

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE



DIPLOMOVÁ PRÁCE

**VLIV OBSAHU FENOLICKÝCH LÁTEK V BIOMASE
MOKŘADNÍCH ROSTLIN NA RYCHLOST JEJICH
DEKOMPOZICE**

***THE EFFECT OF PHENOLICS CONTENT IN THE BIOMASS ON
DECOMPOSITION RATE OF WETLAND PLANTS***

Autor: Bc. Tereza Havlíčková

Školitel: Ing. Tereza Dvořáková Březinová, Ph.D.

© 2018 ČZU V PRAZE

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Tereza Havlíčková

Ochrana přírody

Název práce

Vliv obsahu fenolických látek na rychlost dekompozice mokřadních rostlin

Název anglicky

The effect of phenolics content in the biomass on decomposition rate of wetland plants

Cíle práce

Určit vliv obsahu fenolických látek na rychlost dekompozice biomasy mokřadních rostlin.

Metodika

Sběr rostlinného materiálu pro dekompoziční pokusy.

Příprava dekompozičních pokusů:

- vytvoření vhodných podmínek v nádobách umístěných na experimentálním venkovním pozemku FŽP v areálu Univerzity,
- příprava dekompozičních sáčků – vysušená biomasa (cca 10 g) čtyř vybraných rostlin (rozdělená na stonky a listy) bude po zvážení rozdělena do dekompozičních pytlíčků (cca 10 x 10 cm) připravených z tkaniny o velikosti ok 1 mm.

Sáčky budou instalovány do jednotlivých nádob na jaře 2016 a budou průběžně odebírány v tříměsíčních intervalech (vždy ve 4 replikách) až do jara 2017.

Po každém odběru bude stanovena biomasa všech vzorků a obsah fenolických látek v biomase. Rychlost dekompozice bude určena metodou podle Olsona (1963).

Bc. Tereza Havlíčková

Vliv obsahu fenolických látek v biomase mokřadních rostlin na rychlost jejich dekompozice

Doporučený rozsah práce

60 stran včetně všech příloh

Klíčová slova

fenolické látky, mokřady, dekompozice

Doporučené zdroje informací

- Coqteaux, M. M., Bottner, P., Berg, B., 1995: Litter decomposition, climate and litter quality. *TREE*, Vol. 10, pp. 63-65.
- Harrison, M. M., Tyler, A., Ch., Hellquist, C. E., Pagano, T., 20017: Phenolic content of invasive and non-invasive emergent wetland plants. *Aquatic Botany*, Vol. 136, pp. 146-154.
- Rejmánková, E., Sirová, D., 2007: Wetland macrophyte decomposition under different nutrient conditions: Relationships between decomposition rate, enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biology & Biochemistry*, Vol. 39, pp.526–538
-

Předběžný termín obhajoby

2017/18 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Tereza Dvořáková Březinová, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 21. 12. 2016

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 23. 2. 2017

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 04. 04. 2018

Oficiální dokument * Česká zemědělská univerzita v Praze * Kamýčká 129, 165 00 Praha 6 - Suchbát

Bc. Tereza Havlíčková

Vliv obsahu fenolických látek v biomase mokřadních rostlin na rychlost jejich dekompozice

ČESTNÉ PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že svou diplomovou práci na téma "*Vliv obsahu fenolických látek v biomase mokřadních rostlin na rychlost jejich dekompozice*" jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

V Praze dne 4.4. 2018

Bc. Tereza Havlíčková
Vliv obsahu fenolických látek v biomase mokřadních rostlin na rychlost jejich dekompozice

PODĚKOVÁNÍ

Ráda bych touto cestou poděkovala paní Ing. Tereze Dvořákové Březinové, Ph.D. za odborné vedení mé diplomové práce, poskytnutou literaturu a velké množství cenných rad.

Diplomová práce je součástí projektu CIGA (Celouniverzitní Interní Grantová Agentura ČZU v Praze) číslo projektu: 20164207, *Vliv obsahu fenolických látek v biomase mokřadních rostlin na rychlost jejich dekompozice*. Výsledky práce byly prezentovány na mezinárodní konferenci Society of Wetland Scientists-Europe (2017).

VLIV OBSAHU FENOLICKÝCH LÁTEK V BIOMASE MOKŘADNÍCH ROSTLIN NA RYCHLOST JEJICH DEKOMPOZICE

ABSTRAKT

Obsah fenolických látek v jednotlivých mokřadních rostlinách a jejich přímý vliv na rychlost dekompozice jsou hlavní faktory, které byly v této práci sledovány. Mnoho různorodých faktorů se podílí na procesu rozkladu a nejen fenoly ovlivňují jeho rychlost. Studie sledující obsah fenolů v mokřadních rostlinách nejsou do současné doby častým předmětem výzkumu, nicméně u jiných druhů rostlin bylo prokázáno, že čím vyšší je obsah fenolických látek v rozkladném materiálu, tím pomalejší je jeho následný rozklad. V důsledku pomalého rozkladu mokřadech ve vyšší míře k ukládání uhlíku, které díky tomuto procesu představují jeden z nejdůležitějších rezervoárů uhlíku na světě.

Během předkládané diplomové práce byl rostlinný materiál mokřadních rostlin *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea*, *Siripus sylvaticus* a *Carex nigra* (sbíraných z různých mokřadních lokalit – litorální části rybníka, mokré louky, kořenové čistírny odpadních vod) uložen do dekompozičních sáčků a instalován do umělých mokřadních podmínek, odkud byly v průběhu monitorovaného období (duben 2016 až červen 2017) odebírány jednotlivé vzorky v tříměsíčních intervalech. Sledované údaje byly úbytky hmotnosti a obsah fenolických látek. Ze získaných výsledků byla vyhodnocena rychlost dekompozice jednotlivých mokřadních druhů.

Z provedené studie je patrné, že obsah fenolických látek má vliv na rychlost dekompozice mokřadních rostlin.

KLÍČOVÁ SLOVA: fenolické látky, mokřady, dekompozice.

THE EFFECT OF PHENOLICS CONTENT IN THE BIOMASS ON DECOMPOSITION RATE OF WETLAND PLANT

SUMMARY

The main topic of this work is the content of phenolic compounds in various wetland plants and also its direct impact on the rate of decomposition (which will also be identified and analyzed in this thesis). Many different factors are involved in the decomposition process and not only phenols are affecting its speed.

Although the most previous studies had not been performed on the samples taken from wetland plants, the results of the similar (close) studies of plants provided the prove, that the higher content of phenolic compound in the decomposition processes, the slower is its subsequent decomposition. This leads to the higher rate of carbon storing in wetlands, whose (thanks to this process) are one of the most important carbon reservoirs in the world. Incomplete decomposition of plant material is characteristic mainly for wetland ecosystems.

During the study itself, the plant material was stored in bags and installed in artificial wetland conditions, where (during one year period - from 2016 to 2017) was subsequently sampled in three-month interval to receive the input data for the study.

The main data (iow. data which was be monitored) are the losses of weight and the contents of phenolic compounds. Within this project was also the comparison of the actual content of phenolic compounds in different species (*Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea*, *Scirpus sylvaticus*, *Carex nigra*) of wetland plants due to different sites of occurrence (floodplain wet meadows, root sewage, etc...)

This study shows that phenolic content has influence onto the rate of decomposition of wetlands plants.

KEY WORDS: phenolics, decomposition, wetlands.

OBSAH

1. ÚVOD.....	10
2. CÍL PRÁCE	11
3. LITERÁRNÍ PŘEHLED	12
3.1. MOKŘADY	12
3.2. FUNKCE MOKŘADŮ	14
3.3. MOKŘADNÍ VEGETACE	15
3.3.1. Rákos obecný (<i>Phragmites australis</i>).....	15
3.3.2. Chrastice rákosovitá (<i>Phalaris arundinacea</i>)	17
3.3.3. Skřípina lesní (<i>Scirpus sylvaticus</i>).....	19
3.3.4. Ostřice obecná (<i>Carex nigra</i>)	21
3.2. DEKOMPOZICE	23
3.2.1. Fáze počáteční	24
3.2.2. Fáze mikrobiálního rozkladu	24
3.2.3. Fáze fragmentace (rozpadu)	24
3.2.4. Rozdělení detritů.....	25
3.4. MINERALIZACE A HUMIFIKACE	25
3.4.1. Mineralizace.....	25
3.4.2. Humifikace	26
3.5. MOŽNOSTI STUDIA RYCHLOSTI DEKOMPOZICE.....	28
3.5.1. Stanovení rychlosti rozkladu rostlinného opadu	28
3.6. ÚVOD DO FENOLICKÝCH LÁTEK	30
3.6.1. Fenol jako chemická látka	30
3.7. ROSTLINNÉ FENOLICKÉ LÁTKY.....	32
3.8. STANOVENÍ FENOLICKÝCH LÁTEK	34
4. METODIKA ŘEŠENÍ	36
4.1. PŘÍSTROJOVÉ A MATERIÁLOVÉ VYBAVENÍ	36
4.1.1. Příkladové vybavení.....	36
4.1.2. Použité chemikálie	39

4.2.	SBĚR ROSTLINNÉHO MATERIÁLU	39
4.3.	STUDOVANÉ LOKALITY	39
4.4.	DEKOMPOZIČNÍ PROCESY	41
4.5.	ZPRACOVÁNÍ DEKOMPOZIČNÍCH PROCESŮ.....	42
4.6.	HARMONOGRAM PROJEKTU	44
4.7.	LABORATORNÍ ANALÝZY – STANOVENÍ FENOLICKÝCH LÁTEK	44
4.7.1.	Příprava kalibračních roztoků a kalibrační křivky.....	44
4.7.2.	Stanovení fenolických látek ve vzorcích biomasy	45
5.	ZPRACOVÁNÍ VÝSLEDKŮ.....	47
6.	STATISTICKÉ VYHODNOCENÍ	48
7.	VÝSLEDKY	49
7.1.	DEKOMPOZICE BIOMASY NA ZKOUMANÝCH LOKALITÁCH	49
7.2.	ÚBYTEK FENOLICKÝCH LÁTEK V DEKOMPOZIČNÍCH POKUSECH.....	56
7.3.	DEKOMPOZIČNÍ KONSTANTY JEDNOTLIVÝCH ROSTLIN NA RŮZNÝCH LOKALITÁCH..	61
7.4.	SOUHRN	65
8.	DISKUZE.....	67
9.	ZÁVĚR.....	70
10.	CITOVANÁ LITERATURA	71
11.	SEZNAM PŘÍLOH.....	78
11.1.	SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK.....	78

1. ÚVOD

Mokřady patří mezi nejvýznamnější ekosystémy na světě. Významně ovlivňují koloběh vody v přírodě, zadržují vodu v krajině, jsou schopny zachycovat vodu při silných deštích, čímž zmírňují následky povodní, příznivě ovlivňují mikroklima a přijímají i pohlcují nadbytečný oxid uhličitý (Dvořák; 2002). Značná část území mokřadů byla narušena lidskou činností a některé oblasti zcela vymizely – krajina, kde mokřady chybí je bez vody (Chytil *et al.*; 1999).

Mokřad samotný definujeme jako ekosystém vznikající v důsledku zaplavení vodou v půdě, kde převažují anaerobní procesy. To vyvolává vznik adaptací živých organismů na zaplavení (Keddy; 2000).

Sladkovodní mokřady představují velice rozmanitou skupinu ekosystémů zahrnující především místa s charakteristickým porostem rostlin. Patří mezi významné oblasti s přirozeným ukládáním uhlíku především díky pomalému a nekomplexnímu rozkladu (neboli dekompozici) rostlinného materiálu v anoxických půdních podmínkách, které jsou pro mokřady typické (Dvořák; 2002).

Velmi pomalá a nekompletní dekompozice rostlinného materiálu probíhající v mokřadních lokalitách je zapříčiněna mnoha faktory. Jedním z nich může být inhibice půdní respirace fenolickými látkami, dále teplota či vysoká vlhkost (Chytil *et al.*; 1999). I přes takto významnou skutečnost aktuálně existuje pouze minimum provedených studií zabývajících se obsahem fenolických látek v mokřadech a jeho vlivem na rozkladné procesy.

Předkládaná diplomová práce se zabývá právě touto problematikou a poskytuje výsledky z projektu, kterého je předkládaná práce součástí. Sledování vlivů fenolických látek, stejně jako jejich vazba na rychlost dekompozice (a tedy i ukládání uhlíku) v mokřadech je stěžejní součástí této práce, která přispěje k rozšíření znalostí v této oblasti.

2. CÍL PRÁCE

Hlavním cílem této diplomové práce je určit vliv obsahu fenolických látek na rychlost dekompozice biomasy mokřadních rostlin: *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea*, *Siripus sylvaticus* a *Carex nigra*.

3. LITERÁRNÍ PŘEHLED

3.1. MOKŘADY

Ramsarská úmluva definuje mokřad jako území bažin, slatin, rašelinišť, oblastí pokrytých vodou, které byly přirozeně i uměle vytvořené. Dále rozděluje mokřady na trvalé, dočasné, s vodou stojatou, tekoucí, brakickou, sladkou či slanou a to i včetně území s mořskou vodou, jejíž hloubka při odlivu nepřesahuje šest metrů (*Chytil et al.; 1999*).

Mokřady jsou ekosystémy na přechodu mezi vodním a suchozemským prostředím, ve kterém se hladina vody vyskytuje na úrovni povrchu půdy či v jeho těsné blízkosti.

Ekosystém mokřadů zabírá cca 6% z celkové plochy souše na Zemi a nacházejí se ve všech klimatických pásmech na všech kontinentech (*Mitsch; 1993*).

V přírodě mají své nezastupitelné místo a jsou druhově bohatým ekosystémem s výskytem mnoha kriticky ohrožených druhů rostlin a živočichů. Proto každý necitlivý zásah do mokřadů způsobující nepravidelné kolísání vodní hladiny či pokles povrchové vody může způsobit narušení nebo dokonce zánik mokřadů. Na místě původního typu mokřadu pak vzniká například podmáčená louka s náletovými dřevinami. Při úbytku mokřadních biotopů dochází k omezování či ztrátě životního prostoru pro rostlinné i živočišné druhy (*Kender; 2000*).

Definice výše má velice komplexní strukturu. Důležitý je především fakt zaplavení, který vyvolává primární efekt pomocí snížení hladiny kyslíku v půdě a sekundární pak skutečností, že biota musí tolerovat zaplavení a adaptovat se vzniklým anaerobním podmínkám (*Keddy; 2010*).

Mokřady mohou být definovány mnoha způsoby, ale všechny definice mají tři základní společné rysy:

- a. V území je voda, přítomna až k povrchu půdy, nebo alespoň do kořenové zóny.
- b. Půda mokřadů má specifické vlastnosti, které ji odlišují od ostatních druhů (např. obsahem živin nebo nízkou hladinou kyslíku).
- c. V mokřadech se vyvinula vegetace adaptovaná k případnému zaplavení a rostliny, které zaplavení nesnesou, v ní nejsou přítomny (*Kender; 2000*).

V podmínkách České republiky řadíme k mokřadům (*Pokorný; 2004*):

- a) Rybníky a jejich litorál (břehová pásma)
- b) Mokré louky a prameniště
- c) Říční nivy včetně lužních lesů
- d) Rašeliniště
- e) Podmáčené smrčiny
- f) Umělé mokřady (například KČOV)

Momentálně je do seznamu mokřadů mezinárodního významu zapsáno 14 lokalit v České republice. Lokality lze rozdělit na tři možné soubory vztažené k převažujícímu charakteru mokřadu :

- Mokřady, které jsou vázané na nivní polohy podél říčních toků
- Rašeliniště
- Rybníční soustavy

V uvedeném přehledu je výčet mokřadních lokalit České republiky, mezinárodního významu (*Dvořáková; 2004*).

- Šumavská rašeliniště
- Třeboňské rybníky
- Novozámecký a Břehyňský rybník
- Lednické rybníky
- Mokřady dolního toku Dyje

- Třeboňské rašeliniště
- Krkonošská rašeliniště
- Litovelské Pomoraví
- Poodří
- Mokřady Liběchovky a Pšovky
- Podzemní punkva
- Krušnohorská rašeliniště
- Horní Jizera
- Pramenné vývěry a rašeliniště Slavkovského lesa

3.2. FUNKCE MOKŘADŮ

Mokřady můžeme označit za takzvané „ledviny krajiny,“ především díky svým funkcím v biochemických a hydrologických cyklech (*Mitch; 1993*). Vytváří přirozený přechod mezi vodním a terestrickým prostředím. Podílejí se na filtraci povrchových vod a upravují jejich kvalitu. Podílejí se tedy na ochraně spodních a povrchových vod před znečištěním (*Votrubová; 1999*). Hrají tedy zásadní roli v přírodě i životním prostředí (*Spitzer; 2008*). Některé mokřadní biotopy jsou známé endemity, které se nikde jinde nevyskytují a jsou kriticky ohroženými druhy rostlin a živočichů (*Primack; 2011*).

Mezi významné funkce mokřadů patří (*Kender; 2000*):

- Zmírnění následků povodní
- Ochrana před přívalovými srážkami
- Akumulace vody
- Akumulace živin, splachů, sedimentů
- Zachycení znečišťujících látek
- Stabilizační funkce břehů – ochrana před vodní erozí
- Vytváření stabilního mikroklimatu
- Zajištění evapotranspirace (výpar vody z rostlin a půdy)
- Estetická funkce

3.3. MOKŘADNÍ VEGETACE

Vegetace mokřadů se obecně nazývá makrofytní. Tímto pojmem jsou označeny různé druhy rostlin, které rostou v anaerobním (zaplaveném) prostředí. Makrofytní vegetace hraje důležitou roli pro správné fungování mokřadů (*Marchand a kol.; 2010*).

Příklady fyziologických vlastností makrofytní vegetace jsou:

- Značná členitost kořenového systému (*Bragato kol.; 2009*)
- Vytvoření velkého množství biomasy a rychlý růst vegetace (*Vymazal; 1995*)
- Vysoká tolerance k organickému zatížení (*Vymazal; 2013*)

Četnost výskytu rostlin lze zařadit mezi hlavní faktory zajišťující správnou funkci mokřadů společně s hydrologií a půdou (*Vymazal; 2013*).

V předkládané práci byly využity pouze některé druhy mokřadních rostlin, které jsou popsány v následujících odstavcích.

3.3.1. Rákos obecný (*Phragmites australis*)

Rákos obecný se nachází na *Obr.1*. Řadí se mezi vytrvalé trávy z čeledi lipnicovitých (*Poaceae*), je řazen jako jedna z nejvíce studovaných rostlin světa (*Hulme et al; 2013*), která je zároveň celosvětově rozšířena a roste v širokých klimatických podmínkách (*Hansen a kol.; 2007*). Z těchto důvodů lze pozorovat značnou variabilitu v jeho morfologii (*Kühl a kol.; 1999*).

Může dorůstat výšky až 6 metrů nad zemí, ale oddenky se v půdě táhnou až do vzdálenosti přes 4 metry (*Hansen a kol.; 2007*).

Výskyt je nejčastější na březích různorodých vod (stojaté, tekoucí, bažiny, vodní příkopy, atp...), ale rákos obecný nacházíme i na vlhkých loukách nebo polích (*Brix; 1999*).

Tato rostlina je z globálního hlediska považována za klíčovou mokřadní rostlinu. Pomocí svých hustě větvených oddenků vytváří souvislé monokultury rákosiny. Šíří se intenzivně i na další stanoviště (dálniční příkopy, staré pískovny, odkaliště, atp...) pomocí vlivu antropogenních faktorů (hydrologické změny, eutrofizace okolního prostředí nebo globální změny) (*Clevering a kol.; 2001*).

Z důvodu této neřiditelné expanzní schopnosti jsou rákosovité porosty často diskutovány ohledně vhodného managementu, který z pravidla ústí v eliminaci na dané lokalitě (*van der Toorn; 1972*).

Rákos obecný se rozmnožuje především vegetativně dlouhými výběžkatými oddenky, které zasahují do hloubky až 150cm (*Cornert; 1983*) a ty následně tvoří hlavní část biomasy rostliny (*Szcepanky; 1969*). Generativní rozmnožování probíhá pomocí mnohokvětých latů, které tvoří chlupaté a kopinaté klasy tmavohnědé barvy. Dolní květy jsou prašníkové a ostatní jsou oboupohlavné. Rákos se velmi dobře šíří pomocí větru či vody, k čemuž užívá velmi lehké ochmýřené obilky s velmi dobrou klíčivostí (*Kočková a kol.; 1994*). Odumřelá rostlina (zpravidla během podzimních měsíců) zůstává po několik let nazelenalá a vzpřímená (*Haslam; 1969*).

Prokazuje tolerantnost k environmentálním podmínkám (teplotě, pH, ale i organickému a anorganickému znečištění). Rostliny jsou schopné velice dobře tolerovat kolísání vodní hladiny od suchého prostředí až po zamokření s více než hloubkou 1 metr. (*Vymazal; 1995*).

Rostlina rákosu obecného je často pro své čistící schopnosti vod vysazována v kořenových čistírnách odpadních vod stejně jako v rybnících či zahraních jezírkách (*Vymazal; 1995*).

Vzhledem k managementu je rákos schopen pozitivně i negativně ovlivňovat ekosystém. Z pozitivních aplikací se jedná především o stabilizaci mokřadních půd či břehů vodních toků, ochranu před stoupající vodní hladinou, vazební prvek uhlíku nebo jako eliminační prvek makronutrientů a kovů jako stopových prvků z povrchových vod (*Meyerson; 2000*).

V komerční sféře nachází rákos uplatnění jako zdroj celulozy pro výrobu sololitových desek, syntetických textilií nebo papíru. Další komerční aplikaci rákosu

obecného je užití jeho oddenků jako náhražky kávy či alkoholických nápojů a sušená plodina se užívá jako krmivo či podestýlka pro chovná zvířata (Haslam; 1972).



Obr.1: Rákos obecný; (foto: Havlíčková; 2016).

3.3.2. Chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*)

Chrastice rákosovitá Obr. 2, patří mezi vytrvalé trávy čeledi lipnicovité (*Poaceae*), které rostou na vlhkých lokalitách především v mírném podnebí (Kim a kol.; 2006).

Nacházíme ji v půdách těžkých, humozních, písčitých (pH 4 – 7,5), na skalnatých pobřežích i zastíněných a to nejčastěji v inundačních oblastech v blízkosti vodních toků, nádrží, na zamokřených loukách, v lužních lesích nebo v okolí moří. Rostlina preferuje jarní záplavy, které s sebou nesou množství nových živin, na nichž je rostlina závislá (Lindigcischer a Zender; 2002). Optimální hloubka pro rostlinu je 20 až 80 cm a jedná se tak o typického zástupce v nivách řek, říčních břehách, říčních ramenech, tůňích nebo například v říční nivě (Hroudová et al.; 2009).

Nejčastěji má sivozelený, plazivý, článkovitý oddenek, výrazný kořenový systém, který může zasahovat až do hloubky 0,2 či 0,3 metrů. Rostlina druhým rokem po vyklíčení na počátku července propuká v květ a následným plodem je tobolka. Listy má úzce zašpičatělé a ploché. Pochvy listů jsou hladké, lehce zdrsnělé, úzké a bíle lemované (Dostál; 1989).

V jarních měsících produkuje velké množství biomasy (Šálek a kol.; 2008). Průměrně dorůstá výšky kolem jednoho až dvou metrů. Svůj přirozený výskyt má hlavně v euroasijských mokřadních lokalitách. Jako užitková rostlina byla chrastice uměle zavlečena do Severní Ameriky, kde se jako invazní rostlina rozšířila po značné části tohoto kontinentu (Lavergne; 2007).

Chrastice je schopna se rozmnožovat jak semeny (jejichž produkce je relativně vysoká), tak vegetativními výhonky a oddenky (Lindig-Cisneros a Zedler; 2001).

Chrastice rákosovitá díky své schopnosti tvořit velké množství biomasy, spolu s rychlou regenerací patří mezi nejvýnosnější trávy (Weber; 2003).

Je tolerantní ke znečištění i promrzání půdy (Vymazal; 1995). Nesnáší dlouhodobé zatopení a halofytní prostředí (Kočková a kol.; 1994). Vyznačuje se především výraznou morfologickou plasticitou (Weber; 2002).

Z důvodu vysoké koncentrace alkaloidů je chrastice velmi špatně stravitelná pro hospodářská zvířata a to má za následek, že většina šlechtitelských snah z hlediska rostliny jsou směřovány do snahy o snížení množství alkaloidů za účelem zvýšení chutnosti. I přes tento aspekt se rostlina používala jako krmivo již v minulosti (Čížková a kol.; 2013). V dnešní době se na chrastici pohlíží jako na jednu z rostlin, kterou je vhodné využít na čištění tzv. „šedé vody“ (voda z praček, umyvadel, atp...) v kořenových čističkách odpadních vod. V roce 1989 byla v Československé Republice uvedena do provozu první kořenová čistírna odpadních vod (Vymazal; 1995).

V rámci Evropské Unie se stále více uvažuje o alternativních rostlinách pro potravinářský průmysl a jako zdroj obnovitelné energie (přímé spalování nebo výroba energie), biomasy nebo bioplynu (Hulta; 2004).

Do nedávné minulosti (2012) bylo pěstování rostliny trestné pod většími pokutami než například za pěstování konopí. Chrastice obsahuje dimethyltriptamin (

DMT) a jedná se o halucinogen. Restrikce byly neúčinné jelikož se chrastice přirozeně vyskytuje v přírodě ve velkém množství. Když následně bylo potvrzeno, že neexistoval ani jediný zdokumentovaný fakt dokazující, že by tato rostlina byla kdy zneužita pro výrobu drog, tak došlo ke zrušení zákonné restrikce a nadále není pěstování chrastice omezeno (Ust'ak et al.; 2012).



Obr.2: *Chrastice rákosovitá*; (foto: Havlíčková; 2016).

3.3.3. Skřípina lesní (*Scirpus sylvaticus*)

Skřípina lesní Obr. 3 je vytrvalá, 60 – 90 cm vysoká rostlina čeledi šáchorovité (*Cyperaceae*) s krátkými podzemními výběžky a květem dorůstajícím až tři metry. Silná bezkolévková lodyha vyrůstající z výběžkatého oddenku je vzpřímená, dutá, dřeni naplněná, hladká, nevýrazně trojhranná a zakončená kuželovitým květenstvím. Samotný kužel je dlouhý cca 30 cm a má několik listenů, které se podobají listům (Vymazal; 2005). Kvete od začátku května do července (Randuška a kol.; 1986).

Rostlina potlačuje ostatní druhy na zamokřených stanovištích svým vegetativním rozmnožováním pomocí slámově žlutými nažkami s dobou klíčivosti

kratší než 1 rok. Trvdá rostlina, jejíž listy a lodyha obsahuje sklerenchym a křemičité trichomy na okraji listů chrání rostlinu před spásáním zvířaty spolu s hrozbou infekce vlhkomilnými parazity (Regal, Šindelářová; 1970). Pomocí oddenků se rostlina rozmnožuje generativně pouze na přirozeném stanovišti, čímž jej velice dobře zakořeňuje (Randuška a kol.; 1986).

Roste v mírně kyselých, mělkých, stojatých nebo pomalu tekoucích vodách bohatých na živiny. Nejčastěji s písčítým nebo jílovitým dnem. Vyskytuje se v blízkosti břehů, řek, rybníků, slepých říčních ramen, vodních kanálů a v proláklínách pravidelných zátopových oblastí se sladkou nebo mírně brakickou vodou (Polívka; 2016).

Tato rostlina je rozšířena na evropském i asijském kontinentu, především v severských oblastech. Mimo tyto oblasti je výskyt dokumentován i například na severu Afriky. V ČR se tato jednoděložná rostlina vyskytuje od nížin po střední polohy (Krása; 2007).

Skřípina je dnes využívána k osazování krajů vodních nádrží, potoků nebo trvale vlhkých stanovišť (Vymazal; 1995).

V minulosti se skřípina používala k pletení doplňků v domácnostech (rohože, košíky, misky) nebo jako knoty do kahanů. Kořen rostliny se využíval v léčitelství jako močopudný prostředek (Marek a kol.; 2016).



Obr. 3: Skřípina lesní; Porost litorálního pásma rybníku Pařez (foto: Havlíčková; 2016).

3.3.4. Ostřice obecná (*Carex nigra*)

Ostřice obecná Obr. 4 z čeledi šáchorovité (*Cyperaceae*) je jednoděložná šedozelená trsnatá vytrvalá rostlina dosahující výšky 10 až 80 cm se střídavými přisedlými listy a listovou pochvou s trojhrannou drsnou lodyhou (Dostál; 1989).

Rostlina se řadí mezi různoklasé ostřice s pevně rozdělenými klásky (nahore čistě samčí a naopak) a jejím plodem je zelená (zralá hnědá) elipsoidní žilnatá mošnička (3-4 mm) (Polívka; 2016).

V půdě tvoří oddenky s plazivými podzemními výhony. Patří mezi tzv. kyselé trávy, pro které je charakteristické trvale zamokřené stanoviště (Zejbrlík; 1983).

Oblast rozšíření rostliny zahrnuje s pár výjimkami celou Evropu. Kosmopolitní rozšíření souvisí s ekologickou amplitudou rostliny. Jediné omezení spočívá ve vyšších nárocích na vlhkost a nižší tolerance k bazickým substrátům (Ball; 1990).

Travní druh jako takový je velice variabilní, díky čemuž bylo popsáno mnoho jeho pod-druhů (*Grulich a kol.; 2002*).

V prostředí České Republiky se nachází od hřbetů hor po nížiny a pouze na částech teplých a suchých oblastí (jižní Morava, atp...) lze její výskyt považovat za vzácný. Analogicky se tedy vyskytuje z většiny na mokřinách, rašeliništích či vlhkých loukách (*Dostál; 1989*).

Ostřice se využívá jako modelový organismus pro studium klonální architektury (např. délkou a počtem oddenkových výběžků nebo jejich biomasou) a jejich závislosti na podmínkách prostředí (*Krahulec; 1994*).



Obr. 4: Ostřice obecná; Porost litorálního pásma rybníku Pařez; (foto: Havlíčková; 2016).

3.2. DEKOMPOZICE

Definice dekompozice je: „Rozklad a rozpad mrtvých rostlinných i živočišných těl a materiálů v přírodě. Liší se různou dobou rozpadu. Celulóza (buničina, obal rostlinné buňky) se rozkládá nejpomaleji. Koloběh látek by bez rozkladu nebyl možný a ustala by produkce organické hmoty zelenými rostlinami“ (Novotná; 2001).

Rozklad je základní ekosystémový proces vztažený k toku uhlíku a koloběhu živin (Hoorens a kol.; 2003). V prostředí s omezeným výskytem živin (např. právě mokřady) je dostupnost zdrojů živin přímo závislá na mikrobiálním rozkladu detritu (Alvarez; 2000).

Dekompozice je řízena třemi hlavními faktory (Novotná; 2001):

- Klimatem
- Kvalitou rozkládající se biomasy
- Povahou (četností) rozkládaných organismů

Například klima je dominantním faktorem v oblastech, které jsou vystaveny nepříznivým povětrnostním podmínkám a kde je zároveň i kvalita biomasy převládajícím regulátorem. Kvalita biomasy zůstává důležitým faktorem až do pozdních fází rozkladu, především díky svým účinkům na tvorbu humusu. Zájem o roli rozkladu biomasy v globálním oběhu uhlíku v poslední době narůstá díky zvyšování obsahu oxidu uhličitého v atmosféře. Ten má pravděpodobně vliv na chemickou kvalitu biomasy, především vzhledem ke změnám obsahu dusíku v rámci procesu globálního oteplování. Tyto faktory mohou ovlivňovat (zvyšovat) rychlost rozkladu (Dickinson; 1974).

Dekompozice materiálu lze shrnout do třech fází (*Dvořák; 2004*):

3.2.1. Fáze počáteční

Jedná se o rychlý úbytek hmoty (řádově hodiny až dny), ke kterému dochází převážně výluhem dobře rozpustných organických látek. V této fázi nepůsobí mikroorganismy a proto není závislá na teplotních podmínkách.

3.2.2. Fáze mikrobiálního rozkladu

Tato fáze je zajišťována především pomocí enzymatické aktivity mikroorganismů. Výsledkem je ztráta hmoty, pevnosti materiálu, ale i chemické a strukturální změny. Probíhá za spoluúčasti bezobratlých organismů, konzumentů mikroflory.

3.2.3. Fáze fragmentace (rozpadu)

Konzumace herbivory a mechanické vlivy způsobují ztráty větších částí (např. odplavení).

Rozklad organické hmoty tedy probíhá postupně, přeměnou složitých organických molekul na jednoduché anorganické a organické složky. Dochází tedy k postupnému rozkladu organických molekul na CO₂, minerální látky a vodu (*Dickinson; 1974*).

Během tohoto procesu vzniká tzv. detritus (termín pro označení všech typů organické hmoty vzniklé z rozkladu rostlin) (*Úlehlová; 1985*).

3.2.4. Rozdělení detritů

Detrity lze podle místa původu dělit na:

a. Autochtonní detritus

Vytvořený uvnitř mokřadního ekosystému. Pochází převážně z vodní vegetace.

b. Allochtonní detritus

Tento druh je vytvořený vně systému a do mokřadu je přinášén hydrodynamickými procesy (záplavy, příliv, atp...) (Dvořák; 2002).

3.4. MINERALIZACE A HUMIFIKACE

Rozklad rostlinného opadu zahrnuje dva simultánní (základní) typy procesů. Současná mineralizace a humifikace ligninu, celulózy či jiných sloučenin daných sukcesí mikroorganismů nebo vyplavováním rozpustných sloučenin směrem dolů do půdy. Jejich obsah uhlíku a dusíku je postupně mineralizován nebo imobilizován. Tyto procesy jsou řízeny abiotickými faktory, jako je klima nebo biotickými faktory jako je chemické složení rostlinné biomasy a různé druhy půdních organismů.

Změny v procesu rozkladu biomasy, můžeme sledovat na probíhající změně klimatu (Vrba; 2007).

3.4.1. Mineralizace

Pojem mineralizace chápeme jako přeměnu veškerých organických látek v půdě na nejjednodušší minerální sloučeniny. Uvolňování minerálních látek ve vazbě na organické sloučeniny uvažujeme zejména pro oxid dusičitý, siřičitý, amoniak nebo vodu. Celý proces probíhá za současného uvolňování minerálních látek ve vazbě na

organické sloučeniny. Mezi hlavní podmínky vhodné mineralizace se počítá dobré provzdušnění a příznivé podmínky pro zajištění činností půdních organismů. V sumáři tedy proces mineralizace chápeme jako exotermický proces vázaný s uvolňováním energie (Vrba; 2007).

Heterotrofní organismy využívají biogenní prvky a uhlík rozkládajícího se materiálu. Rozklad humusu na minerální látky probíhá relativně krátkou dobu.

Mineralizace ročního opadu (rozpadu) rostlinné biomasy přispívá ke zhruba polovině emisí CO₂ z půdy a tento podíl zůstává stabilní z důvodu relativně konstantní roční spotřeby. Tyto údaje ukazují důležitost rozkladu rostlinného odpadu jako přímého vstupu CO₂ do atmosféry (Úlehllová; 2009).

3.4.2. Humifikace

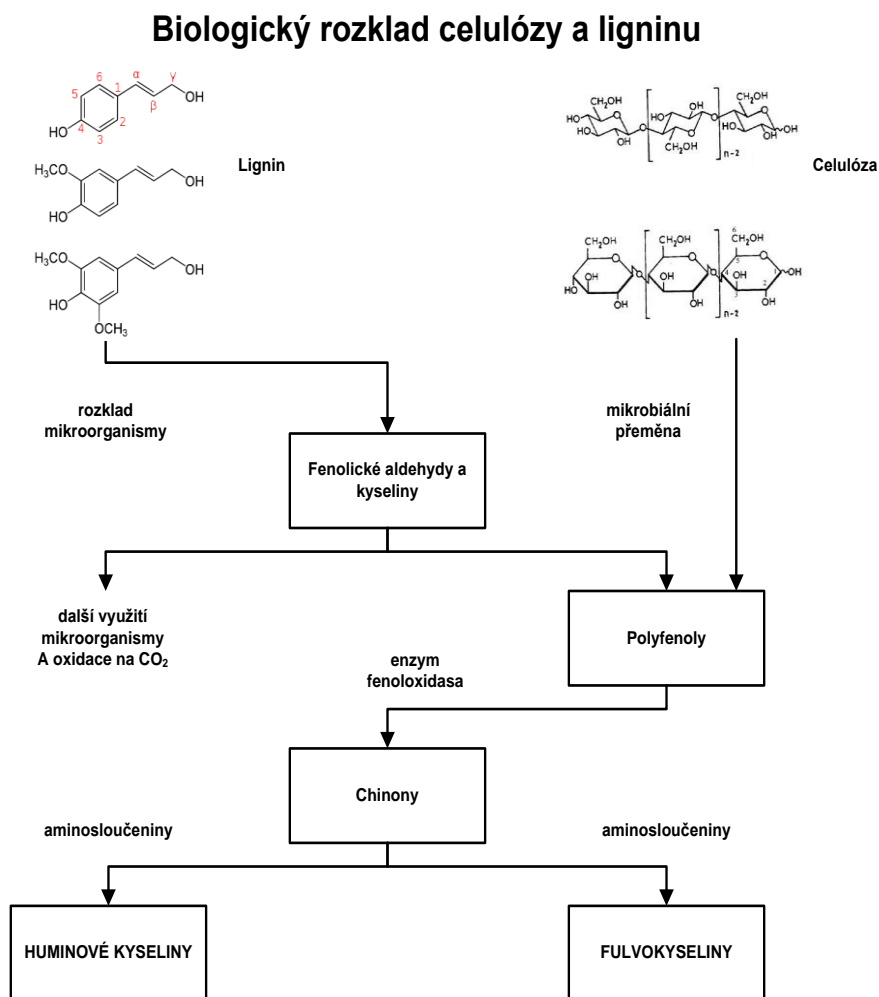
Definice termínu humifikace dle p. Vally (1984) zní: „Humifikace je pochod, při němž se postupnými transformacemi humusotvorného materiálu (biodegradace, biosyntéza, rozklad, resyntéza, kondenzace, polymerace) vytváří v půdě specifické, (dusík obsahující látky) tmavé zbarvení převážně koloidního charakteru s více či méně vyjádřeným aromatickým jádrem, s vysokou molekulovou hmotností, s charakterem polyelektrolytu, s převahou kyselých funkčních skupin, které nazýváme humusem.“

Humifikace je tedy oproti mineralizaci endotermický proces, který teplo spotřebovává místo aby jej uvolňoval. Dalším významným kontrastem oproti mineralizaci je expanze diametrů molekul (mineralizace je naopak proces rozkladný, při kterém se velikost molekul zmenšuje až do uvolnění CO₂). Jedná se o proces syntéz (tzn. syntetický).

Rychlost humifikace je přímo závislá na příznivých fyzikálních podmínkách půdy, půdní reakci a na poměru uhlíku a dusíku ve výchozím humusotvorném materiálu. Probíhá nejčastěji při periodickém zamokřování, vysychání a při střídání aerobních a anaerobních fází (Vrba a kol.; 2007).

Rostlinné zbytky jsou řadou biochemických pochodů převáděny na humus, který vytváří zásobu energie v půdě a podmiňuje její úrodnost. Tvorba humusu a rozpad

opadanky je považován za relativně rychlý biologický proces (Obr. 5) (Úlehllová; 2009).



Obr. 5: Biologický rozklad celulózy a ligninu; (Úlehllová; 2009).

3.5. MOŽNOSTI STUDIA RYCHLOSTI DEKOMPOZICE

3.5.1. Stanovení rychlosti rozkladu rostlinného opadu

Pro stanovení rychlosti rozkladu rostlinného opadu byla vypracována hojně využívaná studie rychlosti rozkladu opadu za pomoci metody opadových sáčků. Metoda je využívána již od 30. let 20. století. Podstatou této metody je, že se vybraný rostlinný materiál uzavře do sáčku ze síťoviny (viz *Obr. 6*) a následně se vystaví podmínkám prostředí na studované lokalitě. Tato metoda je velice atraktivní a hojně používaná pro studium průběhu rozkladu rostlinných zbytků v daných podmínkách (*Tesařová; 1987*).

Sáčky se připraví ze silikonové sítě. Jejich tvar a velikost závisí na účelu samotné studie. Do připravených opadových sáčků se následně rovnoměrně rozmístí rostlinný opad. Jeho množství by mělo odpovídat skutečnému množství opadu na studované ploše vztaženo k velikosti opadového sáčku. Navážka sušiny se nejčastěji pohybuje v rozmezí 2 až 10 gramů opadu na sáček.

Na začátku pokusu si nachystáme velké množství sáčků s opadem, které následně umístíme na studované plochy. Rozmístění sáčků v prostoru, intervaly mezi odběry a délka jejich expozice opětovně závisí na daném účelu studie. Během začátku pokusu (tzn. 3 až 10 měsíců od uložení, kdy je rozklad nejintenzivnější) se sáčky odebírají častěji a spolu s prodlužující se dobou můžeme intervaly mezi odběry prodlužovat. Z odebraných sáčků získáme zbytky nerozloženého opadu, který využijeme k dalším analýzám (*Tesařová; 1987*).

Pomocí zmíněné metody je možné studovat:

- Průběh rozkladu rostlinného opadu, případně jeho chemické změny v čase
- Porovnání rychlosti rozkladu opadu různých druhů rostlin nebo jejich částí (kořeny, stonky, listy, atp...)
- Srovnání rychlosti rozkladu rostlinného opadu v různých prostředích ekosystému (půdní povrchy, různé hloubky, atd...)

- Při využití silikonové sítě s různou velikostí ok lze rovněž odhadnout podíl mikroorganismů, mezofauny (mikrofauny) vzhledem k rostlinnému opadu (Tesařová; 1987).

Značnou nevýhodou metody opadových sáčků je, že nám nezaručí stálou kontaktní plochu opadu s půdou. Z tohoto důvodu se vylučuje účast žížal a dalších skupin bezobratlých, kteří přemísťují celé listy či jejich fragmenty do půdy nebo vody. Rozměňují je během rozkladného procesu a v neposlední řadě vylučují působení větru na pohyb opadu (Úlehlová; 1985).



Obr. 6: Usušený rostlinný materiál v opadových sáčcích; (foto: T. Dvořáková Březinová; 2016).

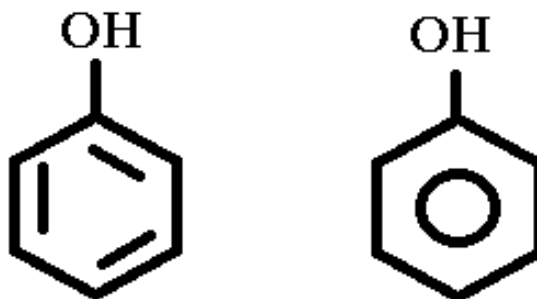
3.6. ÚVOD DO FENOLICKÝCH LÁTEK

3.6.1. Fenol jako chemická látka

Fenolické látky představují heterogenní skupinu přírodních organických látek, vyznačujících se především aromatickým kruhem s jednou nebo více hydroxylovými skupinami (Waterman; 1994). Nejjednodušší fenolickou látkou je fenol Obr. 7, který může být nazýván také jako kyselina karbolová, hydroxybenzen, karbol nebo benzenol (Pachmann; 1981).

Podle počtu funkčních skupin („-OH“) navázaných na benzenovém jádře rozeznáváme fenolické látky:

- a. **Jednosytné** – molekula obsahuje pouze jednu „-OH“ skupinu
- b. **Dvojsytné** – molekula obsahuje dvě „-OH“ skupiny
- c. **Vícesytné** – molekula obsahuje více „-OH“ skupin



Obr. 7: Strukturální vzorec fenolu; (Pachmann; 1981).

Přítomnost hydroxylových skupin v molekule zvyšuje polaritu, a proto se jednosytné nebo vícesytné fenoly (pokud neobsahují dlouhý postranní uhlíkový řetězec) relativně dobře rozpouštějí ve vodě (McMury; 2007). Díky hydroxylové

skupině jsou fenoly považovány za kyselé látky, které mohou fungovat jako donory protonu.

Fenoly jsou pevné látky nebo kapaliny s nepříjemným zápachem. Čisté fenoly jsou bezbarvé. Na vzduchu se zabarvují do červena až hněda. Fenoly leptají pokožku, sliznice a mnohé mají antiseptické účinky. Tyto látky mají vysoké teploty varu. To je způsobeno tzv. vodíkovými můstky. Dobře rozpustné jsou v etheru či ethanolu (*Pachmann; 1981*).

Fenolové sloučeniny se mohou vyskytovat jako monomery s jednou hydroxilovou skupinou (například kyselina nerulová). Sloučeniny s více fenolických hydroxylových substituentů se označují jako polyfenoly (*Zucker; 1983*).

Základní členění fenolů ve skupině sekundárních metabolitů rozděluje tyto na jednoduché fenoly a složitější kyseliny.

Mezi jednoduchými fenoly jsou nejčtenější monofenoly a difenoly, kde minimalistickou část tvoří deriváty floroglucinu neboli trifenoly. Zmíněné látky této skupiny jsou přítomny volně. Nejčastěji ve formě glykosidů.

Skupiny složitějších kyselin rozdělujeme na benzoové (neboli čistě fenolické a jsou základem hydrolizovatelných tříslovin), skořicové (p-kumarová, kávová, nerulová a sinapová).

Základní dělení polyfenolů rozpadá skupinu na flavonoidy, taniny a lignany.

Oblast flavonoidů je přímo spjata s chemickými procesy sekundárních rostlinných metabolitů a má přímý vliv na barvu květin stejně jako na jejich obrannou schopnost. Nejen z těchto důvodů se jedná o nejvíce studovanou skupinu a řadí se do ní tisíce zjištěných sloučenin, pro příklad flavanony, antokyanidiny, flavonoly, isoflavonoidy, flavony a podobné.

Ligniny jsou druhou nejčastější organickou sloučeninou na Zemi především z důvodu, že tvoří až 35 procent celkové hmotnosti dřeva, kde přímo zajišťují dřevnatění buněčných stěn. Jedná se o vysokomolekulární polyfenolickou amorfní látku a jejich základ tvoří deriváty fenylypropanu (*Procházka; 1998*)

Hlavním faktorem obranyschopnosti rostlin jsou kondenzované taniny. Vyskytují se ve všech skupinách rostlin a tvoří až polovinu suché hmotnosti listů. V minulosti byly uvažovány pouze z hlediska obrany proti býložravcům, ale

v současnosti se již uvažují i jako významné faktory z hlediska dekompozice rostlinného odpadu, oběhu dusíku a regulace oběhu uhlíku.

Skupiny rostlinných fenolů v sumáři dělíme na:

- Deriváty kumarinu
- Třísloviny
- Flavonoidy
- Isoflavonoidy
- Prenylované flavonoidy
- Fenolové kyseliny a jejich deriváty
- Deriváty stilbenu

3.7. ROSTLINNÉ FENOLICKÉ LÁTKY

Předpokládá se, že úspěch vývojové adaptace rostlin na souši vděčí jejich schopnosti tvořit různorodé fenolické látky, zejména oligomerní a polymerní, rovněž i kombinované s látkami jiného biogenetického původu. Právě rostlinné fenoly slouží jako jejich stavební, strukturní složky a to od buněčných stěn po jejich jednotlivé orgány.

Fenolické látky jsou nepostradatelné jako obranné látky (chránící před chladem, škůdci, infekcemi, mechanickým poškozením a jiným stresem), signální látky (lákáající opylovače a odpuzující škůdce), vonné, chuťové a barevné látky květů a plodů, stavební látky dřeva a kůry rostlin (pro zajištění vzrůstu, trvanlivosti a závoneh i ochrany před škůdci, slunečním zářením). Tyto a další funkce rostlinných fenolů zajišťují trvalé přežívání všech typů cévnatých rostlin. I kvantitativní pohled na rostlinné fenoly je zajímavý. Soudí se, že zhruba 40% veškerého organicky vázaného uhlíku cirkulujícího v biosféře tvoří fenolické struktury a to jak v živých, tak i v odumřelých rozkládajících se částech vytvářejících půdu pro mnohé mikroorganismy i pro svoji vlastní reprodukci (*Harrison; 1971*).

Fenolické látky hrají významnou roli v obraně proti býložravcům a patogenům (*Waterman a kol.; 1994*). Některé fenolické látky (například antokyany) mohou zabránit poškození listů z důsledku vystavení rostliny nadměrnému světlu (*Gould a*

kol.; 2002). Vzhledem k tomu, že je většina fenolických látek stále přítomna během senescence listů stejně jako po jejich smrti, tak mohou mít tyto sloučeniny také vliv na mikrobiální rozklad (*Harrison; 1971*) a tím způsobí zpoždění mikrobiálního rozkladu rostlinného opadu. Množství fenolických látek v rostlinných tkáních se různí s druhem listu, věkem a stupněm rozkladu (*Zucker; 1983*).

Vyšší rostliny syntetizují několik tisíc různých (známých) fenolických sloučenin. Schopnost syntetizovat fenolické sloučeniny byla vyvinuta v průběhu evoluce u různých rostlinných linií. To umožnilo rostlinám vyrovnat se v evolučním čase s neustále se měnícími ekologickými podmínkami v jejich prostředí.

Rostlinné fenoly mají klíčovou úlohu jako obranné látky proti různým environmentálním vlivům, jako je nadměrné osvětlení, nízké teploty, patogenní infekce, vlivem býložravců, nedostatkem živin (které může vést k produkci volných radikálů) a dalších rostlinných oxidačních účinků. Jak biotické, tak abiotické vlivy stimulují tok uhlíku z primárních do sekundárních metabolických drah.

Na rozdíl od bílkovin a sacharidů jsou fenoly (ligniny) odolnější vůči rozkladu z důsledku negativního dopadu na mikroorganismy podílejících se na rozkladu rostlin. Díky tomu mohou fenoly přechodně akumulovat v půdě. V prostředí čelí vodou rozpustné fenoly čtyřem různým osudům:

- a. Mohou být degradovány a mineralizovány jako zdroje uhlíku heterotrofních mikroorganismů
- b. Mohou být přeměněné na nerozpustné, rekalcičující huminové látky pomocí polymerace a kondenzační reakce (s přispěním půdních organismů)
- c. Mohou se absorbovat do jílových minerálů a tvořit cheláty s ionty hliníku nebo železa
- d. Mohou zůstat v rozpuštěné formě, luhotvat prosakující vodou a nakonec opustit ekosystém jako součást rozpuštěného organického uhlíku (*Folin; 1912*).

Účinky polyfenolů na půdní mikroorganismy byly přezkoumány mnoha studiemi, *Kuiters (1990); Hättenschwiller, Vitousek (2000)*. Podle těchto studií jsou fenolické látky nejvíce rozkladu odolné sloučeniny v rostlinách a z tohoto důvodu se dá předpokládat, že vyšší obsah fenolických látek v tkáni rostlin přináší zároveň jejich pomalejší rozklad. Proto je důležité pochopit mechanismy, které hrají nejvýznamnější roli v rychlosti rozkladu těchto mokřadních rostlin.

I když jsou bakterie a plísňe dávno známé jako významní rozkladači rostlinného odpadu, tak i přes tyto fakta několik studií dále zkoumalo jejich složení a odlišnosti během procesu rozkladu mokřadních rostlin. V navržené studii byly kořeny s půdou spojeny a populace planktonu byla zkoumána z hlediska jejich schopností fenolické biodegradace včetně role, kterou hrají tyto populace během rostlinného rozkladu (*Kender; 2000*).

Studie provedená roku 2015 na 19 sledovaných kytkách v oblastech státu New York stanovila, že faktory prostředí mají významný vliv na obsahu fenolických látek v listech a tím přímo ovlivňují rychlost jeho dekompozice.

Zároveň bylo zjištěno (a studií potvrzeno), že invazivní druhy rostlin jsou mnohonásobně citlivější na faktor vlivu prostředí oproti velmi nízkému vlivu u neinvazivních druhů.

Mezi významné faktory ovlivňující obsah fenolických látek v biomase (a tím i rychlost dekompozice) se řadí heterogenita prostředí a to jak u abiotických, tak i biotických druhů.

Stanovení jednoho uceleného vzoru tedy nemusí být v polních podmínkách možné a definiční podmínky zhoršuje i početná přítomnost specifických sloučenin (*Inderjit, 2001; Ervin and Wetzel, 2003; Gross and Bakker, 2012*).

3.8. STANOVENÍ FENOLICKÝCH LÁTEK

Z množství vyvinutých metod pro stanovení obsahu fenolických látek v rostlinných materiálech byla pro tuto diplomovou práci vybrána Folin-Ciocalteuova metoda (dále FCM), která za užití spektrofotometrických metod určuje množství

fenolických látek určité skupiny, obsah specifických fenolických látek nebo přímo celkový obsah polyfenolů v daném vzorku (*Brune; 1991*).

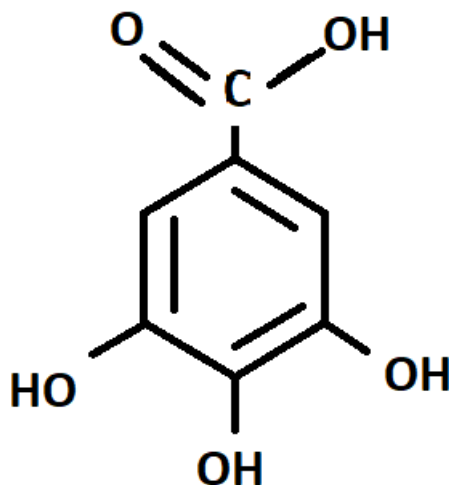
Pro detekci všech fenolových skupin ve zkoumaných vzorcích je užíváno činidlo Folin-Ciocalteu, které je nespecifické (*Zoecklein et al.; 1990*).

Metoda FCM stanovuje obsah fenolických látek na principu jejich redukční schopnosti (*Vnuková; 2008*) a z tohoto důvodu se jedná o nejpoužívanější postup pro stanovení celkové sumy fenolických látek. Oproti tomu stanovení individuálních obsahů fenolických sloučenin, k získání celkové sumy, je velice složité a jedná se o velmi nákladný analytický problém.

Samotná metoda FCM je koncipována jako oxidačně-redukční reakce, u které oxidují fenolové sloučeniny v alkalickém prostředí stejně jako jiné oxidovatelné formy sloučenin. Zároveň se během této reakce redukuje fosfowolframový-fosfomolybdenový komplex a vzniká modré zbarvení (*Stratil; 2007*).

Prvním krokem v mnoha studiích posuzujících ekologické účinky fenolických látek je stanovení celkové koncentrace fenolických látek. Nejčastěji se používá metoda, která byla původně navržena pro kvantifikaci fenolického aminokyselinového tyrosinu (*Folin; 1912*). Folin a Ciocalteu (*1927*) vytvořili citlivější test, který je zároveň méně náchylný k tvorbě sraženin. Příprava činidla od těchto autorů je poměrně časově náročná, nicméně mnoho let je toto činidlo již komerčně dostupné (*Waterman, 1994*).

Ekvivalentním názvem metody FCM je GAE (z anglického „Gallic Acid Equivalent method“) z důvodu, že jako standard slouží kyselina gallová (*Obr. 8*).



Obr. 8: Kyselina gallová; (Pachmann; 1981).

4. METODIKA ŘEŠENÍ

K dosažení navržených cílů projektu, byla experimentální práce rozložena do několika kroků:

4.1. PŘÍSTROJOVÉ A MATERIÁLOVÉ VYBAVENÍ

4.1.1. Přístrojové vybavení

- Analytické váhy R200D SARTORIUS/NĚMECKO
- Magnetic Stirrer VELP SCIENTIFICA/NĚMECKO
- Mikropipeta OPTIPETTE (1 – 10ml)/NĚMECKO
- Mikropipeta OPTIPETTE (100 - 1000 μ l)/NĚMECKO
- Odstředivka MPW 251 MED. INSTRUMENTS/NĚMECKO (Obr. 9)

- Řezací mlýnek PULVERISETTE 15 FRITSCH/NĚMECKO (*Obr. 10*)
- Spektrofotometr VARY 60 UV-Vis AGILENT/NĚMECKO (*Obr. 11*)
- Sušárna UNP 600 MEMMERT/NĚMECKO
- Vortex RX³ VELP SCIENTIFICA/ITÁLIE
- Zahradnické nůžky 114790 FISKARS/NĚMECKO



Obr. 9: Odstředivka MPW 251 MED. INSTRUMENTS/NĚMECKO; (foto: Havlíčková; 2017).



Obr. 10: Řezací mlýnek PULVERISETTE 15 FRITSCH/NĚMECKO, určený k homogenizaci nadzemní biomasy; (foto: Havlíčková; 2017).



Obr. 11: Spektrofotometr VARY 60 UV-Vis AGILENT/NĚMECKO; (foto: Havlíčková; 2017).

4.1.2. Použité chemikálie

- Aceton MERCK/NĚMECKO
- Deionizovaná voda
- Folin a Ciocaltes phenol reagent SIGMA-ALDRICH/NĚMECKO
- Hydroxid sodný perly p.a. LACHNER/NĚMECKO
- Uhličitan sodný MERCK/NĚMECKO

4.2. SBĚR ROSTLINNÉHO MATERIÁLU

V úvodu práce byla nejprve odebrána nadzemní biomasa čtyř mokřadních rostlin, které se v našich podmínkách běžně vyskytují (*Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea*, *Scirpus sylvaticus*, *Carex nigra*). Vzorke rostlin byly sklizeny ze tří rozdílných lokalit s vhodným porostem daných rostlin (viz kapitola 4.2).

Rostlinná biomasa byla odebrána vždy stejným způsobem v množství, které je potřebné pro jednotlivé analýzy a následné dekompoziční pokusy. Odběr byl proveden v podzimních měsících roku 2015.

Odebraná biomasa byla dále rozdělena na stonky a listy, vysušena do konstantní hmotnosti při 60°C (sušárna UNP 600/MEMMERT) a zvážena (analytické váhy R200D/SATORIUS). V biomase bylo stanoveno množství fenolických látek (viz kap. 3.8 - Stanovení fenolických látek) (*Bärlocher a kol.; 2005*).

Stanovené hodnoty fenolických látek posloužily jako výchozí informace před zahájením dekompozičních procesů.

4.3. STUDOVANÉ LOKALITY

Byly vybrány tři lokality, které jsou popsány v tabulce (viz *Tab.1*).

Tab. 1: Studované lokality

Lokalita	Charakteristika	Sledované rostliny
Pařez (Obr. 12)	rybník (litorální pásmo)	1., 2., 3., 4.
Březnice	mokřadní louka	1., 2., 3., 4.
Chmelná (Obr. 13)	KČOV	1., 2., 3., 4.

Legenda: 1. Rákos obecný; 2. Chrastice rákosovitá; 3. Skřípina lesní; 4. Ostrice obecná



Obr. 12: Litorální část rybníka Pařez; (foto: Havlíčková; 2016).



Obr. 13: Kořenová čistírna odpadních vod Chmelná; (foto: Havlíčková; 2016).

4.4. DEKOMPOZIČNÍ PROCESY

Rostlinný materiál odebraný v podzimních měsících byl využit k dekompozičním pokusům. Dekompozice probíhala v uměle vytvořených podmínkách v nádobách umístěných na experimentálním venkovním pozemku FŽP v areálu Univerzity (*Obr. 14*). Nádoby (3 ks) rozměrech 2 x 1 metr byly naplněny zeminou a zaplaveny vodou. Ve všech nádobách se po celou dobu pokusu udržovaly shodné podmínky.

Vysušená biomasa (zhruba 10 gramů), která se rozdělila na stonky a listy, byla po zvážení rozdělena do dekompozičních pytlíčků (velikost cca 10 x 10cm) připravených z tkaniny o velikosti ok 1mm, přičemž byly připraveny vždy 4 replikace pro jednu rostlinu na jedné lokalitě. Sáčky byly nainstalovány do jednotlivých nádob na jaře 2016 a byly průběžně odebírány v tříměsíčních intervalech až do června 2017.



Obr. 14: Dekompoziční nádoby umístěné na experimentálním venkovním pozemku FŽP v areálu Univerzity; (foto: Havlíčková; 2016).

4.5. ZPRACOVÁNÍ DEKOMPOZIČNÍCH PROCESŮ

Po každém odběru (viz Harmonogram prací) byla stanovena váha suché biomasy všech vzorků (*Obr. 15A*) (pomocí analytických vah R200D/SATORIUS, *Obr. 15B*) a obsah fenolických látek.

Pro zjištění obsahu fenolických látek byla provedena homogenizace suché biomasy pomocí řezacího mlýnku (PULVERISETTE 15/FRITSCH) viz *Obr. 10*. Rychlost dekompozice byla určena metodou podle Olsons (*1963*).



Obr. 15: Zpracování dekompozičních procesů; A – zpracované vzorky; B – analytické váhy; (foto: Havlíčková; 2017).

4.6. HARMONOGRAM PROJEKTU

Tab.2: Harmonogram projektu, rok 2016 – 2017

	I.16	II.16	III.16	IV.16	V.16	VI.16	VII.16	VIII.16	IX.16	X.16	XI.16	XII.16	I.17	II.17	VI.17
Rešerže	x	x	x	x	x	x									
Stanovení fenol. látek v biomase					x	x	x	x	x			x	x		
Zahájení dekompozičních procesů					x										
Odběr dekomp. pokusů								x			x			x	
Stanovení sušiny vzorků dekomp.								x			x			x	
Stanovení fenol. látek v dekomp.								x	x		x	x		x	x
Zpracování výsledků										x	x	x			x

4.7. LABORATORNÍ ANALÝZY – STANOVENÍ FENOLICKÝCH LÁTEK

4.7.1. Příprava kalibračních roztoků a kalibrační křivky

1. Nejprve byl připraven pracovní roztok z 250 mg/l kyseliny tanové. Roztok byl připraven rozpuštěním 25 mg kyseliny tanové ve 100 ml acetonu (70 %)
2. Příprava kalibračních roztoků:
K 0; 0,2; 0,4; 0,6; 0,8; 1,0 ml pracovního roztoku bylo přidáno 1,0; 0,8; 0,6; 0,4; 0,2 a 0 ml demineralizované vody, čímž vznikly kalibrační roztoky v koncentracích 0; 50; 100; 150; 200; 250 mg/l
3. Ke kalibračním roztokům bylo přidáno 5 ml 2 % roztoku Na₂CO₃ v 0,1N NaOH
4. Po cca 5-ti minutách bylo přidáno 0,5ml činidla (Folin-Ciocalteu)
5. Po 120minutách byla odečtena absorbance při 760nm

6. Ze získaných výsledků byla připravena kalibrační křivka



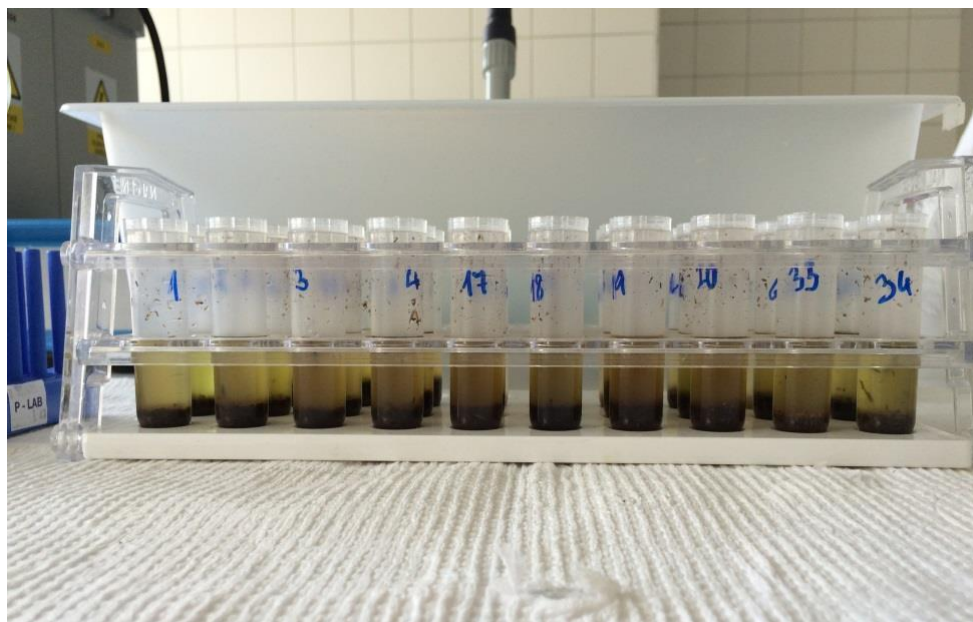
Obr.16: Homogenizovaná biomasa; (foto: Havlíčková; 2017).

4.7.2. Stanovení fenolických látek ve vzorcích biomasy

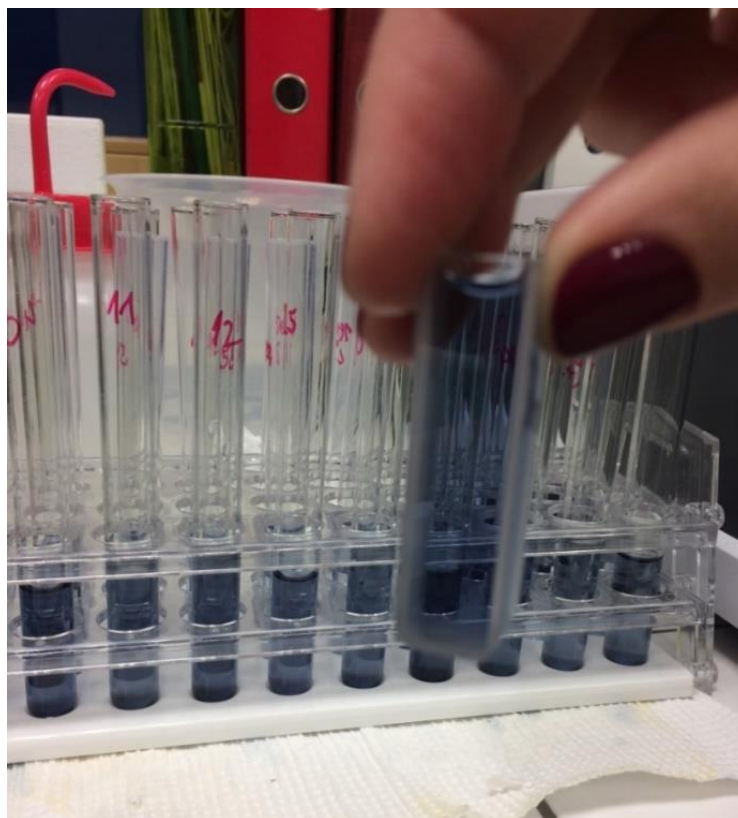
1. Vysušená biomasa byla homogenizována na řezacím mlýnku s velikostí ok 0,5 mm (*Obr. 10*)
2. Do zkumavek bylo naváženo cca 0,1 g homogenizovaného vzorku (*Obr.16*)
3. Fenolické látky byly extrahovány v 5 ml 70 % acetonu (po dobu 1h) (*Obr.17*)
4. Vzorky byly odstředěny pomocí centrifugy (15 000 g/15 min.)
5. Bylo odebráno 0,5 ml supernatantu a přidáno 0,5ml demineralizované vody (*Obr. 18*)
6. Na konec bylo přidáno Na_2CO_3 a činidlo (Folin-Ciocalteu) (*Obr.19*)
7. Po 120minutách byla odečtena absorbance při 760nm



Obr. 17: Porovnání kalibrace v minimální a maximální koncentraci; (foto: Havlíčková; 2016).



Obr. 18: Extrakce fenolických látek v 5ml 70% acetonu (po dobu 1h); (foto: Havlíčková; 2016).



Obr. 19: Přidání Na_2CO_3 a činidla (Folin-Ciocalteu), vzorky po 120minutách; (foto: Havlíčková; 2016).

5. ZPRACOVÁNÍ VÝSLEDKŮ

Před zahájením dekompozičních pokusů byly zaznamenány původní váhy všech vzorků. Po jednotlivých odběrech byly vzorky opět váženy, z čehož byl vypočítán výsledný váhový úbytek. Vzhledem k tomu, že každá rostlina z jednotlivé lokality byla připravena ve čtyřech paralelách, bylo vždy pracováno s průměrnou hodnotou ze čtyř vzorků (odpadových sáčků). Pro vyhodnocení výsledků byly vzorky rozděleny do skupin podle lokality odběru (Březnice, Chmelná, Pařez) a podle jednotlivých druhů rostlin (*P. australis*, *P. arundinacea*, *S. sylvaticus*, *C. nigra*).

Ze získaných hodnot byly vypočítány procentuální hodnoty úbytků pro každý vzorek. V dalším kroku byla z dostupných údajů dopočítána dekompoziční konstanta, která přímo charakterizuje možnou rozložitelnost rostlinného opadu. S vyšší dekompoziční konstantou se zvyšuje rozkladatelnost rostlinného opadu.

Pro vypočítání dekompoziční konstanty ze získaných výsledků pro jednotlivé rostliny tedy byl použit následující vzorec (*Jenny a kol., 1949; Olson, 1963; Wieder and Lang, 1982*):

$$k = \frac{\ln\left(\frac{W_t}{W_o}\right)}{-t}$$

W_t = váha vzorku na konci odběru

W_o = váha vzorku na začátku odběru

k = konstanta

t = doba studie ve dnech

Získané výsledky byly využity jako vstupní data pro statistické vyhodnocení.

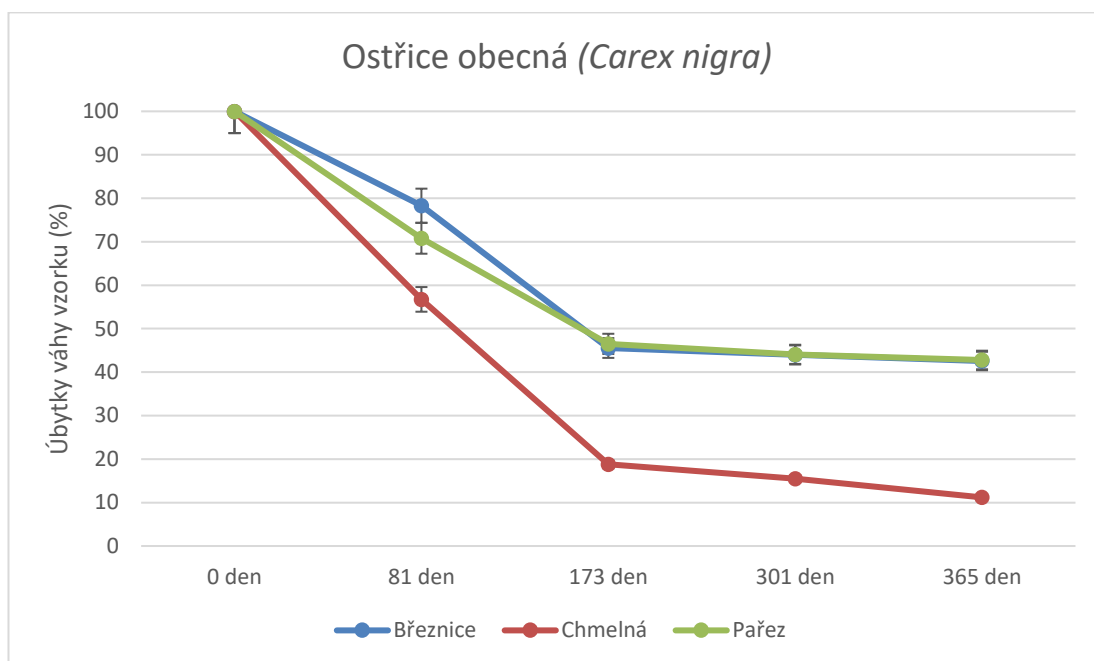
6. STATISTICKÉ VYHODNOCENÍ

Základní statistické úkony byly provedeny v programu Microsoft Excel (výpočet průměru, úbytek fenolických látek v dekompozičních pokusech).

V rámci statistického vyhodnocení byly vypočítány chybové účečky hodnot pro procentuální úbytek biomasy a fenolů. Odchytky graficky znázorňují potenciální velikost chyby vzhledem k jednotlivým datovým bodům nebo datovým značkám v datové řadě. V této diplomové práci zobrazují potenciální pětiprocentní kladnou a zápornou chybu.

7. VÝSLEDKY

7.1. DEKOMPOZICE BIOMASY NA ZKOUMANÝCH LOKALITÁCH



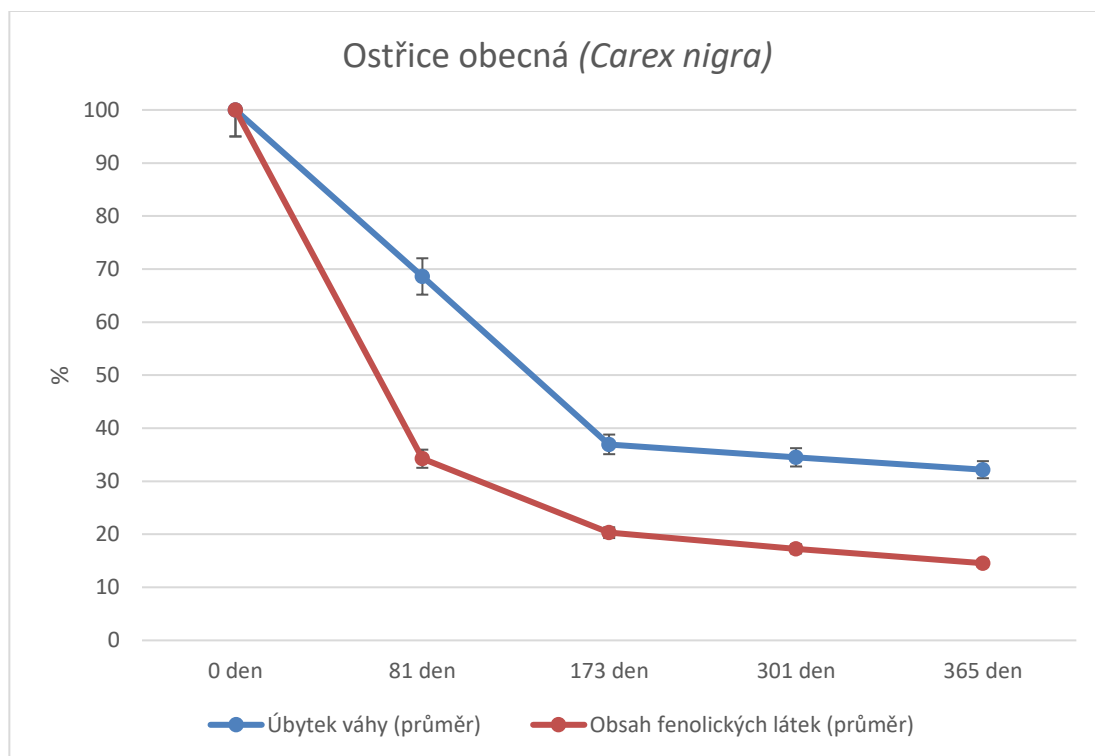
Obr. 20: Procentuální úbytek biomasy *Carex nigra* na zkoumaných lokalitách, uvedená data představují průměrné hodnoty \pm standardní odchylky.

Na Obr. 20 je zobrazen procentuální úbytek biomasy *C.nigra* za celé studované období (365 dní) na zkoumaných lokalitách. Nejvýznamnější úbytek je pozorován na kořenové čistírně odpadních vod Chmelná, kde po 365 dnech působení dekompozičních vlivů zbylo pouze 11 % původní váhy. Naopak nejméně významný úbytek biomasy byl prokázán na litorální části rybníku Pařez a lokalitě Březnice (shodně po 42% na konci studovaného období).

Celkový úbytek biomasy na lokalitě Chmelná a Březnice měl téměř identický průběh kromě rychlejšího rozkladu na litorální části rybníku Pařez při prvním odběru.

Pokud opomineme celkově rychlejší průběh dekompozice v kořenové čistírně

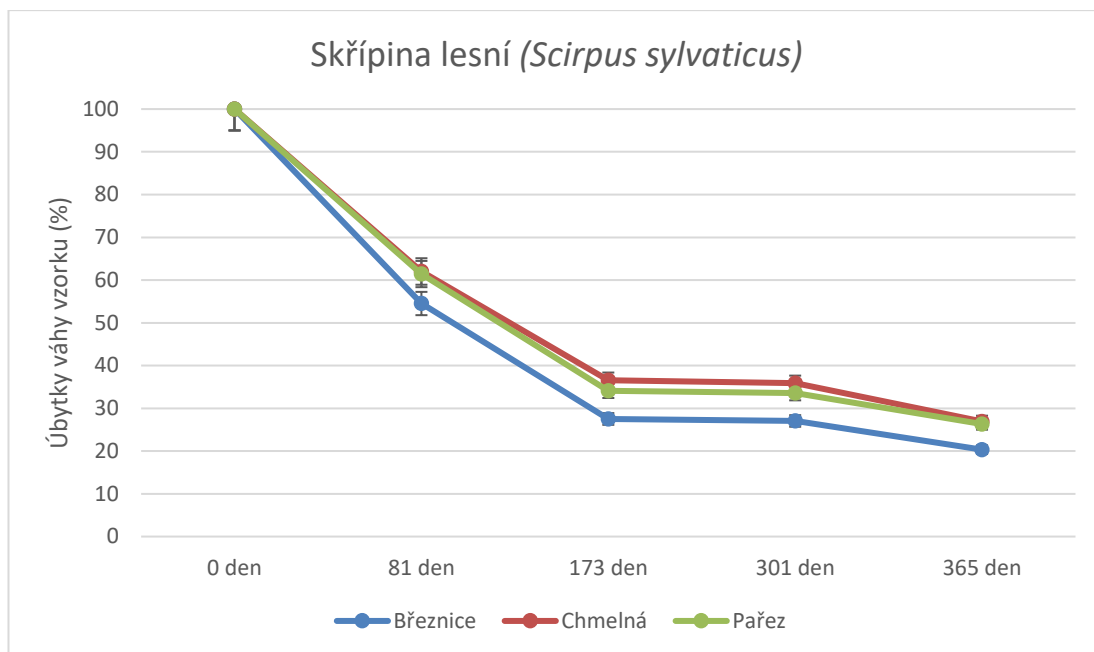
odpadních vod Chmelná, tak vidíme, že do poloviny zkoumaného období docházelo k velmi rychlému úbytku hmotnosti biomasy a ve zbytku období k pozvolné stagnaci rychlosti tohoto ubývání.



Obr. 21: Porovnání hodnot průměrů obsahů fenolických látek s úbytky váhy biomasy během sledovaného období.

Pokud porovnáme výsledky s množstvím obsahů fenolických látek *C. nigra* v daných obdobích na daných lokalitách (*Obr. 21*) je patrné, že k nejvýznamnějšímu poklesu rychlosti rozkladu rostlinného dekompozitu dochází přímou úměrou vzhledem k obsahu fenolických látek ve zkoumaných vzorcích a to nejvýrazněji při poklesu obsahu fenolických látek pod hodnotu okolo 20 procent. Naopak vyšší obsah fenolických látek pozitivně ovlivňuje rychlost rozkladu dekompozitu.

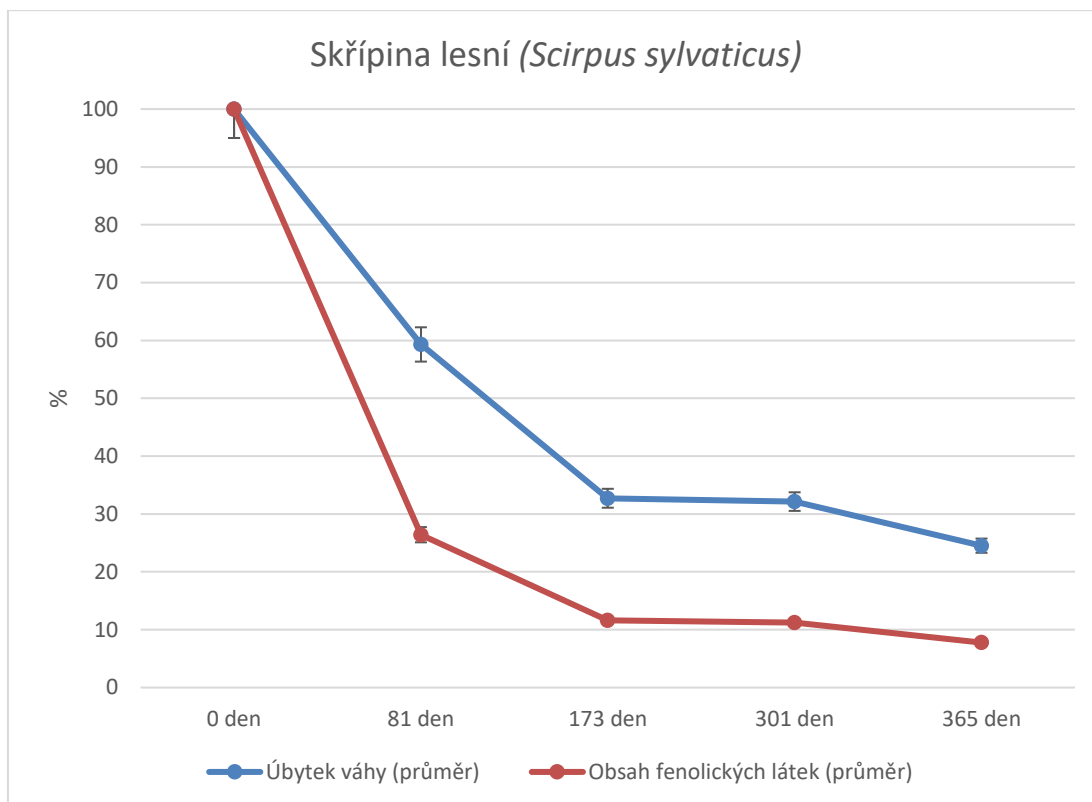
Jednotlivými úbytky obsahů fenolických látek v biomase (použitými pro *Obr. 21*) se tato práce zabývá v kapitole 7.2 - Úbytek fenolických látek v dekompozičních pokusech.



Obr. 22: Procentuální úbytek biomasy *S. sylvaticus* na zkoumaných lokalitách, uvedená data představují průměrné hodnoty \pm standardní odchylky.

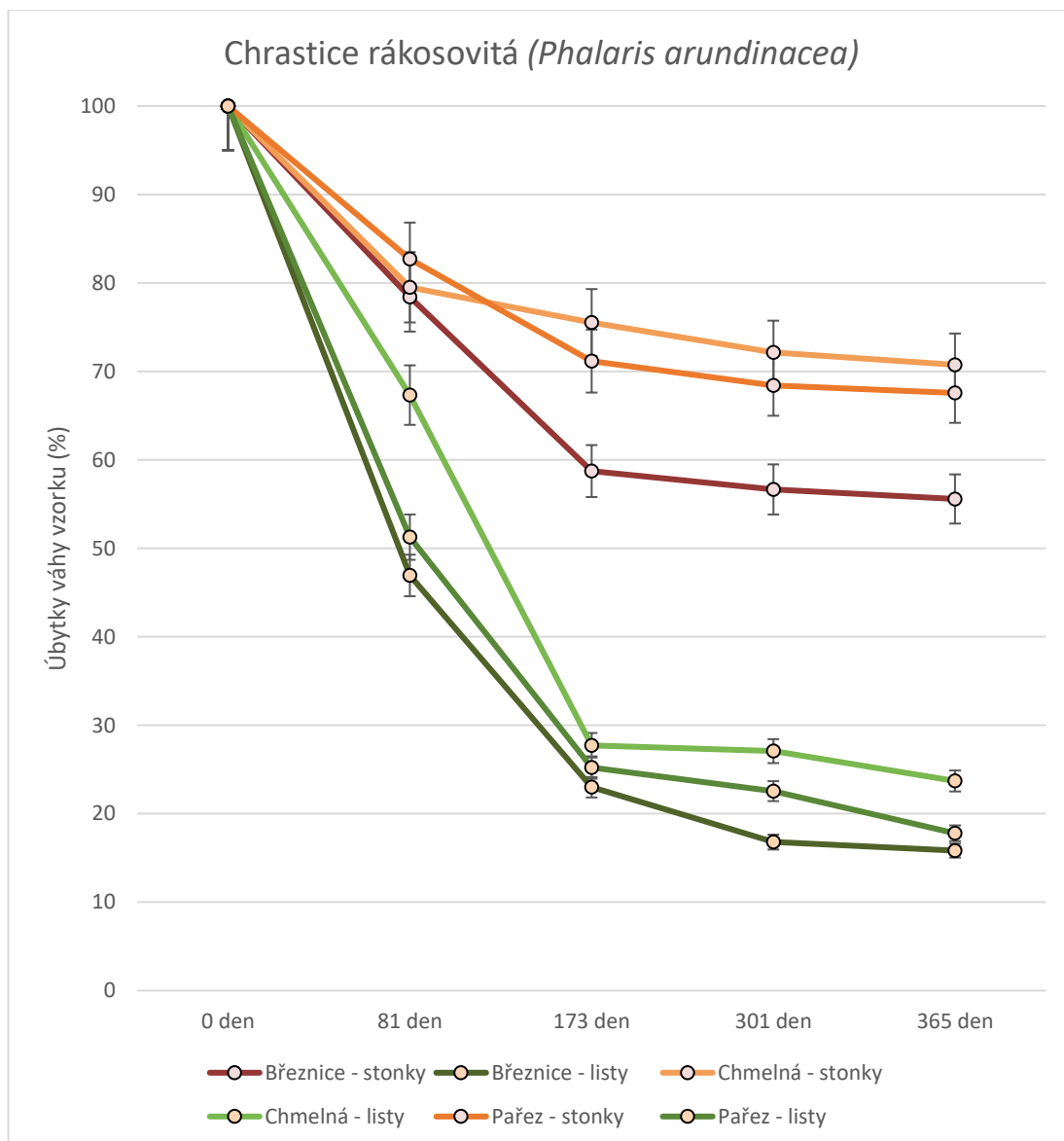
Na Obr. 22 vidíme úbytek biomasy *S. sylvaticus* za celé studované období (365 dní) na jednotlivých zkoumaných lokalitách. Procentuální úbytek biomasy je nejlépe patrný během prvního a druhého odběru (81 a 173 dní).

Procentuální úbytek je relativně vyrovnaný, přesto nejvýraznější je na lokalitě Březnice, kde po 300 dnech působení dekompozičních procesů zbylo zhruba 28% původní váhy biomasy (před třetím odběrem zůstaly hodnoty na všech lokalitách téměř konstantní) a na konci sledovaného období bylo naměřeno 20 % původní váhy. Naproti tomu nejméně signifikantní výsledek byl zaznamenán shodně na lokalitách Chmelná a Pařez, kde celkový dekompoziční úbytek činí okolo 27% původní váhy.



Obr. 23: Porovnání hodnot průměrů obsahů fenolických látek s úbytky váhy biomasy během sledovaného období.

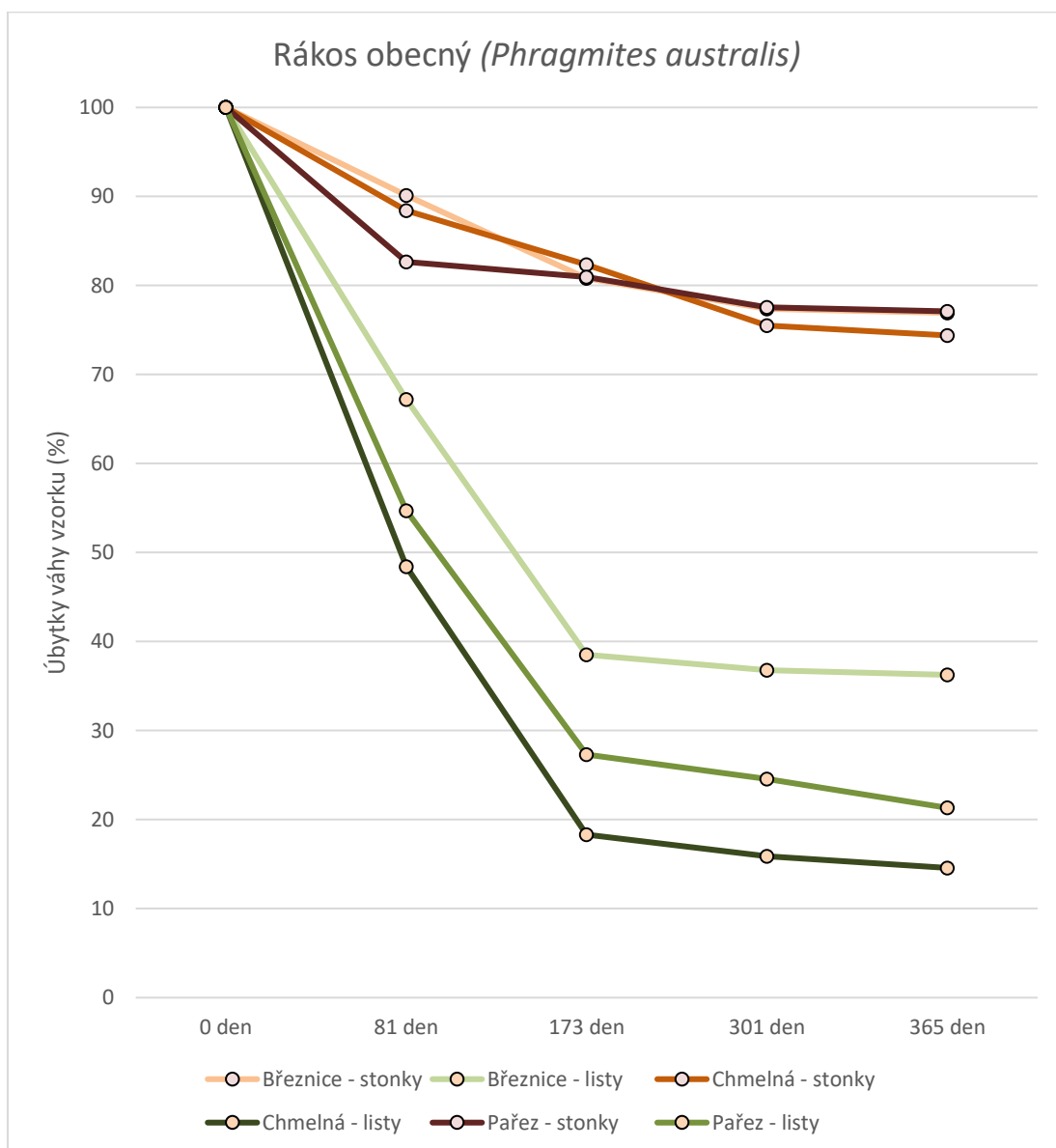
Pokud porovnáme hodnoty úbytků váhy *S. sylvaticus* s jejím obsahem fenolických látek (*Obr. 23*), tak je zde také patrná přímá úměra obsahu fenolických látek na rychlost dekompozice zkoumaných vzorků. Jelikož v předchozím případě u *C. nigra* bylo prokázáno podobné chování v průběhu sledovaného období, můžeme to chápat jako další potvrzení přímého vlivu obsahu fenolických látek na rychlost dekompozice zkoumaných vzorků.



*Obr. 24: Procentuální úbytek biomasy *P. arundinacea* na zkoumaných lokalitách, uvedená data představují průměrné hodnoty \pm standardní odchylky.*

Na Obr. 24 je znázorněn úbytek biomasy *P. arundinacea* za celé studované období (365 dní). Na jednotlivých lokalitách sice úbytky relativně svými průběhy korespondují, nicméně je zde patrný rozdíl mezi úbytky stonků a listů.

Nejvýznamnější rozdíl je patrný u lokality Březnice – list, kde po 365 dnech působení dekompozičních procesů zbylo cca 15% původní váhy. Naproti tomu nejméně významný úbytek váhy je zaznamenán na lokalitě Chmelná – stonky, kde zbylo přes 71% původní váhy.



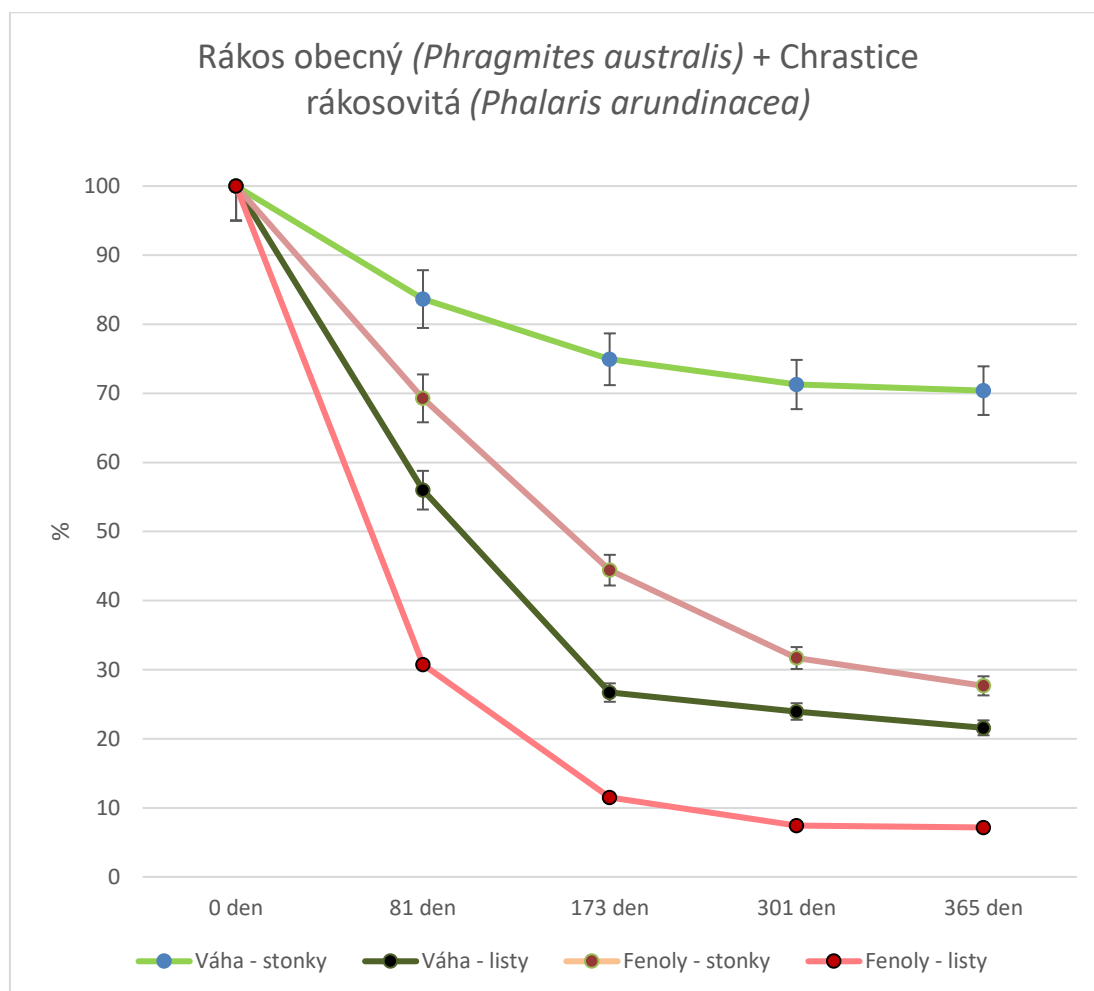
Obr. 25: Procentuální úbytek biomasy *P. australis* na zkoumaných lokalitách, uvedená data představují průměrné hodnoty \pm standardní odchylky.

Podobně jako v předchozím případě, i v případě *P. australis* je patrný značný rozdíl v úbytku biomasy stonků a listů a to především po prvním odběru a dále (Obr. 25).

U rákosu je patrný i rozdíl mezi úbytky listů a stonků na jednotlivých lokalitách. Nejvýraznější úbytek lze vidět na lokalitě Chmelná – list, kde zbylo cca

14% původní váhy biomasy, oproti tomu nejméně významný výsledek byl zaznamenán na lokalitě Pařez – stonek, kde zbylo téměř 77% původní váhy.

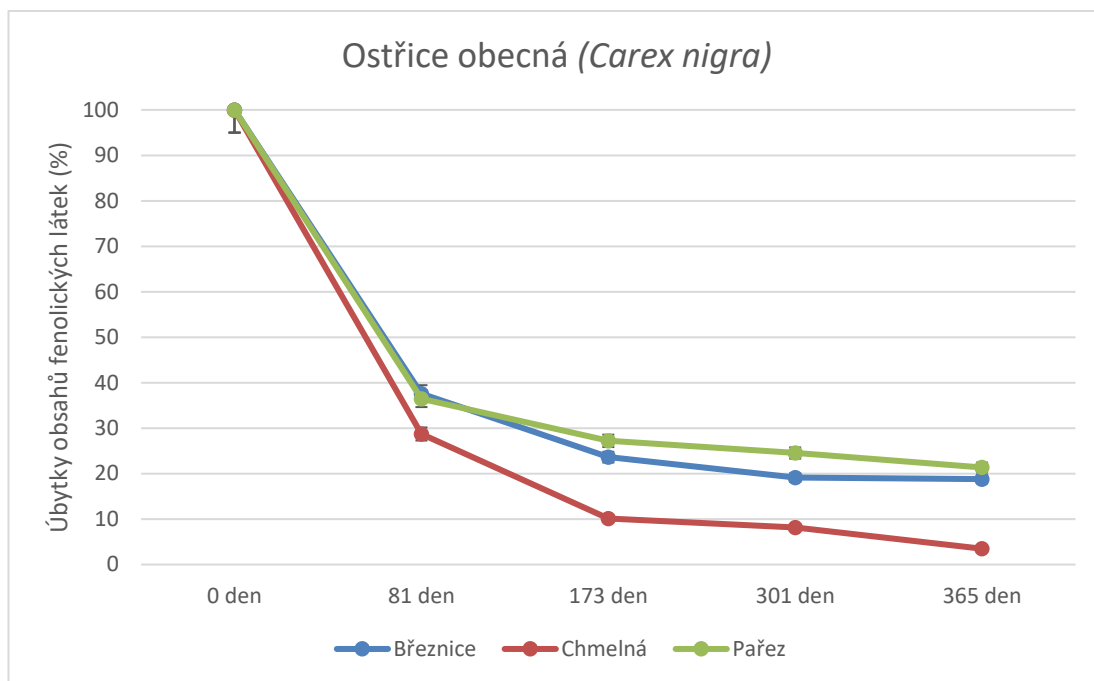
Opět, jako v předešlých grafech, i zde je nejrychlejší úbytek biomasy zaznamenán mezi prvním a druhým odběrem.



Obr. 26: Porovnání průměrů obsahů fenolických látek v listech a stoncích, s váhovými úbytky P. Australis a P. arundinacea (společný průměr u listů a stonků).

Pokud porovnáme úbytky vah mezi listy a stonky spolu s úbytky fenolů, nacházíme jisté úměrnosti dle Obr. 26. Patrný je zvýšený úbytek obsahů fenolických látek i průměrné váhy u listů oproti stonkům. U stonků výrazný úbytek fenolů nezpůsobil tolik výrazný úbytek váhy dekompostu, ale je patrné, že rychlost jeho úbytku byla přímo ovlivněna množstvím obsažených fenolických látek.

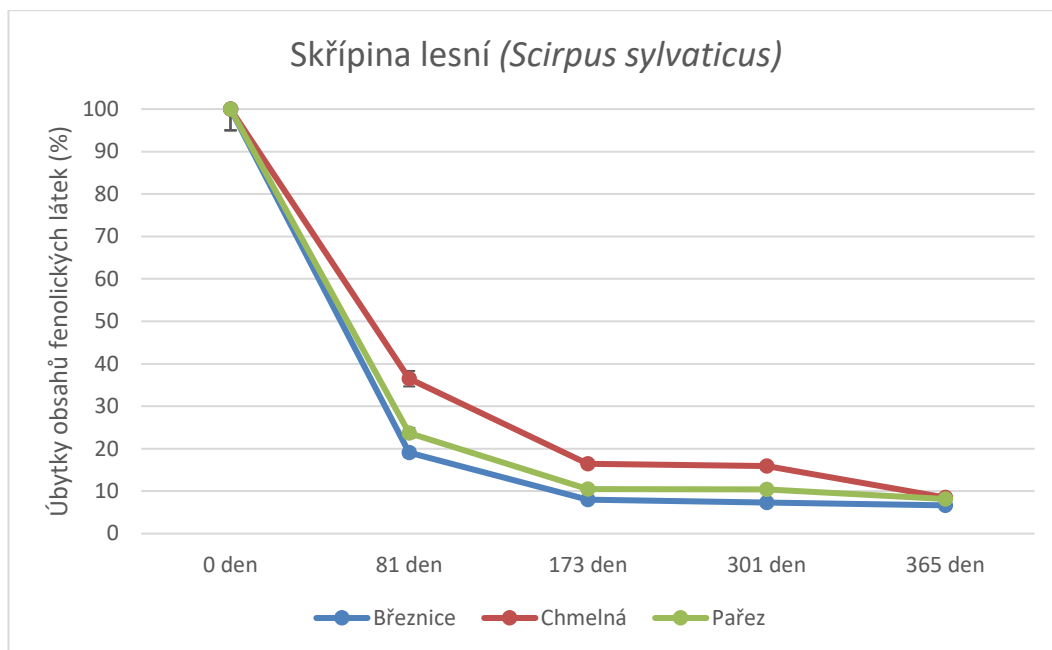
7.2. ÚBYTEK FENOLICKÝCH LÁTEK V DEKOMPOZIČNÍCH POKUSECH



Obr. 27: Procentuální úbytek fenolů *C. nigra* na zkoumaných lokalitách, uvedená data představují průměrné hodnoty \pm standardní odchylky.

Na Obr. 27 je zobrazen procentuální úbytek fenolů *C. nigra* za celé studované období (365 dní) na zkoumaných lokalitách. Nejvýznamnější úbytek je pozorován na kořenové čistírně odpadních vod Chmelná, kde zbylo pouze 3% fenolických látek. Oproti tomu v litorální části rybníku Pařez a lokalitě Březnice bylo konečné množství fenolu naměřeno okolo 20%, což je nejméně významný úbytek fenolických látek z hlediska daných lokalit.

Nejvýznamnější pokles fenolických látek je patrný až do druhého odběru (173 dní), pak jsou hodnoty poměrně vyrovnané a stabilní.

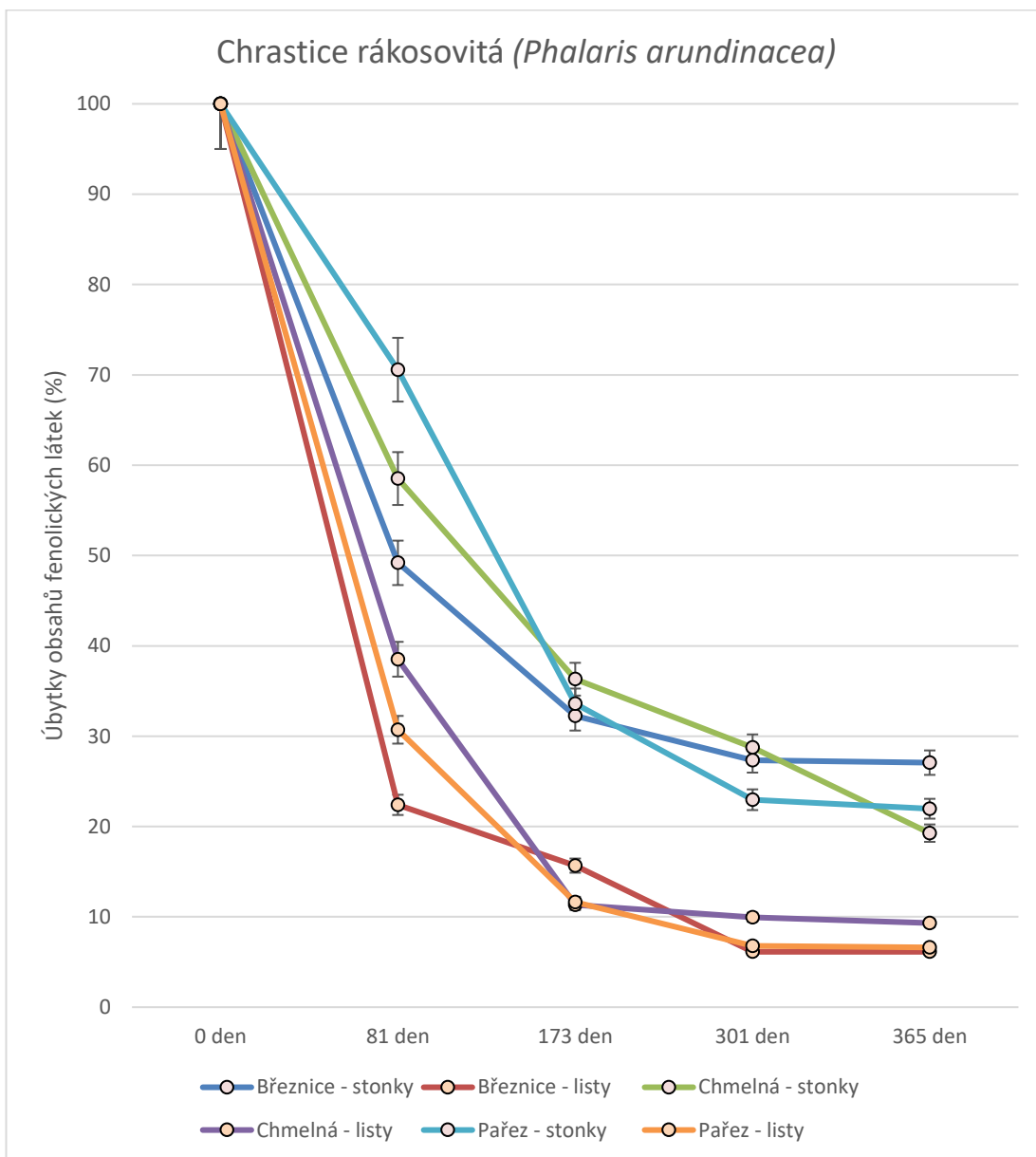


Obr. 28: Procentální úbytek fenolů *Scirpus sylvaticus* na zkoumaných lokalitách, uvedená data představují průměrné hodnoty \pm standardní odchylky.

Na Obr. 28 lze vidět procentuální úbytek fenolů u zkoumané rostliny *S. sylvaticus* za celé studované období (365 dní) na zkoumaných lokalitách. Konečný úbytek je relativně vyrovnaný u všech třech lokalit. Konečné hodnoty úbytků byly téměř shodné, ale nejvyšší konečná hodnota úbytku obsahu fenolických látek byla naměřena v Březnici (94 %) a nejnižší v obci Chmelná (92 %). Vzájemné pořadí výše úbytků na jednotlivých lokalitách se v průběhu odběrů od sebe nelišilo a tak po celou dobu odběru zůstávalo velmi podobné (ale rozdílné, tzn. mimo toleranci a to převším u obce Chmelná) stejně jako jejich skutečné konečné hodnoty odběrů, kdy se hodnoty velmi přiblížily.

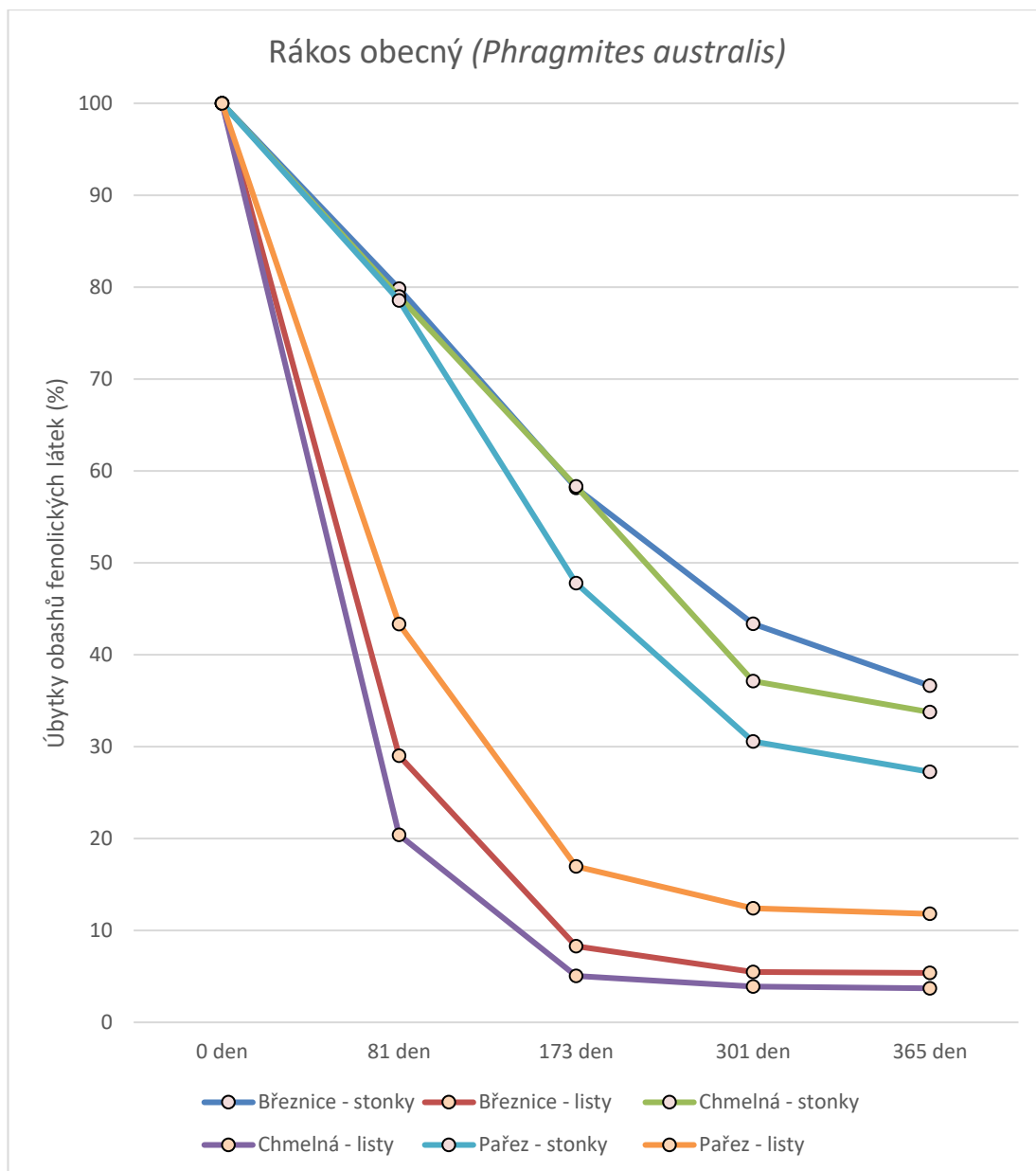
I zde byl největší úbytek fenolických látek zaznamenán do druhého (173 dní) odběru a v porovnání s váhovými úbytky tak došlo k opětovnému potvrzení vlivu obsahu fenolických látek na rychlost rozkladu a s tím spojený váhový úbytek. Během další etapy (do odběru v den 301) jsou úbytky na všech lokalitách téměř konstantní. V poslední etapě úbytky ve vzorkách z Chmelné výrazně stouply a přiblížily se tak hodnotám zbylých dvou lokalit, které v tomto období zůstaly relativně konstantní.

V porovnání s grafy váhových úbytků biomasy v minulé kapitole je především z hlediska druhého období patrná přímá úměra obsahu fenolických látek na rychlost rozkladu dekompozitu.



*Obr. 29: Procentuální úbytek fenolů *Phalaris arundinacea* na zkoumaných lokalitách, uvedená data představují průměrné hodnoty \pm standardní odchylky.*

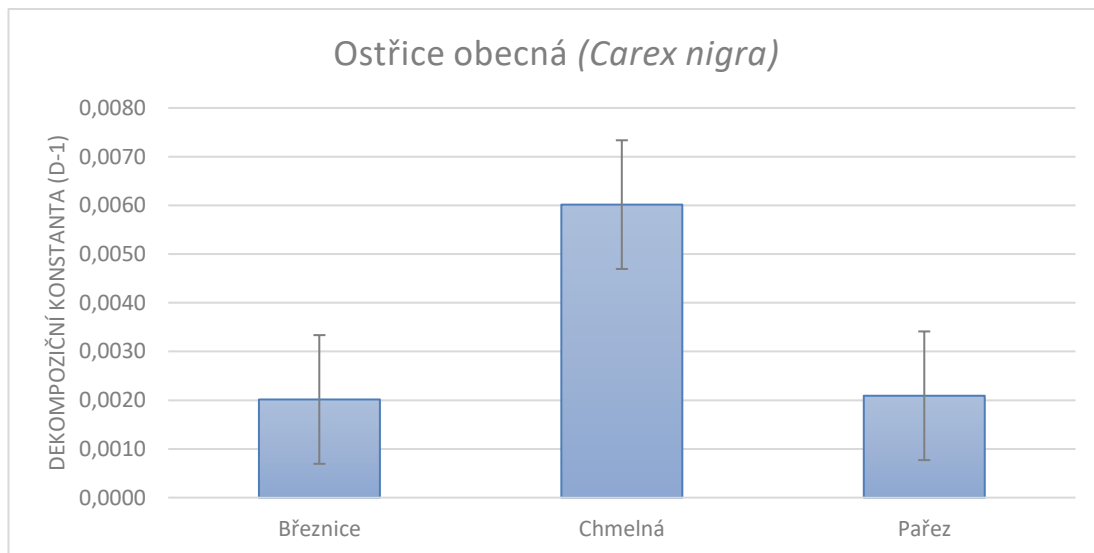
Na Obr. 29 se nachází procentuální úbytek fenolů vzorků *P. arundinacea* rozdělených na listy a stonky zkoumané rostliny. Procentuální úbytky fenolů listů jsou na dvou lokalitách velice vyrovnané (kolem 94 %) a vybočuje pouze lokalita Chmelná, která zůstala od poloviny celkového sledovaného období téměř konstantní okolo 10 %. Relativně vyrovnaný je i úbytek u stonků. I zde je nejvýznamnější úbytek zkoumaných látek před prvním odběrem (81 dní) a dále až do poloviny sledovaného období, kdy došlo k postupnému zpomalení poklesu obsahu fenolických látek až do poslední období, kdy především u listů zůstaly hodnoty takřka konstantní.



Obr. 30: Procentuální úbytek fenolů *Phragmites australis* na zkoumaných lokalitách, uvedená data představují průměrné hodnoty \pm standardní odchylky.

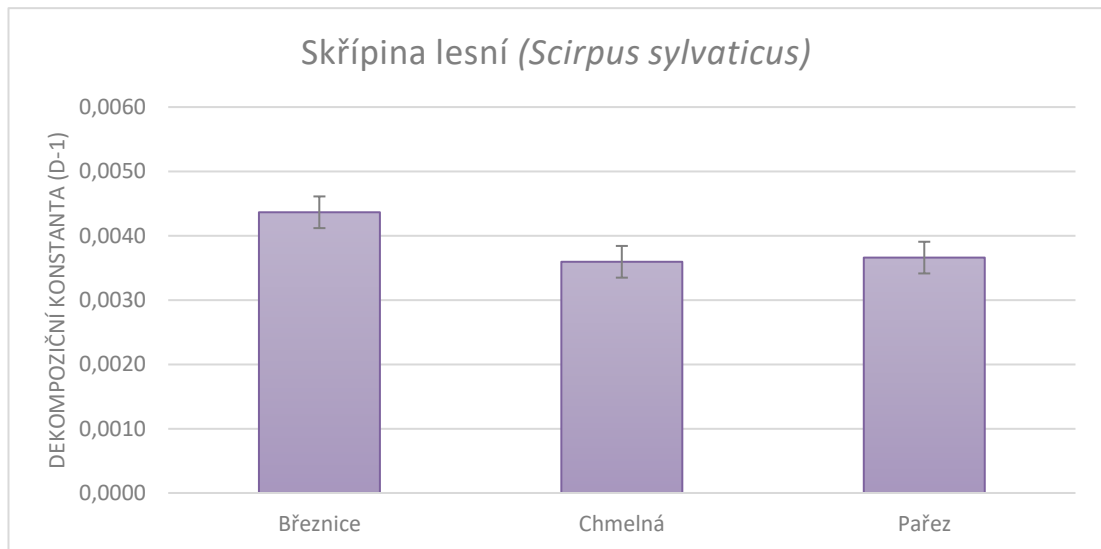
Na Obr. 30 je pozorovaná rostlina *P.australis*, která byla zkoumána během celého studovaného období (365 dní) na studovaných lokalitách. *P. australis* byla rozdělena na stonky a listy. I zde je celkový úbytek fenolů v listech větší, než úbytek ve stoncích a celkově veškerá zjištění pouze potvrzují zjištěné v předchozím případě *P. arundinacea*.

7.3. DEKOMPOZIČNÍ KONSTANTY JEDNOTLIVÝCH ROSTLIN NA RŮZNÝCH LOKALITÁCH



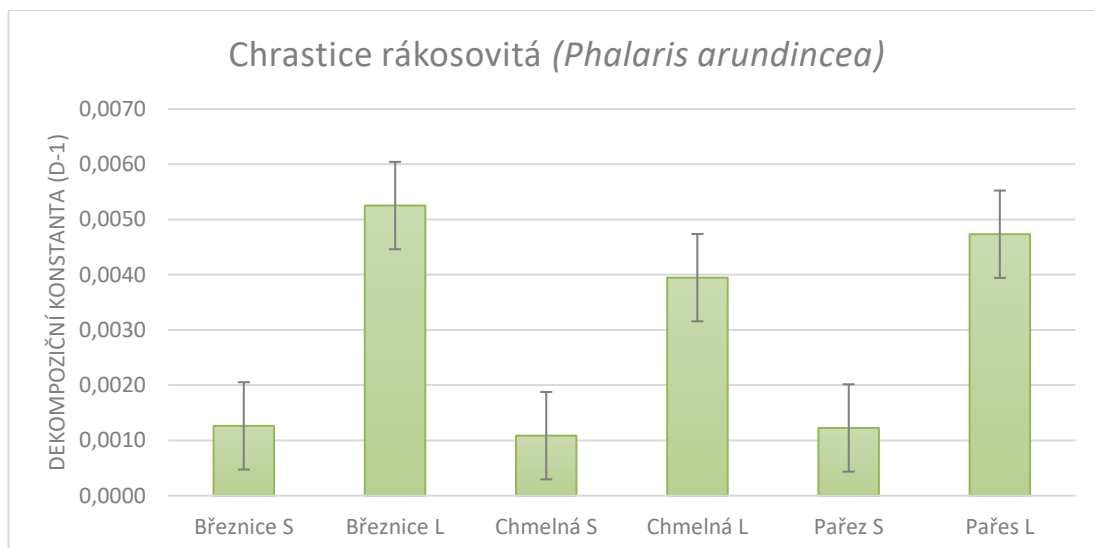
Obr. 31: Dekompoziční konstanty Carex nigra na zkoumaných lokalitách. Sloupce představují průměrné hodnoty. Chybové úsečky zobrazují signifikantní rozdíl $\alpha = 0,05$.

Na *Obr. 31* je dekompoziční konstanta druhu *C. nigra* a její srovnání v rámci třech zkoumaných lokalit (za celé zkoumané období – 365 dní). Jak si lze všimnout, nejnižší naměřená hodnota byla zaznamenána na lokalitě Pařez, kde hodnota dekompoziční konstanty je $0,0022 \text{ d}^{-1}$, naopak nejvyšší hodnota dekompoziční konstanty byla naměřena na lokalitě Chmelná, $0,0062 \text{ d}^{-1}$ (byl zde zaznamenán nejrychlejší rozklad).



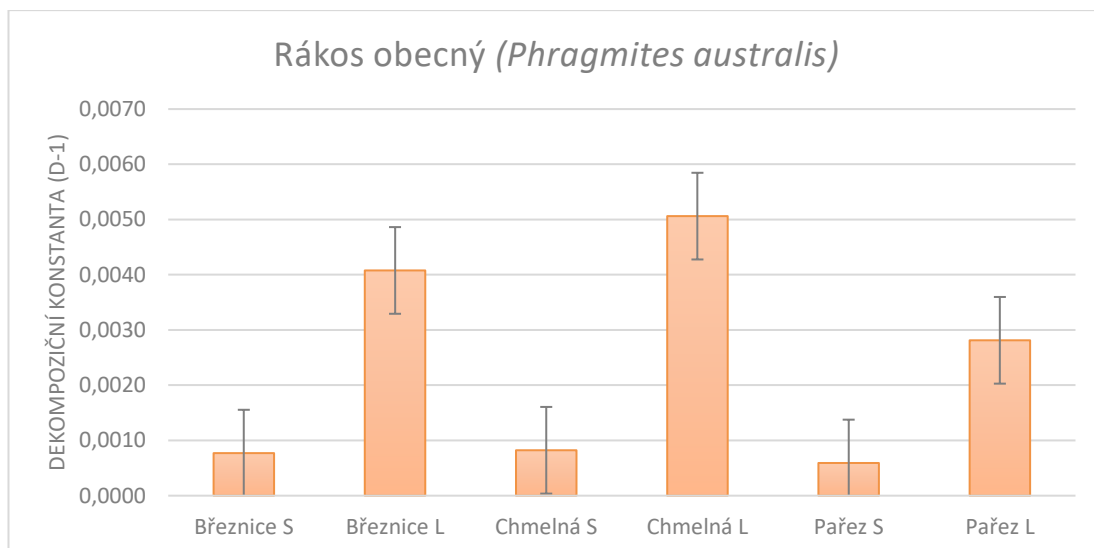
Obr. 32: Dekompoziční konstanty Scirpus sylvaticus na zkoumaných lokalitách. Sloupce představují průměrné hodnoty. Chybové úsečky zobrazují signifikantní rozdíl $\alpha = 0,05$.

Na obrázku číslo 32 je dekompoziční konstanta druhu *S. sylvaticus* a její srovnání v rámci všech tří zkoumaných lokalit (za celé studované období – 365 dní). Nejnižší hodnotu dekompoziční konstanty lze vidět na lokalitě Chmelná, jejíž hodnota je $0,0032 \text{ d}^{-1}$ a nejvyšší hodnotu na lokalitě Březnice ($0,0042 \text{ d}^{-1}$).



*Obr. 34: Dekompoziční konstanty stonku a listu *Phalaris arundinacea* na zkoumaných lokalitách. Sloupce představují průměrné hodnoty. Chybové úsečky zobrazují signifikantní rozdíl $\alpha = 0,05$.*

Obrázek číslo 34 obsahuje konstantu *P. arundinacea* opět na všech třech zkoumaných lokalitách a za celé studované období (365 dní). *P. arundinacea* byl rozdělen na stonky a listy. Jak si lze všimnout, dekompoziční konstanta stonků je mnohem nižší než dekompoziční konstanta listů. Nejnižší konstanta u stonků ($0,0092 \text{ d}^{-1}$) i listů ($0,0041 \text{ d}^{-1}$) byl naměřena na lokalitě Chmelná. Naopak nejvyšší dekompoziční konstanty byly zaznamenány na lokalitě Březnice, pro stonek je hodnota dekompozice $0,0014 \text{ d}^{-1}$ a pro list je to hodnota $0,0058 \text{ d}^{-1}$.



*Obr. 35: Dekompoziční konstant stonku a listu *Phragmites australis* na zkoumaných lokalitách. Sloupce představují průměrné hodnoty. Chybové úsečky zobrazují signifikantní rozdíl $\alpha = 0,05$.*

Na *Obr. 35* je dekompoziční konstanta pro druh *P.australis*, která byla zkoumána na všech třech lokalitách za celé studované období (365 dní). V rámci této rostliny byly zkoumány zvlášť stonky a zvlášť listy. Nižší dekompoziční konstanty byly zjištěny u stonků zkoumaných rostlin.

Nejnižší hodnota dekompoziční konstanty byla naměřena na lokalitě Pařez – stonek ($0,00059 \text{ d}^{-1}$) a druhá nejnižší na lokalitě Březnice - stonek ($0,00077 \text{ d}^{-1}$) Nejvyšší hodnota pro list ($0,0050 \text{ d}^{-1}$) na Chmelné a druhá nejvyšší pro list v Březnici ($0,0040 \text{ d}^{-1}$). Je patrný rozdíl dekompozičních konstant mezi listy a stonky.

7.4. SOUHRN

Tab. 4: Souhrnná tabulka hodnot zkoumaných faktorů; 1. koncentrace fenolických látek (v počátečním stavu měření); 2. průměrné množství fenolických látek v dekompozičním sáčku (v počátečním stavu měření); 3. vypočítané dekompoziční konstanty (z naměřených hodnot z odběrů a v počátečním a konečném stavu měření)

Rostlina	Lokalita		Koncentrace [g/kg]	Průměrné množství [mg]	Dekompoziční konstanty [d-1]
<i>C. nigra</i>	Březnice		16,49	165,06	0,00202
	Chmelná		14,39	143,19	0,00602
	Pařez		11,48	114,45	0,00209
<i>S. sylvaticus</i>	Chmelná		9,51	95,21	0,00436
	Březnice		7,89	78,92	0,00359
	Pařez		10,99	109,79	0,00366
<i>P. arundinacea</i>	Březnice	stonek	7,28	43,27	0,00126
		list	7,18	26,09	0,00525
	Chmelná	stonek	7,64	42,71	0,00109
		list	6,40	24,97	0,00395
	Pařez	stonek	6,32	35,51	0,00123
		list	6,60	25,98	0,00473
<i>P. australis</i>	Pařez	stonek	6,71	40,68	0,00077
		list	10,27	33,86	0,00408
	Chmelná	stonek	8,78	52,07	0,00082
		list	14,64	45,21	0,00506
	Březnice	stonek	8,62	49,28	0,00059
		list	8,74	24,65	0,00281

Z tabulky číslo 4 vyplývá, že nejvyšší koncentrace fenolických látek (v počátečním stavu měření) byla zjištěna u rostliny *C.nigra* na lokalitě Březnice – 16,489 g/kg. A nejnižší hodnota koncentrace fenolických látek (v počátečním stavu měření) u rostliny *P.arundinacea* na lokalitě Pařez – stonek 6,317 g/kg.

Nejvyšší koncentrace fenolických látek u listů zkoumaných rostlin byla získána u druhu *P.australis* na lokalitě Chmelná - 14,642 g/kg a nejvyšší koncentrace u stonků, byla zjištěna u druhu *P.australis* na lokalitě Chmelná – 8,776 g/kg.

Nejnižší hodnota koncentrace fenolických látek u listů zkoumaných rostlin byla naměřena u druhu *P.arundinacea* na lokalitě Chmelná – 6,399 g/kg a nejnižší hodnota u stonků byla zjištěna u shodného druhu rostliny, ale na rozdílné lokalitě - Pařez – 6,317 g/kg.

Ze souhrnné tabulky dále vyplývá, že nejvyšší hodnota průměrného množství fenolických látek v dekompozičním sáčku byla zjištěna v rostlině *C.nigra* na lokalitě Březnice a to 165,063 mg. Naopak nejnižší hodnota průměrného množství fenolických látek v dekompozičním sáčku byla zjištěna v rostlině *P.australis*, na lokalitě Březnice – list 24,649 mg.

Nejvyšší průměrné množství fenolických látek v dekompozičním sáčku u listů zkoumaných rostlin bylo naměřeno u druhu *P.australis* na lokalitě Chmelná – 45,208 mg a nejvyšší hodnota u stonků byla zjištěna stejné rostliny na shodné lokalitě – 52,068 mg.

Nejnižší průměrné množství fenolických látek v dekompozičním sáčku u listů zkoumaných rostlin bylo naměřeno u *P.australis* na lokalitě Březnice – 24,649 mg a nejnižší hodnota u stonků byla naměřena u *P.arundinacea* na lokalitě Pařez – 35,505 mg.

Z tabulky číslo 4 je zároveň patrné, že nejvyšší hodnota dekompoziční konstanty je u rostliny *C.nigra* na lokalitě Chmelná 0,00623 d⁻¹. Naopak nejnižší zjištěná dekompoziční konstanta je u rostliny *P.australis* na lokalitě Březnice – stoněk 0,00078 d⁻¹.

Nejvyšší dekompoziční konstanta u listů zkoumaných druhů rostlin byla zaznamenána u *P.arundinacea* na lokalitě Březnice – 0,0058 d⁻¹ a nejvyšší hodnota u stonků byla zjištěna u stejného druhu rostliny na stejné lokalitě – 0,0015 d⁻¹.

Nejnižší dekompoziční konstanta u listů zkoumaných druhů rostlin byla zjištěna u *P.australis* na lokalitě Březnice – 0,0033 d⁻¹ a nejnižší hodnota u stonků byla zjištěna u stejného druhu rostliny na shodné lokalitě – 0,00078 d⁻¹.

8. DISKUZE

Hlavním cílem této diplomové práce bylo určení vlivu obsahu fenolických látek na rychlost dekompozice biomasy mokřadních rostlin.

Studie, které by sledovaly obsahy fenolů v mokřadních rostlinách není mnoho, nicméně u jiných druhů rostlin bylo prokázáno, že čím vyšší je obsah fenolických látek v rozkladném materiálu, tím pomalejší je jeho následný rozklad.

V této práci jsem se zabývala celkovým obsahem fenolických látek. Některé se ovšem odbourávají velmi rychle a jejich množství v průběhu pokusu kleslo. Jiné typy fenolických látek se ale fixují v rostlinách po delší dobu, proto se jejich úbytek nemusí projevit. Z tohoto důvodu by bylo vhodné tuto diplomovou práci do budoucna rozšířit o jednotlivé druhy těchto látek a zkoumat jejich bližší vliv na rychlost dekompozice.

Harrison (2015) zkoumal dva druhy mokřadních rostlin (*Typha latifolia* (RIT – Rochester Institute of Technology), *T.latifolia* (HANA - High Acres Nature Area), *T.angustifolia* RIT) a koncentraci fenolických látek v jejich sušině. Nejnižší zjištěná hodnota byla zjištěna u druhu *T.latifolia* (HANA) – 5,987 mg.g DW⁻¹ a nejvyšší hodnota, ke které dospěl byla cca 12,945 mg.g DW⁻¹ u druhu *T.latifolia* (RIT).

V průměru se více blížíme Harrisonově hodnotám.

Nejnižší hodnota koncentrace fenolických látek byla u rostliny *P.arundinacea* na lokalitě Pařez – stonek (6,317 g/kg) a nejvyšší hodnota koncentrace byla u *C.nigra* na lokalitě Březnice (16,489 g/kg).

Z provedené studie je patrný jistý vliv obsahu fenolických látek na rychlost dekompozice mokřadních rostlin.

Dekompoziční konstanty se lišily v rámci jednotlivých částí zkoumaných rostlin (stonky, listy). Rychlejší dekompozice byla prokázána u listů. Rozdíly mezi

rozklady různých částí rostlin na zkoumaných lokalitách byly statisticky významné ($p < 0,05$). Výsledky, vyplývající z této diplomové práce podporují tvrzení, který vznesl *Gessner (2000)*. Ten poukázal na to, že za účelem posouzení dekompozice vybraných mokřadních rostlin je nutné oddělit stonky a listy.

Gessner (2000) také došel k závěrům, že pomalejší dekompozice stonků může být způsobena tím, že mikrobiální a živočišný rozklad biomasy může být zpočátku omezen a to vnějšími tkáněmi u jednotlivých stébel rostlin. Podobně, jako v případě dekompozice odumřelého dřeva ve sladkých vodách (*Anderson et al.; 1984*). *Ágoston-Szabó et al. (2008)* popisují, že rozdíly v dekompozici rostlin jsou často vztažené ke koncentraci ligninu v buněčných stěnách rostlin. Lignin je velice odolná látka vůči mikrobiální degradaci a to díky jeho chemické struktuře – síti polymerů, to zapříčiňuje jeho schopnost snižovat biologickou dostupnost dalších složek buněčných stěn nezbytných pro dekompozici. Také *Dinka a kol. (2004)* vysvětlují rychlejší dekompozici biomasy stonků (kvůli vyššímu obsahu pomalu rozkládajícího se ligninu) nežli listů. V této diplomové práci jsem sledovala pouze celkové fenolické látky, vzhledem k těmto tvrzením by tedy bylo vhodné zařadit i analýzu ligninu a dalších druhů a skupin fenolických látek.

Pinna a Basset (2004) uvádí konstanty dekompozice pro listy a stonky *P.australis* (jak jsou prezentovány v literatuře), kde pro listy se hodnoty dekompoziční konstanty pohybují v rozmezí od $0,0013 \text{ d}^{-1}$ do $0,0193 \text{ d}^{-1}$, pro stonky $0,0005 \text{ d}^{-1}$ do $0,0042 \text{ d}^{-1}$. V této diplomové práci se hodnoty pohybují v rozmezí $0,0033 - 0,00557 \text{ d}^{-1}$ (listy) a $0,00078 - 0,00119 \text{ d}^{-1}$ (stonky). K obdobným hodnotám dekompozičních konstant dospěla také *Rejmánková (2006)*, kde udává hodnoty dekompozičních konstant v rozmezí $0.0020-0.0116 \text{ d}^{-1}$ (*Eleocharis Cellulosa*). Obecně vyšší hodnoty (tedy i rychlejší dekompozice) byly stanoveny v zemích s teplejším klimatem (příkladem může být Egypt, Austrálie, jihovýchodní Čína, či Portugalsko), zatímco pomalejší dekompozice byla zaznamenána v mírném klimatu (Maďarsko, Velká Británie, Německo, Holandsko) (*Pinna a Basset; 2004*). Hodnoty dekompozičních konstant, které jsou uváděny v této diplomové práci, tedy dle očekávání spadají do rozmezí mírných klimatických podmínek. Teplota ovšem není jediným faktorem, který může ovlivnit rychlost dekompozic. Mezi další významné faktory lze zahrnout

složení bakteriální populace, (*Berg a McClugherty; 2008*), které však v této práci nebylo zkoumáno.

V tabulce číslo 4 jsou uvedeny dekompoziční konstanty pro *P.australis* (stonky a listy v jednom opadovém sáčku), ale i pro ostatní zkoumané rostliny. Ve většině provedených studiích byl uvažován hmotností poměr v jednotlivých opadových sáčcích 3:1 (stonky : listy) a je používán k napodobení přírodního rozdělení hmotností mezi stonky a listy.

Množství výstupů (rostlin vykazujících podobné charakteristiky) této práce spolu se zjištěním, že nejrychlejší byla dekompozice u *C. nigra* (lokalita Chmelná; $0,00623 \text{ d}^{-1}$) a zároveň tato rostlina obsahovala nejvyšší množství fenolů (lokalita Březnice; 165,063 mg), tak tato studie potvrzuje fakt, že obsah fenolu má vliv na rychlost dekompozice biomasy mokřadních rostlin. Oproti ostatním studiím u jiných druhů rostlin lze tedy konstatovat, že čím více fenolu, tím rychlejší dekompozice.

Hlavní cíl této práce byl tedy splněn.

9. ZÁVĚR

1. Mokřadní ekosystémy představují jedny z nejdůležitějších rezvoárů uhlíku na světě.
2. Zvýšená míra ukládání uhlíku je způsobena především nekompletní dekompozicí, která je pro tyto ekosystémy charakteristická.
3. Výsledky předkládané práce ukázaly, že různé části zkoumaných mokřadních rostlin se rozkládají rozdílnou rychlostí.
4. Rychlejší dekompozice byla pozorována u listů, než u stonků.
5. Nejrychlejší rozklad byl zaznamenán u *C.nigra*, ale pouze na jedné zkoumané lokalitě.
6. Nejpomalejší dekompozice byla sledována u stonků *P.australis*.
7. Z provedené studie je patrný určitý vliv obsahu fenolických látek na rychlost dekompozice mokřadních rostlin. Tento jev je však pozorován pouze pro některé druhy rostlin, popř. je rychlost dekompozice rozdílná na různých lokalitách.
8. Sledované rozdíly mohou být pravděpodobně způsobeny různorodým zastoupením jednotlivých skupin fenolických látek v biomase rostlin.
9. Vzhledem k uvedeným výsledkům by bylo vhodné výzkum rozšířit o sledování koncentrace jednotlivých skupin fenolických látek v mokřadních rostlinách se zaměřením na stanovení ligninu.

10. CITOVANÁ LITERATURA

1. **ÁGOSTON-SZABÓ, E., DINKA, M., 2008:** *Decomposition of Typha angustifolia and Phragmites australis in the littoral zone of a shallow lake.* Biologia, Vol. 63, pp. 1100-1106.
2. **ALVAREZ, S., GUERRERO, M.C., 2000:** *Enzymatic activities associated with decomposition of particulate organic matter in two shallow ponds.* Soil Biology a Biochemistry, Vol. 32, pp. 1941-1951.
3. **ANDERSEN, F.Ø., 1978:** *Effects of nutrient level on the decomposition of Phragmites communis Trin.* Arch Hydrobiol Vol. 84, pp. 42-54.
4. **BÄRLOCHER, F., GRACA MAS., 2005:** *Total phenolics.* In: Bärlocher F., Graca M. A. S., Gessner M. O., (eds.) *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide.* Springer, Dordrecht, pp. 97 – 100.
5. **BERG, B., MCCLAUGHERTY, C., 2008:** *Plant litter. Decomposition, Humus formation, carbon sequestration.* Ed. 2. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
6. **BRAGATO, C., SCHIAVON, M., POLESE, R., ERTANI, A., PITTARELLO, M., MALAGONI, M., 2009:** *Seasonal variation of Cu, Zn, Ni and Cr concentration in Phragmites australis (Cav.) Trin.ex Steudel in a constructed wetland of North Italy.* Desalination, Vol. 246, pp. 35-44.
7. **BRUNE, M., HALLBERG, L., SKANBERG, A., B., 1991:** *Determination of iron-binding phenolic groups in foods.* Journal of Food Science, Vol. 56, pp. 128-131.
8. **CLEVERING, O.A., BRIX, H., LUKAVSKÁ, J., 2001:** *Geographic variation in growth responses in Phragmites australis.* Aquatic Botany, Vol. 69, pp. 89-108.
9. **CORNET H., J., 1983:** *Arundinoideae. Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Vol. 1,* pp. 121-133.
10. **ČÍŽKOVÁ, H., RYCHTEROVÁ, J., HAMADEJOVÁ, L., SUCHÝ, K., KVĚT, J., ANDERSON, N.O., 2013:** *Production in temperate permanent wet grasslands dominated by Phalaris arundinacea: case study from the Třeboň basin biosphere reserve, Czech Republic.* In: *Natural and Constructed Wetlands, Book of abstracts, Třeboň,* pp. 13-15.

11. **DICKINSON, C., PUGH G., 1974:** *Biology of Plant Litter Decomposition*. New York: Academic Press, 2v, pp. 146.
12. **DINKA, M., ÁGOSTON-SZABÓ, E., TÓTH, I., 2004:** *Changes in nutrient and fibre content of decomposing Phragmites australis litter*. Internat Rev Hydrobiol Vol. 89, pp.519-535.
13. **DOSTÁL, J., 1989:** *Nová Květena ČSSR*. Academia, Vol. 2, Praha.
14. **DVOŘÁK, J., 2002:** *Význam a průběh dekompozičních procesů v mokřadech*. In Květ, J., Rajchard, J.: *Ekologie mokřadů*, [cit. 2013-04-4].
15. **DVOŘÁKOVÁ, K., 2004:** *Ochrana mokřadů*. In: Květ, J., Rajchard, J. (Ed.): *Ekologie mokřadů*. Skripta BF, PF a ZF.
16. **FOLIN, O., CIOCALTEU, V., 1927:** *On tyrosine and tryptophane determination in proteins*. Journal of Biological Chemistry, Vol.27, pp. 239-343.
17. **FOLIN, O., DENIS, W., 1912:** *Tyrosine in proteins as determined by a new colorimetric method*. Journal of Biological Chemistry, Vol. 12, pp. 245-251.
18. **GESSNER, M.O., 2000:** *Breakdown and nutrient dynamics of submerged Phragmites shoots in the littoral zone of a temperate hardwater lake*. Aquat Bot Vol. 66, pp. 9-20.
19. **GOULD, K.S., LEE, D.W. (eds.), 2002:** *Anthocyanins and Leaves. The Function of Anthocyanins in Vegetative Organs*. Advances in Ecological Research, Vol. 37. Academic Press. London.
20. **GRULICH, V., ŘEPKA, V., 2002:** *Carex L. In: Klíč ke Květeně České republiky*. Kubát, K., (eds.), Academia, Praha.
21. **HANSEN, D.L., LAMBERTINI, C., JAMPEETONG, A., BRIX, H., 2007:** *Clone-specific differences in Phragmites australis: Effects of ploidy level and geographic origin*. Aquatic Botany, Vol. 86, pp. 269-279.
22. **HARRISON, A.F., 1971:** *The inhibitory effect of oak leaf litter tannins on the growth of fungi, in relation to litter decomposition*. Soil Biology and Biochemistry, Vol.3, pp. 167-172.
23. **HASLAM S., M., 1972:** Biological flora of the British Isles. No. 128 *Phragmites communis Trin., Arundo phragmites L., Phragmites australis (Cav.) Trin.* Journal of Ecology Vol. 60, pp. 585-610.

24. **HASLAM, S., M., 1969:** The Development and Emergence of Buds in *Phragmites communis* Trin. *Annals of Botany*, Vol. 33, pp. 289-301.
25. **HOORENS, B., AERTS, R., STROETENGA, M., 2003:** *Does initial litter chemistry explain litter mixture effects on decomposition?* *Oecologia* Vol. 137, pp. 578-586.
26. **HRON, F., ZEJBRLÍK, O., 1983:** *Kapesní atlas: Rostliny luk, pastvin, vod a bažin*. 2. vydání, Praha: SPN.
27. **HROUDOVÁ, et. al., 2009:** *Vegetace České republiky*. Academia. Praha, s. 480-484.
28. **CHYTIL, J., HAKROVÁ P., HUDEC, K., HUSÁK, Š., JANDOVÁ, J., PELLANTOVÁ, J., 1999:** *Mokřady České republiky – přehled vodních a mokřadních lokalit ČR.*, - Český ramsarský výbor, Mikulov, s. 68-70.
29. **JENÍK, J., 1983:** *Mokré louky u Třeboně: modelová lokalita biosferického fondu:* In: Jeník, J., Květ, J. (Ed.), *Studie zaplavovaných ekosystémů Třeboně*, ČSAV, Praha, s. 9-18.
30. **KEDDY, P. A., 2000:** *Wetland Ecology. Principles and Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 614.
31. **KEDDY, P. A., 2010:** *Wetland Ecology. Principles and Conservation*. 2nd ed. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 497.
32. **KENDER, J., 2000:** *Teoretické a praktické aspekty ekologie krajiny*, Ministerstvo životního prostředí, Praha, pp. 60-65.
33. **KIM, K.D., EWING, K., GIBLIN, D.E., 2006:** *Controlling Phalaris arundinacea (reed canarygrass) with live willow stakes: A density-dependent response*. *Ecological Engineering*, Vol. 27, pp. 219-227.
34. **KOVÁŘOVÁ, M., 1984:** *Changes of several characteristics of native litter during exposure in periodically flooded biotopes*. *Folia Geobotanica Phytotaxonomica*, pp. 257 – 277.
35. **KRÁSA, P., 2007:** *Skřípina lesní (online)*. O.s. Přírodovědná společnost, BOTANY.cz

- 36. KÜHL, H., KOPPITZ, H., ROLLETSCHEK, H., KOHL, J-G., 1999:** *Clone specific differences in a Phragmites australis stand I. Morphology, genetics and site description.* Aquatic Botany, Vol. 64, pp. 235-246.
- 37. LAMBORTINI, C., SORRELL, B.K., RIIS, T., OLESEN, B., BRIX, H., 2012:** *Exploring the borders of European Phragmites within a cosmopolitan genus.* AoB plants, Vol. 2012, pp.
- 38. LAVERGNE, S., MOLOFSKY, J., 2007:** *Increased genetic variation and evolutionary potential drive the success of an invasive grass.* PNAS, Vol. 104, pp. 3883-3888.
- 39. MAREK, L., ŘEZNÍČKOVÁ, P., KORP, R., 2016:** *Vodní rostlina I: Skřípina lesní.* Přírodovědecká společnost, BOTANY. Praha.
- 40. MARCHAND, L., MENCH, M., JACOB, D.L., OTTE, M.L., 2010:** *Metal and metalloid removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of plants and standardized measurements.* Environmental Pollution, Vol. 158, pp. 3447-3461.
- 41. McMURY, J., 2007:** *Organická chemie.* Vutium. Brno.
- 42. MEYERSON LA., 2000:** *Ecosystem-level effects of invasive species: a Phragmites case study in two freshwater tidal marsh ecosystems on the Connecticut river.* Doctoral thesis, Yale University, New Haven.
- 43. MITCH, W. J.: GOSSELINK, J.G., 1993:** *Wetlands.* 2nd ed. New York: Van Nostrand Reinhold, pp. 722.
- 44. OLSON, J. S., 1963:** *Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems.* Ecology, pp. 322-331.
- 45. PACHMANN, E., HOFFMANN, V., 1981:** *Obečná didaktika chemie.* SPN, Praha.
- 46. PINNA, M., BASSET, A., 2004:** *Summer drought disturbance on plant detritus decomposition processes in three River Tirso (Sardinia, Italy) sub-basins.* Hydrobiologia Vol. 522, pp. 311-319.
- 47. POKORNÝ, J., 2004:** *Úloha mokřadů v regulaci hydrologické bilanci a biogeochemických cyklů v krajině.* In: Květ, J., Rajchard, J. (Ed.), Ekologie mokřadů. Skripta BF, PF a ZF. Dostupné na internetu:

http://www.eamos.cz/amos/kek/externi/kek_407/02/02..htm. Staženo dne 12.4.2016.

48. POLÍVKA, F., 2016: *Názorná květena zemí koruny české: Skřípina lesní*. Wendys, Praha, s. 577-578.
49. POSPÍŠIL, F., 1980: *Obsah a složení humusu v půdách v českých zemích*. Academia, Praha, s. 89.
50. PRIMACK, R.B., KINDLMANN, P., JERSÁKOVÁ J., 2011: *Úvod do biologie ochrany přírody*. Praha, Portál, s. 466,.
51. RANDUŠKA, D., ŠOMŠÁK, L., HÁBEROVÁ I., 1989: *Barevný atlas rostlin*. Bratislava: Vydavatelstvo Obzor, s. 640.
52. REGAL, V., ŠINDELÁŘOVÁ J., 1970: *Atlas nejrůznějších trav*. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, s. 268.
53. REJMÁNKOVÁ, E., SIROVÁ, D., 2006: *Wetland macrophyte decomposition under defferent nutrient conditions: Relationships between decomposition, rate, enzyme activies and microbial biomass*. Soil Biology a Biochemistry, České Budějovice, s.526 – 528.
54. RICHARDSON, C.J., VYMAZAL, J., 2001: *Sampling macrophytes in wetlands*. In: Rader, S.B., Batzer, D.P., Wissinger, S.A., [eds.]: *Bioassessment and Management of North American Freshwater Wetlands*. John Wiley a Sons, New York, pp. 297-337.
55. ROMERO, J.A., BRIX, H., COMÍN, F.A., 1999: *Interactive effects of N and P on growth, nutrient allocation and NH₄ uptake kinetics by Phragmites australis*. Aquatic Botany, Vol. 61, pp. 369-380.
56. SPITRZER, K., BUFKOVÁ, I., 2008: *Šumavská rašeliniště*. Vimperk: Správa Národního parku a Chráněné krajinné oblasti Šumava, s. 25, 99.
57. STRATIL P., ET AL., P., 2007: *Determination of phenolic compounds and their antioxidant activity in fruits and cereals*. Talanta Vol. 71, pp. 1741-1751.
58. SZCZEPANSKY, K., 1969: *Biomasy of underground parts of the reed Phragmites communis Trin*. Bullentin de l'Academi Polonaise des Sciences. Serie des Sciences Biologiques 17, pp. 245 – 246.

- 59. TESAŘOVÁ, M., 1987:** *Stanovení rychlosti rozkladu rostlinného opadu metodou sáčků (LITTER-BAGS)*. In: Rychnovská, M. (Ed.): *Metodi studia travinných ekosystémů*. Academia, Praha, s. 187.
- 60. ÚLEHLOVÁ, B., 1985:** *Rozkladači a rozkladné procesy v travinných ekosystémech*. In Rychnovská, M., Balátová, E., Úlehlová, B., Pelikán, J. *Ekologie lučních porostů*. Praha: Academia, s. 181 – 261.
- 61. UŠŤAK, S., STRAŠIL, Z., VÁŇA, V., HONZÍK, R., 2012:** *Pěstování chrastice rákosovité Phalaris arundinacea L. pro výrobu bioplynu*. Výzkumný ústav rostlinné výroby.
- 62. VNUKOVÁ, K., 2008:** *Fenolické látky v luštěninách a zrninách a jejich antioxidační aktivita*. Bakalářská práce, Ústav chemie a biochemie (AF), MENDELU.
- 63. VOTRUBOVÁ, O., SOUKUP, A., 1999:** *Proč mohou mokřadní rostliny žít v zaplavené půdě*, Živa (1/1999), s. 12 – 16.
- 64. VRBA, V., HULEŠ, L., 2007:** *Humus – půda – rostlina: Humus a půda*. [s.2.] : [s.n.], 10s. [online]. [cit. 8.3. 2017]. Dostupné z <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/humus-puda-rostlina-2-humus-a-puda>.
- 65. VYMAZAL, J., 1995:** *Čištění odpadních vod v koenových čistírnách*. ENVI s.r.o., Třeboň, s. 129.
- 66. VYMAZAL, J., 2013:** *Does the presence of weedy species affect the treatment efficiency in constructed wetlands with horizontal subsurface flow?* In: Vymazal, J.,: *International Workshop on Nutrient Cycling and Retention in Natural and Constructed Wetlands, Book of abstracts*, Třeboň, pp. 90-93.
- 67. VYMAZAL, J., KRÖPFLOVÁ, L., ŠVEHLA, J., CHRASTNÝ, V., ŠTÍCHOVÁ, J., 2009:** *Trace elements in Phragmites australis growing in constructed wetlands for treatment of municipal wastewater*. *Ecological Engineering*, Vol. 35, pp. 303 – 309.
- 68. WATERMAN, P.G., MOLE, S., 1994:** *Analysis of Phenolic Plant Metabolites*. Blackwell Scientific Publications. *Methods in Ecology*. Oxford.
- 69. WEBER, E., 2003:** *Invasive plants of the world – a references guide to enviromental weeds*. Cabi Publishing, pp. 57-321.

- 70. XIONG, S., ZHANG, Q-G., ZHANG, D-Y., OLSSON, R., 2008:** *Influence of harvest time on fuel characteristics of five potential energy crops in northern China.* Bioresource Technology, Vol. 99, pp. 479-485.
- 71. ZEDLER, J., B., 2004:** *Causes and consequence of invasive plants in wetlands: Opportunities, Opportinists, and Outcomes.* Critical Review in Plant Science, Vol. 23, pp. 431-452.
- 72. ZUCKER, W.V., 1983:** *Tannins: does structure determine function? An ecological perspective.* American Naturalist, Vol. 121, pp. 335-365.

11. SEZNAM PŘÍLOH

11.1. SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

CIGA - Celouniverzitní Interní Grantová Agentura

ČZU – Česká Zemědělská Univerzita

DMT - Dimethyltriptamin

DP – Diplomová práce

FCČ - Folin-Ciocalteuho činidla

FCM - Folin-Ciocalteuova metoda

FŽP – Fakulta životního prostředí

GAE - „Gallic Acid Equivalent method“

KČOV – Kořenová čistírna odpadních vod