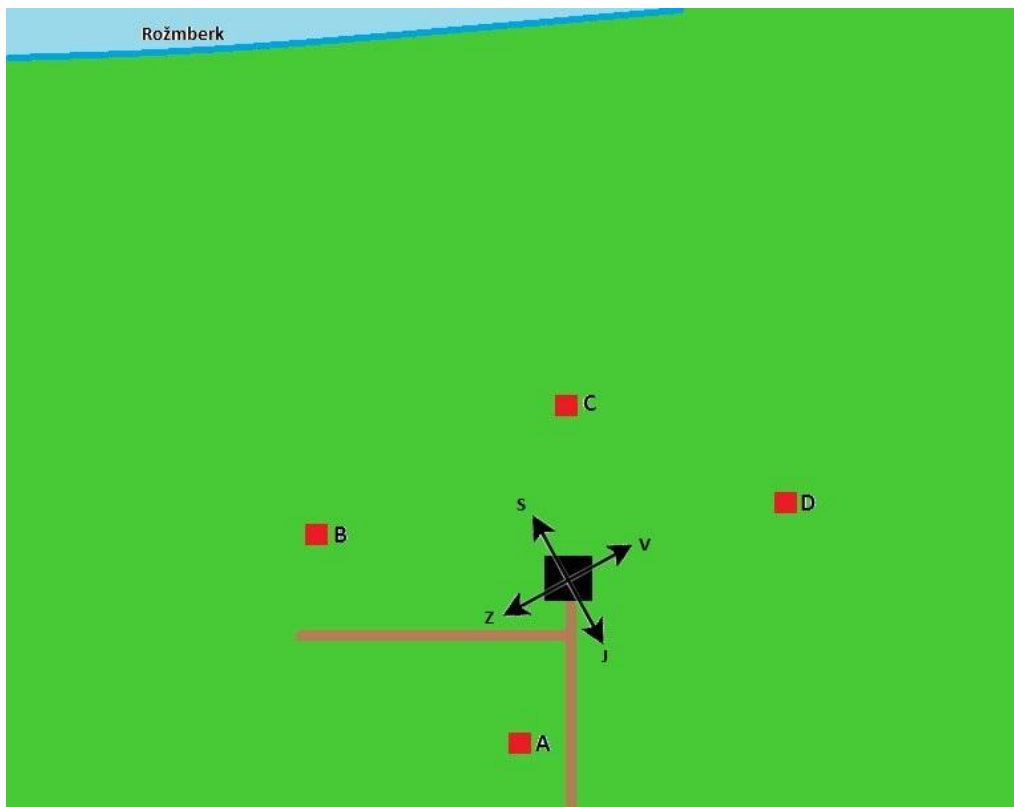
## 8. Použitá literatura

- ANONYMOUS. *Agentura ochrany přírody a krajiny ČR* [online]. 2009 [cit. 2010-04-16]. Ramsarská úmluva. Dostupné z WWW: <<http://www.ochranaprirody.cz/index.php?cmd=page&id=3258>>.
- ANONYMOUS. *Oddělení ekologie mokřadů a mělkých vod, Třeboň* [online]. 2000 [cit. 2010-04-16]. Výzkum. Dostupné z WWW: <<http://www.usbe.cas.cz/trebon/vyzkum.htm>>.
- BURIAN, V. *Kořenové čistírny* [online]. 2001 [cit. 2010-04-16]. Definice. Dostupné z WWW: <<http://cistirna.hyperlink.cz/pododkazy/definice.htm>>.
- ČÍŽKOVÁ, H. *Faktory ovlivňující dynamiku porostů rákosu obecného v kulturní krajině*. České Budějovice, 2006. 200 s. Habilitační práce. Jihočeská univerzita.
- DEMEK, J., et al. *Zeměpisný lexikon ČSR: Hory a nížiny*. Praha: Academia, 1987. 584 s.
- DVOŘÁK, J. Význam a průběh dekompozičních procesů v mokřadech. In KVĚT, J.; RAJCHARD, J. *Ekologie mokřadů*. 2004 [cit. 2010-04-15]. Dostupné z WWW: <[http://www.eamos.cz/amos/kek/externi/kek\\_407/04/04.htm](http://www.eamos.cz/amos/kek/externi/kek_407/04/04.htm)>.
- JENÍK, J. Mokrý Louky u Třeboně: modelová lokalita biosférického fondu. In JENÍK, J.; KVĚT, J. *Studia zaplavovaných ekosystémů u Třeboně*. Praha: Academia, 1983. s. 176.
- JINDŘICH, Š. *Plynné produkty mikrobiálního rozkladu v umělém mokřadu využívaném pro čištění vod*. České Budějovice, 2007. 68 s. Diplomová práce. Jihočeská univerzita, Biologická fakulta.
- KENDER, J. (ed) *Teoretické a praktické aspekty ekologie krajiny*. 2000. 220 s.
- KOVÁŘOVÁ, M. Changes of Several Characteristics of Native Litter during Exposure in Periodically Flooded Biotopes. In HEJNÝ, S., et al. *Folia Geobotanice Phytotaxonomica vol.19*. Praha: Academia, 1984. s. 439.
- KUNCOVÁ, Š. *Struktura a nadzemní produkce porostu vybraného monodominantního porostu eutrofní zaplavované louky*. České Budějovice, 2007. 60 s. Diplomová práce. Jihočeská univerzita.

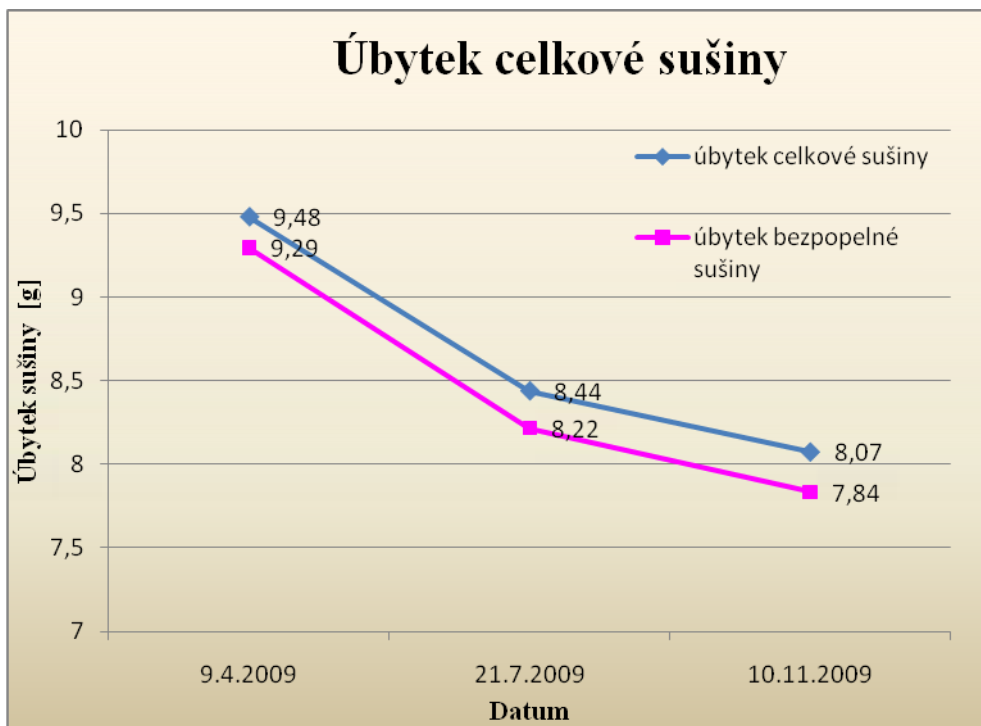
- KVĚT, J.; JENÍK, J.; SOUKUPOVÁ, J. *Freshwater wetlands and their Sustainable Use: A Case Study of the Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic*. Boca Raton: CRC Press, 2002. 500 s.
- LEDVINA, R.; HORÁČEK, J.; ŠINDELÁŘOVÁ, M. *Geologie a půdoznalství*. České Budějovice: 2000. 203 s.
- POKORNÝ, J.; ŠULCOVÁ, J.; HÁTLE, M. *Třeboňsko 2000- Ekologie a ekonomika Třeboňska po dvaceti letech*. Třeboň: Sborník přednášek- ENKI o.p.s., 2000. 344 s.
- ŠEBEK, O. Klima Třeboňska. In JENÍK, J.; PŘIBIL, S. *Ekologie a ekonomika Třeboňska*. Třeboň: Botanický ústav ČSAV Třeboň, 1978. s. 470.
- TESAŘOVÁ, M. Stanovení intenzity rozkladu modelové celulózy v půdě. In RYCHNOVSKÁ, M., et al. *Metody studia travinných ekosystémů*. Praha: Academia, 1987. s. 272.
- TESAŘOVÁ, M. Stanovení rychlosti rozkladu rostlinného opadu metodou sáčků (litter bags). In RYCHNOVSKÁ, M., et al. *Metody studia travinných ekosystémů*. Praha: Academia, 1987. s. 272.
- ÚLEHLOVÁ, B. Koloběhy minerálních prvků. In RYCHNOVSKÁ, M.; BALÁTOVÁ, E.; ÚLEHLOVÁ, B.; PELIKÁN, J. *Ekologie lučních porostů*. Praha: Academia, 1985. s. 292.
- ÚLEHLOVÁ, B. Rozkladači a rozkladné procesy v travinných ekosystémech. In RYCHNOVSKÁ, M.; BALÁTOVÁ, E.; ÚLEHLOVÁ, B.; PELIKÁN, J. *Ekologie lučních porostů*. Praha: Academia, 1985. s. 292.
- VYMAZAL, J. Chemismus a biogeochemické cykly v mokřadech. In KVĚT, J.; RAJCHARD, J. (ed.) *Ekologie mokřadů*., 2004 [cit. 2010-04-15]. Dostupné z WWW: <[http://www.eamos.cz/amos/kek/externi/kek\\_407/03/03.htm](http://www.eamos.cz/amos/kek/externi/kek_407/03/03.htm)>.

## 9. Přílohy

**Příloha č. 1** Schéma umístění opadových sáčků na lokalitě. Červené body označují rozmístění sáčků se sušinou. Směrová růžice probíhá meteorologickou stanicí.



**Příloha č. 2** Časový průběh úbytku celkové a bezpopelné sušiny v opadových sáčcích.



**Příloha č. 3** Úbytky hmotností sušiny v opadových sáčcích. Datum umístění vzorků je označeno  $t_0$ , první a druhý odběr  $t_1$  a  $t_2$ .  $W_0, W_1, W_2$  označují hmotnost sušiny v jednotlivých sáčcích.

Lokalita	Tvar sáčku	Datum odběru		
		$t_0$ 16.4.2009	$t_1$ 21.7.2009	$t_2$ 10.11.2009
		$W_0$ [g]	$W_1$ [g]	$W_2$ [g]
A	Široký A	9,48	8,22	8,16
	Široký B	9,48	8,32	8,32
	Dlouhý A	9,48	8,57	8,25
	Dlouhý B	9,48	8,62	8,17
B	Široký A	9,48	8,44	8,48
	Široký B	9,48	8,57	8,06
	Dlouhý A	9,48	8,46	8,00
	Dlouhý B	9,48	8,63	8,10
C	Široký A	9,48	8,29	8,09
	Široký B	9,48	8,32	7,61
	Dlouhý A	9,48	8,30	7,48
	Dlouhý B	9,48	8,30	8,08
D	Široký A	9,48	8,50	7,95
	Široký B	9,48	8,53	8,12
	Dlouhý A	9,48	8,46	8,15
	Dlouhý B	9,48	8,50	8,16

**Příloha č. 4** Rychlost dekompozice opadu vyjádřená v procentech původní hmotnosti.

Lokalita	Tvar sáčku	Datum odběru		
		t <sub>0</sub> 16.4.2009	t <sub>1</sub> 21.7.2009	t <sub>2</sub> 10.11.2009
		% rozkladu		
A	Široký A	100	86,7	86,1
	Široký B	100	87,8	87,8
	Dlouhý A	100	90,4	87,0
	Dlouhý B	100	90,9	86,2
B	Široký A	100	89,0	89,5
	Široký B	100	90,4	85,0
	Dlouhý A	100	89,2	84,4
	Dlouhý B	100	91,0	85,5
C	Široký A	100	87,5	85,3
	Široký B	100	87,8	80,3
	Dlouhý A	100	87,6	78,9
	Dlouhý B	100	87,6	85,2
D	Široký A	100	89,7	83,9
	Široký B	100	90,0	85,7
	Dlouhý A	100	89,2	86,0
	Dlouhý B	100	89,7	86,1

**Příloha č. 5** Metoda ztráty žiháním

S...sušina(organická hmota a popeloviny)  
P...popeloviny  
BS...bezpopelná sušina (organická hmota)  
SD...směrodatná odchylka  
TS...tvar sáčku  
O...opakování  
N...navážka pro stanovení ztrát žiháním  
C...celý vzorek v opadovém sáčku

		TS	O	S (N)	P (N)	BS (N)	BS	P	S (C)	P (C)	BS(C)
				g	g	g	%	%	g	g	g
<b>START</b>	<b>průměr</b>						<b>98,0</b>	<b>2,0</b>		<b>0,185</b>	<b>9,294</b>
				0,868	0,0156	0,8524	98,2	1,8	9,48	0,170	9,31
				0,8694	0,0183	0,8511	97,9	2,1	9,48	0,200	9,28
<b>1. ODBĚR</b>	<b>průměr</b>							<b>2,6</b>		<b>0,215</b>	<b>8,216</b>
	<b>SD</b>									<b>0,057</b>	<b>0,142</b>
<b>A</b>	široký	A		0,864	0,0187	0,8453	97,8	2,2	8,22	0,178	8,04
		B		0,8621	0,0193	0,8428	97,8	2,2	8,32	0,186	8,13
	dlouhý	B		0,8678	0,0239	0,8439	97,2	2,8	8,62	0,237	8,38
<b>B</b>	široký	A		0,866	0,0207	0,8453	97,6	2,4	8,44	0,202	8,24
		B		0,8649	0,0368	0,8281	95,7	4,3	8,57	0,365	8,21
	dlouhý	A		0,8695	0,0159	0,8536	98,2	1,8	8,46	0,155	8,31
		B		0,8614	0,0146	0,8468	98,3	1,7	8,63	0,146	8,48
<b>C</b>	široký	A		0,8689	0,0223	0,8466	97,4	2,6	8,29	0,213	8,08
		B		0,8616	0,0305	0,8311	96,5	3,5	8,32	0,295	8,03
	dlouhý	A		0,8642	0,0231	0,8411	97,3	2,7	8,30	0,222	8,08
		B		0,8657	0,0239	0,8418	97,2	2,8	8,30	0,229	8,07
<b>D</b>	široký	A		0,8645	0,0184	0,8461	97,9	2,1	8,50	0,181	8,32
		B		0,8673	0,0157	0,8516	98,2	1,8	8,53	0,154	8,38
	dlouhý	A		0,863	0,0252	0,8378	97,1	2,9	8,46	0,247	8,21
		B		0,8631	0,0219	0,8412	97,5	2,5	8,50	0,216	8,28
<b>2.ODBĚR</b>	<b>průměr</b>						<b>3,0</b>		<b>0,239</b>	<b>7,835</b>	
	<b>SD</b>									<b>0,037</b>	<b>0,253</b>
<b>A</b>	široký	A		0,8637	0,0225	0,8412	97,4	2,6	8,16	0,213	7,95
		B		0,8615	0,0238	0,8377	97,2	2,8	8,32	0,230	8,09
	dlouhý	A		0,8684	0,0238	0,8446	97,3	2,7	8,25	0,226	8,02
		B		0,8604	0,0255	0,8349	97,0	3,0	8,17	0,242	7,93
<b>B</b>	široký	A		0,8683	0,0301	0,8382	96,5	3,5	8,48	0,294	8,19
		B		0,8635	0,0267	0,8368	96,9	3,1	8,06	0,249	7,81
	dlouhý	A		0,8694	0,0258	0,8436	97,0	3,0	8,00	0,237	7,76
		B		0,8665	0,0182	0,8483	97,9	2,1	8,10	0,170	7,93
<b>C</b>	široký	A		0,8622	0,0239	0,8383	97,2	2,8	8,09	0,224	7,87
		B		0,864	0,0263	0,8377	97,0	3,0	7,61	0,232	7,38
	dlouhý	A		0,8642	0,0374	0,8268	95,7	4,3	7,48	0,324	7,16
		B		0,862	0,0196	0,8424	97,7	2,3	8,08	0,184	7,90
<b>D</b>	široký	A		0,8642	0,025	0,8392	97,1	2,9	7,95	0,230	7,72
		B		0,867	0,0264	0,8406	97,0	3,0	8,12	0,247	7,87
	dlouhý	A		0,8653	0,0267	0,8386	96,9	3,1	8,15	0,251	7,90
		B		0,8672	0,028	0,8392	96,8	3,2	8,16	0,263	7,90



**Příloha č. 6** Rychlost úbytku bezpopelné sušiny vyjádřená v procentech původní hmotnosti

	Tvar sáčku	t <sub>0</sub>	t <sub>1</sub>	t <sub>2</sub>
		16.4.2009	21.7.2009	10.11.2009
		W0 [g]	W1 [g]	W2 [g]
<b>Průměr</b>		<b>98,04</b>	<b>86,66</b>	<b>82,65</b>
<b>A</b>	Široký A	98,04	84,83	83,83
	Široký B	98,04	85,80	85,34
	Dlouhý A	98,04		84,64
	Dlouhý B	98,04	88,42	83,63
<b>B</b>	Široký A	98,04	86,90	86,35
	Široký B	98,04	86,55	82,39
	Dlouhý A	98,04	87,61	81,88
	Dlouhý B	98,04	89,49	83,65
<b>C</b>	Široký A	98,04	85,20	82,97
	Široký B	98,04	84,66	77,83
	Dlouhý A	98,04	85,21	75,49
	Dlouhý B	98,04	85,14	83,29
<b>D</b>	Široký A	98,04	87,75	81,43
	Široký B	98,04	88,35	83,05
	Dlouhý A	98,04	86,63	83,32
	Dlouhý B	98,04	87,39	83,30

**Příloha č. 7** Úbytek bezpopelné sušiny vyjádřený v gramech

		$t_0$ 16.4.2009	$t_1$ 21.7.2009	$t_2$ 10.11.2009
		$W_0$ [g]	$W_1$ [g]	$W_2$ [g]
<b>Průměr</b>		<b>9,29</b>	<b>8,22</b>	<b>7,84</b>
A	Široký A	9,29	8,04	7,95
	Široký B	9,29	8,13	8,09
	Dlouhý A	9,29		8,02
	Dlouhý B	9,29	8,38	7,93
B	Široký A	9,29	8,24	8,19
	Široký B	9,29	8,21	7,81
	Dlouhý A	9,29	8,31	7,76
	Dlouhý B	9,29	8,48	7,93
C	Široký A	9,29	8,08	7,87
	Široký B	9,29	8,03	7,38
	Dlouhý A	9,29	8,08	7,16
	Dlouhý B	9,29	8,07	7,90
D	Široký A	9,29	8,32	7,72
	Široký B	9,29	8,38	7,87
	Dlouhý A	9,29	8,21	7,90
	Dlouhý B	9,29	8,28	7,90

**Příloha č. 8** Opadové sáčky



**Příloha č. 9** Typické bulvy ostřice štíhlé



**Příloha č. 10** Umístění opadových sáčků v porostu



**Příloha č. 11** Umístění opadových sáčků v porostu

