

**JIHOČESKÁ UNIVERZITA**  
**V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH**  
Zemědělská fakulta

---

Katedra agroekosystémů  
Studijní program: P4102 / Fytotechnika  
Studijní obor: 4102V008 / Speciální produkce rostlinná  
Vedoucí katedry: doc. Ing. Petr Konvalina, Ph.D.

**DISERTAČNÍ PRÁCE**

**Environmentální aspekty pěstování vybraných  
energetických rostlin**

Vedoucí disertační práce: doc. Ing. Jan Moudrý, Ph.D.

Autor disertační práce: Ing. Marek Kopecký

**České Budějovice, 2018**

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své disertační práce, a to v nezkrácené podobě Zemědělskou fakultou - elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne 1. 8. 2018

.....  
Ing. Marek Kopecký

### **Poděkování**

Děkuji všem přátelům a rodinným příslušníkům, kteří mi vytvořili takové podmínky, které byly pro vznik této disertační práce nezbytné. Dále bych rád poděkoval členům Katedry agroekosystémů. Jmenovitě bych zmínil vedoucího mé disertační práce doc.

Ing. Jana Moudrého, Ph.D., vedoucí katedry doc. Ing. Petra Konvalinu, Ph.D. a prof. Ing. Jana Moudrého, CSc., sekretářku katedry paní Editu Hornátovou, technické pracovníky a kolektiv doktorandů, který na katedře pomáhal vytvářet příjemnější atmosféru. Velký dík patří také prof. Ing. Ladislavu Kolářovi, DrSc., který mi byl při psaní práce nepostradatelným rádcem. Děkuji rovněž doc. Ing. Martinu Šlachtovi za pomoc při determinaci odchycených exemplářů střevlíkovitých brouků.

## Abstrakt

Cílem disertační práce bylo v první řadě determinovat energetický zisk, kterého je možno dosáhnout při pěstování vybraných druhů energetických rostlin (v různých režimech hnojení a sečení) na experimentální lokalitě Zemědělské fakulty Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. Jednou ze zvolených rostlin byla *Zea mays* L., která je v současné době v České republice pěstována na relativně velké výměře. Jako další rostliny byly zvoleny vytrvalé druhy *Phalaris arundinacea* L., *Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1 a *Miscanthus* × *giganteus*.

V návaznosti na zjištěná data byla pomocí metody USLE vyjádřena erozní ohroženost půd při pěstování těchto rostlin. Dále byl proveden rozbor půd ze zmiňovaných porostů. Analýzy byly zaměřeny na hodnocení organické hmoty pomocí nově zaváděné metody. Posledním aspektem, který byl v porostech hodnocen, byl výskyt střevlíkovitých brouků jakožto bioindikátorů stavu životního prostředí.

Výsledky výzkumu ukázaly, že jednoznačně nejvýnosnějším druhem je *Zea mays* L. Naopak porost *Phalaris arundinacea* L. nemůže být z tohoto hlediska hodnocen kladně. V jeho nejvýnosnější variantě nedosáhl ani poloviny energetického zisku, jež byl zaznamenán u *Zea mays* L. Travní druhy *Phalaris arundinacea* L. a *Elymus elongatus* však, na rozdíl od *Zea mays* L., vynikaly ve schopnosti protierozní ochrany půdy. Výzkum v oblasti množství primární půdní organické hmoty odhalil téměř dvojnásobný obsah této složky v půdě porostů *Miscanthus* × *giganteus* a *Zea mays* L. oproti dvěma zbývajícím rostlinám. V důsledku sledování reakční kinetiky oxidace primární půdní organické hmoty bylo možno vypočítat rychlostní konstantu  $k$  této oxidace. Zde bylo možné pozorovat relativně vysoké rozdíly mezi jednotlivými půdními vzorky. Pro vyvození obecného závěru je však datový soubor příliš komplikovaný. Naopak při hodnocení environmentální hodnoty porostů můžeme na základě vyhodnocení dat získaných odchycem střevlíkovitých brouků konstatovat, že porosty nejsou z přírodního hlediska zvláště hodnotné.

Přesto byla prokázána vynikající protierozní schopnost zkoumaných vytrvalých rostlin. Zejména porosty *Miscanthus* × *giganteus* a *Elymus elongatus* lze doporučit jako alternativu k pěstování kukuřice, a to především do erozně ohrožených lokalit.

**Klíčová slova:** biodiverzita, energetika, eroze, půdní organická hmota, výnosy

## Abstract

This dissertation aims primarily at determining the energy yield that can be produced, if certain species of energy crops are grown (under various regimes of fertilizing and sowing) by the Faculty of Agriculture, the University of South Bohemia, on a university's trial parcel. *Zea mays* L. is one of the energy crops chosen for the experiment; it is grown on a large area in the Czech Republic nowadays. Perennial crops of *Phalaris arundinacea* L., *Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1 and *Miscanthus* × *giganteus* were also chosen for this experiment.

Based on the collected data, a risk of erosion provoked by the above-mentioned crops has been determined by using USLE method. The crop stands and the soil have been analysed too. This analysis has focused on the organic matter evaluation, by using a brand new method. Last but not least, occurrence of *Carabidae* beetles has been studied and evaluated within the research; they are considered bio indicators of the environmental conditions.

Our experiment has shown that *Zea mays* L. is the most high-yielding species. On the other hand, *Phalaris arundinacea* L. has not produced positive results; the most high-yielding variation of it only made a half yield of *Zea mays* L. In contrast to *Zea mays* L., grass species of *Phalaris arundinacea* L. and *Elymus elongatus* have had an

extraordinary anti-erosion capacity. Studying the amount of primary organic matter in the soil, we have found almost double amount of it in *Miscanthus × giganteus* and *Zea mays* L. crop stands, compared to another two species. Monitoring oxidation reaction kinetics of the primary organic matter, we could count the oxidation speed constant of  $k$ . There have been dramatic differences between the individual soil samples. However, the data file is too complicated to draw the general conclusion from. On the other hand, evaluating the data gathered by studying *Carabidae* beetles and the environmental values of the crops stands, we have found out the crop stands are not too valuable from the environmental point of view.

We have found out the perennial species have got an extraordinary anti-erosion capacity. We recommend *Miscanthus × giganteus* and *Elymus elongatus*, in particular, as an alternative to corn, especially to regions highly endangered by erosion.

**Key words:** biodiversity, energetics, erosion, soil organic matter, yield



## 1. Úvod

Nárůst světové populace a zvyšování životní úrovně obyvatel s sebou přináší vyšší spotřebu energetických zdrojů. Zejména ve vyspělých zemích převládají v energetickém mixu fosilní paliva. Vlády rozvinutých států ovšem postupně přehodnocují strategie energetické bezpečnosti a plánují spotřebu těchto zdrojů omezit. Mezi důvody kroků vedoucích ke snížení spotřeby ropy, uhlí a zemního plynu se řadí jednak jejich omezené množství, ale též negativní působení látek vznikajících při jejich spalování na stav životního prostředí.

V ekologicky orientovaných zemích je trendem nárůst výroby elektrické a tepelné energie z obnovitelných zdrojů, které jsou obecně považovány za „environmentálně čisté.“ Odborníci se shodují, že v podmínkách České republiky vykazuje z těchto zdrojů největší potenciál energie získávaná z biomasy. V úvahu přitom nepřichází pouze zpracování odpadů, například ze zemědělství či lesnictví, ale i cílené pěstování rostlin využitelných speciálně pro účely ekoenergetiky. Se záměrem následné výroby energie z biomasy jsou u nás dnes nejvíce pěstovány řepka olejka a kukuřice setá. Ačkoliv je jejich kultivace a následné zpeněžení ekonomicky atraktivní, nezbytné agrotechnické zásahy v průběhu jejich růstu přinášejí z environmentálního hlediska určitá rizika. Jedná se například o nutnost vysokých vstupů ve formě minerálních hnojiv a pesticidů, či o nedostatečnou ochranu pozemků před vodní erozí.

Za environmentálně šetrné je považováno i pěstování vytrvalých druhů trav, jejichž fytomasu lze využít jako substrát pro bioplynové stanice (BPS) nebo jako hmotu vhodnou pro spalování v teplárnách. Tyto porosty mají perspektivu zejména v marginálních, výše položených lokalitách, kde mohou v porovnání s konvenčními plodinami, lépe uplatnit svůj výnosový potenciál. Zpravidla nevyžadují intenzivní vstupy a díky svým vlastnostem mohou poskytovat řadu ekosystémových služeb. Důsledky a vlivy pěstování energetických rostlin na stav životního prostředí jsou v literatuře často diskutovaným tématem. Přesnou míru a rozsah změn na jednotlivé složky životního prostředí je proto důležité přesně determinovat.

Disertační práce byla zaměřena na porovnání konvenční energetické plodiny - kukuřice seté (*Zea mays* L.) s alternativními rostlinami leskníci rákosovitou (*Phalaris arundinacea* L., odrůda Chrastava), rostlinou *Elymus elongatus* (odrůda Szarvasi-1) a ozdobnicí čínskou (*Miscanthus × giganteus*). Tyto rostliny byly zkoumány z hlediska výnosů a množství energie, jež je možno teoreticky získat jejich pěstováním a využitím v energetice. Dále byly sledovány environmentální aspekty jejich pěstování na vybrané složky životního prostředí. Posuzován byl vliv různých vegetačních pokryvů na ochranu půdy proti vodní erozi. Další část práce byla zaměřena na posouzení kvality primární půdní organické hmoty v porostech těchto energetických rostlin. Zhodnocen byl také výskyt stěvlíkovitých brouků (*Carabidae*), jež jsou v praxi využíváni pro bioindikaci změn v široké škále biotopů.

## 2. Literární rešerše

### 1. Energetika

#### 1.1. Fosilní paliva a jejich vliv na životní prostředí

Růst světové populace pokračuje rychlým tempem (Schau a Fet, 2008). Tímto demografickým vývojem je umocněna i celosvětová poptávka po energiích (Ho a Show, 2015). Ta je v současné době z globálního hlediska velmi nevyrovnaná. Zhruba 80 % světové spotřeby energie je využíváno 30 % obyvatel ve vyspělých zemích (Ochodek a kol., 2006) a 80 % světové populace žije v zemích s energetickou spotřebou nižší, než je celosvětový průměr (Otčenášek, 2006).

Významným zdrojem energie jsou fosilní paliva (Sakuragi a kol., 2011). Ta vznikala ze zbytků živočišných a rostlinných těl a ukládala se po miliony let. Z chemického hlediska patří mezi uhlíkaté organické sloučeniny, které slouží jako nosič přeměněné sluneční energie (Quashing, 2008). Řadí se mezi ně především uhlí, ropa a zemní plyn (Goldemberg, 2007).

Jermář (2010) odhaduje, že fosilní energetické zdroje kryjí 80 % globální spotřeby energie. Ve střední Evropě je to zhruba 85 % (Knápek a kol., 2010). I přes jejich nesporné výhody existují argumenty pro jejich postupné omezování. Jsou neobnovitelné (Mastný a kol., 2011) a jejich využívání tak není trvale udržitelné (Libra a Poulek, 2007). Hodnocení perspektiv vývoje světové energetiky musí brát ohled na ekonomická, ekologická, sociální a geopolitická rizika (Erahin a kol., 2011). Potenciální problém v globální energetické situaci může představovat uložení nejstrategičtější suroviny, ropy, v „politicky nestabilních“ oblastech (Moldan, 2009). Spalování fosilních paliv přispívá ke všeobecnému znečišťování životního prostředí (Nicoletti a kol., 2015; Saidur a kol., 2011) a je významným zdrojem emisí skleníkových plynů, včetně CO<sub>2</sub> (Moutinho a kol., 2016), jejichž působením se Země přehřívá (Ochodek a kol., 2006). Konstantní nárůst podílu CO<sub>2</sub> v atmosféře a jeho vliv na globální oteplení je evidentní (Dhillon a von Wuehlisch, 2013). Při negativním scénáři může dojít k oteplení klimatu až o 5,8 °C (Motlík, 2007). Globální změny klimatu se projevují také tím, že dochází k vysušování půdy, mění se rozložení srážek během roku a tím dochází ke zvýšené erozi (Singh a Olsen, 2011). Z těchto důvodů je tvorba emisí skleníkových plynů a antropogenních troposférických aerosolů, vznikajících při procesu spalování fosilních paliv, považována za nejvýznamnější lidský zásah do klimatického systému (Ekvall a Finnveden, 2001). Souvislost mezi působením těchto emisí a změnou klimatu je dobře známa (Pielke a kol., 2002). Přesto ale nelze vliv změn klimatu na suchozemské ekosystémy zcela přesně predikovat (Qiu, 2014). Nicméně potřeba snižování emisí a boje se změnami klimatu je široce uznávána (Hoel, 2011).

#### 1.2. Obnovitelné zdroje energie (OZE)

Kvůli omezeným zásobám fosilních paliv (Bernas a kol., 2014) a negativním vlivům spojených s jejich užíváním, je v současné době pozornost stále více



zaměřována na alternativní obnovitelné zdroje energie (OZE) (Johnson a kol., 2011; Tilman a kol., 2006). Ty jsou obecně považovány za zdroje „čisté“ a trvale udržitelné (Panwar a kol., 2011; Omer, 2012). Řadí se mezi ně především energie solární, větrná, geotermální, vodní a energie z biomasy (Váňa, 2003). Vyznačují se nízkou produkcí skleníkových plynů (Deng a kol., 2012). OZE mohou kompenzovat účinky CO<sub>2</sub> z fosilních paliv, nemohou však zvrátit změny klimatu (Lehmann, 2007). Zájem o jejich rozšířenější využívání trvá již zhruba 30 let (Musil, 2009). Jejich využití rovněž pomůže uspokojit rostoucí poptávku po energetických zdrojích (Demirbas, 2007) a nabízí nové pracovní příležitosti (Goldemberg a Coelho, 2004). Všechny OZE mají své limity, například geografické nebo klimatické podmínky (Musil, 2009). Proto Hoel a Kverndokk (1996) přikládají význam nejen užívání OZE, ale také hledání způsobů, jak s energiemi více šetřit.

Rozvoj obnovitelných energetických zdrojů je příznačný zejména pro vyspělé státy (Bernas a kol., 2015), kde k jejich rozmachu přispívá technologický pokrok či vládní pobídky (Chu a Majumdar, 2007). Podle údajů Jermáře (2010) je do vývoje nových energií investováno ročně zhruba 10 miliard dolarů. I přesto v současnosti stále tvoří nepatrnou část z celkové produkce energie (Chu a Majumdar, 2007). Celosvětově obnovitelné zdroje zajišťují 13 – 15 % energetické spotřeby (Jermář, 2010). Podíl OZE na hrubé koncové spotřebě energie v roce 2015 činil v České republice dle Eurostat (2017) 15,1 %, což je více, než jaký byl stanoven cíl do roku 2020 (13 %). Přesto se Česká republika řadila pod průměr EU-28 (16,7 %). Důvodem relativně nízkého využívání OZE může být i často zmiňovaná nedostatečná ekonomická konkurenceschopnost vůči fosilním palivům (Váňa, 2003; Kubín, 1999). Jermář (2010) se však domnívá, že pokud budou externí náklady tepelných a jaderných elektráren započteny do cen energie, budou OZE plně konkurenceschopné.

### **1.3. Biomasa**

Obecně lze biomasu definovat jako substanci biologického původu, která zahrnuje veškerou rostlinnou i živočišnou hmotu - produkci organického původu a organické odpady (Ochodek a kol., 2006). Rozsah uplatnění biomasy je dán právě i využitím organických odpadů ze zemědělství či lesního hospodářství (Gołuchowska a kol., 2015).

V oblastech, kde jsou příznivé klimatické podmínky pro pěstování rostlin, je biomasa vhodnou alternativou k fosilním palivům (Kader a kol., 2013; Behnke a kol., 2012), která se v rozvinutých zemích stává významným obnovitelným zdrojem energie (Chmielewska a kol., 2011). Zemědělství tak, díky svému potenciálu poskytovat OZE, patří v tomto směru k důležitým odvětvím (Kolář a kol., 2002). Z dlouhodobého hlediska je biomasa CO<sub>2</sub> neutrální (Tao a kol., 2012). Při jejím energetickém využití je do atmosféry uvolněno pouze tolik oxidu uhličitého, kolik ho bylo předtím procesem fotosyntézy navázáno (Osadolor, 2009; Jermář, 2010). V případě bioplynu je uvolněné množství CO<sub>2</sub> ještě nižší (Mursec a kol., 2009). Velkou předností biomasy je zejména její obnovitelnost a dostupnost (Noskivič a kol., 1996).

Pro výrobu energie mohou sloužit rostliny speciálně pěstované k těmto účelům, obecně označované jako energetické rostliny (Lewandowski a kol., 2003). Důležitá je jejich tzv. celková produktivita, zahrnující množství dopadajícího slunečního záření na jednotku plochy a účinnost jeho zachycení rostlinami a přeměny na nadzemní biomasu (Dohlemand a Long, 2009). Přestože rostliny přemění zhruba jen

0,5 % (proměnlivý údaj závislý na mnoha faktorech) dopadající sluneční energie na energii chemickou (Sims, 2002), roční přírůstek světové biomasy může, podle údajů IPCC (Intergovernmental panel on climate change), poskytnout až 100 PWh obnovitelné energie ročně (Jermář, 2010). V roce 1995 činil podíl biomasy 62,1 % ze všech energetických zdrojů (Demirbas, 2005). I v České republice má biomasa mezi OZE největší perspektivu (Abrham a Andert, 2012; Petříková, 2006). Havlíčková a kol. (2007) odhaduje v České republice podíl biomasy mezi všemi OZE na 65 %.

Koçar a Civaş (2013) uvádí, že energetické rostliny jsou relativně výhodné jak z hlediska ekonomického, tak i environmentálního, a proto představují výrazný potenciál pro uspokojení budoucích světových energetických potřeb. Rahman a kol., 2014 charakterizuje energetické rostliny jako zpravidla vysoké hustě rostoucí rostlinné druhy rostlin, které by měly být schopny růst při nízkých nárocích na údržbu a měly by se vyznačovat vysokou energetickou hodnotou. Hlavními argumenty pro jejich pěstování jsou zejména postupné zmenšování závislosti na ubývajících konvenčních zdrojích, snižování množství vypouštěných skleníkových plynů do ovzduší (Jelínek a Medonos, 2011), zlepšení ekologie krajiny (Petříková, 2006), snížení zaplevelenosti (Ust'ak, 2002) či významné socio-ekonomické aspekty ve formě vytváření nových pracovních příležitostí (Paine a kol., 1996; Scheer, 2012, Kužel a kol., 2008). V České republice plochy energetických rostlin neustále narůstají (Kopecký a kol., 2015). Nicméně jejich produkční potenciál je omezen ekologickými požadavky konkrétních druhů na nadmořskou výšku, klimatické a půdní podmínky a vodní režim (Opršal, 2015).

Jednou z nejrozšířenějších energetických rostlin, která poskytuje vysoké výnosy hmoty i metanu, je kukuřice (Haag a kol., 2015). Je však často vnímána jako rostlina zatěžující životní prostředí (Vogel a kol., 2016; Keeney a DeLuca, 1992). Jedná se například o ovlivňování klimatu vlivem oxidů dusíku, uvolňujících se po aplikaci minerálních hnojiv (Crutzen a kol., 2007) nebo znečištění povrchových vod dusičnany (Donner a Kucharik, 2008). V USA jsou velmi rozšířeny také řepka olejka, sója a čirok (Schmer a kol., 2008). V současnosti je ovšem posuzována vhodnost alternativních, environmentálně šetrnějších, rostlin (Mast a kol., 2014). Pozitivně jsou hodnoceny vytrvalé trávy, zejména pěstované na marginálních půdách (Tilman a kol., 2006). Zájem o jejich využití, jako energetických rostlin, začal zesilovat v USA a Evropě v polovině osmdesátých let (Lewandowski a kol., 2003). Vyžadují relativně nízký přísun živin ve srovnání s jednoletými plodinami (Christian a kol., 1998) a zároveň mohou v marginálních oblastech lépe uplatnit svůj výnosový potenciál (Lewandowski a kol., 2003). Na rozdíl od jednoletých rostlin je nezbytnost zpracování půdy u vytrvalých rostlin omezena pouze na rok jejich založení. Tímto se významně snižuje riziko vodní eroze na orné půdě (Ma a kol., 2000). V porovnání s jednoletými rostlinami zanechají v půdě větší množství organického uhlíku (Liebig a kol., 2005). Lewandowski a kol. (2003) zmiňuje i možnost úkrytu volně žijící zvěře v porostech energetických trav. Výhodou je i relativně malý počet škůdců těchto rostlin, proto mohou být pěstovány pouze s malým či žádným využitím pesticidů (Lewandowski a kol., 2000). Tahir a kol. (2011) doporučuje například lesknici rákosovitou (*Phalaris arundinacea* L.), která poskytuje vysoké výnosy i v chladnějších či podmáčených oblastech.

Ačkoliv energetické rostliny, jako obnovitelný zdroj energie, nabízejí řadu výhod oproti fosilním palivům, je třeba determinovat dopady na všechny složky životního prostředí, jež mohou být dotčeny jejich pěstováním (Saidur a kol., 2011) nebo provozem zařízení využívajících biomasu pro účely výroby energie (Malaťák a Vaculík, 2008). Nadměrné pěstování energetických rostlin může negativně

ovlivňovat ekosystémové služby (Lupp a kol., 2014; Bourke a kol., 2014). Bridgeman a kol. (2008) vidí nedostatky také v nízké objemové hmotnosti fytomasy, z čehož vyplývají velké požadavky na skladovací prostory. I z těchto důvodů se někteří autoři (např. Vostracký a kol., 2009) domnívají, že význam biomasy bývá často nadhodnocen. Produkce biomasy pro energetické účely může rovněž konkurovat dalším možnostem využití orné půdy (Ochodek a kol., 2006). Dle Vassilev a kol. (2012) by pro účely ekoenergetiky měly sloužit přednostně nejedlé zemědělské zbytky, kontaminovaná a průmyslová odpadní biomasa a krátkodobé rotace energetických rostlin pěstovaných na nízkoprodukčních plochách, znehodnocených nebo kontaminovaných půdách. Na vhodnost využití ploch opuštěných či degradovaných k těmto účelům poukazuje rovněž Fargione a kol. (2008) nebo Raclavská a kol. (2013). Přes řadu objektivních problémů mají však biopaliva velkou perspektivu rozvoje (Machar, 2013).

## 2. Energetické využití biomasy

### 2.1. Způsoby přeměny biomasy na energii

V odvětví ekoenergetiky se biomasa využívá zejména pro výrobu tepla spalováním (Jasinskas a kol., 2008; Raclavská a kol., 2013), výrobu bioplynu s následnou výrobou elektřiny či pro produkci etanolu (Lynd a kol., 1991). Demirbasovi (2004) se jeví pro blízkou budoucnost perspektivní především spalování biomasy. Podle následného využití může být biomasa, prostřednictvím různých procesů, převedena do formy pevných (brikety, pelety), kapalných (etanol, propanol, butanol) nebo plyných (např. metan) paliv (Tao a kol., 2012). Důležitým parametrem při volbě procesu je obsah sušiny. Hranice mezi tzv. suchými a mokřými procesy získávání energie je přibližně 50 %. Mezi suché procesy patří termochemické přeměny biomasy (spalování, zplyňování, pyrolýza), mokré procesy zahrnují biochemické metody (alkoholové a metanové kvašení) (Pastorek a kol., 2004; Ochodek a kol., 2006).

### 2.2. Bioplyn

Termín bioplyn byl přiřazen plynému produktu anaerobní metanové fermentace organických látek. Tento proces je označován také pojmy anaerobní digesce, biometanizace nebo biogasifikace (Dohányos, 2003; House, 2007).

Anaerobní digesce probíhá ve čtyřech základních fázích. Proces začíná hydrolýzou, při které dochází k přeměně polymolekulárních [organických látek](#) na nižší monomery. K přeměně jednoduchých organických sloučenin na mastné kyseliny působením acidogenních [bakterií](#) dochází při acidogenezi. Následuje acetogeneze, jejímž hlavním produktem je kyselina octová. Poslední fáze je nazývána metanogeneze a vlivem působení metanogenních bakterií při ní dochází k tvorbě metanu a oxidu uhličitého (Mužik a Kára, 2009). Jednotlivé fáze jsou na sobě závislé. Výpadek jedné skupiny mikroorganismů může způsobit problémy v celém systému (Dohányos a kol., 2007). Anaerobní fermentace probíhá za určitých podmínek i samovolně v přírodním prostředí (Garcia a kol., 2000).

Kvůli citlivosti celého procesu (především fáze metanogeneze) je vhodné udržovat hodnotu pH v rozmezí 6,5 až 7,5 (Mužik a Kára, 2009). Základní podmínkou stability procesu je vyloučení pronikání kyslíku, který působí jako inhibitor reakce, do prostoru fermentoru. Anaerobní proces může zpomalit nebo zastavit i přítomnost některých sloučenin či látek v nadlimitní koncentraci, například amoniaku (Ochodek a kol., 2006). Průběh procesu však ovlivňuje i řada dalších parametrů. Mezi ně se řadí například složení materiálu (Amon a kol., 2007), podíl vlhkosti, teplota prostředí, přítomnost inhibičních biochemických látek atd. (Kára a kol., 2007; Resch a kol., 2008; Björnsson a kol., 2000). Vysoký potenciál pro produkci metanu mají látky s vysokým obsahem bílkovin. Při vyšším zastoupení v reaktoru však mohou kvůli uvolňování amoniakálního dusíku také způsobovat nestabilitu procesu (Luna-delRisco a kol., 2017).

Vzniklý bioplyn je směsí více plynů. Složení i množství vyprodukovaného bioplynu je proměnlivé v závislosti na průběhu procesů nebo kvalitě vstupního materiálu. Dle Jermáře (2010) obsahuje 55 – 80 % objemu metanu, 22 – 42 % oxidu uhličitého, cca 2 % vodíku, stopy sirovodíku a dalších sirných a dusíkatých látek.

Moudrý a Strašil (1998) uvádějí podobné hodnoty: metan 55 – 80 %, oxid uhličitý 20 – 45 % a další objemově zanedbatelné plyny (např. sirovodík, dusík, voda). Kára a kol. (2001) prezentují zastoupení jednotlivých plynů takto: 55 – 75 % metan, 25 – 40 % oxid uhličitý a 1 – 3 % minoritních plynů (např. dusík, vodík, sirovodík, vodní pára). Příklad závislosti vstupního materiálu na množství vyprodukovaného bioplynu uvádí Strašil (2009b). Směs kejdy a travní biomasy vyprodukuje zhruba 185 m<sup>3</sup> bioplynu z 1 tuny fermentovaného substrátu, u travní biomasy je to pouze 150 m<sup>3</sup> a z 1 tuny kejdy pouze 35 m<sup>3</sup>. Kára a kol. (2005) píše, že zahraniční zdroje uvádějí výtěžek bioplynu z travního porostu až 500 m<sup>3</sup> z tuny sušiny. V jejich pokusu však byly dosaženy nižší výnosy bioplynu (240 m<sup>3</sup> z tuny sena a 290 m<sup>3</sup> z tuny zelené hmoty). Nízká výtěžnost bioplynu ze samostatných statkových hnojiv je způsobena tím, že substrát již prošel trávicím traktem dobytka a jednodušší organické látky již byly využity metabolismem zvířete (Gerin a kol., 2008). Trávy mají tendenci plavat na povrchu, což zvyšuje nároky na míchání. Navíc nedostatečně rozřezaná stébla se nabalují na mechanické součásti BPS, což může způsobovat poruchy (Prochnow a kol., 2009).

Jak ale upozorňují například Heerenklage a Stegmann (2001) nebo Müller a Frommert (2002) orientační zkoušky výtěžnosti bioplynu a koncentrace metanu prováděné na odborných pracovištích se často liší stanovenými metodami a podmínkami, což může zapříčinit jisté nepřesnosti a neporovnatelnosti získaných hodnot. Výhřevnost bioplynu se pohybuje mezi 20 – 26 MJ · m<sup>-3</sup>, v závislosti na obsahu metanu (Moudrý a Strašil 1998; Váňa, 2007). Jermář (2010) uvádí hodnoty výhřevnosti vyšší (23 – 33 MJ · m<sup>-3</sup>). Výhřevnost bioplynu zvyšuje jeho čištění, které je nutné z důvodů korozivních účinků sirovodíku (Moudrý a Strašil, 1998). Sims (2002) uvádí výhřevnost čistého metanu v hodnotách 55 GJ · t<sup>-1</sup>, přičemž dodává, že spálením 1 t metanu vzniknou 4 t CO<sub>2</sub>.

Zvýšení výtěžnosti [metanu](#) lze dosáhnout předúpravou suroviny, která usnadní enzymatický rozklad (Dohányos, 2009). Biodegradabilita je pomalá především u substrátů s vyšším obsahem celulózy (Hendrick a Zeeman, 2009) a ligninů, které se v anaerobních podmínkách prakticky nerozkládají (Hobson a kol., 1974). Nejjednodušším způsobem je mechanická úprava substrátu, mající za následek zvětšení celkového povrchu (Baier a Schmidheiny, 1997; Krátký a Jirout, 2011). Dalšími metodami mohou být destrukce složitých organických struktur působením chemikálií (Mukherjee a Levine, 1992; Martín a kol., 2007) či termickou hydrolýzou, ionizujícím zářením nebo ultrazvukem (González-Fernández a kol., 2008; Dohányos a kol., 2000). Lze využít i komerčně vyráběné enzymy (Gerhardt a kol., 2014; Zhang a Lyn, 2004), [mikroorganismy](#) s vysokou celulóзовou aktivitou - bachorové kultury (Barnes a Keller, 2003; Gijzen a kol., 1988), [anaerobní houby](#) (Hodrová a kol., 1998) nebo vklad některých mikroprvků (Co, Ni, Mo) do druhově chudého substrátu (Ward a kol., 2008; Vintiloiu a kol., 2012). Na problémy s nedostatkem mikroelementů v bioplynových stanicích, kde je užíván jen jeden substrát, poukazuje i Lebuhn a kol. (2008) nebo Nges a kol. (2012). Proto lze rovnováhu živin zajistit pestrou směsí substrátu včetně statkových hnojiv (Cavinato a kol., 2010).

Jak uvádí např. Ochodek a kol. (2006) nebo Kára a kol. (2007), bioplyn lze využít k přímému spalování (ohřev vody, vaření, topení), kogeneraci (výroba elektřiny se současným ohřevem teplonosného média) či trigeneraci, při které dochází navíc k výrobě chladu. Dalšími možnostmi mohou být například pohon spalovacích motorů nebo turbín k získání mechanické energie. V praxi se nejčastěji využívá kogeneračních jednotek. Tato metoda přeměny energie z bioplynu na

elektrinu a teplo má vysokou účinnost. Asi 30 % energie je využito pro výrobu elektriny, 60 % tvoří energie tepelná a zbytek jsou tepelné ztráty (Mužík a Kára, 2009).

Energetické rostliny pro účely výroby bioplynu by měly splňovat některá důležitá kritéria, ovlivňující výtěžnost metanu. Jedním z nich je poměr C : N. Jako maximální uvádí Mikeš (2009) hodnotu 33 : 1. Při širším poměru může docházet k okyselení substrátu. Naopak příliš nízký poměr vede k vysoké produkci amoniaku, což negativně ovlivňuje stav anaerobních bakterií. Za optimální je považován rozsah 20 – 30 : 1 (Meynell, 1982; Demirel a Scherer, 2011). Rajeshwari a kol. (2000) uvádí optimální poměr C : N : P u výchozích substrátů v hodnotách 100 : 3 : 1. Vlhkost vstupní biomasy by měla přesahovat 45 %.

Celoroční provoz bioplynových stanic vyžaduje kontinuální zásobování fermentoru organickou hmotou. Z tohoto důvodu je nutné, aby energetické rostliny vykazovaly dobrou silážovatelnost (Pakarinen a kol., 2011). Tuto podmínku splňuje kukuřice setá. Proto je jako vstupní materiál pro BPS v mnoha zemích značně rozšířena (Schittenhelm, 2008; Graebig a kol., 2010; Wilkinson, 2015). Stejná situace platí i na našem území (Petříková, 2012). Mezi její výhody řadí Fuksa a Hakl (2008) vysoký výnos z jednotky plochy, dobrý výtěžek bioplynu z 1 kg sušiny, propracovanou pěstební a konzervační technologii a široký výběr hybridů. Pro konzervaci doporučuje obsah sušiny v rozsahu 28 – 32 %. V poslední době se ovšem začaly projevovat určité problémy spojené s jejím pěstováním, mimo jiné v souvislosti s erozí půdy (Vogel a kol., 2016). Proto se pozornost zaměřuje na vytrvalé rostliny, více šetrné k životnímu prostředí. Vhodné mohou být ozdobnice čínská, chrastice rákosovitá, rákos obecný (Mikeš, 2009), srha říznačka či ovsík vyvýšený (Fuksa, 2009).

Sekundárním produktem anaerobní digesce je nerozložený zbytek, digestát (Jermář, 2010). Ten je charakterizován jako směs částečně rozložené organické hmoty, mikroorganismů a anorganických látek (Möller a Müller, 2012). Je známo, že během procesu anaerobní fermentace dochází k ničení klíčivosti semen plevelů, redukcí zárodků patogenů a škůdců, což zlepšuje vlastnosti vzniklého digestátu (Alburquerque a kol., 2012; Holm-Nielsen a kol., 2009) a zbytek po fermentaci má lepší vlastnosti, než původní materiál (Jakubes a kol., 2006). Digestát navíc obsahuje stejné množství dusíku, fosforu i draslíku jako původní materiál, a je proto využíván jako hnojivo na polích (Moller a Müller, 2012). Mezi výhody tohoto druhu hnojiva patří i větší homogennost oproti původnímu substrátu (snadná manipulace) a ekonomické a ekologické výhody ve srovnání s hnojem či minerálními hnojivy (Vaneckhaute a kol., 2013). Dle Quakernack a kol. (2012) hnojení digestátem zvyšuje výnosy rostlin (nebo udržuje na stejné úrovni) v porovnání s tekutými statkovými hnojivy. Přesto, že podle zákona je digestát definován jako typové organické hnojivo, vyvstává nad správností této definice otázka (Lošák, 2010). Například Kolář a kol. (2010) se domnívá, že organické hnojivo by mělo být snadno mikrobiálně rozložitelné, což digestát nespĺňuje. Autor rovněž poukazuje na nízký obsah rostlinám přístupného minerálního dusíku, který je součástí fugátu (kapalná část digestátu). Dieterich a kol. (2012) také upozorňuje na únik skleníkových plynů z aplikovaného digestátu do ovzduší. Množství metanu nepovažuje za významné, vyšší riziko ovšem představují oxidy dusíku. Dle Váni (2012) také existuje riziko aplikace nevhodného digestátu a vstup kontaminantů do půdy. Jejich přítomnost působí na půdní organizmy jako stresový faktor a může mít za následek narušení základních funkcí ekosystému jako je přeměna organické hmoty nebo koloběh živin.

Tambone a kol. (2010) považuje současné znalosti o vlastnostech digestátu a jeho využití v zemědělství za nedostatečné.

### 2.3. Spalování

Jedná se o nejstarší a nejjednodušší formu využití energie biomasy (Behnke a kol., 2012) a dodnes nejvíce rozšířenou termochemickou přeměnu tohoto materiálu (Werther a kol., 2000; Williams a kol., 2001). Groda (1995) popisuje spalování jako prudkou oxidační reakci, která probíhá při teplotách od 250 °C výše. Konkrétně jde o reakce exotermické, při kterých se slučují hořlavé prvky s kyslíkem (Pastorek a kol., 2004) za vzniku produktů spalování, nazývaných spaliny (Malat'ák a kol., 2005). Teplota, při níž dojde ke vznícení paliva, se nazývá zápalná. Teplota probíhajícího spalovacího procesu, je teplota hoření (Groda, 1995).

Biomasa obsahuje velký podíl prchavé hořlaviny, což je směs hořlavých plynů, uvolňujících se z paliva již při poměrně nízkých teplotách. Tato směs se snadno zapaluje a její obsah v palivu a teplota na počátku uvolňování rozhodují o podmínkách zapálení paliva (Noskievič a Kaminský, 1996). Kvůli velkému podílu prchavé hořlaviny, kinetice jejího spalování a dalším specifickým vlastnostem biomasy, jsou nutné speciální konstrukce kotlů, zejména co se týče velikosti, uspořádání a prostorového dimenzování topenišť, přívodů spalných vzduchů a řešení teplosměnných ploch (Petříková a kol., 2006). Aby proces spalování probíhal za optimálních podmínek, je nutné spalovat v konkrétním zařízení pouze takové palivo, pro které je určené (Jenkins a kol., 1998; Jevič a kol., 2007). V neupravených topeništích pro fosilní paliva je pálení biomasy technicky možné, ovšem značně neúčinné a rovněž vzniká značné množství emisí karcinogenních látek a aromatických uhlovodíků (Ochodek a kol., 2006). Khan a kol. (2009) řadí mezi technické problémy nízkou spalovací teplotu a vysoké zastoupení alkalických kovů (zejména [draslíku](#)) v [biomase](#), které společně s chlorem, křemíkem a [vápníkem](#) způsobují slinování a spékání popelů, zanášení kotle a také emise prachu kovů. Demirbas (2005) poukazuje i na riziko koroze částí kotle působením chlóru, který může být v biomase obsažen. Saidur a kol. (2011) považuje za nejvhodnější technologii [spalování](#) biomasy ve fluidním loži. Vhodnost této technologie zdůvodňuje nižší kvalitou a výhřevností paliva, nižší provozní teplotou a vyšším obsahem popela.

Ochodek a kol. (2006) rozlišuje čtyři fáze probíhající během spalování biomasy. Proces začíná sušením, při němž se z paliva odstraňuje vlhkost. Následuje pyrolýza, v průběhu níž se materiál začne ohřívat a organická hmota se rozkládá na hořlavé plyny, destilační produkty a zuhelnatělý zbytek. Další fází je spalování plynné složky, kdy dochází postupným hořením k prodlužování plamene. Při konečné fázi spalování pevných složek zuhelnatělý zbytek na roštu za přítomnosti dostatečného množství kyslíku vytváří oxid uhelnatý, který dále oxiduje na oxid uhličitý. Jak uvádí Koloničný a kol. (2010), při každém spalování paliva za přítomnosti vzduchu vzniká jisté množství látek, jež jsou označovány jako škodliviny. Ty jsou specifické dle obsahu chemických prvků v hořlavině. Matrk a Rusek (1994) uvádějí například oxidy dusíku, zejména NO, NO<sub>2</sub> a N<sub>2</sub>O. Darvell a kol. (2012) poukazuje na souvislost mezi složením biomasy a následnou tvorbou emisí oxidů dusíku a síry. I Fournel a kol. (2015) uvádí, že množství NO<sub>x</sub> a SO<sub>2</sub> v emisích se mění v závislosti na obsahu dusíku a síry v palivu. Pozornost musí být věnována i složení emisí z hlediska polychlorovaných dibenzodioxinů a dibenzofuranů (Ochodek a kol., 2006). Miranda a kol. (2012) upozorňuje na

nebezpečí přítomnosti benzenu a toluenu ve spalínách. Tyto látky mohou způsobovat plicní infekce a leukémii. Součková a kol. (2006) uvádí, že pro minimalizaci množství škodlivin v emisích je optimální teplota hoření 600 – 800 °C. Kára a kol. (2005) doporučuje udržovat teplotu potřebnou pro dokončení všech oxidačních reakcí uhlíku po celou dobu jejich průběhu. Za vhodnou považuje teplotu 850 – 900 °C. Skála a Ochodek (2007) uvádějí, že moderní provozy jsou vybaveny řídicími systémy, které automatizují provoz a zajišťují nízké emise.

Při spalování je nežádoucí vysoký obsah vody ve fytomase, a to především kvůli nižší výhřevnosti (Pastorek, 2004). U stébelnin by měl být nižší než 20 % (Fuksa, 2009). Naopak vlhkost pod 10 % je bez nákladného dosoušení těžko dosažitelná (Ust'ak, 2006). Porvaz a kol. (2008) navíc upozorňuje, že absolutně vysušený organický prach má charakter výbušniny. Optimální vlhkost fytomasy lze vyřešit správně zvoleným termínem sklizně (Pastorek, 2004), přesto je v některých případech nutné palivo dosušet (Fuksa, 2009). Termín sklizně má také vliv na obsah prvků v biomase, který se v průběhu vegetace mění. U travin pozdější termín sklizně způsobuje snížení koncentrace prvků z hlediska spalovacích procesů nežádoucích (N, S, K, Na a Cl). Koncentrace prvků v samotné fytomase je ovlivněna i půdním typem (Finell a Nilsson, 2005). Na termínu sklizně jsou závislé také další parametry, mezi něž patří obsah [uhlíku](#), [dusíku](#) či prchavé hořlaviny (Reed a Gaur, 2009). Dusík svou přítomností snižuje obsah ostatních prvků, čímž snižuje výhřevnost paliva (Groda, 1995).

Důležité je množství popela zbylého po spálení biomasy. Popel je anorganická část paliva, která zůstane v kotli po spálení organické hmoty obsažené v [biomase](#) (Khan a kol., 2009). Na složení a množství popela po spálení má však vliv i půdní eroze a způsob pěstování. Raclavská a kol. (2013) zjistila, že pokud je porost trav hustější, dochází k menšímu zachytu anorganických částic zeminy na jejich povrchu. Dále mohou mít vliv na složení popela i použítá hnojiva a [pesticidy](#) (Vassilev a kol., 2010) nebo spalovací podmínky a technologie (James a kol., 2012). Příklad prvků zjištěných v popelu ze směsi slámy pšenice (50 %) a ječmene (50 %) uvádí Moskalík a kol. (2008). Nejvyšší zastoupení měly Si, K a Ca, dále byla zjištěna přítomnost Na, Cl, Al, Fe, Mg, Zn, Hg a F. Dle Ochodka a kol. (2006) popel biomasy obsahuje více alkalických kovů v porovnání s uhlím. Popel může obsahovat i nežádoucí příměsi, včetně těžkých kovů (Park a kol., 2004). Pokud nebude jejich obsah převyšovat hodnoty určené platnou legislativou, je možné popele z fytomasy aplikovat na pole jako hnojivo v maximální dávce 2 t · ha<sup>-1</sup> za 3 roky, přičemž v témže roce nesmí dojít k souběžnému použití popele a upravených kalů nebo sedimentů (Ochecová, 2015).

#### 2.4. Spalné teplo a výhřevnost

O kvalitě biomasy jako paliva rozhodují zejména obsah těkavých látek a popelovin včetně jejich složení (Ust'ak, 2006b). Z energetického hlediska jsou nejdůležitějšími vlastnostmi výhřevnost a spalné teplo (Ochodek a kol., 2006), jež se v technické praxi označují  $Q_s^r$  (spalné teplo) a  $Q_i^r$  (výhřevnost) (Malat'ák a kol., 2005). Dle Součkové a kol. (2006) je u fytomasy sledován také energetický zisk **E**.

$$E=Q \cdot S \text{ (GJ} \cdot \text{ha}^{-1}\text{)}$$

S = průměrný výnos hmoty (t · ha<sup>-1</sup>)



$Q = \text{spalné teplo (MJ} \cdot \text{kg}^{-1}\text{)}$

Spalné teplo je množství tepelné energie, které se uvolní při dokonalém spálení měrné jednotky paliva ( $\text{kg}$ ,  $\text{m}^3$ ), přičemž vlhkost v palivu obsažená nebo při spalování vzniklá, zůstává ve fázi kapalné (Klečková, 2013). Udává se v  $\text{J} \cdot \text{kg}^{-1}$  nebo  $\text{J} \cdot \text{m}^{-3}$  (Groda, 1995). Protože však při spalování paliva odcházejí spaliny s teplotou vyšší než  $100\text{ }^\circ\text{C}$  a voda (která s sebou odnáší část tepla v podobě tepla výparného) se mění v páru, používá se při tepelných výpočtech častěji výhřevnost paliva. Ta je definována jako množství tepla, uvolněné při dokonalém spálení měrné jednotky paliva, při ochlazení spalin na  $0\text{ }^\circ\text{C}$ , přičemž vlhkost paliva zůstane ve spalinách jako vodní pára. Hodnota výhřevnosti paliva je nižší než spalné teplo o množství tepla, jež je potřebné k ohřevu vody z původní teploty paliva na  $100\text{ }^\circ\text{C}$  a o skupenské teplo vypařování vody (Obroučka, 2001). Výhřevnost lze stanovit kalorimetricky nebo výpočtem (Klečková, 2013). Například Ochodek a kol. (2006) uvádí rovnici výpočtu výhřevnosti následovně:

$$Q_i = Q_n - 2,453 \cdot w + 8,94 \cdot H_2 \text{ (MJ} \cdot \text{kg}^{-1}\text{)}$$

$Q_i = \text{výhřevnost (MJ} \cdot \text{kg}^{-1}\text{)}$

$Q_n = \text{spalné teplo (MJ} \cdot \text{kg}^{-1}\text{)}$

$w = \text{vlhkost paliva (kg} \cdot \text{kg}^{-1}\text{)}$

$H_2 = \text{obsah vodíku v palivu (kg} \cdot \text{kg}^{-1}\text{)}$

Spalné teplo a tedy i výhřevnost biomasy jsou závislé na obsahu uhlíku, jež je nositelem energie (Groda, 1995), ale rovněž i na obsahu vody, který se v praxi pohybuje v širokém rozmezí  $10 - 70\%$ . Výhřevnost s obsahem vody lineárně klesá (Weger a kol., 2012). Například zvětšení obsahu vody ve dřevě z  $20\%$  na  $40\%$  zvýší spotřebu paliva o polovinu, vzrůst na  $50\%$  podmiňuje potřebu paliva téměř dvojnásobnou (Ochodek a kol., 2006).

### 3. Vybrané druhy energetických rostlin

#### 3.1. *Zea mays* L. (kukuřice setá)

Kukuřice je plodinou typu C4 (Yin a Raven, 1998), pocházející z tropické a subtropické oblasti Jižní a Střední Ameriky (Hruška, 1962). Dnes je kukuřice rozšířena na severní i jižní polokouli, teplých i chladnějších částech mírného pásu, v oblastech aridních i humidních (Novák a Skalický, 2008). Šantrůček a kol. (2001) upřesňuje rozšíření kukuřice od 40° jižní šířky až po 56° severní šířky. V důsledku šlechtění je možné kukuřici pěstovat i ve vyšších nadmořských výškách, díky čemuž je značně rozšířena (Zimolka a kol., 2008). Do Evropy se dostala po objevení Ameriky (Novák a Skalický, 2008). Historie jejího pěstování jako kulturní plodiny je stará více než 5 600 let (Weger a kol., 2012). Vznikla pravděpodobně křížením plané, již vyhynulé, kukuřice s jejími nejbližšími příbuznými, jako jsou *Euchlaena perennis* Hitchc. a některé druhy rodu *Tripsacum*, za přispění mutací vlivem prostředí (Hruška, 1962). V podobě, jaké ji známe dnes, by nemohla kukuřice ve volné přírodě existovat. V důsledku pevného uložení zrna v palici a jeho krytí obalovými listy není schopna rozmnožování (Špaldon a kol., 1982) a je tak zcela závislá na pomoci člověka (Prugar a kol., 2008).

Jedná se o jednoletou, jednodomou, cizosprašnou, různopohlavní plodinu, typu rostlin diklinických s pestíkovými (samičími) i prašníkovými (samčími) květy, uspořádanými do oddělených květenství (laty a palice). Kukuřice je řazena do podtřídy *Monocotyleodane* (jednoděložné), řádu *Poales* (lipnicotvaré), čeledi *Poaceae* (lipnicovité), skupiny *Maydeae* (kukuřicovité). Většina skupin kukuřic se dále dělí na nižší botanické jednotky podle barvy nebo tvaru zrna a podle barvy pluch na větenech palic. Známe například kukuřici obecnou - tvrdou (*Zea mays* L. convar. *indurata*), kukuřici koňský zub (*Zea mays* L. convar. *indentata*), kukuřici pukancovou (*Zea mays* L. convar. *everta*), kukuřici cukrovou (*Zea mays* L. convar. *saccharata*) či kukuřici škrobnatou (*Zea mays* L. convar. *amylacea*) (Zimolka a kol., 2008).

Kukuřice dorůstá výšky 1 – 3 m. Znamé jsou však i 6 m vysoké rostliny (Špaldon, a kol., 1982). Stéblo této robustní trávy je vyplněno dřevem a děleno na internodia, kdy jednotlivé články dosahují odlišných rozměrů (Diviš, 2000). Kořenová soustava primární je tvořena embryonálními kořeny, jež jsou zakládány již v zárodku. Sekundární, adventivní, kořeny jsou vzdušné a vznikají v přeslenech okolo bazálních uzlů (Špaldon a kol., 1982). Listy, jež jsou nejvýznamnější morfologickou strukturou rostlin (Procházka a kol., 1998), jsou slabě ochlupené a protistojné. Listovou pochvou přisedá list ke stéblu. Počet listů je odrůdový znak a je rozdílný v závislosti na ranosti hybridů. Nejméně listů (8 – 10) mají velmi rané hybridy, nejvíce (24 i více) pozdní (Diviš, 2000). Květy jsou různopohlavní, jednodomé. Samčí květy jsou uspořádány v terminální volnou latu tvořenou hustými lichoklasy. Samičí květenství (palice) vyrůstá z úžlabí listu a je těsně obaleno mnoha listy (Valíček, 2002).

Kukuřice je rostlinou, která během vegetačního období vytváří značné množství organické hmoty. Pro zajištění vysokých výnosů však tato rostlina vyžaduje dostatek světla, vyšší teplotu a značné množství vody (Velich, 1994). Pimentel a Patzek (2005) doplňují vysoké nároky na výživu. Při využití kukuřičné fytomasy k energetickým účelům, zejména výrobě bioplynu, jsou kromě stanovištních

podmínek významné i pěstební opatření jako je výběr hybridu, způsob pěstování a vývojová fáze v době sklizně. Produkce bioplynu závisí zejména na obsahu bílkovin, tuku, celulózy, hemicelulózy a škrobu.

### 3.2. *Miscanthus × giganteus* (ozdobnice čínská)

Miskantus neboli ozdobnici čínskou lze obecně charakterizovat jako vytrvalou travu vysokého vzrůstu (Stražil, 2009a). Pochází z východní a jihovýchodní Asie (Lewandowski a kol., 1995). Menardo a kol. (2013) označuje jako domovinu této rostliny oblasti východního Ruska, Číny (Madžursko), Tchaj-wanu, či Thajska. Botanicky se řadí do třídy jednoděložné (*Monoxyledonae*), čeleď lipnicovité (*Poaceae*), tribus vousatkovité (*Andropogoneae*) (Stražil, 2009a). Rod *Miscanthus* zahrnuje celkem 33 taxonů (Weger a kol., 2012). Většina porostů v Evropě je triploidního klonu ( $3n=57$ ) *Giganteus* (Hodkinson a kol., 2002). Ten vznikl pravděpodobně křížením *Miscanthus sinensis* ( $2n=38$ ) a *Miscanthus sacchariflorus* ( $4n=76$ ) (Scally a kol., 2001).

Klon *Miscanthus × giganteus* má pevná, dřevnatějící stébla s výškou přes 3 metry (Stražil, 2009a). V Anglii byl zaznamenán desetiletý porost s výškou 3,6 m (Christian a kol., 2008). Latu má širokou, okolkatě patroitou, větévky odvislé. Čepele listů jsou až 1 m dlouhé a 1 cm široké. Listy jsou lysé. Oddenek je krátký, často dřevnatý. Plně zralosti dosahuje ozdobnice po 3 – 4 letech. *Miscanthus × giganteus* kvete vzácně v povětrnostně příznivých letech pozdě na podzim, v našich podmínkách nevytváří zralá semena (Stražil, 2009a). Protože je tento klon prakticky sterilní, rozmnožuje se rizomy (Linde-Laursen, 1993). Mezi jejich nevýhody patří krátká doba skladovatelnosti (Lewandowski a kol., 2000) a vysoké náklady na založení porostu (Scurlock, 1999). Kim a kol. (2012) také vyzdvihuje význam pěstování in vitro.

Nároky na půdu nemá ozdobnice vyhraněné, přesto se doporučují nezapevlené humózní písčité půdy s vysokou hladinou podzemní vody, v teplejších oblastech s vyšším množstvím srážek. Optimální pH půdy se pohybuje v rozmezí 5,5 až 6,5. Při pH nad 7,0 byly pozorovány výnosové deprese (Stražil, 2009a).

*Miscanthus × giganteus* patří mezi rostliny s fotosyntézou typu C4 (Naidu a kol., 2003). Rostliny s tímto typem fotosyntézy jsou obecně odolnější vůči stresu suchem, ozdobnice vykazuje také pozoruhodnou efektivitu využití světla (Heaton a kol., 2010) a dusíku (Walsh a McCarthy, 1998). Také efektivita využití vody je vysoká (Clifton-Brown a Lewandowski, 2000), přesto má však tato rostlina, kvůli vysoké produktivitě, nároky na vodu značné (Walsh a McCarthy, 1998). Růst většiny rostlin C4 je nepříznivě ovlivněn nízkými teplotami (Long a kol., 1994). Z pokusů s ozdobnicí však vyplynulo, že listy ozdobnice měly při 12 °C stejnou fotosyntetickou kapacitu jako při 25 °C (Long, 1999). Heaton a kol. (2008) uvádí, že ve středozápadní části Spojených států bylo v maloparcelkovém pokusu dokázáno, že *Miscanthus × giganteus* vykazuje vyšší produktivitu než proso prutnaté (*Panicum virgatum*), jež má také fotosyntetický cyklus C4 a je celoročně tolerantní vůči chladu (Heaton a kol., 2008). K podobným závěrům dospěl i [Boehmel a kol. \(2008\)](#) v Německu.

Přestože byl pro energetické účely miskantus zkoušen v Dánsku již v 60. letech, první výzkumné parcely byly založeny až v roce 1983 (Venendaal a kol., 1997). Dnes je tato rostlina zkoumána v mnoha zemích (Weger a kol., 2012). Miskantus se jeví jako jedna z nejslibnějších rostlin pro nepotravinářské využití (Cosentino a kol., 2007), a to zejména kvůli jeho vysokým výnosům a nízkým

požadavkům na hnojení a pesticidy (Kim a kol., 2012). Využit může být například jako palivo přidávané k uhlí při spalování (Wagenaar a Van den Heuvel, 1997). Jako substrát pro BPS není v současné praxi příliš využíván. Překážkou je především špatná reakce porostu na vícesečné obhospodařování (Kiesel a Lewandowski, 2017).

Nejvyššího výnosu suché hmoty je dosahováno na konci vegetační sezóny (Scurlock, 1999). Za příznivých podmínek může miskantus poskytnout více než 30 t sušiny z hektaru (Stražil, 2009a). V praxi je však často dosahováno nižších výnosů. Například v Anglii byl zaznamenán hektarový výnos desetiletého porostu *Miscanthus × giganteus* 16,9 t sušiny (Christian a kol., 2008).

Porost je často sklizen po zimě, což působí ztráty 30 – 50 %. Sklizené množství suché hmoty je tedy zhruba 12 – 18 t · ha<sup>-1</sup> (Scurlock, 1999). Ztrátami přes zimní období se věnoval například i Himken a kol. (1997). Při tomto pokusu byl mimo jiné zjištěn i malý vliv hnojení dusíkem na výnosy fytomasy.

### 3.3. *Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. *Szarvasi-1*

Druh *Elymus elongatus* patří mezi C3 rostliny (Csete a kol., 2011) z čeledi *Poaceae* (Sipos a kol., 2013). Původ kultivaru Szarvasi-1, který byl vyšlechtěn ve městě Szarvas a v roce 2004 ho uznala Maďarská centrální zemědělská kancelář (Csete a kol., 2011) nebyl dlouho jednoznačný (Kocsis a kol., 2008). Na problematiku se značením tohoto druhu poukazuje i Kažmierski (2008). Csete a kol. (2011) uvádí, že existují dva morfologicky odlišné poddruhy. Jedná se o *Elymus elongatus* (Host) Runemark subsp. *elongatus* a robustnější *Elymus elongatus* (Host) Runemark subsp. *ponticus*. Janowszky a Janowszky (2007) se domnívají, že odrůda Szarvasi-1 byla vyšlechtěna křížením populací *Elymus elongatus* subsp. *ponticus* rostoucích v Maďarsku a dalších černomořských oblastech. Kocsis a kol. (2008) pomocí analýzy RAPD zjistil původ této odrůdy v populacích nacházejících se v maďarském národním parku Hortobágy.

Jedná se o vytrvalou travu s mohutným kořenovým systémem, jehož hloubka dosahuje 1,8 – 2,5 m (Janowszky a Janowszky, 2002). Csete a kol. (2011) uvádí až 3,5 m. Tvrdý šedozelený řídko olistěný stonek může při optimálních podmínkách dosahovat výšky 180 – 220 cm. Kvete na přelomu června a července. 0,8 – 1,2 cm velká semena dozrávají na konci července či začátkem srpna (Janowszky a Janowszky, 2002).

Szarvasi-1 má podobné nároky na půdní prostředí jako obilniny. Preferuje ovšem půdy lehčí a zásaditější (pH 6,5 – 10 s optimem 7,5 – 9), pH nižší než 5,5 negativně ovlivňuje výnos. Dobře snáší teploty nejen vysoké (30 – 35 °C), ale odolává i mrazům -30 °C (Csete a kol., 2011). Toleruje roční úhrn srážek v rozpětí 200 – 2100 mm (Janowszky a Janowszky, 2002). V ideální hloubce výsevu nejsou literární údaje jednotné. Například Heinz a Roth (2013) uvádějí maximálně 1 cm, Csete a kol. (2011) doporučuje 2 – 2,5 cm při celkovém výsevku 30 – 40 kg·ha<sup>-1</sup>. Za optimální termín výsevu je považováno 1. – 20. září.

Produkční potenciál *Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1 se projevuje od druhého užitkového roku. Velmi však záleží na vlastnostech půdy. V jílovitých půdách nemusí výnos dosáhnout 5 t · ha<sup>-1</sup> (Csete a kol. 2011). Mast a kol. (2014) uvádí, v závislosti na termínu sklizně, výnosy 8,9 – 13,4 t · ha<sup>-1</sup>. Heinz a Roth (2013) 17 t · ha<sup>-1</sup> v německém Triesdorfu a Janowszky a Janowszky (2007) dokonce 20 t · ha<sup>-1</sup> v maďarském městě Šopron. Csete a kol. (2011) ale zdůrazňuje význam množství srážek a také hnojení, kdy doporučuje poměr N : P : K 1 : 1 : 1 nebo 3 : 2 : 2. Významným faktorem mohou být i nemoci způsobené patogenními

mikroorganizmy. Na *Elymus elongatus* byly běžně zjištěny například *Alternaria alternata*, *Epicoccum purpurascens*, *Aureobasidium pullulans* nebo *Penicillium* spp., ale také *Drechslera* spp., *Fusarium* spp., *Microdochium* spp., *Rhizoctonia* spp., *Phoma* sp. či *Bipolaris sorokiniana* (Wiewióra, a kol., 2015).

### **3.4. *Phalaris arundinacea* L. (lesknice rákosovitá)**

Lesknice rákosovitá, nazývaná také chrastice, je vytrvalá výběžkatá tráva (Součková a kol., 2006) z čeledi *Poaceae* (Hron, 1979) s typem fotosyntézy C3 (Carlson a kol., 1996). Stébla mohou být až 2 m dlouhá. Listy jsou ploché a dlouze zašpičatělé, měří 10 – 35 cm (Dostál, 1989). Kvete od července do srpna, květenstvím je načervenalá lata, plodem obilka. Lesknice vytvoří za vegetační sezónu stovky semen (Lindig-Cisneros a Zedler, 2002), dosahujících velikosti 3 – 4 mm (Regal, 1953). Šíří se ale též vegetativně pomocí plazivých oddenků (Lavergne a Molofsky, 2004). Chrastice má mohutný kořenový systém (Weber 2003), který prorůstá do značných hloubek (Součková a kol., 2006).

Přírozně se lesknice vyskytuje na březích toků, na vlhkých loukách, v lužních lesích nebo močálech (Dostál, 1989). Je odolná i vůči jarním mrazíkům (Petříková, 1999). Jedná se o druh původně rozšířený po celé Evropě, střední a severní Asii a Severní Americe (Hron, 1979). Šíří se však i invazivně. Mezi zamořené státy patří například Afganistán, Korea, Kolumbie, Indonésie či Nový Zéland. Ačkoli preferuje těžší, humózní, občasně zaplavované půdy (Regal, 1953), může se vyskytovat i na půdách písčitohlinitých (Lindig-Cisneros a Zedler, 2002). Snáší i krátkodobé přísušky (Šantrůček a kol., 2001). Šnobl a kol. (2004) považuje za optimální pH kolem 5.

Má schopnost rychlého obrůstání, je proto řazena mezi nejvýnosnější trávy (Galatowitsch a kol., 1999). Nicméně Stražil a kol. (2011) uvádí průměrné výnosy v Praze Ruzyni v období 2008 – 2010 pouze 5,11 t · ha<sup>-1</sup> suché hmoty. Hutla (2004) píše o průměrném výnosu sušiny chrastice ve Švédsku v množství 7,5 t · ha<sup>-1</sup>. Podle Sahrmaa a kol. (2003) je průměrná sklizeň sušiny chrastice 10 t · ha<sup>-1</sup>. Frydrych a kol. (2009) publikuje výnosy tří odrůd lesknice – Chrastava (11,76 t · ha<sup>-1</sup>), Palaton (11,79 t · ha<sup>-1</sup>), Chrifton (11,2 t · ha<sup>-1</sup>). Petříková (1999) uvádí, že za příznivých podmínek může lesknice rákosovitá dosáhnout výnosu sušiny až 15 t · ha<sup>-1</sup>.

## 4. Půdní organická hmota

Půda je nezastupitelným výrobním faktorem v zemědělské produkci napříč kontinenty. Lze ji definovat jako různorodou směs organických a minerálních látek, která je po fyzikální stránce trojfázovým systémem, zahrnujícím tuhou (anorganickou i organickou část), kapalnou (půdní voda s roztokem živin) a plynnou (půdní vzduch) fázi. Z ekologického hlediska se jedná o otevřený systém, skládající se ze dvou základních složek. První z nich je neživá část půdy, jež je tvořena různými látkami anorganického i organického původu, přičemž minerální podíl zpravidla převládá. Druhou základní částí půdy je složka živá, tvořena půdními organizmy (rostlinného i živočišného původu) (Kolář a kol., 2014a). Mezi přirozené činitele, které na vznik a vývoj půdy působí, patří složení půdotvorného substrátu, klima, biologické faktory, reliéf terénu a čas (Kratina a kol., 2010). Míra úrodnosti půdy je podmíněna, mimo jiné, i obsahem a kvalitou půdní organické hmoty.

### 4.1. Půdní organická hmota a její význam

Půdní organická hmota je neobyčejně složitá heterogenní směs organického materiálu převážně se skládající z rostlinných, živočišných i mikrobiálních zbytků s obsahem mono-polymerních molekul organických látek, ligninu, proteinů, polysacharidů (celulózy, hemicelulóz, chitinu, peptidoglykenů), lipidů, vosků, a dalšího alifatického materiálu (mastných kyselin, kutinu, suberinu, terpenoidů) a jiných minoritních organických látek. Obsahuje také produkty humifikace, fulvokyseliny (FA), huminové kyseliny (HA) a huminy, tj. látky, které označujeme jako „humus“ (Kolář a kol., 2009). Baldock a Nelson (2000) definují půdní organickou hmotu jako sumu všech přírodních a termálně změněných látek biologického původu, které se nacházejí v půdě, ať už živé, nebo odumřelé v jakékoli fázi rozkladu.

Význam organické hmoty pro půdní úrodnost je znám již dlouho. Zemědělci pozorovali, že půda s vyšším množstvím organické hmoty lépe hospodařila s vodou, snadněji se zpracovávala a díky svému tmavšímu zbarvení i lépe prohřívala. Vědecky se jí ale výzkumníci začali zabývat až v 18. století (Kolář a kol., 2014a). Dnes se již v odborné literatuře vyskytuje řada dokladů o mnohých pozitivních funkcích organické hmoty v půdě. Ty mohou být při její absenci značně narušeny. Půdy s nedostatečným množstvím organické hmoty se vyznačují horší půdní strukturou a nižší stabilitou půdních agregátů (Darwish a kol., 1995), mají menší hydraulickou vodivost i schopnost zadržovat vodu (Leroy a kol., 2008) a celkově nižší schopnost poutat živiny (Lal a kol., 2015). Množství organického uhlíku v půdě je významné také z hlediska jeho sekvestrace a tím vlivu na klimatické změny (Stockmann a kol., 2013). Obsah půdní organické hmoty je ovlivněn působením půdotvorných faktorů, způsobem využití půdy a systémem hospodaření (Kubát a kol., 2008). Jedním z opatření, vedoucím ke zvýšení obsahu organické hmoty v zemědělských půdách, je dostatečné využívání organických hnojiv (Hutchinson a kol., 2007), které obecně zvyšují obsah organické hmoty v půdách (Parras-Alcantara a kol., 2015). Patří mezi ně například zelené hnojení, kompost, hnůj nebo čistírenské kaly (Tejada a Gonzales, 2008). Účinek hnojení ale není závislý jen na množství, ale také na kvalitě použitého hnojení a podmínkách prostředí (von Lützwow a kol., 2006). Obecně není možné počítat s vyšším množstvím půdní organické hmoty, než určují kontrolní

mechanizmy mezi půdou, rostlinami a klimatem. Například velmi dobrý obsah organické hmoty v písčitých půdách teplého klimatu může být nedostatečný pro podmínky jemně texturovaných půd v klimatu chladném (Kolář a kol., 2014a).

#### 4.2. Současná praxe hodnocení organické hmoty

V současné době je obvyklé v půdách stanovit obsah organického uhlíku, který vyjadřuje celkové množství půdní organické hmoty zhumifikované i nezhumifikované. Potom se obvykle rozděluje půdní organická hmota do frakcí podle stupně její stability při hydrolýze nebo oxidaci. Obsah humusu (H) v této půdní organické hmotě se stanoví jako stupeň její humifikace  $S_H$ , tj. množství uhlíku fulvokyselin a huminových kyselin v celkovém organickém uhlíku půdního vzorku vyjádřený v %. Kvalita H se posuzuje podle hodnoty poměru  $C_{HA} : C_{FA}$ . To má své nedostatky, protože se vychází z předpokladu, že huminové kyseliny jsou pro zemědělskou praxi kvalitnější, než fulvokyseliny, což je poněkud zjednodušený pohled (Kolář a kol., 2014a). Dalším úskalím tohoto hodnocení je fakt, že se v každé půdě nachází směs velkého množství fulvokyselin i huminových kyselin. Přitom vlastnosti humusových kyselin jsou velmi závislé na jejich relativní molekulové hmotnosti, a proto například nižší huminové kyseliny jsou ve vztahu k mobilitě těžkých kovů často bližší fulvokyselinám, než vyšším huminovým kyselinám (Stevenson a Cole 1999). Ještě méně spolehlivým ukazatelem kvality je tzv. barevný kvocient  $Q_{4/6}$ , poměr absorbcí roztoku humusových kyselin při dvou vlnových délkách zhruba 450 a 650 nm, který vyjadřuje jen přibližně stupeň kondenzace jejich aromatických jader. Barevný kvocient je určován po extrakci H z půdy. Přitom je obecně známo, že tato extrakce významně mění charakteristické znaky H, včetně jeho vlastnosti zásadní, a to kationtové výměnné kapacity (KVK) (Váchalová a kol., 2016).

#### 4.3. Primární půdní organická hmota a humus

Laická a často ani odborná veřejnost však stále nerozlišuje jednotlivé složky půdní organické hmoty a veškeré látky organického původu, které se v půdě vyskytují, označují nesprávně jako „humus“. Směšování pojmů je způsobeno historickým omylem, který je vysvětlen v publikacích Kolář a kol. (2014a) či Váchalová a kol. (2016). Chyba totiž nastala v momentě, kdy se začal obsah humusu stanovovat vynásobením obsahu  $C_{OX}$  (uhlík stanovený na mokré cestě) přepočítávacím faktorem 1,724. Ten byl stanoven výpočtem  $100 : 58 = 1,724$ . Tato rovnice však byla postavena na nesprávné úvaze: má-li huminová kyselina 58 % uhlíku, kolik huminové kyseliny (tedy humusu) odpovídá celkovému, tedy 100 % obsahu uhlíku? Výsledkem tak byla hodnota 1,27. Tento faktor ovšem vznikl při tehdejšímu stavu poznání, kdy se vědci domnívali, že existuje pouze jeden konkrétní druh huminové kyseliny, obsahující 58 % uhlíku (stanoveno z alkalického výluhu zahradnického kompostu, sraženého kyselinou). V dnešní době je však již známo, že huminových kyselin existuje celá řada. Další chybou při stanovení tohoto faktoru byla domněnka, že veškerý  $C_{OX}$  náleží H, přičemž byl opomenut fakt, že část (často většina) organického uhlíku náleží také primární půdní organické hmotě (PPOH), tedy rozloženým nebo nerozloženým kořenům a kořenovým vláskům, kořenovým exsudátům, posklizňovým rostlinným zbytkům, opadu listů, organickým hnojivům a odumřelým organismům.

Půdní organickou hmotu přitom lze rozdělit na část „živou“, tvořenou zejména kořeny vyšších rostlin a půdními organizmy a složku „neživou“. Právě v neživé části půdní organické hmoty by se měly důsledně rozlišovat dvě skupiny látek, které mají zcela rozdílné vlastnosti (Kolář a kol., 2014a).

Jedná se o PPOH a humus. Zdrojem PPOH je zejména hmota odumřelých kořenů rostlin a půdních organizmů. Tato hmota může být již do značné míry rozložená, avšak neprošla humifikačními procesy. Naopak mezi hmotu, jež zhumifikována byla, patří fulvokyseliny, huminové kyseliny a huminy, což jsou syntetizované vysokomolekulární sloučeniny (Kopecký a kol., 2016).

Velký rozdíl mezi PPOH a H představuje jejich biodegradabilita. Zatímco humusové látky podléhají mineralizačním procesům jen velmi pomalu (z hlediska délky lidského života téměř vůbec), veškerá PPOH přirozeného původu má větší či menší schopnost podléhat v půdě exotermickým rozkladným procesům. PPOH je zdroj energie pro mikroorganismy v půdě. Proto je důležité zabývat se nejen množstvím, ale rovněž kvalitou této hmoty (Kolář a kol., 2009). Pro kvalitu PPOH je velmi významné kvantitativní zastoupení jednotlivých frakcí dle stability (labilní, semilabilní, semistabilní, stabilní). Zvýšený obsah snadno rozložitelných složek půdní organické hmoty je, dle řady autorů, považován za významný znak potenciální půdní úrodnosti (Ghani a kol., 2003). Je to však poněkud černobílý pohled, s kterým nelze zcela souhlasit. Snadno rozložitelná frakce půdní organické hmoty je totiž reaktivní složkou s poměrně vysokou rychlostí přeměny (Ghani a kol., 2003). Její množství je úměrné množství mikrobiální biomasy v půdě (Lovell a Jarvis, 1998). Například při vhodných teplotních a vlhkostních poměrech by došlo k rychlému namnožení mikrobiální biomasy. S rostoucí mikrobiální aktivitou se zvyšuje rychlost mineralizace půdní organické hmoty (Lalande a kol., 2009) a labilní frakce PPOH jsou brzy spotřebovány. Poté by počet půdních mikroorganismů opět rychle klesl. Proto lze za kvalitní PPOH označit takovou směs organické hmoty, která obsahuje nejen labilní, ale i semilabilní a dokonce také semistabilní frakce (Váchalová a kol., 2016).



## 5. Vodní eroze

Vodní eroze je definována jako komplexní proces, zahrnující rozrušování půdního povrchu, transport a sedimentaci uvolněných půdních částic působením vody (Novotný a kol., 2014). Je-li intenzita a úhrn deště větší, než vsakovací schopnost půdy, dochází po zaplnění mikroakumulačních prostorů na povrchu půdy k povrchovému odtoku (Dufková a kol., 2005), přičemž může dojít ke smyvu zeminy, případně agrochemikálií, do povrchových vod (Sochorec a Hejduk, 2012).

Významnou roli v ochraně před povrchovým odtokem hraje infiltrace vody do půdy (Lhotský, 2000), což je proces, který umožňuje vstup vody pod povrch země (Poehls, 2009). Nezávisí pouze na propustnosti půdního pokryvu a vrchních vrstev hornin (Kříž, 1983), ale především na intenzitě srážek (Krešl, 2001). Lze ji ovlivnit agrotechnickými opatřeními, využívanými v pěstitelských technologiích polních plodin. Například je doložen pozitivní vliv mulče na snížení povrchového odtoku vody (Ruy a kol., 2006). Na ztuhlé půdě klesá rychlost infiltrace, dochází k omezení biologické aktivity a snížení výnosů rostlin (Šarapatka a Niggli, 2008).

Odnos půdních částic nastává, pokud rychlost vodního proudu nabývá unášecího účinku a jeho energie je větší, než je odpor zpevnění částic v půdní vrstvě (Kudrna, 1985). V depresích a na místech menšího sklonu dochází zpravidla na níže ležících plochách k ukládání půdních částic. Částice transportované za hranice pozemků se dostávají do hydrografické sítě, kde vytvářejí splaveniny. Ty sedimentují v nádržích a úsecích toků se sníženou transportní schopností (Janeček a kol., 2012).

Rozlišuje se eroze normální (geologická) a zrychlená (Kadlec a kol., 2012). Geologická eroze je přirozený proces (Blanco a Lal, 2008) a nelze ho zcela zastavit (Novotný a kol., 2014). Z pohledu lidské generace je geologická eroze prakticky nepozorovatelná. Z historického hlediska se významně podílela na formování krajiny (Hůla a kol., 2003).

Naopak eroze zrychlená smývá půdní částice v takovém rozsahu, že nemohou být nahrazeny půdotvorným procesem. Je ovlivněna lidskou činností, způsobem hospodaření a půdní bloky je před ní nutné účinně chránit (Novotný a kol., 2014). Erozní jevy byly spojeny již s prvním primitivním zemědělstvím. Záznamy o degradaci půdy erozí jsou staré více než 7 000 let (Janeček a kol., 2005). U nás se eroze projevovala významněji až od 13. století, kdy docházelo ke kolonizaci vyšších nadmořských výšek a zintenzivnilo se využívání krajiny. Prudké zhoršení situace nastalo po 2. světové válce v souvislosti se scelováním pozemků a výraznou intenzifikací zemědělství (Šarapatka a kol., 2010). Míra eroze je však umocněna i realizací investiční zástavby, jež narušila přirozený kryt půdy (Holý, 1978). V budoucnu bude nebezpečí eroze pravděpodobně ještě více narůstat i kvůli změnám klimatu a s tím souvisejícím vyšším výskytem prudkých bouří (Zhang, 2012).

Míra nebezpečí degradace půd vodní erozí závisí na rozsahu odlesnění krajiny, klimatických, morfologických, vegetačních, geologických či půdních poměrech (Sklenička, 2003) a také způsobu využití pozemků, včetně používaných agrotechnologií (Vopravil a kol., 2013). V České republice jsou podmínky pro výskyt vodní eroze specifické, zejména kvůli rozloze půdních bloků. V důsledku způsobu hospodaření v minulosti byly také rušeny hydrografické a krajinné prvky, které zrychlené erozi účinně bránily (Novotný a kol., 2014).

Zmiňované faktory působí vždy ve vzájemné kombinaci (Cáblík a Jůva, 1963). Konkrétně má na vznik vodní eroze největší vliv sklonitost pozemku

v kombinaci s délkou svahu po spádnicí, vegetační pokryv, vlastnosti půdy a její náchylnost k rozrušování erozí, uplatněná protierozní opatření a také výskyt přívalových srážek, střídání období sucha. Dalším významným faktorem, ovlivňujícím míru eroze půdy, je obsah organické hmoty v půdě. Prostřednictvím organických látek jsou stmelovány jednotlivé půdní částice do formy půdních agregátů (Novotný a kol., 2014).

Degradace půdy vodní erozí je významným činitelem snižujícím produkční i mimoprodukční potenciál půdy (Vopravil a kol., 2013). Tvorba nové půdy je pomalý proces a jeho rychlost se pohybuje, v závislosti na podmínkách, od stovek kilogramů po několik tun na hektar za rok (Šarapatka a kol., 2010). Šimek (2004) odhaduje, že 1 cm půdy se vytváří 100 – 400 let.

Škody způsobené erozními procesy se projevují poškozováním půd - zhoršením fyzikálně-chemických vlastností, zmenšením mocnosti půdního profilu, zvýšením štěrkovitosti (Kadlec, 2003), čímž se změní vzájemné vztahy mezi pevnou, kapalnou a plynnou fází půdy (Ržonca a kol., 2005). Nejvíce je zasažena vrchní, nejúrodnější vrstva půdy - ornice (Blanco a Lal, 2008). Bylo zjištěno, že na mírně erodovaných půdách se výnosy zemědělských plodin snižují o 15 – 20 %, na středně erodovaných o 40 – 50 % a na silně erodovaných až o 70 % (Kvítek a kol., 2006). Negativní působení vodní eroze ovšem nespočívá jen v odnosu organických a minerálních částic půdy, ale velmi negativně lze hodnotit také škody na obecním a soukromém majetku, zanášení vodních toků a nádrží, což je často spojeno s přísunem nadměrného množství živin a pronikáním zbytků agrochemikálií a rizikových látek do vodního prostředí (Novotný a kol., 2013). Dalšími negativy mohou být i vysychavost půd a následné zvýšení vláhového deficitu (Pasák a kol., 1983). Projevy vodní eroze následně vedou ke snížení úrodnosti půd a nižším výnosům pěstovaných plodin (Blanco a Lal, 2008).

Holý (1978) rozeznává povrchovou vodní erozi plošnou, výmolnou a proudovou. Janeček a kol. (2005) ještě přidává jako mezistupeň plošné a výmolové erozi rýhovou. V místech výrazné koncentrace povrchového odtoku se mohou vytvářet strže (Janeček a kol., 2007).

Plošná eroze se projevuje rozrušováním a rovnoměrným smyvem půdních částic po celé ploše, tím dochází k plošnému odtoku a postupnému snižování mocnosti půdy (Novotný a kol., 2014). První fáze plošné eroze se nazývá eroze kapková, vytvářející v půdě drobné jamky. Další fáze je eroze, která probíhá při pohybu vody po nakloněné ploše půdního povrchu. Při malé kinetické energii vody jsou jí vyplavovány nejjemnější půdní částice a má tedy silný selektivní účinek (Janeček a kol., 2005). V důsledku tohoto procesu se v produktech erozní činnosti nachází vyšší koncentrace živin, těžkých kovů a reziduí pesticidů. Tento jev souvisí s velkým specifickým povrchem nejjemnějších splavených částic a jeho povrchovou aktivitou (absorpce, adsorpce, desorpce) (Kvítek a kol., 2006). Půdy podléhající selektivní erozi se stávají hrubozrnnějšími a mají výrazně snížený obsah živin. Tato eroze probíhá zvolna a často nepozorovaně (Holý, 1978).

Soustředováním plošného odtoku vznikají v půdě rýžky o hloubce a šířce několika centimetrů. Při větší intenzitě odtoku se tvoří erozní rýhy různé velikosti a tvaru. Dle tvaru se rýhy rozdělují na ploché, úzké, široké a oblé (Janeček a kol., 2005). Přejít k výmolné erozi spočívá v postupném soustředování plošného odtoku a následném vytváření postupně se prohlubujících zářezů. Výmolná eroze je vyšším stupněm rýhové eroze, vznikají výmoly (často s kaskádovitými stupni), které jsou hluboké a široké i přes 30 cm. Eroze výmolná vzniká v místech koncentrace a soutoku přívalových vod v úžlabinách, údolnicích, cestách, příkopech a je

podmíněna nejen typem terénu, ale i dostatečnou plochou sběrného území a zejména pak půdními vlastnostmi. Stržová eroze je nejpokročilejším a nejnebezpečnějším stádiem výmolné eroze, která devastuje celá území (Novotný a kol., 2014). Výmoly a strže často zasahují do podzemních vodonosných horizontů, z nichž odvádějí vodu, čímž snižují hladinu podzemní vody a vysušují okolní území (Holý, 1978).

Proudová eroze působí ve vodních tocích, a to jak na jejich břehy, tak také dno (Janeček a kol., 2012).

V České republice ohrožuje vodní eroze více než 50 % výměry orné půdy (Novotný a kol., 2014). Kromě eroze vodní je závažná také eroze větrná. Existují ale i další druhy, které však nejsou v našich podmínkách tolik nebezpečné, nebo nejsou zpracovány metodiky pro jejich hodnocení. Patří mezi ně například eroze způsobená sklizní, orbou či táním sněhu (Novotný a kol., 2014).

Při řešení protierozní ochrany musí být docíleno toho, aby ztráta půdy nebyla vyšší, než množství, které jí současně na daném pozemku vzniká (Šarapatka a kol., 2010). Pokud hodnota dlouhodobého průměrného smyvu půdy  $G$  ( $t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$ ) nepřekročí hodnotu dlouhodobé přípustné ztráty půdy  $G_p$  ( $t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$ ), nedochází na dané lokalitě ke zrychlené erozi. Tedy  $G_p \geq G$ . Pokud však hodnoty dlouhodobého průměrného smyvu půdy překročí hodnoty dlouhodobé přípustné ztráty půdy ( $G_p < G$ ), dochází vlivem vodní eroze k nadlimitní ztrátě půdy a tím i ke snižování její úrodnosti. Přípustnou ztrátu půdy erozí pro konkrétní pozemky je možno bezplatně zjistit na geoportálu VÚMOP, v. v. i. Rozdíl mezi dlouhodobým průměrným smyvem a dlouhodobou přípustnou ztrátou půdy současně vyjadřuje i míru erozní ohroženosti dané lokality (Novotný a kol., 2014). Hodnota přípustné ztráty půdy slouží ke stanovení míry erozního ohrožení pozemku a je definována jako maximální velikost eroze půdy, která dovoluje trvale a ekonomicky dostupně udržovat dostatečnou úroveň úrodnosti půdy (Janeček a kol., 2012).

Pokud vypočtená ztráta půdy překročí hodnotu  $G_p$ , je zřejmé, že způsob využívání pozemku nezabezpečuje dostatečnou protierozní ochranu. Proto je nutné uplatnit účinnější protierozní opatření, jejichž vliv se vyjádří změnou faktorů Univerzální rovnice (viz. kapitola 2.5.1) a opětovným výpočtem se přesvědčit, zda navržená ochranná opatření jsou dostatečná a zajišťují snížení dlouhodobé ztráty půdy erozí pod úroveň přípustné ztráty půdy. Pozemky s mělkými půdami s hloubkou do 30 cm by neměly být využívány pro polní výrobu a doporučuje se jejich převedení do kategorie trvalých travních porostů (TTP) nebo jejich zalesnění. U půd středně hlubokých a hlubokých nad 30 cm je doporučeno aplikovat jednotnou hodnotu přípustné ztráty půdy ve výši  $4 t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$ . Ještě například Kvítek a kol. (2006) či Šarapatka a kol. (2010) pro hluboké půdy doporučovali  $10 t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$ . Důvodem snížení přípustné hodnoty pro hluboké půdy je nutnost zvýšení ochrany nejhodnotnějších hlubokých úrodných půd (Janeček a kol., 2012). Hodnoty přípustné průměrné roční ztráty půdy podle hloubky jsou uvedeny v Tabulce 1.

Tabulka 1: Přípustná průměrná roční ztráta půdy  $G_p$  erozí podle hloubky půdy

Hloubka půdy	Kód kombinace skeletovitosti a hloubky půdy (5. číslice kódu BPEJ)	Přípustná průměrná roční ztráta půdy erozí ( $t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$ )
mělká (< 30 cm)	5, 6	doporučeno převést do TTP
středně hluboká (30 – 60 cm) a hluboká (> 60 cm)	0, 1, 2, 3, 4, 7	4,0

(Zdroj: Novotný a kol., 2014)

### 5.1. Univerzální rovnice pro výpočet dlouhodobé ztráty půdy vodní erozí (USLE)

Jak uvádí Janeček a kol. (2012), k určování ohroženosti zemědělských půd vodní erozí se v České republice používá Univerzální rovnice pro výpočet dlouhodobé ztráty půdy vodní erozí – USLE, dle Wischmeiara a Smithe (1978), což je nejrozšířenější empirický model pro výpočet vodní eroze vůbec (Amore a kol., 2004). Holý (1978) uvádí, že jde o doplnění a rozšíření výpočtu, jež stanovil Musgrave (1974).

Ověřuje se i tzv. RUSLE, podle Renarda a kol. (1997). Jedná se v podstatě o třetí upravenou verzi USLE, často je využívána v USA, ale testuje se i v jiných zemích. RUSLE se vyznačuje využitím vstupů z databází. Tuto metodu lze aplikovat nejen na zemědělskou půdu, ale i na lesní porosty či staveniště. V České republice však chybí datové podklady pro stanovení jednotlivých faktorů (Jakubíková a Váška, 2005).

Zmíněné modely vycházejí z principu přípustné ztráty půdy na jednotkovém pozemku, jehož parametry jsou definovány a odvozeny z rozměrů standardních elementárních odtokových ploch o délce 22 m a sklonu 9 %, jejichž povrch je po každém přívalovém dešti mechanicky udržován ve směru sklonu svahu jako úhor. Vypočtená hodnota je dlouhodobá průměrná roční ztráta půdy a udává množství půdy, které bylo na pozemku uvolněno plošnou vodní erozí, nezahrnuje však její ukládání na pozemku či na plochách ležících pod ním (Janeček a kol., 2012). Výstupem tedy není množství splavenin. Množství splavenin totiž nelze ztotožnit se ztrátou půdy, splaveniny představují erodované půdní částice, které byly transportovány do místa v povodí, ležícího v určité vzdálenosti od původního místa jejich uvolnění. Množství splavenin v povodí je dáno erozí ze zdrojových ploch v povodí a hydrografické síti po odečtení množství, které se v území usadilo. Holý (1976) upozorňuje, že model je vhodný pro přímý svah bez proměnlivého sklonu. Dále se domnívá, že nevýhoda empirických modelů spočívá ve složitosti vzájemných vazeb velkého množství působících faktorů, jež může vést ke snížení přesnosti výpočtů. Hendikepem může být i omezená místní platnost, kdy je vhodné jednotlivé faktory upravit dle konkrétních podmínek lokality. Krása (2010) uvádí, že USLE se stále více prosazuje ve spojitosti s GIS pro výpočty v celých povodích. Kromě USLE a RUSLE existují také simulační modely erozních procesů. Janeček a kol. (2012) uvádí například HydroCAD, SMODERP, KINFIL, EROSION 2D/3D, WEPP, které jsou využívány i u nás.

Univerzální rovnice dlouhodobé ztráty půdy vodní erozí je dána vztahem:

$$G = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \quad (\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1})$$

$G$  = průměrná dlouhodobá ztráta půdy ( $\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ )

$R$  = faktor erozní účinnosti dešťů, vyjádřený v závislosti na kinetické energii, úhrnu a intenzitě erozně nebezpečných dešťů ( $\text{MJ} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{cm} \cdot \text{h}^{-1}$ )

$K$  = faktor erodovatelnosti půdy, vyjádřený v závislosti na textuře a struktuře ornice, obsahu organické hmoty v ornici a propustnosti půdního profilu

L = faktor délky svahu, vyjadřující vliv nepřerušené délky svahu na velikost ztráty půdy erozí

S = faktor sklonu svahu, vyjadřující vliv sklonu svahu na velikost ztráty půdy erozí

C = faktor ochranného vlivu vegetačního pokryvu, vyjádřený v závislosti na vývoji vegetace a použité agrotechnice

P = faktor účinnosti protierozních opatření

### 5.1.1. Faktor erozní účinnosti deště (R faktor)

Tento faktor byl odvozen na základě množství dat o dešťových srážkách a závisí na četnosti výskytu srážek, jejich kinetické energii, intenzitě a úhrnu. Předpokládalo se, že erozní jevy jsou spojeny s několika málo přivalovými srážkami. Na základě nových poznatků byla tato teorie přehodnocena a dnes je známo, že faktor erozní účinnosti deště musí zohledňovat i deště středně intenzivní. R faktor je stanovován dle dlouhodobých záznamů o srážkách a představuje součet erozní účinnosti jednotlivých přivalových dešťů, které se v daném roce vyskytly. Neuvažují se deště s úhrnem menším než 12,5 mm a pokud v průběhu 15 minut nenapadlo alespoň 6,25 mm srážek. Zároveň od sebe jednotlivé deště musejí být odděleny déle, než 6 hodin (Janeček a kol., 2012). Novotný a kol. (2014) ještě upřesňuje, že srážky lze považovat za erozně nebezpečné, když jejich intenzita přesahuje  $24 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$ . Průměrná hodnota R faktoru je v našich podmínkách hodnotou za dobu vegetačního období, neboť přivalové deště vyvolávající erozi se vyskytují převážně od konce dubna do počátku října (Pírková a kol., 2013).

Výskyt přivalových dešťů je na našem území lokální a časově velmi rozdílný. Jejich výskyt, dle ČHMÚ, kolísá v jedné lokalitě od 0 po 25 za rok. Jejich rozložení během roku ukazuje Tabulka 2 (Hůla a kol., 2003). Janeček a kol. (2012) uvádí Tabulku 3 s dlouhodobým rozdělením průměrné roční hodnoty R faktoru přivalových dešťů během roku.

Tabulka 2: Pravděpodobnost výskytu erozně ohrožujících dešťů

Měsíc	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.
%	2,8	14,8	22	21,2	20	12,7	5,8	0,7

(Zdroj: Hůla a kol., 2003)

Tabulka 3: Průměrné rozdělení R faktoru přivalových dešťů do měsíců vegetačního období v ČR

Měsíc	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.
% faktoru R	1	11	22	30	26	8	2

(Zdroj: Janeček a kol., 2012)

Z důvodu existence metodických a podkladových problémů se stanovením R faktoru pro území České republiky, není vhodné ho regionalizovat. Pro naprostou většinu území se doporučuje využít hodnotu 40 (Janeček a kol., 2012). Němec (2014) však uvádí, že zkušenosti projektantů a Ústřední pozemkový úřad MZe doporučují v současném období používat u R faktoru hodnotu  $20 \text{ MJ} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{cm} \cdot \text{h}^{-1}$ , jež byla využívána i v minulosti.

### 5.1.2. Faktor erodovatelnosti půdy (K faktor)

Erodovatelnost půdy znamená náchylnost půdy k oddělitelnosti částic dopadem dešťové kapky a přesunu povrchovým odtokem (Vaezi a kol., 2008). Reakce půdy na erozní procesy je ovlivněna vlastnostmi půdy, jako jsou struktura, strukturní stabilita či obsah organické hmoty. Časový průběh infiltrace srážkové vody do půdy a působení na odolnost půdy vůči destruktivnímu účinku dešťových kapek a povrchově stékající vody jsou dány souhrnem jednotlivých vlastností půdy (Holý, 1976).

Prostřednictvím organických látek jsou stmelovány jednotlivé půdní částice do formy půdních agregátů, mezi kterými tak vznikají póry. Pórovitost půdy má rozhodující význam pro infiltraci vody do půdy a omezení povrchového odtoku (Novotný a kol., 2014). Organická hmota též omezuje utužení půd (Váchalová a kol., 2016). Na agregaci půd příznivě působí zejména víceleté pícniny (Jandák a kol., 2005). Při zkoumání vlivu půdní textury na erozní procesy bylo prokázáno, že k erozi jsou nejméně náchylné písčité půdy (velká propustnost, převažující podíl těžších částic), dále jílovité (vysoký stupeň soudržnosti), následují půdy hlinité a z hlediska erozní odolnosti jsou nejméně příznivé nehumózní spraše a sprašové hlíny s nedostatkem koloidních tmelících částic (Holý, 1976). Co se týče druhů vodní eroze, na půdách zrnitostně jemnějších (hlinitých, jílovitých) převažuje plošná eroze, zatímco na méně hutných půdách (lehkých písčích, rozbídných hlínách) převládá eroze rýhová až výmolná (Cablík a Jůva, 1963).

Kategorizace půdy však nezahrnuje jasně definované mechanismy a odolnost vůči různým intenzitám srážek. Je třeba hledat vhodné metody, které by o vlivu na rozpad půdních agregátů více vypovídaly a mohly by zpřesnit výpočet tohoto faktoru (Vopravil a kol., 2013).

Janeček a kol. (2012) vysvětluje, že faktor erodovatelnosti půdy je v USLE definován jako ztráta půdy ze standardního pozemku vyjádřená v  $t \cdot ha^{-1}$  na jednotku faktoru erozní účinnosti deště R. Lze ho stanovit těmito metodami:

1. Dle vztahu odvozeného pro K faktor
  - Založen na zhodnocení vzorků půdy v posuzované lokalitě
  - Hodnocený dle velikosti a obsahu půdních částic, struktury ornice a propustnosti půdního profilu
2. Dle nomogramu
  - Založen na zhodnocení vzorků půdy v posuzované lokalitě a odvození hodnoty z diagramu
3. Přibližné stanovení dle hlavních půdních jednotek, či klasifikace půd.

### 5.1.3. Faktory délky a sklonu svahu (LS faktor)

Jak popisuje Holý (1978), eroze je podmíněna povrchovým odtokem vody po skloněném území. Vliv sklonu a délky svahu na intenzitu eroze je vyjádřen kombinací faktoru sklonu svahu S a faktoru délky svahu L, takzvaným topografickým faktorem LS (Janeček a kol., 2012). Ten představuje poměr ztrát půdy na jednotku plochy svahu ke ztrátě půdy na jednotkovém pozemku o délce 22,13 m se sklonem 9 %. Faktor délky svahu L vyjadřuje vliv nepřerušené délky svahu na velikost ztráty půdy erozí. Faktor S vyjadřuje vliv sklonu svahu na velikost ztráty půdy erozí (Janeček a kol., 2005). Topografický faktor se určuje pro reprezentativní dráhy povrchového odtoku, které charakterizují odtokové poměry na pozemku (případně jeho částech), přičemž reprezentativní je trasa s nejvyšší hodnotou LS

faktoru (Janeček a kol., 2007). Na povahu erozních jevů působí také orientace svahu ke světovým stranám (Cablík a Jůva, 1963).

Mnohými měření a četnými pozorováními byl sklon svahu určen jako jeden z nejvýznamnějších erozních činitelů, jehož vliv na vznik a průběh erozních procesů může být ostatními činiteli (např. půdní vlastnosti, vegetační kryt) zeslaben, avšak nikdy ne zcela potlačen, uvádí Holý (1967), který prezentuje i vztahy mezi sklonem svahu a smyvem půdy, jež publikovali mnozí autoři. Hodnotu faktoru S lze odečíst z tabulek či nomogramů uvedených v metodikách (např. Janeček a kol., 2012). Protože jsou však přírodní svahy zpravidla nepravidelné, není toto stanovení zcela přesné a Castro a Zobeck (1986) sestavili tabulku opravných součinitelů zahrnujících tvar svahu (Janeček a kol., 2005). Janeček a kol. (2012) také uvádí určení S faktoru pomocí vztahů dle Renarda a kol. (1997):

$$S = 10,8 \sin \theta + 0,03 \quad \text{pro sklon} < 9 \%$$

$$S = 16,8 \sin \theta - 0,50 \quad \text{pro sklon} \geq 9\%$$

$\theta$  = úhel sklonu svahu (rad nebo m/m) a výpočet goniometrické funkce musí být proveden v systému rad.

Intenzita eroze se zvyšuje s rostoucí délkou svahu. Nepřerušená délka svahu je měřena od rozvodnice nebo od horní hrany pozemku, vždy však od prvku přerušujícího povrchový odtok. Metoda USLE by neměla být využívána pro svahy delší než 400 m, protože pro tyto není ověřena. Jako délka svahu je uvažována horizontální projekce délky svahu, nikoli skutečná délka odtokové dráhy po povrchu pozemku (Janeček a kol., 2012). Holý (1978) popisuje poznatky dalších autorů. Uvádí, že k prudkému zvýšení smyvu zeminy dochází v místě přechodu plošné eroze na výmolnou vlivem většího soustředění povrchově stékající vody. V jiné studii bylo zjištěno, že na silně propustných půdách při deštích o malé intenzitě se zvýšení účinku eroze vlivem délky svahu neprojeví. Zajímavé bylo i pozorování jevu, kdy klesala tendence velikosti smyvu při prodlužování svahu. Tento jev je vysvětlován tím, že v horní části svahu dochází k nejvýraznější turbulenci stékající srážkové vody, čímž je způsobeno větší nasycení vody uvolněnými půdními částicemi, než ve střední a dolní části svahu, kde je půdní povrch chráněn před účinkem dešťových kapek vodním pláštěm.

Hodnota faktoru délky svahu se stanoví ze vztahu:

$$L = (122,13)m$$

$l$  = horizontální projekce délky svahu (uvažuje se nepřerušená délka svahu); není to vzdálenost rovnoběžná s povrchem půdy (m)

$m$  = exponent sklonu svahu vyjadřující náchylnost svahu k tvorbě rýžkové eroze (viz Janeček a kol., 2012)

#### 5.1.4. Ochranný faktor vegetace (C faktor)

Vegetační faktor je z hlediska hospodaření na orné půdě ve vztahu k erozní ohroženosti, společně s účinností protierozních opatření, jediným přímo ovlivnitelným faktorem (Novotný a kol., 2014). Vyjadřuje vliv osevního postupu a agrotechniky, udává poměr ztráty půdy z vyšetřovaného pozemku a z jednotkového pozemku s trvalým úhorem při zachování zbylých parametrů, zohledňuje tedy ochranný vliv vegetace (Krása a kol., 2008). Vliv vegetačního faktoru na průběh a

intenzitu erozních procesů se projevuje ochranou povrchu půdy před přímým dopadem dešťových kapek, podporou vsaku srážkové vody do půdy, zpomalením povrchového odtoku a zlepšením fyzikálních, chemických a biologických vlastností půdy (Holý, 1978), včetně omezení možnosti zanášení pórů jemnými půdními částicemi a mechanickým zpevněním půdy kořenovým systémem. Ochranný vliv vegetace je přímo úměrný pokryvnosti a hustotě porostu v době nejčastějšího výskytu přívalových dešťů (Pokladníková a Toman, 2005). Erozně ohrožená půda by neměla zůstat po delší dobu bez vegetačního krytu (Kvítek a Tipl, 2003). Výhodné může být využití krycích plodin, jež jsou velmi efektivním opatřením vůči vodní erozi. Přesto, že jejich nadzemní část může přes zimní období zmrznout, čímž se sníží její ochranný účinek, kořenový systém působí i nadále protierozně (Baets a kol., 2011). Protože slouží jako zdroj energie pro mikroorganismy, ovlivňuje přítomnost kořenové biomasy i mikrobiální aktivitu v půdě (Archer a kol., 2002) a následně dostupnost živin pro raná stádia následné plodiny (Parkin a kol., 2006). Wilson a kol. (2004) doporučuje také ponechání organických zbytků na povrchu.

Ochrana půdního povrchu před přímým dopadem dešťových kapek spočívá v jejich zachycení nadzemními částmi vegetace. Dochází tím k útlumu energie vodních kapek. Ta dosahuje značných hodnot zejména při přívalových srážkách. Tímto vegetace zmírňuje rozrušování půdních agregátů (Holý, 1987). Význam má také intercepce srážek na povrchu rostlin (Gyssels a kol., 2005). Zpomalení odtoku vody je způsobeno tím, že vegetace slouží jako prvek drsnosti (Styczeń a Morgan, 1995). Tímto časovým zdržením odtoku je podpořena možnost infiltrace vody do půdy a tím i snížení celkového povrchového odtoku. Vegetace působí pozitivně i díky zastínění povrchu, čímž pomáhá uchovat v půdě optimální vlhkost, což přispívá ke stabilitě půdních agregátů (Holý, 1978).

Holý (1978) považuje za nejefektivnější protierozní kryt půdy lesní porost, po něm následuje tráva, obilniny a nejhůře hodnotí okopaniny. Pokladníková a Toman (2005) rovněž hodnotí protierozní účinek širokořádkových plodin, stejně jako ovocných sadů nebo vinic, jako nedostatečný. Naopak výbornou protierozní ochranu travních porostů pozitivně hodnotí řada autorů (např. Hejduk a Kasprzak, 2005; Holý, 1978). Největším kladem TTP je, že protierozní funkce působí celoročně (Šantrůček a kol., 2001). Travní porosty chrání půdu před erozí díky bohatému kořenovému systému, velkému množství vegetačních výhonů, ale také díky hustému vegetačnímu krytu. Aby ale TTP mohly v krajině správně plnit ochranu půdy a vody, musí být alespoň dvakrát ročně sečeny, jak zdůrazňuje Kvítek (2004).

V Univerzální rovnici ztráty půdy se C faktor stanovuje pro danou strukturu pěstovaných plodin podle postupu jejich střídání na pozemcích, včetně období mezi střídáním plodin a při určení nástupu a způsobu agrotechnických prací v obdobích:

1. Období podmínky a hrubé brázdy
2. Období od přípravy pozemku k setí do jednoho měsíce po zasetí nebo sázení
3. Období po dobu druhého měsíce od jarního nebo letního setí či sázení, u ozimů do 30. 4.
4. Období od konce 3. období do sklizně
5. Období strniště.

Ochranný faktor vybraných plodin pro jednotlivé fáze vegetace či průměrné faktory celoroční jsou uvedeny v metodice, viz. Janeček a kol. (2012).



### 5.1.5. Faktor účinnosti protierozních opatření (P faktor)

Hodnoty faktoru účinnosti protierozních opatření jsou uvedeny v Tabulce 4. Jestliže nejsou tato opatření na pozemku uplatňována nebo nelze předpokládat, že by byly dodrženy uvedené podmínky maximálních délek a počet pásů, nelze s účinností příslušných opatření vyjádřených hodnotami P počítat a hodnota  $P = 1$  (Janeček a kol., 2012).

Tabulka 4: Hodnoty faktoru protierozních opatření P

Protierozní opatření	Sklon svahu (%)			
	2 – 7	7 – 12	12 – 18	18 – 24
Maximální délka pozemku po spádnicí při konturovém obdělávání	120 m	60 m	40 m	-
	0,6	0,7	0,9	1
Maximální šířka a počet pásů při pásovém střídání	40 m	30 m	20 m	20 m
	6 pásů	4 pásy	4 pásy	2 pásy
Okopanin s víceletými pícninami	0,3	0,35	0,4	0,45
Okopanin s ozimými obilovinami	0,5	0,6	0,75	0,9
Hrázkování, resp. přerušované brázdování podél vrstevnic	0,25	0,3	0,4	0,45

(Zdroj: Janeček a kol., 2012)

## 6. Biodiverzita agroekosystémů

### 6.1. Biodiverzita

Biologická rozmanitost, bohatost života na Zemi, neboli jednoduše biodiverzita, je definicí specifikována jako různorodost všech živých organismů včetně suchozemských, mořských a ostatních vodních ekosystémů a ekologických komplexů, jichž jsou součástí (Šrámek, 2001). Podobně vymezil termín biodiverzita Světový fond na ochranu přírody (WWF), který ho definoval jako „bohatství života na Zemi, miliony rostlin, živočichů a mikroorganismů, včetně genů, které obsahují, a složité ekosystémy, které vytvářejí životní prostředí“ (Šarapatka a kol., 2010). Brožová (2004) rozlišuje biologickou rozmanitost na třech úrovních. V rámci jednotlivých druhů, mezi druhy a mezi ekosystémy. Blíže toto rozdělení přibližuje například Primack (2001).

Biologická rozmanitost je základem pro fungování ekosystémů a poskytování ekosystémových služeb, které jsou nezbytné pro podporu lidské existence, pro zdraví, prospěch a zajištění živobytí (Sachs a kol., 2009). Produkty biodiverzity zahrnují mnoho služeb vytvářených ekosystémy (například potravní a genetické zdroje) a změny biodiverzity mohou ovlivňovat všechny ostatní poskytované služby. Kromě důležité úlohy biodiverzity v poskytování ekosystémových služeb má rozmanitost druhů živočichů a rostlin také hodnotu vnitřní (Alcamo a kol., 2003). Vyšší diverzita flóry a fauny prospívá rovněž užitečným živočichům, přirozeně regulujícím škůdce (Siegrist a kol., 1998). Je proto důležité biodiverzitu podporovat (Gabriel a kol., 2010). V posledních desetiletích byla dokonce vytvořena řada metod, jak hodnotu biodiverzity vyjádřit (Christie a kol., 2006), přičemž většina z nich je zaměřena na finanční vyčíslení (Farber a kol., 2002).

V zemědělské krajině jsou za zdroj biodiverzity považována především polopřirozená stanoviště (Duflot a kol., 2014). Křoviny, remízky, či travní porosty hrají zásadní roli v podpoře biodiverzity tím, že poskytují organismům útočiště a potravu i v nepříznivém období (Chaplin-Kramer a kol., 2011). Čím více je krajina heterogennější, tím větší množství druhů má dobré podmínky pro uzavření svých životních cyklů (Flick a kol., 2012). Koridory, lineární struktury, neobdělávaná stanoviště, remízky, či okraje polí jsou považovány za struktury, jež tlumí efekty fragmentace krajiny (Bennet, 2003). Velký význam hrají také ekotony (Concepcion a kol., 2012).

Intenzivní zemědělská činnost se spolupodílí na prudkém poklesu biologické rozmanitosti. Negativně působí scelování pozemků, používání pesticidů či syntetických hnojiv (Pfiffner a Balmer, 2009). Se vzrůstající intenzitou managementu dochází ke snížení výskytu počtu rostlinných druhů, což negativně ovlivňuje také bezobratlé živočichy (Batáry a kol., 2008). Při pěstování energetických rostlin dochází také ke změně využití krajiny, což může mít vliv na okolní biodiverzitu (Tscharrntke a kol., 2012). Nicméně míra a rozsah dopadů na biodiverzitu a ekosystémové služby nejsou dosud přesně známy (Stanley a kol., 2013). Závisí mimo jiné na pěstované rostlině, managementu jejího obhospodařování, vhodnosti umístění v krajině a na tom, jaká kultura jí byla nahrazena (Gevers a kol., 2011). V Evropě, kde většina krajiny byla již v dávné minulosti přetvořena člověkem, mohou mít plantáže energetických rostlin na biodiverzitu vliv neutrální nebo dokonce kladný (Havlíčková a kol., 2008).

## 6.2. Bioindikátory

Pro hodnocení některých fenoménů v krajině jsou často využívány bioindikátory, pomocí nichž je prováděn biomonitoring, tedy sledování změn životního prostředí. Ekologický monitoring je cílené a opakované zkoumání stavu definovaných skupin vzhledem k externím stresům. Lze jím získat včasnou informaci o změně prostředí, která by mohla vést k ohrožení druhů, populací, společenstev nebo celých ekosystémů (Burger, 2006). Za bioindikátory jsou považovány druhy nebo jejich skupiny, které odrážejí stav životního prostředí a zprostředkovávají informace o změnách ve společenstvech, stanovištích a ekosystémech nebo informace o biodiverzitě jiných druhů (McGeoch, 1998). Snahou mnoha vědců je vytváření sítě bioindikátorů, jejichž prostřednictvím by bylo možné hodnotit ekologickou hodnotu biotopů a které by popisovaly vliv lidských aktivit na rostlinnou i živočišnou diverzitu a funkce ekosystémů (Marc a kol., 1999). Mezi využívané organizmy lze, díky řadě výzkumů, zařadit skupinu epigeických bezobratlých (Havlíčková a Kašparová, 2009), jež je vhodná pro ekologické studie, zkoumající vlivy prostředí na jejich společenstva (New, 2005).

## 6.3. *Carabidae* (střevlíkovití) jako bioindikátory

Pro bioindikaci široké škály biotopů, včetně agroekosystémů, jsou vhodné střevlíkovití brouci (Kalushkov a kol., 2009; Nedvěd a kol., 2009), jejichž zástupci se vyskytují na přírodních i antropogenně ovlivněných stanovištích (Havlíčková a kol., 2009). Jejich diverzita a abundance je jedním z bioindikátorů udržitelnosti zemědělství (Němeček, 2013). Čeleď *Carabidae* je považována za jednu z klíčových skupin terestrických ekosystémů (Boháč a Fuchs, 1991). Jako modelová skupina slouží pro nejrůznější vědecké studie, především biocenologické, již desítky let (Hůrka, 1992). Mezi důvody jejich častého využití patří relativně stabilní taxonomie, vysoká druhová bohatost, výskyt ve většině zeměpisných oblastí, jednoduché metody shromažďování (Rainio a Niemelä, 2003) či známá citlivost na toxické látky (pesticidy, minerální hnojiva), vnášené do biocenóz (Hůrka, 1992). Mnozí střevlíkovití jsou citliví i na změnu pH a především vlhkosti, takže mohou být využiti jako bioindikátory těchto změn prostředí. Výhodou střevlíkovitých je také jednoduchý odchyt pomocí zemních pastí, což je metoda jednoduše aplikovatelná v terénu (Kotze a kol., 2011). Často jsou využíváni při posuzování stavu nejen přírodních ale i pozměněných lokalit (Hůrka, 1996).

Vzhledem k migračním schopnostem střevlíkovitých (Kotze a O'Hara 2003; Devictor a kol. 2008) je nutné získaná data interpretovat v širších souvislostech. V důsledku rizika zkreslené interpretace je pro komplexnější charakterizaci studovaného biotopu vhodné do hodnocení zapojit i další skupiny bezobratlých (Ruiz-Jaen a Aide 2005; Tropek a kol. 2008).

## 6.4. *Carabidae* – charakteristika

Čeleď *Carabidae* je zařazena do řádu brouků (*Coleoptera*) a do podřádu masožravých (*Adephaga*) (Hůrka 2005). Střevlíkovití patří s více než 35 000 druhy mezi celosvětově nejrozšířenější čeledě (Zahradník, 2008). Početní zastoupení jednotlivých druhů v České republice se, dle různých autorů, liší. Veselý (2002) uvádí 504 druhů, Stanovský a Pulpán (2006) uvádí stejné číslo, ale doplňují ho ještě

o 15 dalších druhů, které považují za vyhynulé. Buchar a kol. (1995) ale uvádí druhů cca 570, Hůrka (2005) více než 600.

Brouci z čeledi *Carabidae* osidlují nejrůznější stanoviště od vyprahlých pouští po mokré příbřežní biotopy či bažinaté lokality. Mohou se vyskytovat v keřích, na stromech, pod kůrou, v hniјícím dřevě, pod kameny apod. (Boháč, 2005). Jsou známy jak druhy heliofilní, aktivní i na osluněných lokalitách a otevřených biotopech, tak také druhy vyžadující zastínění, jejichž počet převažuje. Některé druhy žijí jen v nížině, jiné jen v alpínském pásmu hor. Většina středoevropských druhů je však spíše vlhkomilných, s noční aktivitou (Boháč a Kohout, 2011). Přes den se ukrývají pod kameny, listím a dřevem, na lov vyrážejí večer a v noci (Pokorný, 2002). Většina druhů upřednostňuje k aktivitě teploty okolo 15 – 20 °C (Must a kol. 2006).

Stanoviště, která obývají střevlíkovití, jsou velmi rozmanitá. Mezi nejdůležitější faktory podmiňující jejich výskyt patří vlhkost, teplota, zastínění, typ vegetace a charakter půdního podkladu. Naprostá většina druhů žije a pohybuje se na povrchu půdy (Boháč a Kohout, 2011).

Střevlíkovití brouci jsou typickými představiteli hmyzu s proměnou dokonalou. Larva se tedy nepodobá dospělému hmyzu (Hůrka, 2005). Naprostá většina našich druhů má jednoletý vývoj od vajíčka přes několik larválních instarů, dále přes stádium kukly až po dospěléce. Rozmnožování probíhá buď na jaře, když přezimuje dospělec, nebo na podzim, když přezimuje larva (Veselý, 2002). Samice může naklást od zhruba 20 vajíček až po několik set. Klade je jednotlivě nebo v menších skupinkách do země. Většinou mají cylindrický nebo oválný tvar. Největší vajíčka mají druhy rodu *Carabus*. Velmi malá vajíčka mají druhy rodu *Cymindis*, *Lebia* a *Brachinus* (Hůrka a Čepická, 1980). U několika druhů byla zjištěna péče o potomstvo. Samice některých druhů vajíčka hlídají a ošetřují do vylíhnutí larev, aniž by přijímaly potravu. Samice jiných druhů pod zemí nechávají semena jako zásobu pro vylíhlé larvy (Boháč a Kohout, 2011). Larvy jsou protáhlé, rovnoběžné, s mohutnými kusadly bez kanálku, předposlední zadečkový článek nese zpravidla pár pevných nebo pohyblivých urogomfů, což jsou koncové štěty na posledním zadečkovém článku larvy. Kuklí se nejčastěji v komůrce v půdě (Hůrka, 2005). Larvy rodů *Lebia* a *Brachinus* jsou ektoparazité a vyvíjejí se na kuklách různých střevlíkovitých, vodomilovitých a mandelinkovitých brouků (Boháč a Kohout, 2011). Dospělci střevlíkovitých se líhnou zhruba od května do června a od července do září (Veselý, 2002), středoevropské druhy dorůstají velikosti mezi 1,6 – 40 mm (Hůrka, 2005).

Většina střevlíkovitých jsou draví nelétaví brouci se srostlými krovkami a zakrnělými křídly (Pokorný, 2002). Hůrka (2005) popisuje většinu našich střevlíkovitých jako štíhlé brouky se silným, dlouhým nohama, z nichž řada druhů ztratila schopnost létat. Samci většiny druhů mají rozšířené články předních chodidel, opatřené na spodní straně přichycovacími brvami. Na tykadlech střevlíků jsou umístěny orgány nejen čichu a hmatu (Merivee a kol., 2008), ale i dalších rozpoznávacích smyslů, jako například pH nebo vlhkosti (Merivee a kol., 2005; Merivee a kol., 2010). Smyslová ústrojí mohou být umístěna také na palpách (Giglio a kol., 2010). Většina druhů má zadečkové obranné žlázy různého, často skupinově specifického složení, mnohdy silně páchnoucí (Hůrka, 2005).

Koch (1989) rozděloval střevlíkovité podle různých kritérií. Podle ekologické niky na stenotopy a eurytopy, dle teploty na druhy stenotermní a eurytermní, druhy vázané na člověka označoval jako synantropy a druhy běžně se vyskytující v širokém ekologickém spektru nazýval ubisvisty.

Hůrka (1996) rozděluje střevlíkovité do skupin (A, E, R) podle šíře jejich ekologické valence. Do skupiny A, jež je nejpočetnější, patří druhy adaptabilnější, osidlující více či méně přirozená nebo přirozenému stavu blízká stanoviště. Vyskytují se i na druhotných, dobře regenerovaných biotopech, zvláště v blízkosti původních ploch. Patří sem typické druhy pro travní a lesní porosty, ale i pobřežní druhy stojatých i tekoucích vod. Lze sem zařadit 259 druhů. Do skupiny E se řadí eurytopní druhy, které nemají zvláštní nároky na charakter a kvalitu prostředí. Jsou to druhy nestabilních, měnících se stanovišť a druhy, které obývají silně antropogenně ovlivněnou krajinu. Zahrnuje i expanzivní druhy a nestálé migranty. Obsahuje 93 druhů a poddruhů České republiky. Skupina R zahrnuje druhy s nejužší ekologickou valencí, vzácné a ohrožené druhy přirozených ekosystémů, jako jsou sutě, skalní stepi, vřesoviště, klimaxové lesy, prameniště, bažiny a tak dále. Tato skupina zahrnuje v České republice 174 druhů a poddruhů.

Další rozdělení uvádí Boháč a Černý (2012). Do skupiny R1 řadí reliktní druhy z předchozích period, které se dochovaly zejména v horských oblastech či lesích blízkých klimaxovému stádiu. Skupina R2 obsahuje druhy specialistů, vyskytujících se v přirozených i kulturních lesích. Generalisté a ubikvisté jsou zařazováni do skupiny E. Jedná se o eurytopické druhy, které osidlují odlesněné plochy, nacházejí se také v oblastech silně ovlivněných člověkem.

#### 6.5. *Carabidae* a jejich role v agroekosystémech

Význam střevlíkovitých v přirozených i umělých suchozemských biocenózách je značný (Holland, 2002). Plní důležitou roli v zachování přirozené rovnováhy v přírodě (Hůrka a Čepická, 1980). Jsou zdrojem potravy pro ptáky (Ausden, 2001), mnozí střevlíkovití jsou známí jako přirození regulátoři škůdců (Kromp, 1999), ať už jako specialisté či generalisté (Hůrka, 1996). Slouží v integrované ochraně proti škůdcům (Boháč a Kohout, 2011). Působí jako predátoři různých skupin živočichů, například mšic, motýlů nebo slimáků (Porhajašová a kol., 2008). Střevlíkovití mohou mít vliv na populace škůdců v takové míře, že je to pro zemědělce ekonomicky významné (Holland, 2002).

Střevlíci jsou dlouhodobě zkoumáni z hlediska ekologie a potravních nároků. Většina zástupců je považována za polyfágní masožravce, ale jsou mezi nimi i druhy granivorní (Holland, 2002). Hůrka (1996) zmiňuje i potravní specialisty, kteří jsou vázání např. na housenky motýlů, chvostoskoky, plicnaté plže či larvy. Larva *Calosoma sycophanta* dokáže během vývoje sežrat kolem 40 housenek a dospělec dokáže v jedné sezóně zkonzumovat až 400 housenek (Hůrka, 2005). Jsou známy i vysloveně specializovaní býložravci (*Zabrus*, *Ophonus*), a to jak v imaginárním, tak i v larválním stadiu (Boháč a Kohout, 2011).

Změny ve složení potravy se v průběhu sezóny do jisté míry mohou měnit. Zástupci rodů *Harpalus*, *Pseudoophonus* a *Amara* převážně žerou semena a potravu také doplňují hmyzem (Holland, 2002). Masožravé druhy *Poecilus cupreus* a *Pterostichus melanarius* se živí bezobratlými, ale mohou také konzumovat potravu rostlinnou (Sota, 1985).

Až kolem padesáti procent druhů střevlíkovitých brouků vyskytujících se na zemědělské půdě potřebuje pro svůj vývoj semena rostlin. Tyto druhy jsou významnými predátory semen ležících na povrchu půdy (Westerman a kol. 2003). Semena mnoha rostlinných druhů jsou konzumována kvůli vysokému nutričnímu obsahu (velký podíl polysacharidů nebo tuků), jejich dlouhé životnosti v prostředí a dobré dostupnosti (Wilson a kol., 1999). Podle Hoňka a kol. (2003) je při

optimálních podmínkách, tj. vysoké hojnosti a aktivitě brouků, denní spotřeba semen střevlíkovitými brouky 1 150 až 4 000 ks·m<sup>-2</sup>. Většinou jsou však brouci nerovnoměrně distribuovaní na malých plochách (Thomas a kol., 2000; Saska a kol., 2007). Také přítomnost alternativního zdroje jejich potravy může snížit spotřebu semen (Lundgren, 2009). K sezónním rozdílům v intenzitě predace semen střevlíkovitými brouky může přispět i měnící se teplota prostředí (např. Saska a kol., 2010).

## 6.6. Metoda zemních pastí

Mnoho autorů (Adis, 1979; Gerlach a kol., 2009, Knapp a Růžička, 2012 a další) uvádí, že zemní pastí patří mezi nejpoužívanější metody sběru epigeických brouků. Jejich výhody shrnuje například Woodcock (2005). Jde o jednoduchou instalaci a obsluhu, minimální finanční náročnost i nenápadnost v okolním terénu.

Past se obvykle skládá z vlastní nádoby (zpravidla kelímek), konzervační tekutiny a stříšky (Knapp a Růžička, 2012). Past musí být dostatečně hluboká, aby se zamezilo úniku odchycených exemplářů (Woodcock, 2005). Někdy může být past zevnitř opatřena trychtýřem, který snižuje únik odchycených brouků. Jeho účinnost u střevlíkovitých potvrzují například Obrist a Duelli (1996) či Luff (1996). Knapp a Růžička uvádějí, že při porovnání klasické pastí a pastí s trychtýřem (funnel trap), dochází k rozdílnému odchytu nejen v počtu jedinců, ale i druhů. Svoji roli může hrát také barva pastí či druh konzervační tekutiny. Buchholz a kol. (2010) zjistil, že bílá barva pastí střevlíky přitahuje. O vlivu různých druhů konzervačních tekutin pojednává řada studií (Woodcock, 2005; Šafář a kol., 2009 a další). Velký vliv má také doba, po kterou jsou pastí instalovány a rovněž jejich umístění v terénu (Woodcock, 2005).

Tropek a kol. (2010) poukazuje, že přesnější monitoring biodiverzity vyžaduje multitaxonomický přístup, protože běžnými metodami výzkumu není možné v rámci jedné skupiny živočichů či rostlin zachytit celé společenstvo. Dokonce i samotné využití zemních pastí má celou řadu problematických míst, na což poukazoval již Greenslade (1964). Jak píše například Honěk (1988), množství odchycených jedinců a druhů podléhá vlivům mnoha dalších faktorů, jakými jsou vlhkost půdy, počasí, kvalita půdy nebo pokryvnost rostlin. Adis (1979) kromě konstrukce samotné pastí uvádí dalších 19 faktorů, které mají na odchyt brouků vliv.

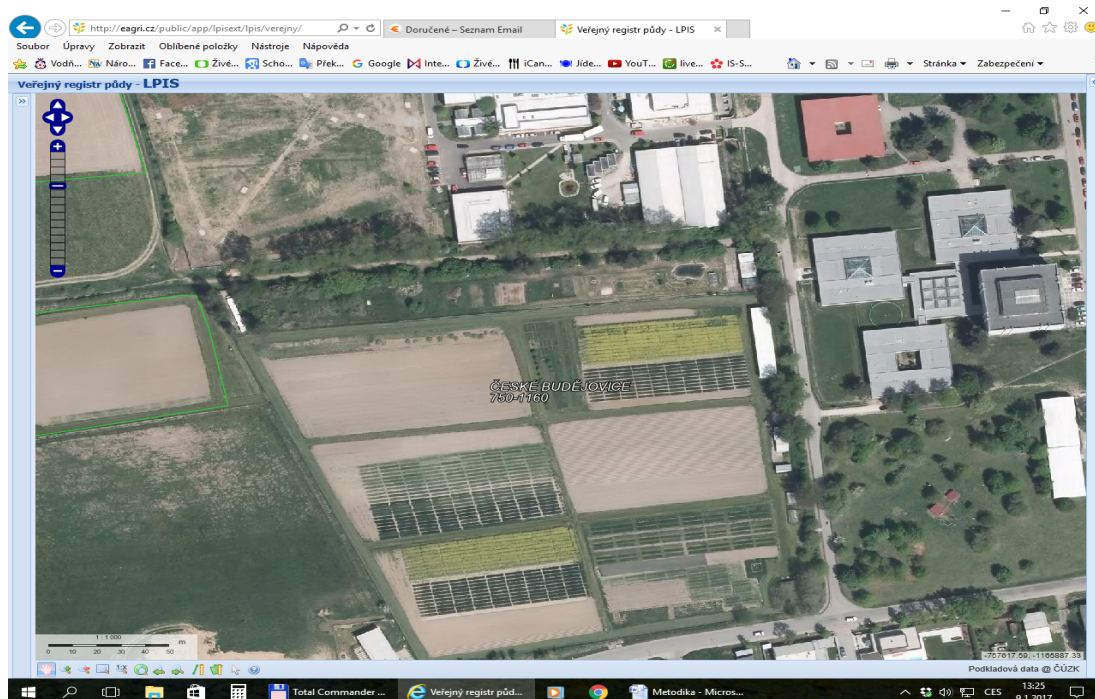
Je třeba mít na vědomí, že na základě odchycených exemplářů nelze hodnotit ani druhové složení společenstev, dokonce ani jejich populační hustotu. Spíše je zjištěna aktivita jednotlivých druhů (počet jedinců křížících plochu zemní pastí za určité sledované odběrové období) (Turin a kol., 2003). Pro hodnocení údajů získaných pomocí zemních pastí tak byl zaveden pojem „activity-density“ (Adis, 1979). Bezděk (2001) zdůrazňuje i účinnost odchytu pomocí těchto pastí a používá tak termín „activity-trapability-density“. Zároveň autor poukazuje na skutečnost, že ačkoli má metoda odchytu brouků pomocí zemních pastí řadu slabin, nikdo zatím nevynechal vhodnou alternativu.

### 3. Metodika

#### 1. Charakteristika lokality

Pokusná lokalita se nachází v blízkosti kampusu Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. Území, na kterém byly pěstovány vybrané energetické rostliny, je znázorněno na Obrázku 1. Vývoj počasí v průběhu výzkumu je zobrazen v Tabulce 5, charakteristiky pozemku v Tabulce 6. V kapitole přílohy je vloženo vyhodnocení fyzikálních vlastností půdy na základě rozboru neporušeného půdního vzorku (Kopeckého váleček) ze dne 16. 12. 2016, odebraného pod porostem *Elymus elongatus* (hloubka 25 cm).

Obrázek 1: Pokusná lokalita ZF JU



(Zdroj: Veřejný registr půdy – LPIS)

Tabulka 5: Vývoj počasí na lokalitě v Českých Budějovicích

Rok	Průměrná teplota (°C)		Srážky (mm)	
	roční	vegetační s.	roční	vegetační s.
2012	9,3	15,3	798,1	567,7
2013	9,1	15,3	685,4	469,5
2014	10,2	15,1	595,9	428,7
2015	10,5	16,9	487,7	233,8
Dlouhodobý průměr (1961–1990)	8,3	14,2	520,0	366,2

(Meteostanice ZF JU, ČHMÚ)

Tabulka 6: Charakteristika lokality v Českých Budějovicích

Nadmořská výška (m)	391,5 – 393,8
Klimatický region	mírně teplý, mírně vlhký
Zemědělská výrobní oblast	obilnářská
Půdní Novák	písčitohlinitá
druh Spirhanzlův klasifikátor	hlína
Trojúhelníkový diagram	hlína
Půdní typ	pseudoglej kambický
BPEJ	55301, 55311
Bodová výnosnost (dle BPEJ)	37, 42 (velmi málo produkční)
pH H <sub>2</sub> O	6,1
pH KCl	5,6
Kationtová výměnná kapacita (Sandhoff)	239,5 mmol·chem. ekv.·1000 g půdy <sup>-1</sup> (střední)
GPS souřadnice	48°97'44.13" N, 14°44'88.37" E

(Zdroj: ČÚZK, VÚMOP, vlastní měření)



## 2. Založení a management porostů

### 2.1. Druhy *Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1, *Phalaris arundinacea* L.

Na pokusné lokalitě Zemědělské fakulty Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích byly založeny maloparcelkové pokusy vytrvalých druhů energetických trav *Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1 a *Phalaris arundinacea* L. (odrůda Chrastava). Během předseťové přípravy byla do půdy zapracována minerální hnojiva superfosfát trojitý v dávce  $300 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  a síran amonný v dávce  $200 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ . Výsevní dávka činila u *Elymus elongatus*  $35 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  (orientační klíčivost 90 %), u *Phalaris arundinacea* L.  $50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  (orientační klíčivost 30 %). Velikost jedné parcely činila  $8 \times 1,25 \text{ m}$ . Setí proběhlo 30. 8. 2013.

Založeno bylo 24 parcel od obou druhů trav (celkem 48). Energetické trávy byly pěstovány v různých managementech hnojení a sklizně. Každá jednotlivá varianta (totožná intenzita hnojení a sečí) byla vyseta ve čtyřech opakováních (4 parcelky). Dále, v kapitole Výsledky a diskuse, bude pracováno s aritmetickým průměrem výnosů z těchto čtyř parcel. Porosty byly v roce založení a v prvním užitkovém roce ošetřovány herbicidem Starane 250 EC proti dvouděložným plevelům. Rozložení jednotlivých políček trav je znázorněno v Tabulce 7.

#### 2.1.1. Varianty dle sečí

Trávy jsou rozloženy do dvou bloků, dle odlišného počtu sečí za rok. Políčka, ve variantě „Spalování“ byla sklizena jedenkrát ročně v jarním období (březen) následujícího kalendářního roku. V této době rostliny vykazují nejnižší obsah vody. Ve variantě „Bioplyn“ byly porosty sečeny dvakrát v průběhu vegetační sezóny - v době, kdy obsahovaly cca 30 – 35 % vlhkosti (červen, září).

Tabulka 7: Rozložení parcel

1 seč			2 seče			
<b>18</b>	<b>H8</b>	<b>G8</b>	<b>F8</b>	<b>E8</b>	<b>D8</b>	
Digestát	Intenzivní	Extenzivní	Digestát	Intenzivní	Extenzivní	
<i>Phalari s a.</i>	<i>Phalari s a.</i>	<i>Phalari s a.</i>	<i>Phalari s a.</i>	<i>Phalari s a.</i>	<i>Phalari s a.</i>	<b>8</b>
<b>17</b>	<b>H7</b>	<b>G7</b>	<b>F7</b>	<b>E7</b>	<b>D7</b>	
Digestát	Intenzivní	Extenzivní	Digestát	Intenzivní	Extenzivní	
<i>Elymus e.</i>	<i>Elymus e.</i>	<i>Elymus e.</i>	<i>Elymus e.</i>	<i>Elymus e.</i>	<i>Elymus e.</i>	<b>7</b>
<b>16</b>	<b>H6</b>	<b>G6</b>	<b>F6</b>	<b>E6</b>	<b>D6</b>	
Digestát	Intenzivní	Extenzivní	Digestát	Intenzivní	Extenzivní	
<i>Phalari s a.</i>	<i>Phalari s a.</i>	<i>Phalari s a.</i>	<i>Phalari s a.</i>	<i>Phalari s a.</i>	<i>Phalari s a.</i>	<b>6</b>
<b>15</b>	<b>H5</b>	<b>G5</b>	<b>F5</b>	<b>E5</b>	<b>D5</b>	
Digestát	Intenzivní	Extenzivní	Digestát	Intenzivní	Extenzivní	
<i>Elymus e.</i>	<i>Elymus e.</i>	<i>Elymus e.</i>	<i>Elymus e.</i>	<i>Elymus e.</i>	<i>Elymus e.</i>	<b>5</b>
<b>14</b>	<b>H4</b>	<b>G4</b>	<b>F4</b>	<b>E4</b>	<b>D4</b>	
Digestát	Intenzivní	Extenzivní	Digestát	Intenzivní	Extenzivní	
<i>Phalari s a.</i>	<i>Phalari s a.</i>	<i>Phalari s a.</i>	<i>Phalari s a.</i>	<i>Phalari s a.</i>	<i>Phalari s a.</i>	<b>4</b>
<b>13</b>	<b>H3</b>	<b>G3</b>	<b>F3</b>	<b>E3</b>	<b>D3</b>	
Digestát	Intenzivní	Extenzivní	Digestát	Intenzivní	Extenzivní	
<i>Elymus e.</i>	<i>Elymus e.</i>	<i>Elymus e.</i>	<i>Elymus e.</i>	<i>Elymus e.</i>	<i>Elymus e.</i>	<b>3</b>
<b>12</b>	<b>H2</b>	<b>G2</b>	<b>F2</b>	<b>E2</b>	<b>D2</b>	
Digestát	Intenzivní	Extenzivní	Digestát	Intenzivní	Extenzivní	
<i>Phalari s a.</i>	<i>Phalari s a.</i>	<i>Phalari s a.</i>	<i>Phalari s a.</i>	<i>Phalari s a.</i>	<i>Phalari s a.</i>	<b>2</b>
<b>11</b>	<b>H1</b>	<b>G1</b>	<b>F1</b>	<b>E1</b>	<b>D1</b>	
Digestát	Intenzivní	Extenzivní	Digestát	Intenzivní	Extenzivní	
<i>Elymus e.</i>	<i>Elymus e.</i>	<i>Elymus e.</i>	<i>Elymus e.</i>	<i>Elymus e.</i>	<i>Elymus e.</i>	<b>1</b>
<b>I</b>	<b>H</b>	<b>G</b>	<b>F</b>	<b>E</b>	<b>D</b>	

### 2.1.2. Varianty dle hnojení

U porostů trav byly rozlišovány tři rozdílné intenzity hnojení. Třetina (parcely E, H) byla hnojena minerálními hnojivy – varianta „Intenzivní“. Stejný počet políček (parcely F, I) byl hnojen digestátem z bioplynové stanice – varianta „Digestát“. Zbytek (parcely D, G) hnojen nebyl – varianta „Extenzivní“.

Porosty byly hnojeny vždy po provedené seči. U varianty Bioplyn byla dávka rozdělena do dvou termínů aplikace. V intenzivní variantě byla po první seči aplikována všechna hnojiva s výjimkou ledku amonného, který byl aplikován po seči druhé. Ve variantě Digestát byla dávka rozdělena rovnoměrně na dvě poloviny, přičemž pro snazší aplikaci byl digestát naředěn vodou v poměru 1 : 1. Dávka digestátu byla zvolena na základě publikace Pěstování chrastice rákosovité *Phalaris arundinacea* L. pro výrobu bioplynu: Metodika pro praxi (Ušřák a kol., 2012) tak, aby při aplikaci byl pozemek vyhnojen (pokud možno) totožným množstvím dusíku, jako ve variantě Intenzivní. Celkové aplikované dávky hnojiv jsou uvedeny v Tabulce 8.

### 2.2. *Miscanthus × giganteus*

Na podzim 2012 byl pozemek vyhnojen chlěvkou mrvou (40 t · ha<sup>-1</sup>). Před sadbou byla provedena příprava půdy radličkovým kypřičem. Sadba pocházela z lokality v Lukavci u Pacova. *Miscanthus × giganteus* byl sázen v rozponu 0,5 × 1 m dne 15. 5. 2013 na plochu 100 m<sup>2</sup>. Místa s odkopky, jež se neuchytily, byla později dosazena. Polovina porostu byla sklízena jedenkrát ročně – varianta „Spalování“, druhá polovina dvakrát v průběhu vegetace – varianta „Bioplyn“. Management hnojení byl stanoven pro obě varianty totožně – aplikace hnojiva v době po první seči varianty Bioplyn (dávky viz. Tabulka 8.)

### 2.3. *Zea mays* L.

Každoročně na podzim v roce přecházejícím setí byl pozemek vyhnojen chlěvkou mrvou (20, 40 t · ha<sup>-1</sup>). Kukuřice byla seta (17. 5. 2013, 15. 5. 2014, 17. 4. 2015, 10. 5. 2016) vždy na plochu 200 m<sup>2</sup>. Vzdálenost řádků byla 75 cm, vzdálenost semen v řádku 16 cm. Dávka hnojiv aplikována při setí pod patu je uvedena v Tabulce 8. Dle potřeby byl porost ošetřen herbicidem Starane 250 EC. Sklizeň byla prováděna obdobně jako u předchozích rostlin ve dvou variantách. Varianta „Bioplyn“ byla posečena ve stejném termínu jako druhá seč energetických trav. Porost kukuřice ve variantě „Spalování“ byl sklizen společně s dalšími rostlinami v této variantě pěstování.

Tabulka 8: Hnojení energetických rostlin

Rostlina	Varianta	Dusík (N)		Fosfor (P)		Draslík (K)	
		Hnojivo (množství v kg·ha <sup>-1</sup> )	Dávka čistého prvku (kg·ha <sup>-1</sup> )	Hnojivo (množství v kg·ha <sup>-1</sup> )	Dávka čistého prvku (kg·ha <sup>-1</sup> )	Hnojivo (množství v kg·ha <sup>-1</sup> )	Dávka čistého prvku (kg·ha <sup>-1</sup> )
<i>Elymus elongatus</i> , <i>Phalaris arundinacea</i>	Intenziv.	SA (300), LAD (150)	100	SF3 (62,5)	10	DS (62,5)	30
	Extenz.	X	X	X	X	X	X
L.	Digestát	digestát	100	digestát	25	digestát	168

	(28 000)		(28 000)		(28 000)	
<i>Miscanthus</i> <i>× giganteus</i>	LAD (260)	70	SF3 (250)	40	DS (145)	70
<i>Zea mays</i> L.	Ureastab il (325)	150	SF3 (190)	30	DS (104)	50

SA – síran amonný, LAD – ledek amonný s dolomitem, SF3 – superfosfát trojitý, DS – draselná sůl

#### 2.4. Odběr vzorků

Před každou provedenou sečí celých porostů byly odebírány vzorky. U trav z plochy 1 m<sup>2</sup>, u porostů *Miscanthus × giganteus* a *Zea mays* L. z plochy 10 m<sup>2</sup>. Tento odběr byl prováděn ručně, s výškou strniště zhruba 7 cm u druhů *Elymus elongatus* a *Phalaris arundinacea* L. a cca. 10 cm u druhů *Miscanthus × giganteus* a *Zea mays* L. Vzorky fytomasy byly následně sušeny, dokud nedosáhly konstantní hmotnosti. Poté byl proveden přepočít pro stanovení hektarového výnosu suché hmoty.

Ve variantě Bioplyn byla vždy při první seči odebrána fytomasa, která byla rozřezána, zasilážována a později analyzována z hlediska schopnosti tvorby metanu.

### 3. Výpočet spalného tepla a energetického zisku

Vysušené vzorky rostlin, odebrané při sklizni varianty Spalování (sklizeň 2015), byly homogenizovány a v Centrálních laboratořích Českého vysokého učení technického v Praze byly podrobeny elementární analýze, při níž byl určen obsah základních prvků (N, C, H, S) v jejich fytohmotě. Analýza byla provedena přístrojem Vario EL CUBE, který využívá purge&trap chromatografii k separaci plynů vzniklých spálením vzorku, což umožňuje širší pracovní rozsah než u obdobných analyzátorů.

Procentuální obsah kyslíku byl doložen ( $O = 100 - N - C - H - S - \text{popel}$ ), přičemž k oběma rostlinám byla do rovnice za obsah popela dosazena obvyklá hodnota 8 %, která je v literatuře nejčastěji zmiňována. Následně bylo vypočítáno spalné teplo (s touto hodnotou bylo následně počítáno při všech sklizních) dle vzorce, který doporučují jako nejpřesnější Shaeng a Azvedo (2005):

$$ST = -1,3675 + 0,3137 \cdot C + 0,7009 \cdot H + 0,0318 \cdot O \text{ (MJ} \cdot \text{kg}^{-1}\text{)}$$

ST = spalné teplo

C, O, H = procentuální hmotnost prvků v suchém vzorku

Následně mohl být vypočten tzv. energetický zisk dle Součkové a kol. (2006):

$$E = ST \cdot V \text{ (GJ} \cdot \text{ha}^{-1}\text{)}$$

E = energetický zisk

ST = spalné teplo ( $\text{MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ )

V = průměrný výtěžek suché biomasy ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ )

## 4. Výpočet výtěžnosti bioplynu

Zasilávané vzorky energetických rostlin byly podrobeny analýze vývoje plynu ze substrátu inkubací v médiu v certifikované Chemické a mikrobiologické laboratoři v Písku. Tato analýza byla provedena vždy ze siláže z první seče (pro druhou seč se převzaly výsledky ze seče první) u druhů *Elymus elongatus* a *Phalaris arundinacea* L. byla analyzována siláž z varianty Intenzivní (ve zbývajících variantách se opět počítalo s totožnými výsledky). Poté byl opět vypočten energetický zisk, přičemž za spalné teplo metanu byla dosazena hodnota, kterou uvádí Blok a Nieuwlaar (2017), tedy  $39,8 \text{ MJ} \cdot \text{m}^{-3}$ , a namísto výnosu suché hmoty byl do rovnice vložen údaj o výši průměrného výnosu metanu ( $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ).

### 4.1. Popis testu

Testovaný substrát byl inkubován v digestátu fermentoru BPS, u kterého je jistota, že funguje tzv. normálně. To znamená, že nevykazuje abnormální hodnoty kyselin, snížené pH apod. Byl použit směsný digestát fermentorů různých bioplynových stanic, kde se využívá různá „výživa“ bakterií, tedy kukuřice, trávy, hovězí kejda apod. Před použitím byl digestát scezen sítím s oky průměru 2 mm a minimálně týden inkubován v lázni při teplotě 40 °C.

Do takto připraveného inokula (INO) bylo přidáno určité množství zhomogenizovaného substrátu a v anaerobním prostředí se inkubovalo při teplotě 40 °C do úplného vyčerpání potenciálu substrátu. Plyn byl jímán do speciální baňky se stupnicí, z které byly odečítány výsledky. Cestou do této baňky je možné využít probublávání plynu přes roztok NaOH, kdy je zachycen oxid uhličitý a výsledkem je produkce metanu, s malou chybou vzniklou vlivem minoritních plynů nezachycených v hydroxidu. Množství těchto plynů se pohybuje souhrnně do 2 %.

Jako slepý vzorek bylo použito samotné INO. Množství plynu vyprodukovaného tímto slepým testem se od výsledků substrátu odečetlo. Výstupem testu jsou křivky, zobrazující průběh testu a tabulka, kde jsou zaznamenány a vyhodnoceny následující hodnoty:

- denní odečty (Pokud je produkce plynu za více dnů nižší než maximální hodnota na stupnici, odečítá se plyn po více dnech. Sníží se tím chyba daná odečtem na stupnici. Takové výsledky jsou pak poděleny počtem dnů a v tabulce mívají stejnou hodnotu.)

- nápočtové hodnoty
- hodnoty slepého pokusu INO
- křivka denních produkcí (Křivka 1)
- nápočtová křivka denních produkcí (Křivka 2)
- celkový výsledek tvorby plynu přepočtený na kilogram vzorku, kilogram sušiny a kilogram organické sušiny.

## 5. Výpočet Univerzální rovnice ztráty půdy a potřeby plochy pro zisk jednotky energie

Dlouhodobá průměrná ztráta půdy vodní erozí při pěstování různých energetických rostlin byla vypočtena metodou USLE dle Wischmeier a Smith (1978):

$$G = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \text{ (t} \cdot \text{ha} \cdot \text{1} \cdot \text{rok}^{-1}\text{)}$$

Popis faktorů viz. kapitola 2. 5. 1

Hodnoty faktorů, dosazené do rovnice pro výpočty dlouhodobé průměrné ztráty půdy vodní erozí, jsou uvedeny v Tabulce 9. Za R-faktor byla dosazena hodnota 50,14, která je doporučována pro danou lokalitu aplikací Protierozní kalkulačka, jež byla vytvořena Výzkumným ústavem meliorací a ochrany půd v. v. i. (VÚMOP). Dalším faktorem, který je shodný pro všechny rostlinné druhy i varianty pěstování, je K-faktor (hodnota 0,47) stanovený na základě hlavní půdní jednotky (HPJ 53), dle příslušné metodiky (Janeček a kol., 2012). Podle stejné metodiky byly vypočteny také faktory délky a sklonu svahu. Při výpočtu L-faktorů byla pro všechny druhy brána v úvahu skutečná délka svahu 77 m, sklonitost 8 %, exponent délky svahu m (vyjadřující náchyllost svahu k tvorbě rýžkové eroze) byl u druhů *Elymus elongatus* a *Phalaris arundinacea* L. nízký, u druhů *Miscanthus × giganteus* a *Zea mays* L. střední (hodnoty exponentu délky svahu jsou v metodice převzaty z publikace Renard a kol., 1997). S-faktor vykazuje totožnou hodnotu u všech rostlin a byl odvozen ze vztahu  $S = 10,8 \sin \theta + 0,03$  ( $\theta$  = úhel sklonu svahu v radiánech).

Z důvodu absence dat o C-faktoru některých rostlin (zejména *Miscanthus × giganteus*), nemohly být převzaty tyto hodnoty z publikace Wischmeiera a Smithe (1978), ani dalších běžně dostupných metodik. Na základě studia odborných článků, zabývajících se vodní erozí (např. Dabney a kol., 2009; Feng a kol., 2015; Thomas a kol., 2014), byla převzata data z publikace Smeets a kol. (2009), v níž se autoři zabývají erozní ohrožeností různých druhů vegetace. Za P-faktor byla do rovnice USLE vždy dosazena hodnota 1 (žádná protierozní opatření).

Tabulka 9: Hodnoty faktorů pro výpočet dlouhodobé průměrné ztráty půdy vodní erozí

Druh

R

K

L

S

C

P

*Elymus elongatus*

	50,14
	0,47
	1,4745
	0,9149
	0,05
	1
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	
	50,14
	0,47
	1,4745
	0,9149
	0,05
	1
<i>Miscanthus × giganteus</i>	
	50,14
	0,47
	1,785
	0,9149
	0,1
	1
<i>Zea mays</i> L. (spalování)	
	50,14
	0,47
	1,785
	0,9149
	0,4
	1
<i>Zea mays</i> L. (bioplyn)	
	50,14
	0,47
	1,785
	0,9149
	0,5
	1

Vynásobením hodnoty G a velikosti plochy, jež by byla potřebná pro získání 1 TJ energie, bylo vyjádřeno množství půdy, které by pro získání tohoto množství energie bylo teoreticky odneseno procesem vodní eroze při pěstování zkoumaných energetických rostlin na daném pozemku.



## 6. Hodnocení půdní organické hmoty

### 6.1. Odběr a příprava vzorků

Odběr vzorků pro analýzu byl proveden na podzim roku 2017 (27. 11.). Odebrán byl směsný vzorek půd pod porostem *Elymus elongatus* a *Phalaris arundinacea* L. ve všech variantách hnojení. Nejdříve byl z půdy odstraněn nadložní diagnostický horizont. Poté byl pomocí pedologické sondážní tyče odebrán půdní vzorek do hloubky 25 cm. Ze všech zmíněných porostů byly takto odebrány tři vzorky z nahodile vybraných míst. Odebrané vzorky půdy byly následně rozdrobeny, homogenizovány a sušeny po dobu 24 hodin při 105 °C. Z každých tří vzorků (pod totožným porostem) byl homogenizací vytvořen vzorek jeden. Z vysušené půdy byla vytvořena jemnozeme I, která byla v achátové misce rozetřena a proseta sítím o velikosti ok 0,25 mm (jemnozeme II).

### 6.2. Stanovení kvality primární půdní organické hmoty

Kvalita primární půdní organické hmoty byla hodnocena dle nové metodiky, jejíž princip je popsán v publikacích Kolář a kol. (2014b) a Kopecký a kol. (2016). Je založena na zjištění rychlostní konstanty oxidace PPOH. V metodice používané v této práci však došlo k drobným zpřesňujícím úpravám.

#### 6.2.1. Postup laboratorních prací

1. Do pěti kádinek s číselným označením 1 – 5 je naváženo po 0,200 g analyzované jemnozeme II.
2. Do těchto a dalších třech prázdných kádinek (označení 3S, 4S, 5S) je přidáno 10 ml chromsírové spalovací směsi (0,4 mol · l<sup>-1</sup> K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> v 12 M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) a krouživými pohyby kádinkou je zemina rozptýlena v kapalině.
3. Všechny kádinky jsou vloženy do předem vyhřátého termostatu (60 °C), čímž je katalyzována oxidační reakce PPOH s dichromanem draselným.
4. V přesně stanovených intervalech jsou kádinky postupně vyjímány a ihned zchlazovány v předem připravené vodní lázni (zastavení oxidační reakce).

10. minuta – kádinka č. 1

20. minuta – kádinka č. 2

30. minuta – kádinky č. 3 a 3S

45. minuta – kádinky č. 4 a 4S, přesun kádinek č. 5 a 5S na 30 minut do termostatu předehřátého na 100 °C, kde je PPOH dále oxidována.

5. Po zchlazení je obsah kádinek filtrován pomocí podtlakové aparatury přes fritu.

6. Do filtrátu je přidáno 2,5 ml kyseliny orthofosforečné (85% H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>) a 5 kapek difenylaminového indikátoru.

7. Takto upravený filtrát je titrován roztokem Mohrovy soli ( $0,1 \text{ mol} \cdot \text{l}^{-1}$ ) do bodu ekvivalence (roztok mění barvu ze špinavě hnědé přes modrofialovou do modrošedé).
8. Pro zjištění procentuálního množství zoxidovaného organického uhlíku, je spotřeba roztoku Mohrovy soli vzorků č. 1 – 5 zanesena do vzorce:

$$\% \text{ COX} = a - b \cdot 0,03 \cdot fg$$

a = množství roztoku Mohrovy soli v ml na slepý pokus bez zeminy (pro kádinky č. 1, 2, 3 spotřeba v č. 3S, pro č. 4 spotřeba v č. 4S, pro č. 5 spotřeba v č. 5S)

b = množství roztoku Mohrovy soli v ml na vzorek (kádinky č. 1 – 5)

f = faktor Mohrovy soli (faktor je, z důvodu zachování přesnosti výpočtů, stanovován vždy před každým novým měřením).

g = navážka vzorku půdy (g)

### 6.2.2. Princip výpočtu rychlostní konstanty $k$ oxidace primární půdní organické hmoty

Ve výše uvedených intervalech byly odebrány celkem čtyři dílčí vzorky a v nich byl stanoven uhlík  $C_{OX}$ , který je možné označit  $C_{OX1}$  až  $C_{OX4}$ . Tyto vzorky byly stanoveny při oxidaci za teploty  $60 \text{ }^\circ\text{C}$ , kromě toho je známa hodnota  $C_1$  z konce stanovení při teplotě  $100 \text{ }^\circ\text{C}$  (30 minut).

Oxidace organické hmoty je z hlediska reakční kinetiky reakcí I. řádu a její rychlost je úměrná koncentraci ještě neoxidované organické hmoty:

$$\frac{dy}{dt} = K \cdot L - y = K \cdot LZ$$

L = celková organická hmota

T = čas

y = oxidovaná část organické hmoty v čase t

K = rychlostní konstanta

$L_z$  = ještě neoxidovaná organická hmota v čase t

Integrací od 0 do t lze psát rovnici:

$$LZ = L \cdot e^{-Kt}$$

e = Eulerovo číslo

a po převedení na dekadické logaritmy se změní K na  $k$ :

$$LZ=L \cdot 10^{-kt}$$

Pro oxidovanou část organické hmoty v čase  $t$  lze psát rovnici:

$$y=L \cdot (1-10^{-kt})$$

Praktický výpočet lze provést graficky či v programu Excel:

K hodnotám  $C_{ox1}$  až  $C_{ox4}$  se vypočítají rozdíly  $C_1 - C_{ox1}$  až  $C_1 - C_{ox4}$ . Poté se stanoví logaritmy těchto rozdílů. Tyto logaritmy se v pravouhlém souřadnicovém systému zaznamenají na osu  $y$  proti času v minutách na ose  $x$ . Protože  $\text{tg } \alpha$  je poměr mezi protilehlou a přilehlou odvěsnou pravouhlého trojúhelníku, jehož přeponou je zaznamenaná přímka (spojnice trendu), je výpočet konstanty  $k$  2,303 násobek tohoto poměru a má rozměr ( $\text{min}^{-1}$ ). Rychlostní konstanta  $k$  je směrnici vzniklé přímky a lze ji vypočítat ze vztahu:

$$k = 2,303 \times \text{tg } \alpha$$

### 6.3. Stanovení obsahu humusu a stupně humifikace

Půdní vzorky byly analyzovány na přístroji Skalár, který slouží mimo jiné k určení celkového množství organického uhlíku ( $C_2$ ). Jelikož hodnota  $C_1$  udává množství organického uhlíku náležejícího PPOH, výpočtem  $C_2 - C_1$  získáme množství uhlíku, který náleží humusu. Poté je možné stanovit také stupeň humifikace půdní organické hmoty:

$$SH=C_2-C_1C_2 \cdot 100 (\%)$$

## 7. Odchyt *Carabidae*

Epigeičtí bezobratlí byli odchytáváni metodou zemních pastí, jež byly v porostech instalovány. Zemní pasti byly tvořeny dvěma do sebe vloženými plastovými kelímky (vnější měl na spodní straně vytvořeny otvory pro odtok vody) o vrchním průměru 70 mm a objemu 500 ml. Byly zakopány do země tak, aby byl vrchní okraj kelímku zarovnan s povrchem půdy. Kelímky byly naplněny zhruba 150 ml octa, jež sloužil jako konzervační tekutina.

V porostech *Elymus elongatus* a *Phalaris arundinacea* L. byla instalována jedna past uprostřed každé parcelky. V porostu *Miscanthus* × *giganteus* bylo umístěno celkem 12 pastí ve dvou řadách (6 pastí pro variantu Spalování, 6 pro Bioplyn). Na poli se *Zea mays* L. se nacházelo 10 pastí ve dvou řadách. Odchyt probíhal v termínech 10. 7. – 31. 7. 2013, 10. 9. – 1. 10. 2013, 30. 6. – 21. 7. 2014, 21. 7. – 11. 8. 2014, 10. 6. – 1. 7. 2015 a 1. 7. – 22. 7. 2015.

Odchycení živočichové byli roztríděni přímo v terénu na brouky z čeledi *Carabidae* a ostatní. Střevlíkovití byli následně vloženi do plastových lahvíček s obsahem octa a později determinováni v laboratoři.

Exempláře byly zařazeny do příslušných bioindikačních skupin dle publikace Farkač a kol. (2006). Pro jednotlivé porosty byl vypočten Shannon-Wienerův index druhové diverzity dle vzorce:

$$H = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

S = celkový počet druhů

$n_i$  = počet jedinců i-tého druhu

N = počet všech jedinců sledované zoocenózy

$P_i$  = relativní početnost i-tého druhu ve vzorku

## **8. Statistické vyhodnocení dat**

Pro účely statisticky vyhodnotitelných dat byl použit program STATISTICA v. 13. Pro většinu hodnocených dat byla zvolena parametrická metoda vícecestná faktoriální ANOVA a následně Tukeyho test pro porovnání výsledných hodnot. Jelikož byl Bartletův test homogenity variancí průkazný a pozitivně sejevily i grafy reziduálů, byly podmínky těchto testů splněny. V některých případech, zejména v kapitole 5.5 pak byly v důsledku nenormálního rozdělení dat využity i další statistické metody (Kruskal-Wallisův test, Mann-Whitney test).

## 4. Cíle a hypotézy

Disertační práce měla za cíl porovnat z více hledisek velmi rozšířenou kukuřici setou (*Zea mays* L., odrůda Simao) s vybranými vytrvalými rostlinami, které jsou v současnosti méně využívané. Jedná se o lesknici rákosovitou (*Phalaris arundinacea* L., odrůda Chrastava), *Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1 a ozdobnici čínskou (*Miscanthus* × *giganteus*).

### 1. Dílčí cíle

- 1) Založení a údržba porostů (dle výše popsané metodiky) energetických rostlin na experimentálním stanovišti Zemědělské fakulty Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích,
- 2) Sledování výnosů těchto rostlin při jednosečném a dvousečném využití,
- 3) Stanovení a vyhodnocení energetického zisku ze sklizené fytomasy,
- 4) Vyjádření ochranného vlivu vegetačního pokryvu daných rostlin prostřednictvím výpočtu Univerzální rovnice ztráty půdy vodní erozí,
- 5) Odběr půdních vzorků a jejich analýza v laboratoři – stanovení obsahu primární půdní organické hmoty a rychlostní konstanty její oxidace, determinace množství humusu a výpočet stupně humifikace,
- 6) Odchyt střevlíkovitých brouků (*Carabidae*) jako indikátorů stavu životního prostředí v porostech energetických rostlin a vyhodnocení získaných dat.

## 2. Hypotézy

- 1) *Elymus elongatus* vykáže v produkčních letech srovnatelný výnos suché fytomasy jako *Zea mays* L.,
- 2) Nejvyšší energetický zisk bude zaznamenán u nejvyužívanější energetické rostliny - *Zea mays* L.,
- 3) I při očekávání nižšího výnosu budou všechny vytrvalé rostliny lépe plnit protierozní funkci,
- 4) Při předpokládaném vysokém obsahu ligninu v porostech *Miscanthus × giganteus* bude zjištěna nejnižší hodnota rychlostní konstanty  $k$  právě u půd z těchto porostů,
- 5) Organické hnojení formou digestátu bude působit jako atraktant pro střevlíkovité, a proto bude v porostech *Elymus elongatus* a *Phalaris arundinacea* L. zjištěno větší množství druhů a jedinců ve variantě Digestát oproti variantám Intenzivní a Extenzivní.
- 6)

## 5. Výsledky a diskuse

### 1. Výnosy fytomasy

#### 1.1. Průměrné výnosy

Výnosy zkoumaných rostlin (ve všech variantách) při jednotlivých sklizních jsou zaznamenány v Tabulce 10 (varianta Bioplyn) a Tabulce 11 (varianta Spalování). Protože sklizeň porostů ve variantě Spalování probíhala až na jaře po předchozí vegetační sezóně, je označení roku sklizně vždy posunutě dopředu oproti variantě Bioplyn. Průměrné výnosy sušiny jsou pak přehledně znázorněny v Grafu 1 (varianta Bioplyn), Grafu 2 (varianta Spalování) a Grafu 3 (srovnání obou variant).

Tabulka 10: Výnosy suché fytomasy ve variantě Bioplyn

Druh	Výnos sušiny (t · ha <sup>-1</sup> )		
	2014	2015	2016
<i>Elymus elongatus</i> extenzivní	9,3	9,8	5,1
<i>Elymus elongatus</i> intenzivní	9,0	8,2	8,7
<i>Elymus elongatus</i> digestát	9,8	7,8	5,5
<i>Phalaris arundinacea</i> L. extenzivní	5,8	8,7	4,7
<i>Phalaris arundinacea</i> L. intenzivní	9,2	9,2	7,3
<i>Phalaris arundinacea</i> L. digestát	6,1	6,6	6,0
<i>Miscanthus</i> × <i>giganteus</i>	5,0	13,2	10,7
<i>Zea mays</i> L.	19,3	7,3	16,8

Tabulka 11: Výnosy suché fytomasy ve variantě Spalování

Druh	Výnos sušiny (t · ha <sup>-1</sup> )		
	2015	2016	2017
<i>Elymus elongatus</i> extenzivní	5,9	5,5	6,7
<i>Elymus elongatus</i> intenzivní	8,9	8,9	8,1
<i>Elymus elongatus</i> digestát	6,2	10,2	7,5
<i>Phalaris arundinacea</i> L. extenzivní	2,6	5,1	5,3
<i>Phalaris arundinacea</i> L. intenzivní	4,3	5,4	5,8
<i>Phalaris arundinacea</i> L. digestát	2,9	5,0	5,9
<i>Miscanthus</i> × <i>giganteus</i>	4,6	9,7	10,8
<i>Zea mays</i> L.	18,6	6,3	13,8

Graf 1: Průměrné výnosy (2014 – 2016) suché fytomasy ve variantě Bioplyn

Graf 2: Průměrné výnosy (2015 – 2017) suché fytomasy ve variantě Spalování

Graf 3: Porovnání průměrných výnosů v obou variantách

Jak je patrné z výše uvedených grafů, vyšších průměrných výnosů bylo, dle předpokladů, dosaženo ve variantě Bioplyn – tedy u porostů, jež byly sečeny dvakrát do roka (kromě *Zea mays* L.). Vliv množství sečí na vyšší výnos *Phalaris*



*arundinacea* L. zmiňuje například Weger a kol. (2012). Nižší výnosy ve variantě Spalování mohou být způsobeny i zimními ztrátami, které jsou v literatuře často uváděny (Kára a kol., 2005; Havlíčková a kol., 2008 atd.).

Nejnižší průměrný výnos sušiny byl zaznamenán u *Phalaris arundinacea* L. V závislosti na variantě hnojení se pohyboval v intervalu 4,3 až 8,6 t · ha<sup>-1</sup>. O podobně nízkých výnosech informuje i Stražil a kol. (2011), který uvádí průměrný výnos z Ruzyně 5,11 t · ha<sup>-1</sup> suché hmoty. Petříková (1999) naopak zmiňuje výnosový potenciál až 15 t · ha<sup>-1</sup>.

Porost *Elymus elongatus* v průměru poskytl 6,0 – 8,6 t · ha<sup>-1</sup> suché biomasy. Nicméně ani tento výnos nelze považovat za vysoký. Danielewicz a kol. (2015) uvádí v závislosti na intenzitě hnojení 6,6 – 10,4 t · ha<sup>-1</sup> sušiny. Obvykle jsou však publikovány ještě vyšší výnosy. Například Martyniak a kol. (2017) provádí pokus s porosty *Elymus elongatus* v Polsku, kde sleduje řadu atributů. Výnos sušiny u kultivaru Szarvasi-1 po čtyřech letech růstu (hnojeno na jaře v hektarových dávkách 40 kg N, 60 kg P a 60kg K) činil 10 až 12,6 t · ha<sup>-1</sup>. Janowszky a Janowszky (2007) reportují o výnosu 20 t · ha<sup>-1</sup> v maďarském městě Šopron. V odborné literatuře je *Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1 popisován jako rostlina, která se výnosově může vyrovnat *Zea mays* L. (Dickeduisberg a kol., 2017). Kukuřice však v našich pokusech, navzdory Hypotéze č. 1, prokázala výrazně vyšší výnosový potenciál, když bylo sklizeno 14,5 t · ha<sup>-1</sup> sušiny ve variantě Bioplyn a 12,9 t · ha<sup>-1</sup> suché hmoty ve variantě Spalování.

Průměrný výnos suché hmoty z porostů *Miscanthus* × *giganteus* činil 9,6 t · ha<sup>-1</sup> ve variantě Bioplyn, resp. 8,4 t · ha<sup>-1</sup> ve variantě Spalování. Weger a kol. (2012) však uvádí, že potenciální výnos sušiny miskantu v EU je až 59 t · ha<sup>-1</sup> ve středomořských oblastech. Současně ale přidává informaci, že v praxi je i při dodržení všech agrotechnických postupů dosahováno nižších výnosů, například v důsledku nedostatku srážek. Přesto jím uvedený výnos sušiny 15 – 25 t · ha<sup>-1</sup> od třetího roku pěstování dosažen nebyl. Stejně informace o výnosech podává i Holub (2007). Angelini a kol. (2009) pak uvádí výnosy při pokusu v Itálii. Bylo dosaženo 28,7 t · ha<sup>-1</sup> sušiny při hektarovém hnojení 100 kg N, 100 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> a 100 kg K<sub>2</sub>O. Tento porost byl sázen v počtu 20 000 odkopků na hektar. Výnosy *Miscanthus* × *giganteus* v různých podmínkách se v uplynulých letech věnovala i řada dalších autorů, například Kahle a kol. (2001) či Danalatos a kol. (2007).

## 1.2. Vývoj výnosů v čase

Pro lepší přehlednost rozdílů mezi vývojem výnosů ve variantách Bioplyn a Spalování jsou v následné sérii grafů (Graf 4 až Graf 7) na každé stránce zobrazeny vždy dva grafy, přičemž horní z nich ukazuje zaznamenané výnosy suché fytomasy v porostech varianty Bioplyn a spodní graf naopak znázorňuje průběh výnosů ve variantě Spalování.

*Zea mays* L. dosáhla nejvyšších výnosů sušiny v prvním roce sledování. Ve variantě Bioplyn 19,3 t · ha<sup>-1</sup>, ve variantě Spalování 18,6 t · ha<sup>-1</sup>. Tyto hodnoty lze považovat za vysoké. Například Corcoran a kol. (2016) dosáhl v jeho pokusu v Irsku výnosu sušiny zhruba 12,6 t · ha<sup>-1</sup> při podobné intenzitě hnojení dusíkem. Nicméně v literatuře jsou často publikovány i výnosy přesahující 20 t · ha<sup>-1</sup> sušiny (Honsová, 2013). Extrémně suchý a teplý průběh počasí v průběhu vegetační sezóny 2015 se nejvíce negativně podepsal právě na *Zea mays* L., kdy byl pokles ve výnosu v obou variantách vyšší než 60 % oproti předchozímu roku. Výnos v posledním roce sledování lze označit jako průměrný.

Počáteční výnosy *Miscanthus* × *giganteus* korespondují s údaji Strašila (2009), který prováděl výzkum v Ruzyni a ve druhém roce po založení porostu dosáhl výnosu 5,04 t · ha<sup>-1</sup> sušiny. Clifton-Brown a kol. (2001) ale již ve druhém roce dosáhli výnosu suché hmoty v množství 9 t · ha<sup>-1</sup>. Borkowska a Molas zaznamenali v Polsku značný rozdíl ve výnosu v závislosti na hustotě založení porostu. Zatímco porost s rozponem 1 × 1 m měl po dvou letech výnos 4,77 t · ha<sup>-1</sup> sušiny, v porostu vysázeném v trojnásobné hustotě byl zaznamenán hektarový výnos sušiny 14,02 t. Strašil dále publikuje výnos ve třetím roce v množství 10,59 t · ha<sup>-1</sup> sušiny fytomasy. Ještě uvádí výnosy z Troubska u Brna, kde bylo v roce 1996 (třetí rok po výsadbě) dosaženo 16,7 t · ha<sup>-1</sup> výnosu sušiny.

Graf 4: Výnosy suché fytomasy *Zea mays* L., varianta Bioplyn

Graf 5: Výnosy suché fytomasy *Zea mays* L., varianta Spalování

Graf 6: Výnosy suché fytomasy *Miscanthus* × *giganteus*, varianta Bioplyn

Graf 7: Výnosy suché fytomasy *Miscanthus* × *giganteus*, varianta Spalování

V následné sérii grafů (Graf 8 až Graf 19) jsou zobrazeny výnosy *Elymus elongatus* a *Phalaris arundinacea* L. při jednotlivých sklizních. Z grafů lze vyčíst odlišný trend vývoje výše sklizní ve variantách Bioplyn a Spalování. Zatímco výnosy z porostů obhospodařovaných dvousečně mají klesající tendenci, ve variantě Spalování je tomu spíše naopak. Vývoj výnosů *Phalaris arundinacea* L. popisuje např. Rancane a kol. (2017). V jejich pokusu v Lotyšsku byl při dvousečném režimu zaznamenán nejvyšší výnos (7,07 – 11,44 t · ha<sup>-1</sup> sušiny) v prvním užitkovém roce (při všech variantách a intenzitách hnojení digestátem). V druhém roce byl zaznamenán značný pokles výnosnosti (3,93 – 8,99 t · ha<sup>-1</sup> sušiny), a to opět u všech variant hnojení. V třetím užitkovém roce byl s výjimkou nehnojené varianty zjištěn opět nižší výnos (3,98 – 7,68 t · ha<sup>-1</sup> sušiny) oproti předchozímu roku. Autoři si pokles vysvětlují zejména ústupem rostlin *Phalaris arundinacea* L. z porostu. Odlišný trend výnosnosti byl ovšem zaznamenán u varianty jednosečné, kdy bylo nejvyšších výnosů dosaženo v druhém užitkovém roce (6,48 – 13,94 t · ha<sup>-1</sup> sušiny). První a třetí užitkový rok pak byl z pohledu výnosů víceméně podobný (5,82 – 10,69, resp. 5,89 – 12,06 t · ha<sup>-1</sup> sušiny).

Graf 8: Výnosy suché fytomasy *Elymus elongatus* – extenzivní, varianta Bioplyn

Graf 9: Výnosy suché fytomasy *Elymus elongatus* – extenzivní, varianta Spalování

Graf 10: Výnosy suché fytomasy *Elymus elongatus* – intenzivní, varianta Bioplyn

Graf 11: Výnosy suché fytomasy *Elymus elongatus* – intenzivní, varianta Spalování

Graf 12: Výnosy suché fytomasy *Elymus elongatus* – digestát, varianta Bioplyn

Graf 13: Výnosy suché fytomasy *Elymus elongatus* – digestát, varianta Spalování



Graf 14: Výnosy suché fytomasy *Phalaris arundinacea* L. – extenzivní, varianta Bioplyn

Graf 15: Výnosy suché fytomasy *Phalaris arundinacea* L. – extenzivní, varianta Spalování

Graf 16: Výnosy suché fytomasy *Phalaris arundinacea* L. – intenzivní, varianta Bioplyn

Graf 17: Výnosy suché fytomasy *Phalaris arundinacea* L. – intenzivní, varianta Spalování

Graf 18: Výnosy suché fytomasy *Phalaris arundinacea* L. – digestát, varianta Bioplyn

Graf 19: Výnosy suché fytomasy *Phalaris arundinacea* L. – digestát, varianta Spalování

### 1.3. Vliv hnojení na výnosnost porostů *Phalaris arundinacea* L. a *Elymus elongatus*

Pro vyhodnocení statistické odlišnosti mezi rostlinnými druhy a jednotlivými variantami hnojení byl využit Tukeyův HSD test (Tabulky 12 a 14). Následně bylo při dalším hodnocení pracováno s hypotézami, že digestát i intenzivní minerální hnojení mají pozitivní vliv na výnos sušiny (Tabulky 13 a 15). Při vyhodnocení byl aplikován následující postup:

1. Za každou sklizeň byl vypočítán průměr výnosů suché hmoty v extenzivní variantě hnojení (průměr čtyř hodnot – 4 políčka). Za každou sklizeň vznikly tedy dva průměry - průměr *Elymus elongatus* a *Phalaris arundinacea* L.
2. Tyto průměry byly považovány na základní výnos, jímž byly vyděleny všechny intenzivní a extenzivní výnosy. Tímto postupem byly vypočteny koeficienty, které se dají interpretovat jako hodnota, kolikrát je dané hnojení výnosnější než extenzivní hnojení.
3. Pro tyto koeficienty růstu byly spočítány 95% intervaly spolehlivosti. Výsledky shrnují Tabulka 12 a Tabulka 13, které s ohledem na variabilitu souboru, obsahují i vytvořený interval spolehlivosti. Přiloženy jsou také příslušné boxploty (Graf 20 a Graf 21).

#### 1.3.1. Varianta Bioplyn

Tabulka 12: HSD test vlivu rostlinného druhu a intenzity hnojení na průměrný výnos fytomasy (alfa = 0,05000, chyba: meziskup. PČ = 3884E3, sv = 66,000)

Druh	Varianta	Výnos sušiny (t · ha <sup>-1</sup> )
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Digestát	6,250 <sup>a</sup>
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Extenzivní	6,373 <sup>ab</sup>
<i>Elymus elongatus</i>	Digestát	7,714 <sup>ab</sup>
<i>Elymus elongatus</i>	Extenzivní	8,064 <sup>ab</sup>
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Intenzivní	8,582 <sup>ab</sup>
<i>Elymus elongatus</i>	Intenzivní	8,636 <sup>b</sup>

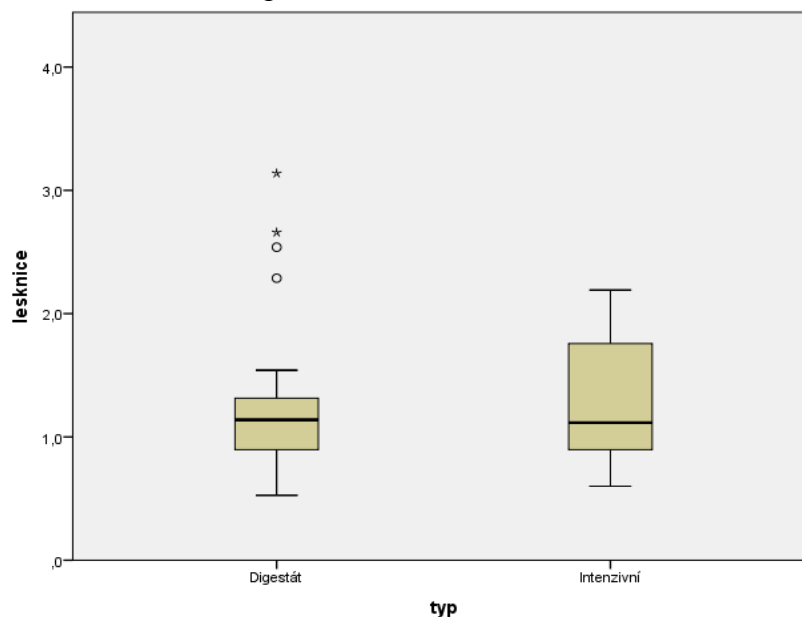
Tabulka 13: Vliv hnojení na výnosy ve variantě Bioplyn

Rostlinný druh	Varianta	Průměr	Bioplyn		Medián	Směrodatná odchylka
			95% interval spolehlivosti			
			Dolní hranice	Horní hranice		
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Digestát	1,248	1,032	1,465	1,138	0,601
	Intenzivní	1,296	1,112	1,481	1,116	0,512
<i>Elymus elongatus</i>	Digestát	1,292	1,089	1,494	1,172	0,562
	Intenzivní	1,577	1,377	1,777	1,508	0,556

*Phalaris arundinacea* L. hnojená digestátem měla průměrnou výnosnost 1,248krát větší, než varianta nehnojená. S 95% spolehlivostí měla 1,032krát až 1,465krát vyšší výnosnost než varianta Extenzivní. Jinými slovy lze výsledky interpretovat tak, že varianta Digestát byla s 95% pravděpodobností o 3,2 % až 46,5 % výnosnější, než varianta Extenzivní, průměrně pak o 24,8 %.

Porost *Elymus elongatus* hnojený digestátem měl ještě vyšší vzestup výnosů suché hmoty oproti variantě Extenzivní, než *Phalaris arundinacea* L. V průměru se při hnojení digestátem zvýšil výnos *Elymus elongatus* o 29,2 %. Se spolehlivostí 95 % lze říci, že výnosnost byla 1,089krát až 1,494krát vyšší v porovnání s nehnojenou variantou.

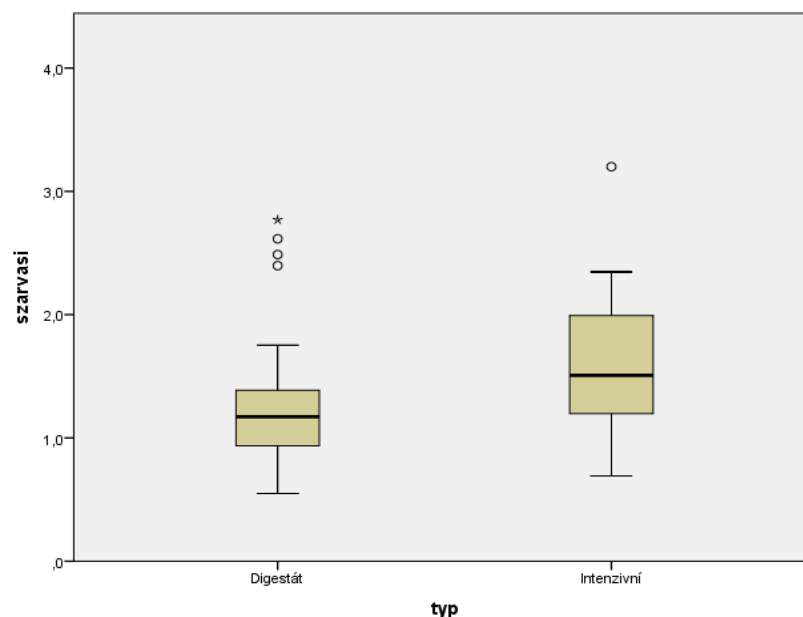
Graf 20: Rozdělení koeficientů pro *Phalaris arundinacea* L. ve variantě Bioplyn



V případě hnojení *Phalaris arundinacea* L. minerálními hnojivy bylo dosaženo podobných výsledků jako u varianty hnojené digestátem. Z výsledků vyplývá, že *Phalaris arundinacea* L. pěstovaná v Intenzivní variantě měla v průměru 1,296krát větší výnosnost, než *Phalaris arundinacea* L. bez hnojení. S 95% spolehlivostí lze říci, že měla větší výnosnost o 11,2 % až 48,1 %.

Políčka *Elymus elongatus* hnojená intenzivně měla 1,577krát vyšší výnosnost než porosty s tímto druhem, které hnojené nebyly. S 95% spolehlivostí poskytují hnojené porosty 1,377krát až 1,777krát vyšší výnosy, než porosty v Extenzivní variantě.

Graf 21: Rozdělení koeficientů pro *Elymus elongatus* ve variantě Bioplyn



### 1.3.2. Varianta Spalování

Tabulka 14: HSD test vlivu rostlinného druhu a intenzity hnojení na průměrný výnos fytomasy (alfa = 0,05000, Chyba: meziskup. PČ = 3408E3, sv = 66,000)

Druh	Varianta	Výnos sušiny (t · ha <sup>-1</sup> )
<i>Phalaris arundinacea L.</i>	Extenzivní	4,334 <sup>a</sup>
<i>Phalaris arundinacea L.</i>	Digestát	4,577 <sup>a</sup>
<i>Phalaris arundinacea L.</i>	Intenzivní	5,181 <sup>a</sup>
<i>Elymus elongatus</i>	Extenzivní	6,048 <sup>ab</sup>
<i>Elymus elongatus</i>	Digestát	7,973 <sup>bc</sup>
<i>Elymus elongatus</i>	Intenzivní	8,637 <sup>c</sup>

Jak lze vidět, při jednosečném využití na spalování, využily obě rostliny nejlépe minerální hnojení, digestát se na zvýšení výnosů také pozitivně projevil, i když ne průkazně. Patrný je však průkazný rozdíl mezi výnosem *Elymus elongatus* ve variantě Intenzivní a všemi variantami *Phalaris arundinacea L.*

Tabulka 15: Vliv hnojení na výnosy ve variantě Spalování

Rostlinný druh	Varianta	Průměr	Spalování		Medián	Směrodatná odchylka
			95% interval spolehlivosti			
			Dolní hranice	Horní hranice		
<i>Phalaris arundinacea L.</i>	Digestát	1,136	0,972	1,300	1,218	0,308
	Intenzivní	1,314	1,142	1,485	1,251	0,322
<i>Elymus elongatus</i>	Digestát	1,505	1,272	1,738	1,472	0,437
	Intenzivní	1,485	1,240	1,731	1,550	0,461

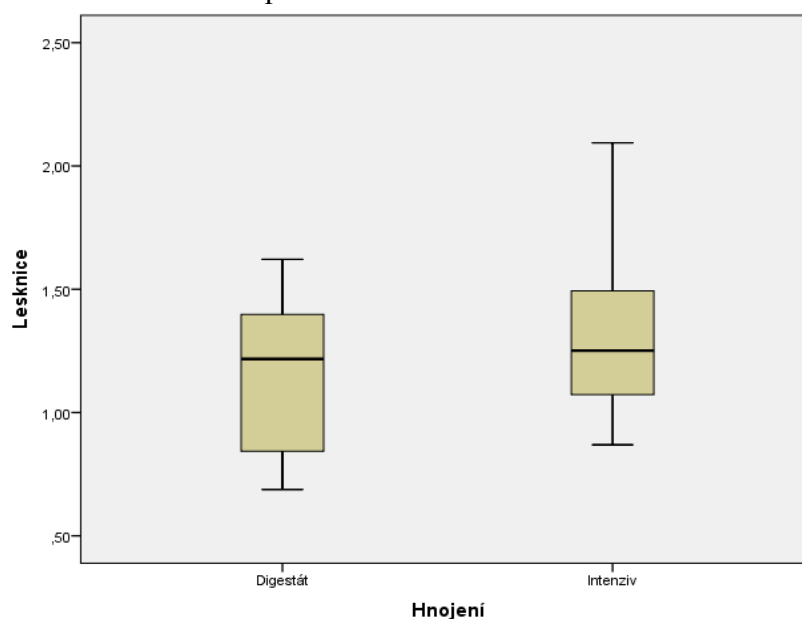
Porost *Phalaris arundinacea* L. hnojený digestátem byl 0,972krát až 1,300krát výnosnější než ten, který hnojen nebyl. Interval je 0,972 až 1,3, tudíž obsahuje hodnotu 1. Fakticky lze tedy říci, že výsledky *Phalaris arundinacea* L. hnojené digestátem a hnojené extenzivně byly stejné.

*Phalaris arundinacea* L. hnojená minerálně měla průměrně 1,314krát vyšší výnosnost než *Phalaris arundinacea* L. v Extenzivní variantě. S 95% spolehlivostí lze říci, že její výnosnost byla 1,142krát až 1,485krát vyšší než bez hnojení.

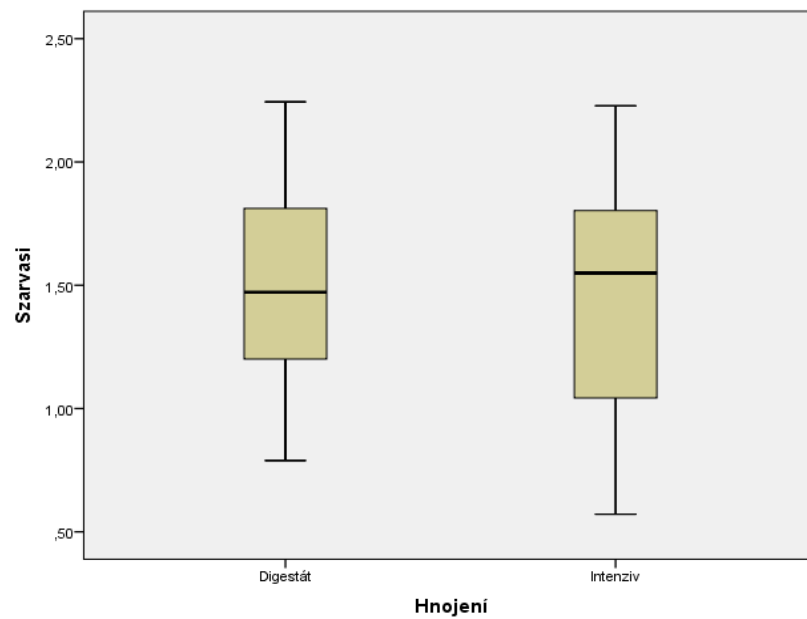
Varianta Digestát druhu *Elymus elongatus* měla průměrně 1,505krát vyšší výnosnost než *Elymus elongatus* ve variantě Extenzivní. S 95% spolehlivostí byla tedy výnosnost o 27,2 % až 73,8 % vyšší než u porostu *Elymus elongatus* bez hnojení.

Porosty *Elymus elongatus* hnojené intenzivně měly průměrně 1,485krát vyšší výnosnost než porosty tohoto druhu v Extenzivní variantě. S 95% spolehlivostí je to tedy 1,240krát až 1,731krát vyšší výnosnost než u *Elymus elongatus* bez hnojení.

Graf 22: Rozdělení koeficientů pro *Phalaris arundinacea* L. ve variantě Spalování



Graf 23: Rozdělení koeficientů pro *Elymus elongatus* ve variantě Spalování





## 2. Energetický zisk

### 2.1. Varianta Bioplyn

Specifický výnos metanu (SMY), hektarový výnos metanu (MHY) a energetický zisk (E) u jednotlivých rostlin a variant jejich hnojení jsou shrnuty v Tabulkách 14, 15 a 16 v závislosti na roku sklizně.

SMY vypovídá o schopnosti daného substrátu produkovat v konkrétních podmínkách bioplyn a jeho nejvýznamnější složku metan. Podstatnější ukazatel je v tomto případě ovšem MHY, který udává množství metanu vyprodukovaného z plodin sklizených z plochy jednoho hektaru. Tento parametr je závislý nejen na hodnotách SMY, ale také na průběhu počasí během roku. Například *Zea mays* L. vykazovala v letech 2014 a 2016 jednoznačně nejvyššího hektarového výnosu metanu. V roce 2015, který byl extrémně suchý a teplý, ovšem MHY klesl o více než 50 % oproti zmiňovaným letům 2014 a 2016.

Tabulka 17 shrnuje průměry (2014 – 2016) výše uvedených dat a také plochu, která by byla potřebná pro zisk 1 TJ energie, při pěstování daných rostlin. Srovnání tvorby bioplynu a metanu s literárními údaji je, vzhledem k odlišným podmínkám a metodám stanovení, problematické (Müller a Frommert, 2002). Nicméně např. Al Seadi a kol. (2008) uvádí SMY u kukuřice jen  $320 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1} \text{ DM}$ , často jsou však uváděny hodnoty vyšší. Dickeduisberg a kol. (2017) se podrobně zabýval produkcí metanu z *Elymus elongatus*. Především díky podstatně vyšším výnosům hmoty z hektaru se v jeho pokusu MHY pohybovalo při dvousečném využití v rozmezí 4 623 – 6 778  $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ , v závislosti na výšce strniště a původu osiva. To je podstatně více, než bylo zjištěno v našem experimentu. S výjimkou roku 2015 však tyto hodnoty nepřesahují MHY, kterých v pokusu dosáhla kukuřice. Přesto jsou pro kukuřici v podmínkách České republiky známé ještě vyšší hodnoty MHY, dosahující téměř  $9\,000 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  (Honsová, 2013).

Tabulka 14: Výnosy metanu a energetický zisk při sklizni 2014

Druh	SMY ( $\text{dm}^3 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ DM}$ )	MHY ( $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ )	E ( $\text{TJ} \cdot \text{ha}^{-1}$ )
<i>Elymus e.</i> extenzivní	372	3460	0,138
<i>Elymus e.</i> intenzivní	372	3348	0,133
<i>Elymus e.</i> digestát	372	3657	0,146
<i>Phalaris a. L.</i> extenzivní	319	1850	0,074
<i>Phalaris a. L.</i> intenzivní	319	2948	0,117
<i>Phalaris a. L.</i> digestát	319	1946	0,077
<i>Miscanthus</i> × <i>giganteus</i>	348	1740	0,069
<i>Zea mays</i> L.	388	7470	0,297

Tabulka 15: Výnosy metanu a energetický zisk při sklizni 2015

Druh	SMY (dm <sup>3</sup> · kg <sup>-1</sup> DM)	MHY (m <sup>3</sup> · ha <sup>-1</sup> )	E (TJ · ha <sup>-1</sup> )
<i>Elymus e.</i> extenzivní	333	3247	0,129
<i>Elymus e.</i> intenzivní	333	2734	0,109
<i>Elymus e.</i> digestát	333	2601	0,104
<i>Phalaris a. L.</i> extenzivní	318	2751	0,109
<i>Phalaris a. L.</i> intenzivní	318	2929	0,117
<i>Phalaris a. L.</i> digestát	318	2112	0,084
<i>Miscanthus</i> × <i>giganteus</i>	374	4946	0,197
<i>Zea mays</i> L.	423	3086	0,123

Tabulka 16: Výnosy metanu a energetický zisk při sklizni 2016

Druh, varianta	SMY (dm <sup>3</sup> · kg <sup>-1</sup> DM)	MHY (m <sup>3</sup> · ha <sup>-1</sup> )	E (TJ · ha <sup>-1</sup> )
<i>Elymus e.</i> extenzivní	397	2041	0,081
<i>Elymus e.</i> intenzivní	397	3453	0,137
<i>Elymus e.</i> digestát	397	2184	0,087
<i>Phalaris a. L.</i> extenzivní	385	1797	0,072
<i>Phalaris a. L.</i> intenzivní	385	2809	0,112
<i>Phalaris a. L.</i> digestát	385	2314	0,092
<i>Miscanthus</i> × <i>giganteus</i>	343	3668	0,146
<i>Zea mays</i> L.	438	7369	0,293

Jak je patrné z výše uvedených údajů, byla potvrzena druhá hypotéza, že nejvyšší energetický zisk poskytne porost *Zea mays* L. Jeho výše se téměř shoduje s údajem Hrčkové a kol. (2016), která píše o energetickém zisku z kukuřice ve výši 0,233 TJ · ha<sup>-1</sup>. Následovaly *Miscanthus* × *giganteus* a *Elymus elongatus* ve variantě Intenzivní. Čtvrtý nejvyšší energetický zisk byl zjištěn u druhu *Elymus elongatus* ve variantě Extenzivní. Jen nepatrně méně energie poskytl porost *Phalaris arundinacea* L. v Intenzivní variantě a *Elymus elongatus* hnojený digestátem. Znatelně nižší energetický zisk byl zaznamenán u variant Extenzivní a Digestát porostu *Phalaris arundinacea* L.

Tabulka 17: Průměrné (2014 – 2016) hodnoty SMY, MHY, energetický zisk a plocha potřebná pro zisk 1 TJ energie

Druh, varianta	SMY (dm <sup>3</sup> · kg <sup>-1</sup> DM)	MHY (m <sup>3</sup> · ha <sup>-1</sup> )	E (TJ · ha <sup>-1</sup> )	Potřebná plocha (ha)
<i>Elymus e.</i> extenzivní	367	2916	0,116	8,6
<i>Elymus e.</i> intenzivní	367	3178	0,126	7,9
<i>Elymus e.</i> digestát	367	2814	0,112	8,9
<i>Phalaris a. L.</i> extenzivní	341	2133	0,085	11,8
<i>Phalaris a. L.</i> intenzivní	341	2895	0,115	8,7

<i>Phalaris a. L. digestát</i>	341	2124	0,085	11,8
<i>Miscanthus × giganteus</i>	355	3451	0,137	7,3
<i>Zea mays L.</i>	416	5975	0,238	4,2

## 2.2. Varianta Spalování

Výsledky elementární analýzy suché hmoty zkoumaných rostlin jsou shrnuty v Tabulce 18. Vliv hnojení na obsah dusíku v rostlinách nebyl patrný u *Elymus elongatus*. Vzorky všech variant obsahovaly 0,6 % N. Naopak u *Phalaris arundinacea L.* nebyl obsah tohoto prvku ve všech variantách totožný. Nejnižší hodnota (0,7 %) byla zaznamenána u nehnojené varianty, nejvyšší ve variantě hnojené digestátem (1,3 %). Nízký podíl tohoto prvku ve složení vzorku fytomasy byl patrný u *Miscanthus × giganteus* (0,2 %). U této rostliny byl naopak zaznamenán nejvyšší obsah uhlíku (45,1 %). Vodík byl zastoupený ve vzorcích *Elymus elongatus* a *Phalaris arundinacea L.* velice vyrovnaně. Vyšší byl u *Miscanthus × giganteus* (6,6 %) a *Zea mays L.* (7 %).

Tabulka 18: Výsledky elementární analýzy

Druh, varianta	% N	% C	% H	% S	% O
<i>Elymus e. extenzivní</i>	0,6	43,1	6,2	0,1	42,7
<i>Elymus e. intenzivní</i>	0,6	43,7	6,3	0,1	42,0
<i>Elymus e. digestát</i>	0,6	43,1	6,2	0,1	42,6
<i>Phalaris a. L. extenzivní</i>	0,7	40,8	6,1	0,2	45,1
<i>Phalaris a. L. intenzivní</i>	1,0	41,8	6,2	0,2	44,0
<i>Phalaris a. L. digestát</i>	1,3	41,5	6,1	0,2	44,4
<i>Miscanthus × giganteus</i>	0,2	45,1	6,6	0,0	40,3
<i>Zea mays L.</i>	1,2	43,4	7,0	0,1	41,6

Elementární složení *Phalaris arundinacea L.* popisuje Greenhalf a kol. (2012), který zaznamenal výrazně vyšší zastoupení C (48,05 %). Vodík byl ve vzorku v množství 6,06 % a dusík činil pouze 0,26 %. Dále se chemickým složením tohoto druhu zabýval například Oleszek a kol. (2014). Obsah některých prvků v *Elymus elongatus* uvádí Martyniak a kol. (2017). Nadzemní části rostlin obsahovaly 44,9 % C, 5,47 % H, 0,103 % Cl, 0,075 % S a 7,83 % popelovin. Demirbas (2005) publikoval chemické složení kukuřičných stonků (49,4 % C, 5,6 % H, 0,3 % Cl, 0,1 % S, 42,5 % O, popeloviny 3,9 %). Csete a kol. (2011) uvádí obsah popela v *Elymus elongatus* zhruba 5 %. Množstvím popelovin v této rostlině se zabývá i Jafari a kol. (2014). Variační koeficient obsahu popela (17 populací *Elymus elongatus* v Iráku) činil

4,85 % při dvousečném využití, zatímco při jednosečném využití se obsah zvýšil na 5,86 %. Zajímavý pokus s touto rostlinou provedl Danielewicz a kol. (2015). Porovnával obsah popela v surové vysušené hmotě a v sušině omyté destilovanou vodou. Po omytí se obsah popela snížil ze 7,5 % na 5,8 %. Snížení obsahu popelovin po omytí zjistil i u rostlin miskantu. Zatímco u stonků byl pokles značný (z 1,3 % na 0,63 %), u listů došlo jen k mírnému úbytku (z 5 % na 4,9 %). Obsahem popela v rostlinách *Phalaris arundinacea L.* se zabýval Rancane a kol. (2017). Obsahy

popela zkoumal v rostlinách s odlišným managementem hnojení dusíkem a sečením. Zatímco hnojení nemělo průkazný vliv na obsah C, N a K v rostlinách, rozdíl v obsahu P byl statisticky průkazný. Nejvyšší obsah P (2,47 %) byl zaznamenán u varianty nehnojené, naopak nejnižší obsah byl zjištěn u varianty nejintenzivněji hnojené (2,05 %). Všechny zmiňované prvky byly nalezeny v nižším množství ve fytomase porostů využívaných jednosečně. Obsah popela se pohyboval v rozmezí od 5,79 % do 7,31 %. Greenhalf a kol. (2012) zaznamenal obsah popela u *Phalaris arundinacea* L. 4,6 %. Popelovinami v *Zea mays* L. se v minulosti zabývala celá řada autorů. Například Durda a kol. (2016) uvádí obsah popela v kukuřičné slámě v množství zhruba 5 %. Z energetického hlediska je vysoký obsah popelovin nežádoucí. Kromě jiného snižuje i výhřevnost fytomasy. Cassida a kol. (2005) píše, že zvýšení koncentrace popela o 1 % snižuje hodnotu výhřevnosti o 0,2 MJ · kg<sup>-1</sup>.

V Tabulce 19 jsou shrnuty hodnoty spalného tepla, energetického zisku a velikosti plochy, která by teoreticky byla zapotřebí k zisku 1 TJ energie. Z hlediska hodnoty spalného tepla se nejlépe jeví porosty *Miscanthus × giganteus* a *Zea mays* L., které dosáhly vyšších hodnot, než uvádí literatura. Například Weger a kol. (2011) píše, že spalné teplo miskantu je 18,23 MJ · kg<sup>-1</sup>. Demirbas (2001) pak uvádí spalné teplo kukuřičné slámy v hodnotě 18,27 MJ · kg<sup>-1</sup>. V případě *Phalaris arundinacea* L. a *Elymus elongatus* byla hodnota spalného tepla mírně rozlišná dle variant hnojení, nicméně ve všech případech se shodovala s údaji jiných autorů. Kupříkladu López-González a kol. (2015) uvádí pro *Phalaris arundinacea* L. 17,7 MJ · kg<sup>-1</sup>.

Tabulka 19: Spalné teplo, energetický zisk (2015 – 2017) a plocha potřebná pro zisk 1 TJ energie

Druh, varianta	Spalné teplo (MJ · kg <sup>-1</sup> )	E (TJ · ha <sup>-1</sup> )	Potřebná plocha (ha)
<i>Elymus e.</i> extenzivní	17,9	0,108	9,3
<i>Elymus e.</i> intenzivní	18,1	0,156	6,4
<i>Elymus e.</i> digestát	17,9	0,143	7,0
<i>Phalaris a.</i> L. extenzivní	17,1	0,74	13,5
<i>Phalaris a.</i> L. intenzivní	17,5	0,91	11,0
<i>Phalaris a.</i> L. digestát	17,4	0,79	12,6
<i>Miscanthus × giganteus</i>	18,7	0,157	6,4
<i>Zea mays</i> L.	18,5	0,239	4,2

Dle předpokladů byl nejvyšší energetický zisk zaznamenán u *Zea mays* L., následoval *Miscanthus × giganteus*. Jak *Elymus elongatus*, tak *Phalaris arundinacea* L. nejlépe reagovali na hnojení minerálními hnojivy a nejvyššího energetického zisku tak bylo dosaženo v této variantě. Naopak nehnojené porosty vykázaly nejnižší energetický zisk. Ust'ak (2006a) uvádí energetický zisk i dalších netradičních rostlin. Mezi nejvýnosnější patří křídlatka (0,667 TJ · ha<sup>-1</sup>) či bělotrn (0,323 TJ · ha<sup>-1</sup>). Naopak lnička setá má dle autora energetický zisk jen 0,0397 TJ · ha<sup>-1</sup>.

### 3. Erozní ohroženost

Tato podkapitola shrnuje výsledky výpočtů Univerzální rovnice pro výpočet dlouhodobé ztráty půdy vodní erozí v podmínkách pokusné lokality při pěstování zkoumaných energetických rostlin v obou variantách využití. Vypočtené hodnoty pro variantu Bioplyn jsou znázorněny v Tabulce 20. Prostřední sloupec udává množství půdy ztracené při pěstování jednotlivých rostlin. Protože jsou druhy *Elymus elongatus* a *Phalaris arundinacea* L. z hlediska zvolené metodiky totožné, výsledek výpočtu musí být stejný:  $1,3 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ . Tyto hodnoty jsou relativně nízké, průměrná rychlost tvorby půdy v Evropě je totiž asi  $1,4 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$  (Verheijen a kol., 2009).

Tabulka 20: Ztráta půdy vodní erozí ve variantě Bioplyn

Druh, varianta	G ( $\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ )	G ( $\text{t} \cdot \text{rok}^{-1} \cdot \text{TJ}^{-1}$ )
<i>Elymus e.</i> extenzivní	1,30	11,16
<i>Elymus e.</i> intenzivní	1,30	10,24
<i>Elymus e.</i> digestát	1,30	11,56
<i>Phalaris a. L.</i> extenzivní	1,30	15,26
<i>Phalaris a. L.</i> intenzivní	1,30	11,24
<i>Phalaris a. L.</i> digestát	1,30	15,32
<i>Miscanthus</i> × <i>giganteus</i>	3,17	23,04
<i>Zea mays</i> L.	15,83	66,55

*Miscanthus* × *giganteus* je z hlediska protierozní ochrany méně účinný ( $3,17 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ), nicméně i přesto převyšuje v tomto ohledu porost *Zea mays* L. zhruba pětkrát. Hübner a kol. (2017) uvádí ztrátu půdy v Bavorsku při pěstování *Zea mays* L. bez využití půdoochranných technologií v množství  $19,3 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ . Hůla a kol. (2011) provedl reálné měření erozní činnosti pomocí odtokových mikroparcelek v porostech kukuřice. Celkem sledoval 6 variant dle různých technologií zpracování půdy a také kontrolní variantu „černý úhor“. Došel k poměrně překvapivým výsledkům. Ačkoli při jedné erozní události byl zaznamenán nejnižší povrchový odtok u varianty „černý úhor“ a běžné technologie pěstování kukuřice s orbou, erozní smyv půdy byl nejvyšší právě u těchto variant. Zároveň svými měřeními zjistil, že přípustná roční ztráta půdy vodní erozí na dané lokalitě byla překročena více než dvojnásobně. U variant s alternativními metodami zpracování půdy tento limit překročen nebyl. Podobný závěr přinesl i dlouhodobý pokus, který provedl Raczkowski a kol. (2011). Při pěstování kukuřice klasickou technologií zaznamenal překročení povolené míry erozního smyvu ( $7 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ) ve více než polovině sledovaných let.

Při srovnání množství půdy, které by bylo teoreticky odneseno procesem vodní eroze při pěstování takového množství fytomasy, z něhož bychom získali 1 TJ energie, zjistíme, že jsou zde již patrné rozdíly nejen v závislosti na dané rostlině, ale i v variantě hnojení (sloupec vpravo). Jak je vidět, z hlediska protierozní ochrany vyniká rostlina *Elymus elongatus* hnojená minerálními hnojivy. Podobných ztrát půdy by bylo dosaženo i u zbývajících variant hnojení této rostliny, ale také u minerálně hnojené varianty *Phalaris arundinacea* L. Ztráta půdy u porostů *Phalaris arundinacea* L. v nehnojené variantě a ve variantě Digestát je již vyšší (15,26 resp.

15,32 t · rok<sup>-1</sup> · TJ<sup>-1</sup>). U *Miscanthus* × *giganteus* pak byla vypočtena hodnota 23,04 t · rok<sup>-1</sup> · TJ<sup>-1</sup>. Několikanásobně vyšší hodnota, 66,55 t · rok<sup>-1</sup> · TJ<sup>-1</sup>, byla zaznamenána u *Zea mays* L.

V Tabulce 21 jsou shrnuty výsledky pro variantu Spalování. Opět můžeme sledovat, že nejnižšími hektarovými ztrátami půdy se vyznačují porosty *Elymus elongatus* a *Phalaris arundinacea* L. Jsou nižší, než je průměrná ztráta půdy vodní erozí z orných půd v České republice, kterou vypočítal Panagos a kol. (2015) a činí 2,52 t · ha<sup>-1</sup> · rok<sup>-1</sup>. Pro Evropskou unii pak uvádí hodnotu 2,46 t · ha<sup>-1</sup> · rok<sup>-1</sup>. Potvrdilo se tak, že travní porosty poskytují vynikající protierozní ochranu (Prochnow a kol., 2009).

Tabulka 21: Ztráta půdy vodní erozí ve variantě Spalování

Druh, varianta	G (t · ha <sup>-1</sup> · rok <sup>-1</sup> )	G (t · rok <sup>-1</sup> · TJ <sup>-1</sup> )
<i>Elymus e.</i> extenzivní	1,30	11,98
<i>Elymus e.</i> intenzivní	1,30	8,29
<i>Elymus e.</i> digestát	1,30	9,08
<i>Phalaris a.</i> L. extenzivní	1,30	17,45
<i>Phalaris a.</i> L. intenzivní	1,30	14,28
<i>Phalaris a.</i> L. digestát	1,30	16,30
<i>Miscanthus</i> × <i>giganteus</i>	3,17	20,17
<i>Zea mays</i> L.	12,66	52,99

Poměrně nízká hodnota pak byla spočítána opět i u porostu *Miscanthus* × *giganteus* (3,17 t · ha<sup>-1</sup> · rok<sup>-1</sup>). Míru eroze lze srovnat i s běžně pěstovanými plodinami. Wysocka-Czubaszek a Czubaszek (2015) uvádějí při podobně svažitém pozemku, jako je pokusná lokalita v Českých Budějovicích, příklady erozních ztrát u různých osevních postupů. Například při sledu žito – oves – brambory činí ztráta 3,928 t · ha<sup>-1</sup> · rok<sup>-1</sup>, v případě sledu kukuřice – triticales – brambory se tato hodnota zvýší na 6,597 t · ha<sup>-1</sup> · rok<sup>-1</sup>. Tyto hodnoty značně přesáhla v našem pokusu kukuřice se ztrátou 12,66 t · ha<sup>-1</sup> · rok<sup>-1</sup>. Nicméně Podhrázká a kol. (2015) vypočítala ztrátu půdy pro „typický pozemek jižní Moravy“ s hlavními plodinami kukuřice, pšenice setá a řepka olejka a došla k hodnotě erozního smyvu v množství 22,53 t · ha<sup>-1</sup> · rok<sup>-1</sup>, přičemž dodává, že asi 30 % z tohoto uvolněného množství by zůstalo usazeno na jiné části pozemku. Přípustná ztráta na tomto pozemku ovšem byla 4 t · ha<sup>-1</sup> · rok<sup>-1</sup>.

Přistoupíme-li k hodnocení erozních ztrát půdy z ploch potřebných pro produkci 1 TJ energie, opět můžeme vidět, že nejlépe dopadl porost *Elymus elongatus* ve variantě Intenzivní (8,29 t · rok<sup>-1</sup> · TJ<sup>-1</sup>), dále ve variantě Digestát (9,08 t · rok<sup>-1</sup> · TJ<sup>-1</sup>) a poté i Extenzivní (11,98 t · rok<sup>-1</sup> · TJ<sup>-1</sup>). U porostu *Phalaris arundinacea* L. by již ztráty půdy byly vyšší 14,28 až 17,45 t · rok<sup>-1</sup> · TJ<sup>-1</sup> v závislosti na variantě. Následoval *Miscanthus* × *giganteus* s 20,17 t · rok<sup>-1</sup> · TJ<sup>-1</sup> a nejhůře skončila dle očekávání *Zea mays* L. Ačkoli by pro získání 1 TJ energie byla zapotřebí plocha jen 4,2 ha, při jejím pěstování by teoreticky došlo ročně ke ztrátě půdy v množství 52,99 tun.

Srovnání variant Bioplyn a Spalování z hlediska ztrát půdy prostřednictvím vodní eroze na plochách potřebných pro získání stejného množství energie při pěstování různých energetických rostlin je pro lepší přehlednost zobrazeno v Grafu 24. Z tohoto pohledu se u porostů *Miscanthus* × *giganteus* a *Zea mays* L. jeví příznivěji

varianta Bioplyn. U porostů *Elymus elongatus* a *Phalaris arundinacea* L. pak záleží i na konkrétní variantě hnojení. Zároveň je zde možné pozorovat, že podle předpokladů (Hypotéza č. 3) travní porosty plní protierozní funkci výrazně lépe než kukuřice setá.

Graf 24: Porovnání ztrát půdy ve variantách Bioplyn a Spalování

## 4. Organická hmota

### 4.1. Primární půdní organická hmota

#### 4.1.1. Množství primární půdní organické hmoty

Množství uhlíku C<sub>1</sub> (Tabulka 22), které bylo stanoveno po dooxidování půdních vzorků v prostředí 0,4 mol · l<sup>-1</sup> K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> v 12 M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> po dobu 30 minut při 100 °C, udává množství organického uhlíku náležejícího PPOH. Byl zjištěn značný rozdíl v kvantitě PPOH u půd z porostů *Elymus elongatus* a *Phalaris arundinacea* L. na jedné straně a *Miscanthus × giganteus* společně s *Zea mays* L. na straně druhé. U prvně jmenované dvojice se průměrný obsah PPOH pohyboval v rozmezí 0,95 % – 1,29 %. V případě *Miscanthus × giganteus* a *Zea mays* L. bylo však zastoupení PPOH v půdě výrazně vyšší (2,4 – 2,23 %).

Tabulka 22: Obsah primární půdní organické hmoty v půdních vzorcích

Druh, varianta, využití	PPOH (%)	Druh, varianta, využití	PPOH (%)
<i>Elymus e.</i> extenzivní, Bioplyn	0,95	<i>Phalaris a. L.</i> intenzivní,	1,16
<i>Elymus e.</i> digestát, Spalování	0,97	<i>Elymus e.</i> intenzivní, Spalování	1,18
<i>Elymus e.</i> extenzivní, Spalování	0,97	<i>Phalaris a. L.</i> digestát,	1,18
<i>Elymus e.</i> digestát, Bioplyn	1,07	<i>Elymus e.</i> intenzivní, Bioplyn	1,29
<i>Phalaris a. L.</i> intenzivní, Spalování	1,07	<i>Zea mays</i> L., Spalování	2,04
<i>Phalaris a. L.</i> extenzivní, Bioplyn	1,09	<i>Zea mays</i> L., Bioplyn	2,05
<i>Phalaris a. L.</i> digestát, Bioplyn	1,14	<i>Miscanthus × giganteus</i> , Spalování	2,23
<i>Phalaris a. L.</i> extenzivní,	1,15	<i>Miscanthus × giganteus</i> , Bioplyn	2,23

Při statistickém vyhodnocení všech variant managementu v rámci *Elymus elongatus* a *Phalaris arundinacea* L. byl prokázán pozitivní vliv hnojení na obsah PPOH v půdě (Tabulka 23).

Tabulka 23: Vliv hnojení na obsah C<sub>1</sub> (Tukey HSD Test)

Hnojení	PPOH (%)
Intenzivní	1,1756 <sup>a</sup>
Digestát	1,0900 <sup>b</sup>
Extenzivní	1,0431 <sup>c</sup>

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

Pozitivní vliv hnojení na obsah PPOH v půdě je logický, dobrý živinný stav podpořil růst nové organické hmoty (kořeny a jejich exsudáty, opad listů apod.), která je zdrojem PPOH. Projevit se mohl i nárůst biomasy mikroorganismů, které využívají novou PPOH jako zdroj energie. Nejvyšší obsah PPOH ve variantě intenzivní je pravděpodobně způsoben nejlepším využitím hnojiv porostem. Ačkoliv dávka digestátu obsahovala stejné množství dusíku jako hnojivo minerální, jeho část byla organicky vázána a tedy rostlinám hůře přístupná. Proto byla v této variantě i nižší produkce PPOH.

Rovněž faktor rostlinného druhu byl statisticky průkazný (Tabulka 24). Jak bylo zmíněno výše, *Elymus elongatus* vynikal v tvorbě nadzemní fytomasy v porovnání s druhem *Phalaris arundinacea* L. Jako vysvětlení se nabízí, že porost



*Phalaris arundinacea* L. naopak produkuje větší množství biomasy podzemní a obsah PPOH v půdě je tedy vyšší. Nicméně ověření této teorie by potřebovalo další zkoumání.

Tabulka 24: Vliv rostlinného druhu na obsah C<sub>1</sub> (Tukey HSD Test)

Druh	PPOH (%)
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	1,1329 <sup>a</sup>
<i>Elymus elongatus</i>	1,0729 <sup>b</sup>

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

Dvojsečné využití porostu podporuje tvorbu nejen nové nadzemní hmoty, ale také kořenových částí rostlin, a proto je tvorba PPOH intenzivnější. Vliv frekvence sečí ovšem nelze statisticky prokázat (Tabulka 25).

Tabulka 25: Vliv frekvence sečí na obsah C<sub>1</sub> (Tukey HSD Test)

Využití	PPOH (%)
Bioplyn	1,1187 <sup>a</sup>
Spalování	1,0871 <sup>a</sup>

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

Při hodnocení interakce hnojení\*druh (Tabulka 26) lze rozlišit více homogenních skupin. Nejvyšší obsah PPOH byl zjištěn u půdy z porostu *Elymus elongatus* hnojené minerálními hnojivy. Průkazně se liší od půd z porostů téže rostliny, které byly hnojeny digestátem, resp. hnojeny nebyly. Tyto dva vzorky naopak obsahovaly PPOH nejméně. Tyto výsledky by podporovaly předchozí domněnku, že *Phalaris arundinacea* L. má obecně lepší vliv na tvorbu PPOH. Nicméně *Elymus Elongatus* dokáže minerální hnojiva využít natolik, že tvorba nové fytomasy vede i k vyšší produkci PPOH.

Tabulka 26: Vliv interakce hnojení\*druh na obsah C<sub>1</sub> (Tukey HSD Test)

Hnojení	Druh	PPOH (%)
Intenzivní	<i>Elymus elongatus</i>	1,2337 <sup>a</sup>
Digestát	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	1,1600 <sup>ab</sup>
Extenzivní	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	1,1212 <sup>b</sup>
Intenzivní	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	1,1175 <sup>b</sup>
Digestát	<i>Elymus elongatus</i>	1,0200 <sup>c</sup>
Extenzivní	<i>Elymus elongatus</i>	0,9650 <sup>c</sup>

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

V následující Tabulce 27 můžeme vyčíst výraznou interakci minerálního hnojení a dvojsečného využití s ohledem na vyšší obsah PPOH v půdě. Varianta extenzivní naopak působí na nižší zastoupení primární půdní organické hmoty v půdě.

Tabulka 27: Vliv interakce hnojení\*využití na obsah C<sub>1</sub> (Tukey HSD Test)

Hnojení	Využití	PPOH (%)
Intenzivní	Bioplyn	1,2275 <sup>a</sup>
Intenzivní	Spalování	1,1238 <sup>b</sup>
Digestát	Bioplyn	1,1063 <sup>b</sup>
Digestát	Spalování	1,0738 <sup>bc</sup>
Extenzivní	Spalování	1,0638 <sup>bc</sup>

Extenzivní	Bioplyn	1,0225 <sup>c</sup>
------------	---------	---------------------

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

Při kombinaci faktorů druh\*využití se od ostatních skupin statisticky lišil jen porost *Elymus elongatus* využívaný jednosečně (Tabulka 28). Oproti ostatním variantám a druhu *Phalaris arundinacea* L. měl však půdní vzorek obsah PPOH nižší.

V Tabulce 29 je znázorněno komplexní působení faktorů na hodnotu  $C_1$  v půdních vzorcích. Opět se zde pozitivně projevil vliv minerálního hnojení na porost *Elymus elongatus*, a to zejména u porostu sečeného dvakrát do roka. Naopak při hnojení digestátem, nebo v nehnojené variantě byl obsah PPOH v půdních vzorcích v porovnání s druhou rostlinou nižší.

Tabulka 28: Vliv interakce druh\*využití na obsah  $C_1$  (Tukey HSD Test)

Druh	Využití	PPOH (%)
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Spalování	1,1333 <sup>a</sup>
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Bioplyn	1,1325 <sup>a</sup>
<i>Elymus elongatus</i>	Bioplyn	1,1050 <sup>a</sup>
<i>Elymus elongatus</i>	Spalování	1,0408 <sup>b</sup>

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

Tabulka 29: Vliv interakce hnojení\*druh\*využití na obsah  $C_1$  (Tukey HSD Test)

Hnojení	Druh	Využití	PPOH (%)
Intenzivní	<i>Elymus elongatus</i>	Bioplyn	1,2925 <sup>a</sup>
Digestát	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Spalování	1,1775 <sup>ab</sup>
Intenzivní	<i>Elymus elongatus</i>	Spalování	1,1750 <sup>ab</sup>
Intenzivní	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Bioplyn	1,1625 <sup>ab</sup>
Extenzivní	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Spalování	1,1500 <sup>ab</sup>
Digestát	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Bioplyn	1,1425 <sup>b</sup>
Extenzivní	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Bioplyn	1,0925 <sup>bc</sup>
Intenzivní	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Spalování	1,0725 <sup>bc</sup>
Digestát	<i>Elymus elongatus</i>	Bioplyn	1,0700 <sup>bc</sup>
Extenzivní	<i>Elymus elongatus</i>	Spalování	0,9775 <sup>c</sup>
Digestát	<i>Elymus elongatus</i>	Spalování	0,9700 <sup>c</sup>
Extenzivní	<i>Elymus elongatus</i>	Bioplyn	0,9525 <sup>c</sup>

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

#### 4.1.2. Rychlostní konstanta oxidace primární půdní organické hmoty $k$

Srovnáme-li průměrnou hodnotu konstanty  $k$  u všech analyzovaných půdních vzorků (Tabulka 30), zjistíme, že nejnižší hodnota byla zaznamenána u vzorku půdy z porostu *Phalaris arundinacea* L. ve variantě hnojené minerálními hnojivy a sečené jedenkrát do roka. Zajímavým zjištěním pak bylo, že pod porostem téže rostliny, obhospodařované také jednosečně, ovšem hnojené digestátem, byla hodnota tohoto ukazatele nejvyšší. Vyšší hodnota značí, že organická hmota je snáze oxidovatelná a tedy lépe přístupná půdnímu edafonu jako zdroj energie. Obecně platí, že zvýšený

obsah snadno rozložitelných složek půdní organické hmoty je považován za významný znak potenciální půdní úrodnosti (Haynes, 2005, Maia a kol., 2007). Celková interpretace těchto výsledků však není jednoduchá. Proces transformace PPOH v půdě je totiž dynamický jev stále probíhající od labilních forem ke stabilním až k produktům mineralizace. V podmínkách intenzivních mikrobiálních procesů v dobře hnojené půdě vzniká více labilních zdrojů PPOH, které jsou však rychle vyčerpány půdním edafonem jako zdroj energie. Nicméně při porovnání kvality organické hmoty v půdě pod *Miscanthus × giganteus* a *Zea mays* L., lze vyzorovat vyšší rychlost oxidace PPOH u půd z kukuřice. Je to logické, vyšší rychlost oxidace vyplývá z vyšší stability PPOH pod miskantem vlivem vysokého obsahu stabilního ligninu. Přesto je konstanta  $k$  u půd z *Miscanthus × giganteus* poměrně překvapivě vyšší, než u vzorků z jedosečné Intenzivní varianty *Phalaris arundinacea* L. a digestátem hnojeného porostu *Elymus elongatus* taktéž při jednosečném využití. Hypotéza č. 4 se tak zcela nepotvrdila.

Tabulka 30: Hodnota rychlostní konstanty  $k$  oxidace primární půdní organické hmoty

Druh, varianta, využití	$k$ (min)	Druh, varianta, využití	$k$ (min)
<i>Phalaris a. L.</i> intenzivní, Spalování	1,06	<i>Elymus e.</i> intenzivní, Bioplyn	1,30
<i>Elymus e.</i> digestát, Spalování	1,17	<i>Elymus e.</i> intenzivní, Spalování	1,31
<i>Miscanthus × giganteus</i> , Spalování	1,23	<i>Zea mays</i> L., Bioplyn	1,32
<i>Miscanthus × giganteus</i> , Bioplyn	1,25	<i>Elymus e.</i> extenzivní, Spalování	1,41
<i>Elymus e.</i> extenzivní, Bioplyn	1,27	<i>Zea mays</i> L., Spalování	1,41
<i>Phalaris a. L.</i> extenzivní, Bioplyn	1,29	<i>Phalaris a. L.</i> intenzivní, Bioplyn	1,45
<i>Phalaris a. L.</i> extenzivní, Spalování	1,29	<i>Phalaris a. L.</i> digestát, Bioplyn	1,58
<i>Elymus e.</i> digestát, Bioplyn	1,30	<i>Phalaris a. L.</i> digestát, Spalování	1,68

Vliv jednotlivých faktorů na hodnotu rychlostní konstanty  $k$  v rámci pokusů s rostlinami *Elymus elongatus* a *Phalaris arundinacea* L. byl vyhodnocen statisticky pomocí Tukey HSD porovnávacího testu (Tukey HSD Test).

Z Tabulky 31 lze odvodit, že aplikace digestátu na porosty energetických trav měla pozitivní vliv na labilitu PPOH. Nejnižší hodnota konstanty  $k$  byla naopak zjištěna u porostů hnojených minerálními hnojivy. Rozdíly však nebyly statisticky průkazné. Signifikantní rozdíl se neprojevil ani při porovnání obou rostlinných druhů (Tabulka 32) či množství sečí (Tabulka 33).

Tabulka 31: Vliv hnojení na hodnotu rychlostní konstanty  $k$  (Tukey HSD Test)

Hnojení	Rychlostní konstanta $k$ (min)
Digestát	1,4325 <sup>a</sup>
Extenzivní	1,3169 <sup>a</sup>
Intenzivní	1,2813 <sup>a</sup>

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

Tabulka 32: Vliv druhu na hodnotu rychlostní konstanty  $k$  (Tukey HSD Test)

Druh	Rychlostní konstanta $k$ (min)
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	1,3925 <sup>a</sup>
<i>Elymus elongatus</i>	1,2813 <sup>a</sup>

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

Tabulka 33: Vliv frekvence sečí na hodnotu rychlostní konstanty  $k$  (Tukey HSD Test)

Využití	Rychlostní konstanta $k$ (min)
Bioplyn	1,3654 <sup>a</sup>
Spalování	1,3217 <sup>a</sup>

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

Při statistickém vyhodnocení interakce vlivu hnojení\*druh na hodnotu rychlostní konstanty  $k$  (Tabulka 34) byl zjištěn statisticky významný rozdíl ve vzorku půdy z *Phalaris arundinacea* L. hnojené digestátem oproti většině dalších vzorků.

*Phalaris arundinacea* L. po jednosečném využití a hnojení digestátem má PPOH velmi labilní, rychlostní konstanta je vysoká. Příčina může být taková, že *Phalaris arundinacea* L. je zřejmě schopna lépe využít živiny z digestátu než *Elymus elongatus*, zvláště při jednosečném využití. Vytvoří proto více PPOH. Celková stabilita PPOH je průměrem všech různě stabilních složek PPOH. V tomto případě je zřejmě podíl složky z *Phalaris arundinacea* L. v průměru k ostatním různě stabilním složkám půdy výrazný a rozhodující. Digestát na druhé straně nevytvořil tak ideální podmínky pro rozvoj půdního mikroedafonu, a proto nejlabilnější frakce PPOH z půdy mizí pomalu, vysoká labilita PPOH byla zachována ještě při odběru půdních vzorků.

Tabulka 34: Vliv interakce hnojení\*druh na hodnotu rychlostní konstanty  $k$  (Tukey HSD Test)

Hnojení	Druh	Rychlostní konstanta $k$
Digestát	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	1,6313 <sup>a</sup>
Extenzivní	<i>Elymus elongatus</i>	1,3438 <sup>ab</sup>
Intenzivní	<i>Elymus elongatus</i>	1,3062 <sup>b</sup>
Extenzivní	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	1,2900 <sup>b</sup>
Intenzivní	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	1,2562 <sup>b</sup>
Digestát	<i>Elymus elongatus</i>	1,2337 <sup>b</sup>

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

V případě interakce hnojení\*využití (Tabulka 35) a druh\*využití (Tabulka 36) nebyly zaznamenány statisticky významné rozdíly.

Tabulka 35: Vliv interakce hnojení\*využití na hodnotu rychlostní konstanty  $k$  (Tukey HSD Test)

Hnojení	Využití	Rychlostní konstanta $k$
Digestát	Bioplyn	1,4388 <sup>a</sup>
Digestát	Spalování	1,4263 <sup>a</sup>
Intenzivní	Bioplyn	1,3763 <sup>a</sup>
Extenzivní	Spalování	1,3525 <sup>a</sup>
Extenzivní	Bioplyn	1,2813 <sup>a</sup>
Intenzivní	Spalování	1,1863 <sup>a</sup>

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

Tabulka 36: Vliv interakce druh\*využití na hodnotu rychlostní konstanty  $k$  (Tukey HSD Test)

Druh	Využití	Rychlostní konstanta $k$
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Bioplyn	1,4392 <sup>a</sup>
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Spalování	1,3458 <sup>a</sup>

<i>Elymus elongatus</i>	Spalování	1,2975 <sup>a</sup>
<i>Elymus elongatus</i>	Bioplyn	1,2917 <sup>a</sup>

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

Tabulka 37: Vliv interakce hnojení\*druh\*využití na hodnotu rychlostní konstanty *k* (Tukey HSD Test)

Hnojení	Druh	Využití	Rychlostní konstanta <i>k</i>
Digestát	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Bioplyn	1,6825 <sup>a</sup>
Digestát	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Bioplyn	1,5800 <sup>ab</sup>
Intenzivní	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Spalování	1,4475 <sup>ab</sup>
Extenzivní	<i>Elymus elongatus</i>	Spalování	1,4150 <sup>abc</sup>
Intenzivní	<i>Elymus elongatus</i>	Spalování	1,3075 <sup>abc</sup>
Intenzivní	<i>Elymus elongatus</i>	Bioplyn	1,3050 <sup>abc</sup>
Digestát	<i>Elymus elongatus</i>	Bioplyn	1,2975 <sup>abc</sup>
Extenzivní	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Bioplyn	1,2900 <sup>abc</sup>
Extenzivní	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Bioplyn	1,2900 <sup>abc</sup>
Extenzivní	<i>Elymus elongatus</i>	Bioplyn	1,2725 <sup>abc</sup>
Digestát	<i>Elymus elongatus</i>	Spalování	1,1700 <sup>bc</sup>
Intenzivní	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Spalování	1,0650 <sup>c</sup>

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

Statistické vyhodnocení interakce všech faktorů shrnuje Tabulka 37. Lze zde vyčíst průkazný a poměrně významný rozdíl v kvalitě PPOH mezi nejlabilnějším vzorkem z půdy *Phalaris arundinacea* L. hnojené digestátem a sečené dvakrát ročně oproti vzorku *Phalaris arundinacea* L. hnojenému minerálně a využívanému jednosečně.

## 4.2. Obsah humusu a stupeň humifikace

### 4.2.1. Obsah humusu

Obdobně jako v předchozí podkapitole jsou nejdříve představeny průměrné výsledky analýz všech půdních vzorků (Tabulka 38). Při hodnocení obsahu humusu (následně i stupně humifikace) je důležité upozornit, že procesy tvorby humusových látek postupnými transformacemi (biodegradace, biosyntéza, rozklad, resyntéza, kondenzace, polymerace) PPOH jsou velice pomalé, a že doba pokusů je z hlediska produktivity humifikace prakticky zanedbatelná. Změny obsahu humusu vlivem pěstovaných rostlin v tomto pokusu jsou zřejmě dány změnami obsahu ligninů, které při běžných metodikách stanovení obsahu humusu reagují stejně, a tudíž je jejich obsah chybně připočten k obsahu skutečného humusu – huminovým kyselinám, fulvokyselinám a huminům. Toto tvrzení lze podepřít i zjištěnými výsledky o obsahu „humusu“ pod kukuřicí a miskantem, pro něž je vyšší koncentrace ligninu ve složení PPOH typická.

Tabulka 38: Obsah humusu ve vzorcích půd z porostů energetických rostlin

Druh, varianta, využití	H (%)	Druh, varianta, využití	H (%)
<i>Phalaris a.</i> L. intenzivní, Spalování	0,13	<i>Phalaris a.</i> L. digestát, Spalování	0,24
<i>Elymus e.</i> digestát, Bioplyn	0,18	<i>Elymus e.</i> intenzivní, Spalování	0,27

<i>Elymus e.</i> extenzivní, Bioplyn	0,19	<i>Phalaris a. L.</i> intenzivní, Bioplyn	0,29
<i>Elymus e.</i> digestát, Spalování	0,19	<i>Elymus e.</i> intenzivní, Bioplyn	0,30
<i>Phalaris a. L.</i> extenzivní, Bioplyn	0,20	<i>Zea mays L.</i> , Bioplyn	0,36
<i>Elymus e.</i> extenzivní, Spalování	0,21	<i>Zea mays L.</i> , Spalování	0,47
<i>Phalaris a. L.</i> digestát, Bioplyn	0,21	<i>Miscanthus × giganteus</i> , Spalování	0,53
<i>Phalaris a. L.</i> extenzivní, Spalování	0,24	<i>Miscanthus × giganteus</i> , Bioplyn	0,56

Hodnoty v Tabulce 39 zobrazují vliv hnojení na obsah humusu. Byl pozorován negativní vliv digestátu na obsah humusu. Mělo by tomu být právě naopak. Po hnojení digestátem by se totiž měly ve výsledcích projevit ligninové stabilní složky z pevné fáze digestátu a výsledná hodnota by tedy měla být vyšší, a to přinejmenším v porovnání s Extenzivní variantou. Tento výsledek je tedy překvapivý a bylo by zapotřebí dalších výzkumů k objasnění tohoto jevu.

Tabulka 39: Vliv hnojení na obsah humusu (Tukey HSD Test)

Hnojení	Obsah humusu (%)
Intenzivní	0,2469 <sup>a</sup>
Extenzivní	0,2119 <sup>ab</sup>
Digestát	0,2069 <sup>b</sup>

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

Tabulka 40: Vliv druhu na obsah humusu (Tukey HSD Test)

Druh	Obsah humusu (%)
<i>Elymus elongatus</i>	0,2229 <sup>a</sup>
<i>Phalaris arundinacea L.</i>	0,2208 <sup>a</sup>

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

Vliv rostlinného druhu na obsah humusu prokázán nebyl, hodnoty obsahu humusu jsou pro obě rostliny velmi podobné (Tabulka 40). Naopak vliv sečí statisticky průkazný vliv měl (Tabulka 41). Vyšší zastoupení „humusové“ složky ve variantě Bioplyn bude pravděpodobně souviset s již výše zmíněnými skutečnostmi. Tedy že častější seč podporuje vyšší tvorbu nové PPOH a tedy i zvyšuje produkci ligninů, které následně ovlivňují i naměřenou hodnotu. Tyto vlivy se projeví i v interakci druh\*využití (Tabulka 44).

Tabulka 41: Vliv frekvence sečí na obsah humusu (Tukey HSD Test)

Využití	Obsah humusu (%)
Bioplyn	0,2304 <sup>a</sup>
Spalování	0,2133 <sup>b</sup>

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

Z tabulek 42 a 43 je zřejmé, že intenzivní hnojení mělo poměrně výrazný vliv na zvýšení obsahu humusu. Nutno to vysvětlit tak, že intenzivní hnojení zvýšilo produkci PPOH a v její skladbě tím vzniklo i více ligninových složek. V průběhu delšího času snad z části z nich vznikne opravdu humus, tedy huminové kyseliny, fulvokyseliny a huminy. Digestát svými méně mobilními živinami nemůže působit stejně účinně a výsledky se blíží nehnojeným variantám.

Tabulka 42: Vliv interakce hnojení\*druh na obsah humusu (Tukey HSD Test)

Hnojení	Druh	Obsah humusu (%)
---------	------	------------------

Intenzivní	<i>Elymus elongatus</i>	0,2825 <sup>a</sup>
Digestát	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	0,2300 <sup>b</sup>
Extenzivní	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	0,2213 <sup>bc</sup>
Intenzivní	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	0,2112 <sup>bc</sup>
Extenzivní	<i>Elymus elongatus</i>	0,2025 <sup>bc</sup>
Digestát	<i>Elymus elongatus</i>	0,1838 <sup>c</sup>

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

Tabulka 43: Vliv interakce hnojení\*využití na obsah humusu (Tukey Test)

Hnojení	Využití	Obsah humusu (%)
Intenzivní	Bioplyn	0,2962 <sup>a</sup>
Extenzivní	Spalování	0,2263 <sup>b</sup>
Digestát	Spalování	0,2163 <sup>b</sup>
Intenzivní	Spalování	0,1975 <sup>b</sup>
Digestát	Bioplyn	0,1975 <sup>b</sup>
Extenzivní	Bioplyn	0,1975 <sup>b</sup>

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

Tabulka 44: Vliv interakce druh\*využití na obsah humusu (Tukey HSD Test)

Druh	Využití	Obsah humusu (%)
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Bioplyn	0,2383 <sup>a</sup>
<i>Elymus elongatus</i>	Spalování	0,2233 <sup>ab</sup>
<i>Elymus elongatus</i>	Bioplyn	0,2225 <sup>ab</sup>
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Spalování	0,2033 <sup>b</sup>

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

Statistické vyhodnocení interakce všech faktorů shrnuje Tabulka 45. Interakce hnojení \*druh\* využití na obsah humusu je už tak složitá, že dává velmi komplikované výsledky. Ukázalo se taktéž, že na nehnojených variantách je více stabilní složky než na variantě hnojené digestátem. Je to zkrslená představa proto, že digestát přece jen nějaké živiny přinesl, a hlavně byl zdrojem dalších stabilních složek (labilní byly většinou rozloženy ve fermentoru bioplynové stanice). Příčinu této nesrovnalosti by bylo nutno odhalit dalším výzkumem.

Tabulka 45: Vliv interakce hnojení\*druh\*využití na obsah humusu (Tukey HSD Test)

Hnojení	Druh	Využití	Obsah humusu (%)
Intenzivní	<i>Elymus elongatus</i>	Bioplyn	0,2975 <sup>a</sup>
Intenzivní	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Bioplyn	0,2950 <sup>a</sup>
Intenzivní	<i>Elymus elongatus</i>	Spalování	0,2675 <sup>ab</sup>
Digestát	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Spalování	0,2425 <sup>abc</sup>
Extenzivní	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Spalování	0,2400 <sup>abcd</sup>
Digestát	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Bioplyn	0,2175 <sup>bcd</sup>
Extenzivní	<i>Elymus elongatus</i>	Spalování	0,2125 <sup>bcd</sup>

Extenzivní	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Bioplyn	0,2025 <sup>bcd<sup>e</sup></sup>
Extenzivní	<i>Elymus elongatus</i>	Bioplyn	0,1925 <sup>bcd<sup>e</sup></sup>
Digestát	<i>Elymus elongatus</i>	Spalování	0,1900 <sup>cde</sup>
Digestát	<i>Elymus elongatus</i>	Bioplyn	0,1775 <sup>de</sup>
Intenzivní	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Spalování	0,1275 <sup>e</sup>

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

#### 4.2.2. Stupeň humifikace

Totéž, co bylo napsáno v předchozí kapitole o humusu, platí v podstatě i o stupni humifikace. Bohužel i zde, v relativně krátkém experimentu, určuje stupně humifikace v půdě rovnováha mezi mineralizací a vznikem spíše stabilních organických složek půdy než rezistentních huminových kyselin. Proto zjišťujeme vyšší hodnoty stupně humifikace pod bohatšími zdroji ligninu – miskantem a kukuřicí. Intenzivní hnojení tedy tuto hodnotu zvyšuje, protože dochází i k vyšší produkci těchto stabilních zdrojů. Celkově jsou však při použité metodě zjištěné stupně humifikace nižší než u metod běžně používaných (Kopecký a kol., 2016). To, že varianty s digestátem mají nižší hodnoty stupně humifikace než nehnojené parcely, je dáno tím, že se relativně zvýšil podíl středně stabilních složek organické hmoty proti stabilním ligninům a původním rezistentním složkám půdy samotné.

Níže je uvedeno hodnocení stupně humifikace u všech variant (Tabulka 46) a následně i statistické vyhodnocení jednotlivých faktorů v rámci druhů *Elymus elongatus* a *Phalaris arundinacea* L. (Tabulky 47 – 53). Statistiky průkazné byly až interakce jednotlivých faktorů.

Tabulka 46: Stupeň humifikace ve vzorcích půd z porostů energetických rostlin

Druh, varianta, využití	S <sub>H</sub> (%)	Druh, varianta, využití	S <sub>H</sub> (%)
<i>Phalaris a.</i> L. intenzivní, Spalování	10,63	<i>Elymus e.</i> extenzivní, Spalování	17,76
<i>Elymus e.</i> digestát, Bioplyn	14,34	<i>Elymus e.</i> intenzivní, Spalování	17,77
<i>Phalaris a.</i> L. extenzivní, Bioplyn	15,68	<i>Zea mays</i> L., Spalování	18,76
<i>Phalaris a.</i> L. digestát, Bioplyn	15,84	<i>Elymus e.</i> intenzivní, Bioplyn	18,76
<i>Elymus e.</i> digestát, Spalování	16,59	<i>Miscanthus × giganteus</i> , Spalování	19,35
<i>Elymus e.</i> extenzivní, Bioplyn	16,70	<i>Miscanthus × giganteus</i> , Bioplyn	20,04
<i>Phalaris a.</i> L. digestát, Spalování	17,01	<i>Phalaris a.</i> L. intenzivní, Bioplyn	20,25
<i>Phalaris a.</i> L. extenzivní, Spalování	17,28	<i>Zea mays</i> L., Bioplyn	21,87

Tabulka 47: Vliv hnojení na stupeň humifikace (Tukey HSD Test)

Hnojení	Obsah humusu (%)
Extenzivní	16,853 <sup>a</sup>
Intenzivní	16,853 <sup>a</sup>
Digestát	15,944 <sup>a</sup>

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

Tabulka 48: Vliv druhu na stupeň humifikace (Tukey HSD Test)



Druh	Obsah humusu (%)
<i>Elymus elongatus</i>	16,985 <sup>a</sup>
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	16,115 <sup>a</sup>

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

Tabulka 49: Vliv frekvence sečí na stupeň humifikace (Tukey HSD Test)

Využití	Obsah humusu (%)
Bioplyn	16,928 <sup>a</sup>
Spalování	16,173 <sup>a</sup>

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

Tabulka 50: Vliv interakce hnojení\*druh na stupeň humifikace (Tukey HSD Test)

Hnojení	Druh	Obsah humusu (%)
Intenzivní	<i>Elymus elongatus</i>	18,263 <sup>a</sup>
Extenzivní	<i>Elymus elongatus</i>	17,229 <sup>ab</sup>
Extenzivní	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	16,478 <sup>ab</sup>
Digestát	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	16,425 <sup>ab</sup>
Digestát	<i>Elymus elongatus</i>	15,464 <sup>ab</sup>
Intenzivní	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	15,443 <sup>b</sup>

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

Tabulka 51: Vliv interakce hnojení\*sečení na stupeň humifikace (Tukey HSD Test)

Hnojení	Využití	Obsah humusu (%)
Intenzivní	Bioplyn	19,505 <sup>a</sup>
Extenzivní	Spalování	17,517 <sup>ab</sup>
Digestát	Spalování	16,800 <sup>ab</sup>
Extenzivní	Bioplyn	16,189 <sup>ab</sup>
Digestát	Bioplyn	15,089 <sup>b</sup>
Intenzivní	Spalování	14,200 <sup>b</sup>

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

Tabulka 52: Vliv interakce hnojení\*sečení na stupeň humifikace (Tukey HSD Test)

Druh	Využití	Obsah humusu (%)
<i>Elymus elongatus</i>	Spalování	17,372 <sup>a</sup>
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Bioplyn	17,257 <sup>a</sup>
<i>Elymus elongatus</i>	Bioplyn	16,597 <sup>ab</sup>
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Spalování	14,972 <sup>b</sup>

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

Statistické vyhodnocení interakce všech faktorů shrnuje Tabulka 53.

Tabulka 53: Vliv interakce hnojení\*druh\*sečení na stupeň humifikace (Tukey HSD Test)

Hnojení	Druh	Využití	Obsah humusu (%)
Intenzivní	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Bioplyn	20,253 <sup>a</sup>
Intenzivní	<i>Elymus elongatus</i>	Bioplyn	18,758 <sup>a</sup>

Intenzivní	<i>Elymus elongatus</i>	Spalování	17,767 <sup>a</sup>
Extenzivní	<i>Elymus elongatus</i>	Spalování	17,758 <sup>a</sup>
Extenzivní	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Spalování	17,277 <sup>a</sup>
Digestát	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Spalování	17,007 <sup>a</sup>
Extenzivní	<i>Elymus elongatus</i>	Bioplyn	16,700 <sup>ab</sup>
Digestát	<i>Elymus elongatus</i>	Spalování	16,593 <sup>ab</sup>
Digestát	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Bioplyn	15,843 <sup>ab</sup>
Extenzivní	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Bioplyn	15,677 <sup>ab</sup>
Digestát	<i>Elymus elongatus</i>	Bioplyn	14,335 <sup>ab</sup>
Intenzivní	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Spalování	10,632 <sup>b</sup>

Výsledky jsou statisticky průkazné na hladině významnosti  $\alpha \leq 0,05$

## 5. Biodiverzita střevlíkovitých

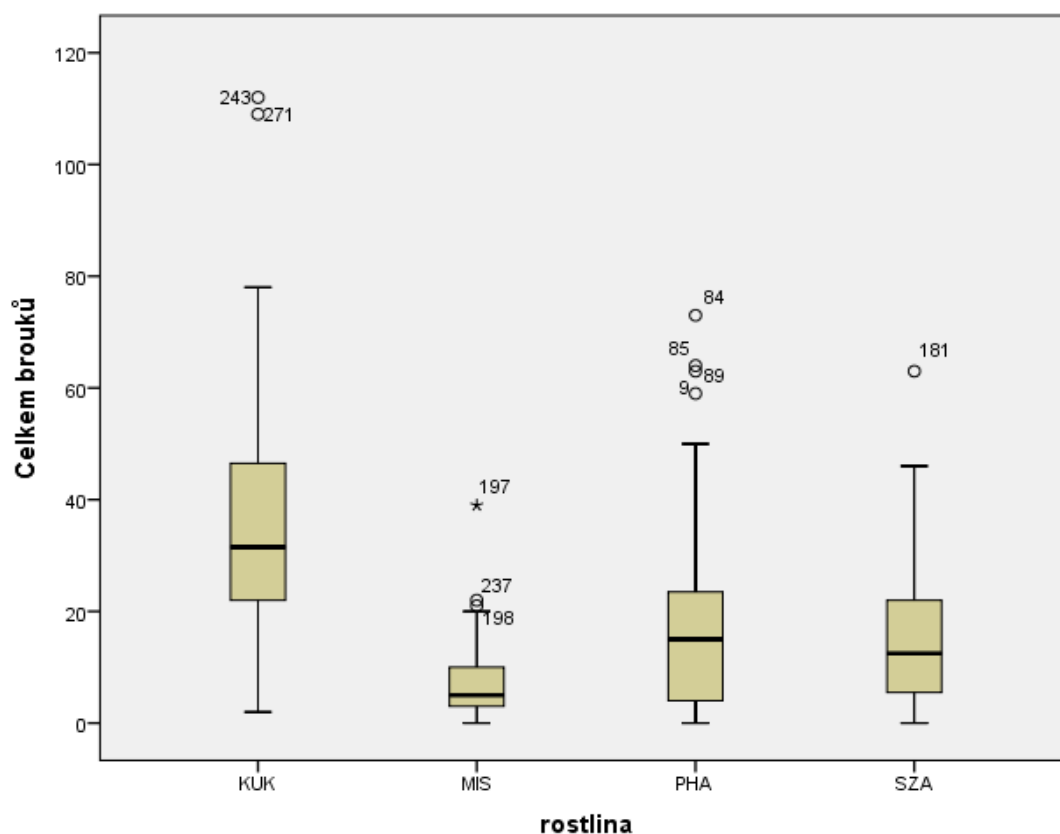
Během dvouletého sledování střevlíkovitých brouků bylo v porostech energetických rostlin zjištěno 53 druhů čeledi *Carabidae*, přičemž celkem se v České republice vyskytuje druhů asi 600 (Hůrka, 2005). Dohromady bylo pomocí zemních pastí odchyceno 4 954 exemplářů (rok 2014 – 3 010 jedinců; rok 2015 – 1 944 jedinců). Seznam všech odchycených druhů, jejich početnost a zařazení do bioindikačních skupin dle Farkače a kol. (2006) je součástí příloh.

Absolutně nejpočetněji byly zastoupeny druhy *Pseudoophonus rufipes* (1 548 ks) a *Poecilus cupreus cupreus* (1 434 ks), které tvořily více než 60 % všech odchycených brouků. Výskyt *Pseudoophonus rufipes* nebyl překvapením, jedná se o velmi početný druh, který se v naší krajině vyskytuje běžně (Bucharová, 2013). Například i v pokusu Cardarelli a Bogliani (2014), kteří zkoumali vliv intenzity sečení na střevlíkovité v Itálii, se jednalo o druh dominantní. Stejně tak *Poecilus cupreus* je velice rozšířený (Hůrka, 1996), a to i na orných půdách (Thiele, 1977). Jahnová (2011) sledovala výskyt střevlíkovitých v energetických rostlinách na stejném pozemku jako nynější pokus. Druhy *Pseudoophonus rufipes* i *Poecilus cupreus cupreus* byly v jejím pokusu taktéž dominantní.

Více než 100 jedinců bylo dále odchyceno od těchto druhů: *Agonum sexpunctatum* (142 ks), *Anisodactylus binotatus* (170 ks), *Calathus fuscipes fuscipes* (235 ks) a *Harpalus affinis* (550 ks). Za vyzdvihnutí pak stojí hojný výskyt *Carabus scheidleri scheidleri* (141 ks), jež je pro louky, pole či zahrady typický, nicméně patří mezi druhy ohrožené (Trnka, 2010).

Mnoho druhů se naopak na lokalitě vyskytovalo vzácně. Do 5 odchycených jedinců bylo zaznamenáno hned u 22 druhů. Z toho 12 druhů (např. *Acupalpus meridianus*, *Amara consularis*, *Dyschirioides politus politus*) mělo ve vzorcích jediný exemplář.

Při statistickém hodnocení vlivu rostlinného druhu na počet kusů odchycených brouků bylo pomocí Shapiro-Wilkova testu zjištěno, že data nemají normální rozdělení (p-hodnota 0,000). Byl proto využit Kruskal-Wallisův test, kterým bylo zjištěno, že počet brouků mezi jednotlivými rostlinami je statisticky odlišný (p-hodnota 0,000). Výsledek testu shrnuje Graf 25.

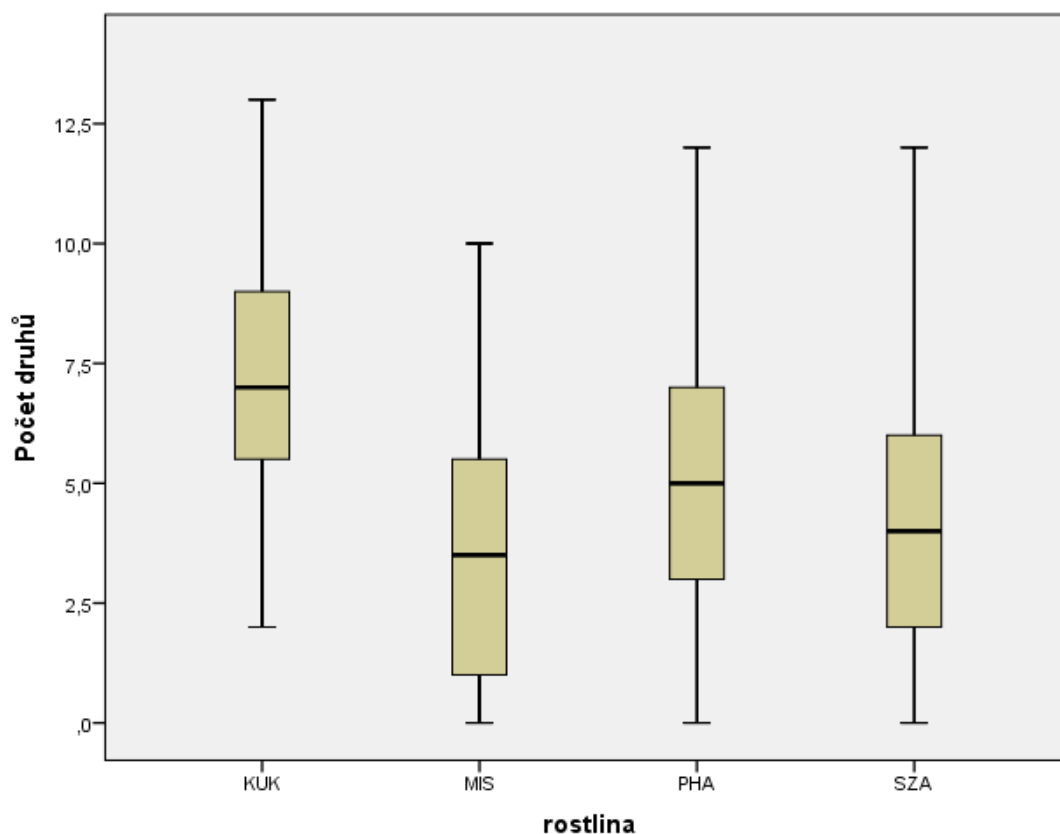


Graf 25: Rozdělení počtu brouků podle typu rostliny. KUK – *Zea mays* L., MIS – *Digitaria sanguinalis* L., PHA – *Phalaris arundinacea* L., SZA – *Elymus elongatus*

Absolutně nejvíce jedinců bylo odchyceno v porostu *Zea mays* L. (37,25 ks / past / odchyt). Vzhledem k častým disturbancím (například agrotechnické operace), které působí na střevlíkovité negativně (Brust, 1990), nelze předpokládat, že by střevlíkovití preferovali tento porost pro celý svůj životní cyklus. Mechanickým zpracováním půdy trpí obzvláště nedospělá stádia (Purtauf, 2005). Proto lze usuzovat, že jde spíše o migrující jedince a zcela jistě se projevil efekt hustoty porostu. Jak zdůrazňuje Bezděk (2001), výsledky získané pomocí zemních pastí odrážejí aktivitu střevlíkovitých závislou na denzitě porostu a účinnosti pastí. Počet odchycených jedinců je také velmi proměnlivý v závislosti na nejrůznějších faktorech ovlivňujících aktivitu střevlíků. Může se měnit od nulového výsledku po desítky jedinců za den (Turin a kol., 2003). Efektivita odlovu se navíc liší mezi jednotlivými druhy i v závislosti na velikosti (Halsall, 1988), větší druhy jsou zpravidla odchytávány snáze (Andersen, 1995).

Zemní pasti však poměrně věrohodně dávají přehled o druhovém složení společenstva (Bezděk, 2001), jehož bohatost je vyhodnocena v Grafu 26. V důsledku toho, že data opět nevykazovala normalitu, byl pro hodnocení vlivu rostlinného druhu na počet odchycených druhů využit znovu neparametrický Kruskal-Wallisův test, který prokázal vliv rostlinného pokryvu na množství odchycených druhů (p-hodnota 0,000).

Graf 26: Rozdělení počtu druhů podle typu rostliny



Pozn.: KUK – *Zea mays* L., MIS – *Miscanthus × giganteus*, PHA – *Phalaris arundinacea* L., SZA –

Nejvyšší počet druhů byl zjištěn v porostu *Zea mays* L. V průměru 7,35 druhů / past / odchyt. Naopak nejchudším porostem na druhové bohatství byl *Miscanthus × giganteus*, kde bylo v jednom termínu odchytu do jedné pasti průměrně lapeno 3,60 druhu. Dauber a kol. (2015) se domnívá, že pozitivní efekt miskantu na krajinu je snižován s rostoucí produktivitou. Porost *Elymus elongatus* byl na druhové složení mírně chudší než *Phalaris arundinacea* L. (4,50 druhů / past / odchyt resp. 5,05 druhů / past / odchyt). Srovnáním biodiverzity stěvlíkovitých v porostech *Miscanthus × giganteus* a *Phalaris arundinacea* L. se zabývá publikace Semere a Slater (2007). Autoři zaznamenali opačné výsledky, než vyplývají z našeho pokusu. V porostu miskantu našli jak více druhů, tak i větší množství jedinců. Tento fakt přisuzují hustotě porostu *Phalaris arundinacea* L., který brání stěvlíkům ve větším pohybu. Farkač a Hůrka (2003) shrnují tuto problematiku tvrzením, že většina stěvlíkovitých nemá vazbu na konkrétní vegetační kryt, ale především na určité mikroklimatické podmínky. Zajímavý byl výskyt druhu *Amara communis*, který byl zaznamenán v 7x vyšším počtu v miskantu než v ostatních rostlinách. Přitom jde spíše o druh vlhčích stanovišť, lesních světlin, lužních lesů a břehů vod (Křivan, 2017).

Samotné počty odchycených druhů a jejich abundance však nejsou zcela vypovídající. Důležitá je také indikační hodnota jednotlivých druhů a vyrovnanost společenstva.

V Tabulce 54 jsou uvedeny počty druhů stěvlíkovitých brouků, kteří byli odchyceni v jednotlivých porostech. Druhy jsou zařazeny do bioindikačních skupin. V průběhu pokusu nebyl zaznamenán výskyt žádného druhu z bioindikační skupiny R – reliktní druhy. Tato skupina je charakterizována úzkou ekologickou valencí. Jedná se o druhy vzácné, poutané na nepříliš poškozené přírodní ekosystémy (Hůrka

a kol., 1996). Uvážíme-li, že pokusná lokalita leží v těsné blízkosti velkého města, dala se tato skutečnost předpokládat. Nicméně ani zastoupení druhů ze skupiny A – adaptabilní není u žádného z porostů vysoké. Adaptabilní druhy jsou charakterizovány tím, že osidlují více nebo méně přirozená nebo přirozenému stavu blízká stanoviště. Vyskytují se i na druhotných, dobře regenerovaných biotopech, zvláště v blízkosti původních ploch (Hůrka a kol., 1996). Nejvíce tak bylo ve všech rostlinných druzích odchyceno zástupců skupiny E – eurytopní, kteří nemají vysoké nároky na kvalitu životního prostředí a jsou téměř všudypřítomní. Počet odchycených exemplářů je zobrazen v Tabulce 55.

Tabulka 54: Množství odchycených druhů podle bioindikačních skupin

Bioindikační skupina	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	<i>Elymus elongatus</i>	<i>Miscanthus</i> × <i>giganteus</i>	<i>Zea mays</i> L.
A	6	5	7	8
E	28	29	21	30

Tabulka 55: Množství odchycených exemplářů podle bioindikačních skupin (ks / past / odchyt)

Bioindikační skupina	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	<i>Elymus elongatus</i>	<i>Miscanthus</i> × <i>giganteus</i>	<i>Zea mays</i> L.
A	4,21	3,92	7,17	6,7
E	64,8	56,3	23,2	142,3

V Grafu 27 je pak znázorněn poměr mezi výskytem adaptabilních a eurytopních druhů v energetických rostlinách. Zde je možné pozorovat výsledky, které z předchozích údajů nebyly na první pohled zřetelné. Tedy fakt, že jak v počtu druhů, tak i odchycených jedinců, má nejvyšší poměrné zastoupení adaptabilních brouků porost *Miscanthus* × *giganteus*. Nejlepšího výsledku pak dosáhl tento porost také při výpočtu Shannon-Wienerova indexu, který udává vyrovnanost společenstva. Čím jsou hodnoty vyšší, tím je společenstvo vyrovnanější. Hodnota indexu zpravidla dosahuje hodnot 1,5 – 4,5 (Divíšek a Culek, 2013). V našem případě jsou výsledky následující: *Zea mays* L. – 1,83; *Elymus Elongatus* – 2,09; *Phalaris arundinacea* L – 2,13; *Miscanthus* × *giganteus* – 2,50. Práci zabývající se sledováním střevlíkovitých v krajině existuje celá řada. Srovnání s nimi je však kvůli rozdílným stanovištním podmínkám velmi problematické. Nicméně například Jahnová (2009) vyhodnotila na základě sledování brouků čeledi *Carabidae* v porostu *Phalaris arundinacea* L. stejnou lokalitu jako velmi silně ovlivněnou činností člověka. Pro příklad lze uvést hodnoty Shannon-Wienerova indexu, které ve své práci uvádí Hurajová (2017). Na běžné zemědělské půdě v Miroslavi zjistila tyto hodnoty: *Brassica napus* subsp. *Napus* – 2,86; *Triticum aestivum* – 3,35; *Zea mays* L. – 3,64.

V rámci souboru dat z porostů *Elymus elongatus* a *Phalaris arundinacea* L. bylo možné statisticky vyhodnotit i další faktory, které mohly mít vliv na početnost a druhové složení společenstev střevlíků uvnitř ploch s těmito energetickými rostlinami.

Graf 27: Grafické vyjádření poměru adaptabilních a eurytopních druhů střevlíkovitých v porostech energetických rostlin

Jedním z faktorů byl odlišný management hnojení. V Tabulce 56 a Tabulce 57 jsou uvedeny průměrné počty odchycených jedinců a druhů v různých variantách za jeden sběr. Ačkoli se nejvíce druhů i jedinců vyskytovalo v porostech hnojených digestátem (v souladu s Hypotézou č. 5) a nejméně ve variantách hnojených minerálními hnojivy, rozdíly nejsou dle Kruskal-Wallisova testu statisticky průkazné (Graf 28, p-hodnota 0,166; Graf 29, p-hodnota 0,455). Podobný experiment prováděl Horňák (2017) na poli s kukuřicí. Aplikoval tři různé druhy organických hnojiv (včetně digestátu) ve třech různých intenzitách. Jeho výsledky nelze ale jednoznačně shrnout, protože se sice projevila preference různých druhů střevlíků na různá hnojiva, většinou však výsledky nebyly, stejně jako v našem případě, průkazné.

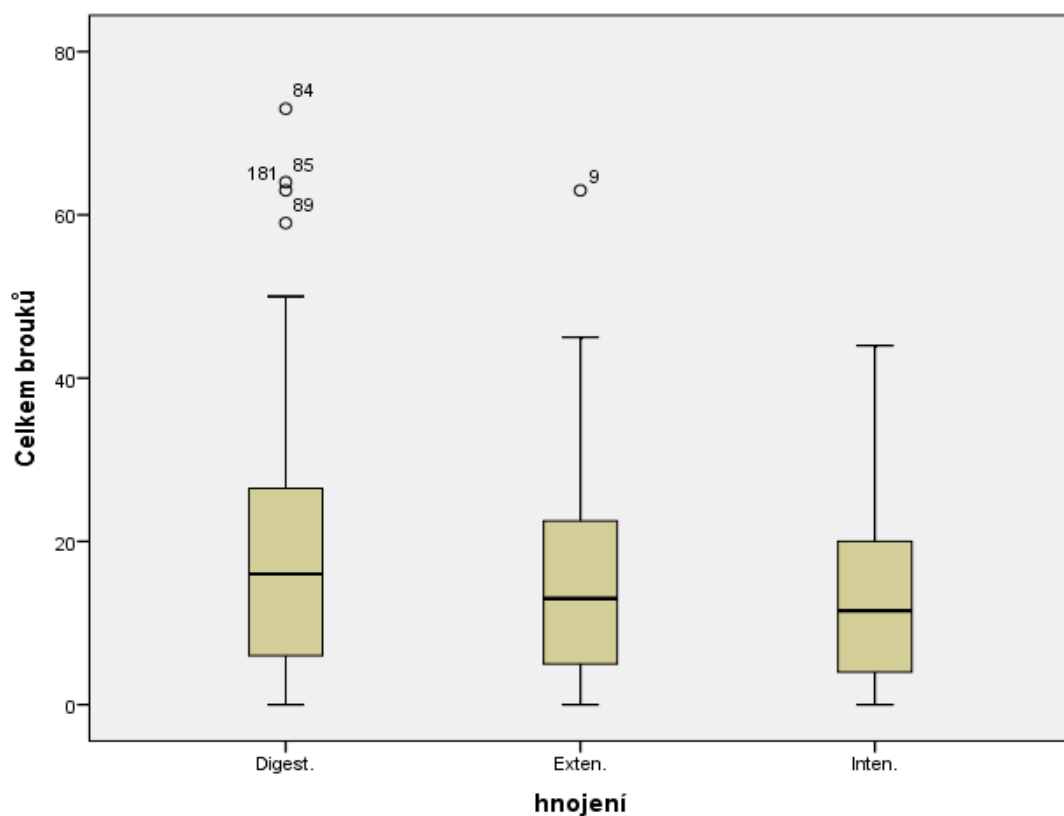
Tabulka 56: Počet jedinců dle typu hnojení

Typ hnojení	Průměr	Medián	SD
Digestát	19,61	16,00	17,54
Extenzivní	15,56	13,00	12,79
Intenzivní	13,27	11,50	11,20

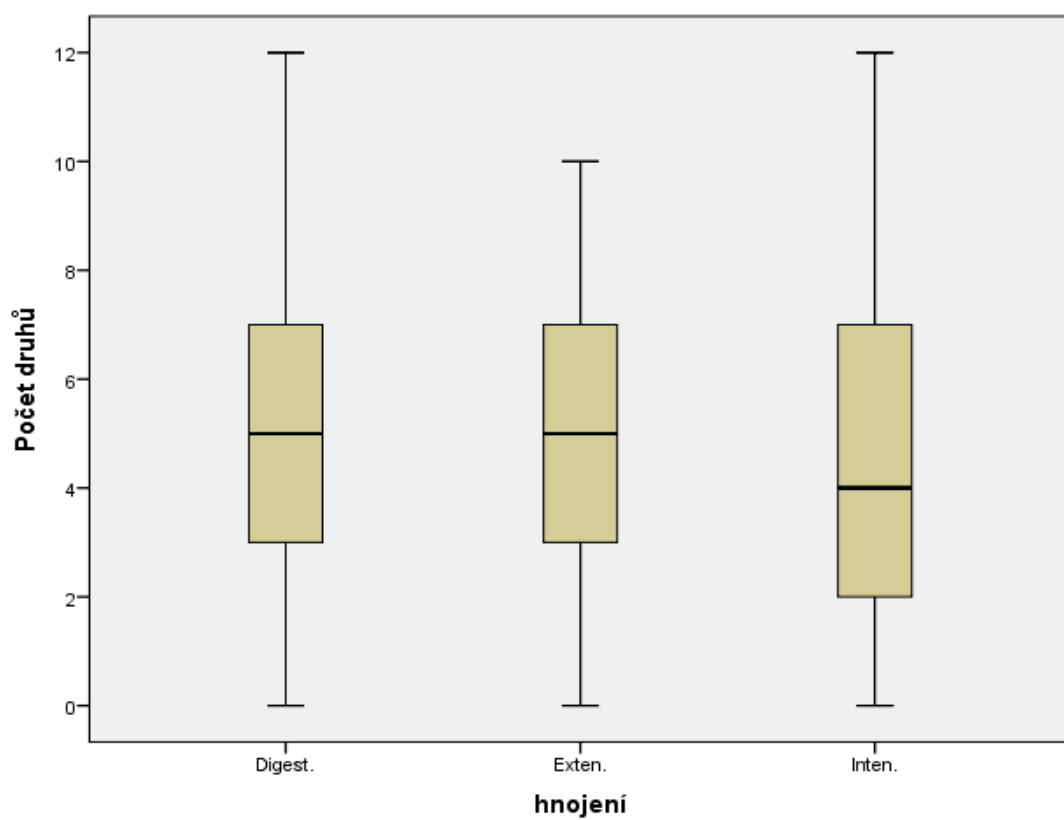
Tabulka 57: Počet druhů dle typu hnojení

Typ hnojení	Průměr	Medián	SD
Digestát	5,05	5,00	3,01
Extenzivní	4,80	5,00	2,57
Intenzivní	4,48	4,00	2,90

Graf 28: Rozdělení počtu jedinců podle varianty hnojení



Graf 29: Rozdělení počtu druhů podle varianty hnojení

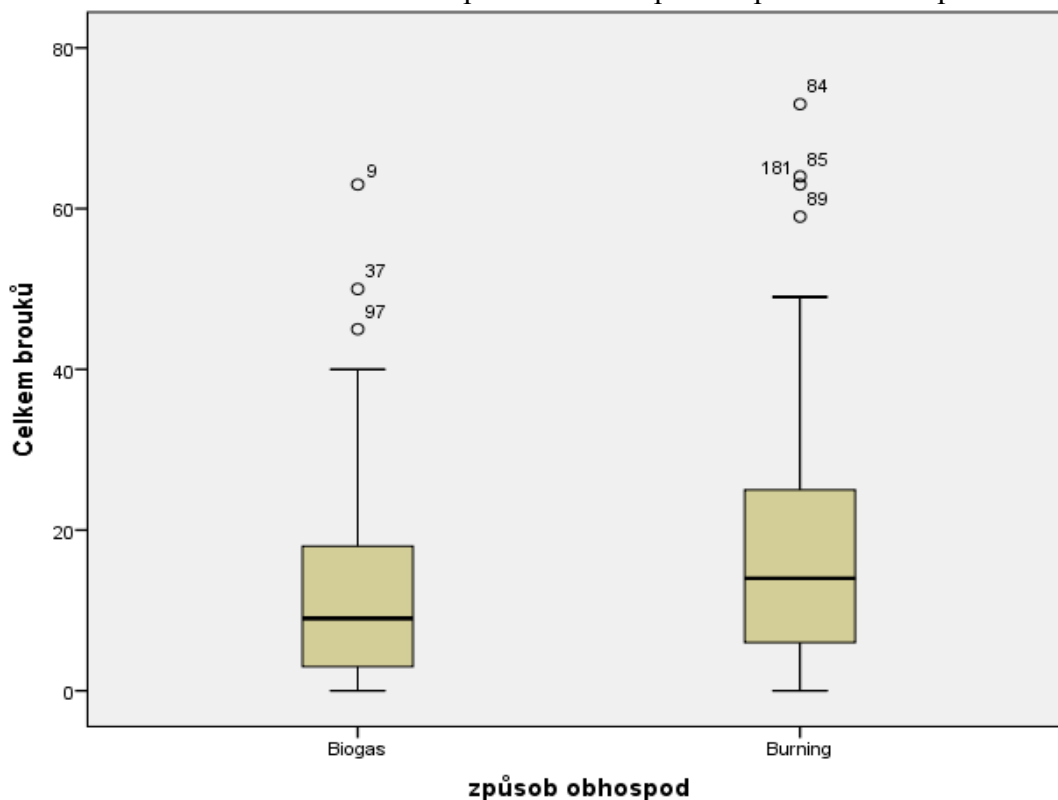


Dalším vyhodnoceným faktorem je vliv využití (frekvence sečí) na množství odchycených brouků. Vzhledem k tomu, že data opět neměla normální rozdělení,



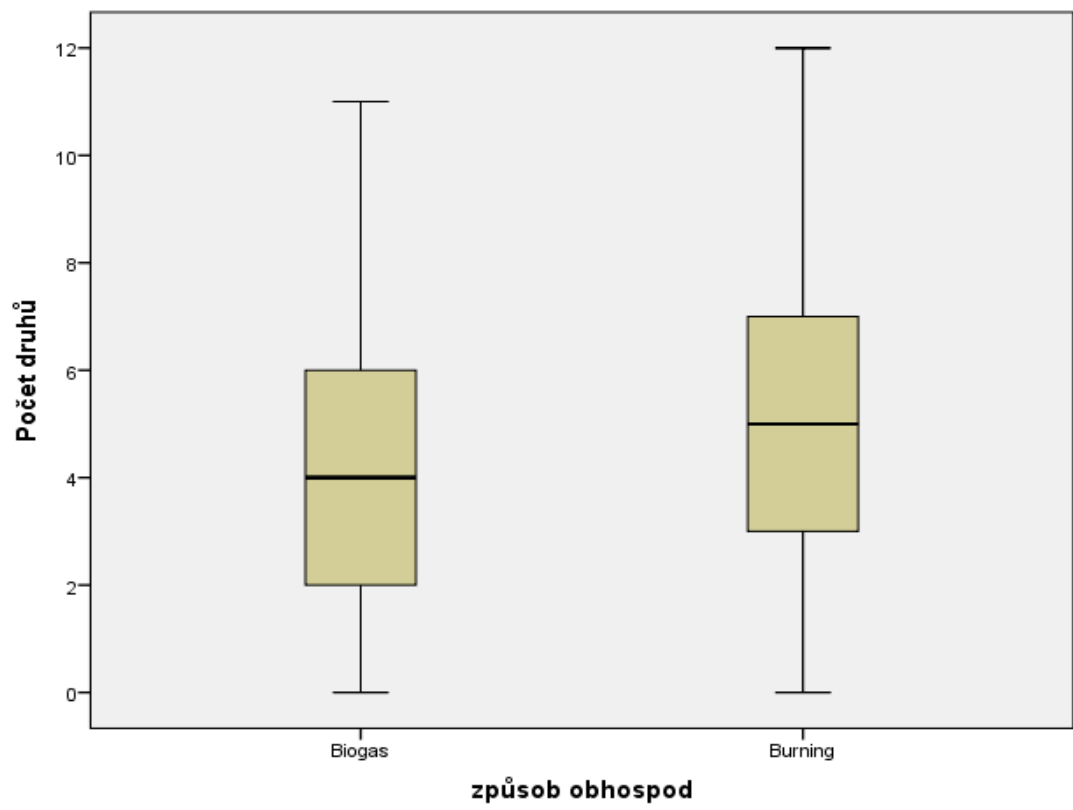
bylo vhodné využít neparametrický Mann-Whitney test o shodě dvou distribučních funkcí. Z výsledku testu (Graf 30) vyplývá, že existuje statisticky významný rozdíl mezi počtem brouků ve variantě Spalování (větší počet) a Bioplyn (p-hodnota 0,002). Hůrka a kol. (1996) popisuje spíše opačnou situaci. Domnívá se, že krátký posečený porost by měl být pro některé, zejména heliofilní druhy, atraktivnější. Porhajašová a kol. (2012) také došla k výsledku, že větší počet brouků se vyskytoval na louce posečené, než louce neposečené. Grandchamp a kol. (2005) rovněž informuje o vyšším druhovém zastoupení i abundanci střevlíkovitých v porostech pasených či sečených v porovnání s extenzivně využívanými. Naše výsledky se tedy liší od řady podobných studií.

Graf 30: Celkové rozložení počtu brouků podle způsobu obhospodařování



Při hodnocení četnosti sečení a počtu druhů (Graf 31) byl zjištěn, dle Kruskal-Wallisova testu, že je počet druhů ve variantách Bioplyn a Spalování rozdílný (p-hodnota 0,002).

Graf 31: Celkové rozložení počtu druhů podle způsobu obhospodařování



## 6. Závěr

Na experimentální lokalitě Zemědělské fakulty Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích byly v dlouholetém pokusu pěstovány čtyři druhy energetických rostlin (*Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1; *Phalaris arundinacea* L., odrůda Chrastava; *Miscanthus* × *giganteus* a *Zea mays* L., odrůda Simao). V průběhu této disertační práce byly porosty zmiňovaných rostlin ošetřovány dle předem zvolené metodiky. Díky odlišným managementům v rámci jednotlivých druhů vzniklo celkem 8 různých variant sečených jedenkrát do roka – tzv. Spalování, stejný počet variant byl pěstován za účelem využití v bioplynových stanicích a nesl pracovní název Bioplyn (seč dvakrát ročně). Tyto porosty byly hodnoceny nejen z hlediska výnosového a energetického potenciálu, ale i z pohledu vybraných environmentálních charakteristik.

Při vyhodnocení průměrných výnosů suché hmoty bylo zjištěno, že v obou variantách byl nejvýnosnější jednoletý druh *Zea mays* L. Vysokých výnosů dosáhl také *Miscanthus* × *giganteus* a *Elymus elongatus* hnojený minerálními hnojivy. Naopak travní druh *Phalaris arundinacea* L. poskytl nejnižší výnosy ze všech sledovaných rostlin. V návaznosti na zjištěné výnosy a další provedené výzkumy (analýza vývoje plynu ze substrátu, elementární analýza) byl u jednotlivých rostlin a variant vypočten energetický zisk. V tomto ohledu dopadl opět nejlépe porost *Zea mays* L. Pro zisk 1 TJ energie, který by mohl být získán při jeho pěstování, by bylo zapotřebí jen 4,2 ha orné půdy, a to v obou variantách. Na opačném konci skončil při výpočtu nehnojený porost *Phalaris arundinacea* L. ve variantě spalování. V tomto případě by bylo zapotřebí pěstovat tuto rostlinu na ploše 16,5 ha.

Po stanovení plochy potřebné k zisku zmiňovaného množství energie u všech rostlin a variant byla následně vypočtena Univerzální rovnice pro výpočet dlouhodobé ztráty půdy vodní erozí. Bylo zjištěno, že ačkoli by pro porost *Zea mays* L. byla třeba nejmenší plocha, ztráta půdy procesem vodní eroze by z ní byla absolutně největší. Z hlediska ochrany půdy vůči vodní erozi naopak vynikala rostlina *Elymus elongatus*.

Dále byly podrobeny analýze v laboratoři půdní vzorky ze zmiňovaných porostů a jednotlivých variant jejich obhospodařování. Bylo hodnoceno množství primární půdní organické hmoty a její kvalita. Pro analýzy byla využita nová metoda založená na postupné oxidaci primární půdní organické hmoty chromsírovou spalovací směsí a sledování reakční kinetiky této reakce. Rovněž byl v půdních vzorcích stanoven obsah humusu a stupeň humifikace. V práci byl popsán význam jednotlivých faktorů managementu na zmiňované vlastnosti půdní organické hmoty.

Poslední částí rozsáhlého sledování environmentálních aspektů pěstování energetických rostlin bylo pozorování výskytu střevlíkovitých brouků (*Carabidae*). Výskyt jednotlivých druhů včetně jejich abundance lze interpretovat různě. Nejde totiž jen o absolutní čísla jejich výskytu, ale především o indikační hodnotu jednotlivých druhů. Po zařazení brouků do bioindikačních skupin bylo zjištěno, že se v porostech objevovaly především druhy eurytopní, které nemají vysoké nároky na kvalitu životního prostředí. Přesto, že se z hlediska druhové bohatosti jevil *Miscanthus* × *giganteus* nejhůře, Shannon-Wienerův index druhové bohatosti vyhodnotil právě tento porost jako nejpříznivější. Celkově však nelze žádný z porostů hodnotit, z hlediska výskytu na stav životního prostředí náročných brouků, kladně.

Bylo zjištěno, že z hlediska výnosových a energetických účelů je opravdu nejideálnější volbou v současné době rozšířená rostlina *Zea mays* L. Hodnotíme-li však všechny druhy také z hlediska environmentálního, výsledky již tak jednoznačné nejsou. Především v protierozní ochraně půdy tento porost značně zaostává za ostatními posuzovanými druhy. Výzkum půdní organické hmoty přinesl řadu výsledků, jejichž přesná interpretace by vyžadovala podrobnější analýzu.

Při sledování biodiverzity střevlíkovitých pak bylo na pokusné lokalitě odchyceno relativně velké množství střevlíkovitých brouků. Bohužel jejich druhové složení nepoukazuje na vysokou kvalitu životního prostředí a v porostech jsou patrné antropogenní vlivy.

Při komplexním hodnocení lze konstatovat, že zkoumané vytrvalé energetické rostliny nabízejí přijatelnou alternativu k dnes tolik populární kukuřici seté. Zejména v méně příznivých oblastech by tyto plodiny mohly nalézt své uplatnění. Ze dvojice *Elymus elongatus* a *Phalaris arundinacea* L. se vhodněji jeví prvně jmenovaná tráva, a to především díky většímu výnosovému a energetickému potenciálu. Tento travní druh lze doporučit do svažitéch erozně ohrožených lokalit. Při výhledu do budoucna a předpokládané změně klimatu se jeví perspektivně také *Miscanthus × giganteus*, jež je rostlinou typu C4, které dokážou lépe uplatňovat svůj výnosový potenciál v sušších a teplejších lokalitách.

## 7. Zdroje

1. Abrham, Z., & Andert, D. (2012). *Energetický potenciál a ekonomika odpadní zemědělské biomasy z obilovin a olejnin*. Citováno 21. 1. 2016. Dostupné z <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/energeticky-potencial-a-ekonomika-odpadni-zemedelske-biomasy-z-obilovin-a-olejnin>.
2. Adis, J. (1979). Problems of interpreting arthropod sampling with pitfall traps. *Zoologischer Anzeiger*, 202, 177–184.
3. Al Seadi, T., Rutz, D., Prassl, H., Köttner, M., Finsterwalder, T., Volk, S., & Janssen, R. 2008. *Biogas Handbook*. Esbjerg: University of Southern Denmark.
4. Alburquerque, J. A., de la Fuente, C., Ferrera-Costa, A., Carrasco, L., Cegarra, J., Abad, M. & Bernal, M. P. (2012). Assessment of the fertilizer potential of digestates from farm and agroindustrial residues. *Biomass Bioenergy*, 40(1), 181–189.
5. Alcamo, J., Ash, N. J., Butler, C. D., Callicott, J. B., Capistrano, D., Carpenter, S. R. ... Zurek, M. B. (2003). *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. Washington: Island Press.
6. Amon, T., Amon, B., Kryvoruchko, V., Zollitsch, W., Mayer, K., & Gruber, L. (2007). Biogas production from maize and dairy cattle manure—influence of biomass composition on the methane yield. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118(1–4), 173–182.
7. Amore, E., Modica, C., Nearing, M. A., & Santoro, V. C. (2004). Scale effect in USLE and WEPP application for soil erosion computation from three Sicilian basins. *Journal of Hydrology*, 293(1), 100–114.
8. Andersen, J. (1995). A comparison of pitfall trapping and quadrat sampling of Carabidae (Coleoptera) on river banks. *Entomologica Fennica*, 6(2–3), 65–77.
9. Angelini, L. G., Ceccarini, L., Di Nasso, N. N., & Bonari, E. (2009). Comparison of *Arundo donax* L. and *Miscanthus × giganteus* in a long-term field experiment in Central Italy: Analysis of productive characteristics and energy balance. *Biomass and bioenergy*, 33(4), 635–643.
10. Ausden, M. (2001). The effects of flooding of grassland on food supply for breeding waders. *British Wildlife*, 12(3), 179–187.
11. Baier, U., & Schmidheiny, P. (1997). Enhanced anaerobic degradation of mechanically disintegrated sludge. *Water Science and Technology*, 36(11), 137–143.
12. Baldock, J. A. & Nelson, P. N. (2000). Soil organic matter. In Sumner M. E. (Eds.), *Handbook of Soil Science* (pp. B25–B84). Boca Raton: CRC Press.

13. Barnes, S. P., & Keller, J. (2003). Cellulosic waste degradation by rumen-enhanced anaerobic digestion. *Water Science and Technology*, 48(4), 155–162.
14. Batáry, P., Kovács, A., & Báldi, A. (2008). Management effects on carabid beetles and spiders in Central Hungarian grasslands and cereal fields. *Community Ecology*, 9(2), 247–254.
15. Behnke, G. D., David, M. B., & Voigt, T. B. (2012). Greenhouse gas emissions, nitrate leaching, and biomass yields from production of *Miscanthus × giganteus* in Illinois, USA. *BioEnergy Research*, 5(4), 801–813.
16. Bennett, A. F. (2003). *The role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. Cambridge: IUCN, Forest Conservation Program.
17. Bernas J., Kopecký M., Moudrý J. jr., Jelínková Z., Moudrý J., & Konvalina P. (2014). Výnosové a ekonomické aspekty pěstování vybraných energetických rostlin. *Úroda 12 (vědecká příloha)*, 315–318.
18. Bernas, J., Jelínková, Z., Kopecký, M., Konvalina, P., & Moudrý, J. (2015). Maize production for energy purposes – the emission load. *Lucrări Științifice, Universitatea de Științe Agricole și Medicină Veterinară "Ion Ionescu de la Brad" Iași, Seria Agronomie*, 58(2), 23–27.
19. Bezděk, A. (2001). Význam střevlíků (Carabidae) jako indikátorů ekologických změn. In *Aktuality šumavského výzkumu*. 2.–4. 2001 (pp. 166–167). Vimperk: Správa NP a CHKO Šumava.
20. Björnsson, L., Murto, M., & Mattiasson, B. (2000). Evaluation of parameters for monitoring an anaerobic co-digestion process. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 54(6), 844–849.
21. Blanco-Canqui, H., & Lal, R., (2008). *Principles of Soil Conservation And Management*. Springer.
22. Blok, K., & Nieuwlaar, E. (2017). *Introduction to energy analysis*. New York: Routledge.
23. Boehmel, C., Lewandowski, I., & Claupein, W. (2008). Comparing annual and perennial energy cropping systems with different management intensities. *Agricultural systems*, 96(1), 224–236.
24. Boháč, J. & Kohout, P. (2011). Metody studia biodiverzity v porostech energetických rostlin - půdní a epigeičtí brouci. *Acta Pruhoniciana*. 97, 85–96.
25. Boháč, J., & Černý, J. (2012). Rural settlements as biocentres for carabid beetles (coleoptera, carabidae) in agricultural landscape. *Journal of Central European Agriculture*, 13(2), 311–322.
26. Boháč, J., & Fuchs, R. (1991). The structure of animal communities as bioindicators of landscape deterioration. In D. V. Jeffrey & B. Madden B. (Eds.), *Bioindicators and*

*Environmental Management* (pp. 165–178). Londýn: Academic Press.

27. Borkowska, H., & Molas, R. (2013). Yield comparison of four lignocellulosic perennial energy crop species. *Biomass and Bioenergy*, 51, 145–153.

28. Bourke, D., Stanley, D., O'rourke, E., Thompson, R., Carnus, T., Dauber, J., ... & Dolan, L. (2014). Response of farmland biodiversity to the introduction of bioenergy crops: effects of local factors and surrounding landscape context. *Gcb Bioenergy*, 6(3), 275–289.

29. Bridgeman, T. G., Jones, J. M., Shield, I., & Williams, P. T. (2008). Torrefaction of reed canary grass, wheat straw and willow to enhance solid fuel qualities and combustion properties. *Fuel*, 87(6), 844–856.

30. Brožová, J. (2004). *Biologická rozmanitost v České republice*. Praha: Ministerstvo životního prostředí ČR.

31. Brust, G. E. (1990). Direct and indirect effects of four herbicides on the activity of carabid beetles (Coleoptera: *Carabidae*). *Pesticide Science*, 30, 309–320.

32. Buchar, J., Ducháč, V., Hůrka, K., & Lellák, J. (1995). *Klíč k určování bezobratlých*. Praha: Scientia.

33. Bucharová, J. (2013) Proč černý brouk kvapník nalétá z polí do domů a na terasy? Citováno 6. 8. 2018. Dostupné z <https://www.ireceptar.cz/zahrada/choroby-a-skudci/proc-cerny-brouk-kvapnik-naleta-z-poli-do-domu-a-na-terasy/>.

34. Buchholz, S., Jess, A. M., Hertenstein, F., & Schirmel, J. (2010). Effect of the colour of pitfall traps on their capture efficiency of carabid beetles (Coleoptera: *Carabidae*), spiders (Araneae) and other arthropods. *European Journal of Entomology*, 107(2), 277–280.

35. Burger, J. (2006). Bioindicators: types, development, and use in ecological assessment and research. *Environmental Bioindicators*, 1(1), 22–39.

36. Cablík, J., & Jůva, K. (1963). *Protierozní ochrana půdy*. Praha: Státní zemědělské nakladatelství.

37. Cardarelli, E., & Bogliani, G. (2014). Effects of grass management intensity on ground beetle assemblages in rice field banks. *Agriculture, ecosystems & environment*, 195, 120–126.

38. Carlson, I. T., Oram, R. N., & Surprenant, J. (1996). Reed canarygrass and other *Phalaris* species. In E. Moser, D. R. Buxton and M. D. Casler (Eds.), *Cool-Season Forage Grasses* (pp. 569–604). New York: The American Society of Agronomy and Academic Press Publisher.

39. Cassida, K. A., Muir, J. P., Hussey, M. A., Read, J. C., Venuto, B. C., & Ocumpaugh, W. R. (2005). Biofuel Component Concentrations and Yields of Switchgrass in South Central US Environments This research was sponsored by the US Department of

- Energy's Biomass Program through contract 19XSY091C with Oak Ridge National Laboratory (ORNL). ORNL is managed by UT-Battelle, LLC, for the US Department of Energy under contract DE-AC05-00OR22725. *Crop Science*, 45(2), 682–692.
40. Castro, C. D., & Zobeck, T. M. (1986). Evaluation of the topographic factor in the universal soil loss equation on irregular slopes. *Journal of soil and water conservation*, 41(2), 113–116.
41. Cavinato, C., Fatone, F., Bolzonella, D., & Pavan, P. (2010). Thermophilic anaerobic co-digestion of cattle manure with agro-wastes and energy crops: comparison of pilot and full scale experiences. *Bioresource technology*, 101(2), 545–550.
42. Clifton-Brown, J. C., & Lewandowski, I. (2000). Water use efficiency and biomass partitioning of three different *Miscanthus* genotypes with limited and unlimited water supply. *Annals of Botany*, 86(1), 191–200.
43. Concepción, E. D., Fernández-González, F., & Díaz, M. (2012). Plant diversity partitioning in Mediterranean croplands: effects of farming intensity, field edge, and landscape context. *Ecological Applications*, 22(3), 972–981.
44. Corcoran, E. M., O'Kiely, P., Gilland, T. J., Burke, J. I., & Lynch, M. B. (2016). Maize yield and composition affected by rate and timing of nitrogen fertiliser and mulch type. In Proceedings of the 26th General Meeting of the European Grassland Federation, 4–8 září 2016. Trondheim, Norsko: NIBIO.
45. Cosentino, S. L., Patane, C., Sanzone, E., Copani, V., & Foti, S. (2007). Effects of soil water content and nitrogen supply on the productivity of *Miscanthus × giganteus* Greef et Deu. in a Mediterranean environment. *Industrial Crops and Products*, 25(1), 75–88.
46. Crutzen, P. J., Mosier, A. R., Smith, K. A., & Winiwarter, W. (2016). N<sub>2</sub>O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. In P. J. Crutzen & H. G. Brauch (Eds.), *A Pioneer on Atmospheric Chemistry and Climate Change in the Anthropocene* (pp. 227–238). Cham: Springer International Publishing.
47. Csete, S., Stranczinger, S., Szalontai, B., Farkas, A., Pal, R. W., Salamon-Albert, E., ... Borhidi, A. (2011). Tall wheatgrass cultivar szarvasi-1 (*Elymus elongatus* subsp. ponticus cv. Szarvasi-1) as a potential energy crop for semi-arid lands of Eastern Europe. In Nayreripour, M., & Kheshti, M., (Eds.), *Sustainable Growth and Application in Renewable Energy Source* (pp. 269–295). Rijeka: INTECH Open Access Publisher.
48. Dabney, S. M., McGregor, K. C., Wilson, G. V., & Cullum, R. F. (2009). How management of grass hedges affects their erosion reduction potential. *Soil Science Society of America Journal*, 73(1), 241–254.
49. Danalatos, N. G., Archontoulis, S. V., & Mitsios, I. (2007). Potential growth and biomass productivity of *Miscanthus × giganteus* as affected by plant density and N-fertilization in central Greece. *Biomass and Bioenergy*, 31(2–3), 145–152.
50. Danielewicz, D., Surma-Ślusarska, B., Żurek, G., & Martyniak, D. (2015). Selected



Grass plants as biomass fuels and raw materials for papermaking. Part I. Calorific value and chemical composition. *BioResources*, 10(4), 8539–8551.

51. Darvell, L. I., Brindley, C., Baxter, X. C., Jones, J. M., & Williams, A. (2012). Nitrogen in biomass char and its fate during combustion: a model compound approach. *Energy & Fuels*, 26(11), 6482–6491.
52. Darwish, O. H., Persaud, N., & Martens, D. C. (1995). Effect of long-term application of animal manure on physical properties of three soils. *Plant and Soil*, 176(2), 289–295.
53. Dauber, J., Cass, S., Gabriel, D., Harte, K., Åström, S., O'rourke, E., & Stout, J. C. (2015). Yield-biodiversity trade-off in patchy fields of *Miscanthus × giganteus*. *Gcb Bioenergy*, 7(3), 455–467.
54. De Baets, S., Poesen, J., Meersmans, J., & Serlet, L. (2011). Cover crops and their erosion-reducing effects during concentrated flow erosion. *Catena*, 85(3), 237–244.
55. Demirbaş, A. (2001). Relationships between lignin contents and heating values of biomass. *Energy conversion and management*, 42(2), 183–188.
56. Demirbaş, A. (2004). Combustion characteristics of different biomass fuels. *Progress in Energy and Combustion Science*. 30(2), 219–230.
57. Demirbaş, A. (2005). Potential applications of renewable energy sources, biomass combustion problems in boiler power systems and combustion related environmental issues. *Progress in energy and combustion science*, 31(2), 171–192.
58. Demirbaş, A. (2007). Importance of biodiesel as transportation fuel. *Energy policy*, 35(9), 4661–4670.
59. Demirel, B., & Scherer, P. (2011). Trace element requirements of agricultural biogas digesters during biological conversion of renewable biomass to methane. *Biomass and Bioenergy*, 35(3), 992–998.
60. Devictor, V., Julliard, R., & Jiguet, F. (2008). Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos*, 117(4), 507–514.
61. Dhillon, R. S., & von Wuehlisch, G. (2013). Mitigation of global warming through renewable biomass. *Biomass and bioenergy*, 48, 75–89.
62. Dickeduisberg, M., Laser, H., Tonn, B., & Isselstein, J. (2017). Tall wheatgrass (*Agropyron elongatum*) for biogas production: Crop management more important for biomass and methane yield than grass provenance. *Industrial crops and products*, 97, 653–663.
63. Dieterich, B., Finnan, J., Frost, P., Gilkinson, S., & Müller, C. (2012). The extent of methane (CH<sub>4</sub>) emissions after fertilisation of grassland with digestate. *Biology and Fertility of Soils*, 48(8), 981–985.

64. Diviš, J. (2000). *Pěstování rostlin*. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta.
65. Divíšek, J., & Culek, M. (2013). *Biogeografie*. Citováno 2. 7. 2018. Dostupné [https://is.muni.cz/do/rect/el/estud/prif/ps13/biogeogr\\_2/web/pages/index\\_book\\_7-1-1.html](https://is.muni.cz/do/rect/el/estud/prif/ps13/biogeogr_2/web/pages/index_book_7-1-1.html).
66. Dohányos, M. (2009). *Zvyšování efektivity fermentace - nejnovější poznatky ve výzkumu a praxi*. Citováno 31. 1. 2016. Dostupné z <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/zvysovani-efektivita-fermentace-nejnovejsi-poznatky-ve-vyzkumu-a-praxi>.
67. Dohányos, M., Zabranska, J., Jeníček, P., Štěpová, J., Kutil, V., & Horejš, J. (2000). The intensification of sludge digestion by the disintegration of activated sludge and the thermal conditioning of digested sludge. *Water science and technology*, 42(9), 57–64.
68. Dohleman, F. G., & Long, S. P. (2009). More productive than maize in the Midwest: how does Miscanthus do it?. *Plant Physiology*, 150(4), 2104–2115.
69. Donner, S. D., & Kucharik, C. J. (2008). Corn-based ethanol production compromises goal of reducing nitrogen export by the Mississippi River. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(11), 4513–4518.
70. Dostál, J. (1989). *Nová květena ČSSR 2*. Praha: Academia.
71. Dufková, J. (2005). Determination of soil erodibility factor K by using Different methods. In *Land use and soil protection in submountain area*, 1.-2. 9. 2005 (pp. 132–143). České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích - Zemědělská fakulta.
72. Dufлот, R., Georges, R., Ernoult, A., Aviron, S., & Burel, F. (2014). Landscape heterogeneity as an ecological filter of species traits. *Acta oecologica*, 56, 19–26.
73. Durda, T., Mosko, J., Pohorely, M., Svoboda, K., Zacha, B., Syc, M., Jeremias, M., Krausova, A., & Puncochar, M. (2016). Spalování kukuřičné slámy v reaktoru s bublinovou fluidní vrstvou. *Paliva*, 8(1), 29–38.
74. Ekvall, T., & Finnveden, G. (2001). Allocation in ISO 14041—a critical review. *Journal of cleaner production*, 9(3), 197–208.
75. Ersahin, M. E., Yangin Gomec, C., Dereli, R. K., Arıkan, O., & Ozturk, I. (2010). Biomethane production as an alternative bioenergy source from codigesters treating municipal sludge and organic fraction of municipal solid wastes. *Journal of Biomedicine and Biotechnology*, 2011(1), 1–8.
76. Eurostat. (2017). *Energy from renewable sources*. Citováno 21. 5. 2017. Dostupné z <http://ec.europa.eu/eurostat/documents/2995521/7905983/8-14032017-BP-EN.pdf/af8b4671-fb2a-477b-b7cf-d9a28cb8beea>.
77. Farber, S. C., Costanza, R., & Wilson, M. A. (2002). Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological economics*, 41(3), 375–392.

78. Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S., & Hawthorne, P. (2008). Land clearing and the biofuel carbon debt. *Science*, 319(5867), 1235–1238.
79. Feng, Q., Chaubey, I., Her, Y. G., Cibir, R., Engel, B., Volenec, J., & Wang, X. (2015). Hydrologic and water quality impacts and biomass production potential on marginal land. *Environmental Modelling & Software*, 72, 230–238.
80. Finell, M., & Nilsson, C. (2005). Variations in ash content, pulp yield, and fibre properties of reed canary-grass. *Industrial Crops and Products*, 22(2), 157–167.
81. Flick, T., Feagan, S., & Fahrig, L. (2012). Effects of landscape structure on butterfly species richness and abundance in agricultural landscapes in eastern Ontario, Canada. *Agriculture, ecosystems & environment*, 156, 123–133.
82. Fournel, S., Palacios, J. H., Godbout, S., & Heitz, M. (2015). Effect of Additives and Fuel Blending on Emissions and Ash-Related Problems from Small-Scale Combustion of Reed Canary Grass. *Agriculture*, 5(3), 561–576.
83. Frydrych, J., Andert, D., & Juchelková, D. (2009). Výnosový potenciál trav vhodných k energetickému využití. Citováno 27. 1. 2015. Dostupné z <http://svt.pi.gin.cz/vuzt/publ/P2009/008.PDF>.
84. Fuksa, P. & Hakl, J. (2008). Významné druhy využitelné jako meziplodiny. In *Meziplodiny* (pp. 58–65). České Budějovice: Kurent, s.r.o.
85. Fuksa, P. (2009). *Netradiční využití biomasy v praxi*. Citováno 27. 1. 2016. Dostupné z <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/netradicni-vyuziti-biomasy-v-praxi>.
86. Gabriel, D., Sait, S. M., Hodgson, J. A., Schmutz, U., Kunin, W. E., & Benton, T. G. (2010). Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. *Ecology letters*, 13(7), 858–869.
87. Galatowitsch, S. M., Anderson, N. O., & Ascher, P. D. (1999). Invasiveness in wetland plants in temperate North America. *Wetlands*, 19(4), 733–755.
88. Gerhardt, M., Pelenc, V., & Bäuml, M. (2007). Application of hydrolytic enzymes in the agricultural biogas production: Results from practical applications in Germany. *Biotechnology Journal*, 2(12), 1481–1484.
89. Gerin, P. A., Vliegen, F., & Jossart, J. M. (2008). Energy and CO<sub>2</sub> balance of maize and grass as energy crops for anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 99(7), 2620–2627.
90. Gerlach, A., Voigtländer, K., & Heidger, C. M. (2009). Influences of the behaviour of epigeic arthropods (Diplopoda, Chilopoda, Carabidae) on the efficiency of pitfall trapping. *Soil Organisms*, 81(3), 773–790.
91. Gevers, J., Høye, T. T., Topping, C. J., Glemnitz, M., & Schroeder, B. (2011). Biodiversity and the mitigation of climate change through bioenergy: impacts of increased maize cultivation on farmland wildlife. *GCB Bioenergy*, 3(6), 472–482.

92. Ghani, A., Dexter, M., & Perrott, K. W. (2003). Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. *Soil biology and biochemistry*, 35(9), 1231–1243.
93. Gijzen, H. J., Zwart, K. B., Teunissen, M. J., & Vogels, G. D. (1988). Anaerobic digestion of cellulose fraction of domestic refuse by means of rumen microorganisms. *Biotechnology and bioengineering*, 32(6), 749–755.
94. Goldemberg, J. (2007). Ethanol for a sustainable energy future. *Science*, 315(5813), 808–810.
95. Goldemberg, J., & Coelho, S. T. (2004). Renewable energy—traditional biomass vs. modern biomass. *Energy Policy*, 32(6), 711–714.
96. Gołuchowska, B., Sławiński, J., & Markowski, G. (2015). Biomass utilization as a renewable energy source in polish power industry—current status and perspectives. *Journal of Ecological Engineering*, 16(3), 143–154.
97. González-Fernández, C., León-Cofreces, C., & García-Encina, P. A. (2008). Different pretreatments for increasing the anaerobic biodegradability in swine manure. *Bioresource technology*, 99(18), 8710–8714.
98. Graebig, M., Bringezu, S., & Fenner, R. (2010). Comparative analysis of environmental impacts of maize–biogas and photovoltaics on a land use basis. *Solar Energy*, 84(7), 1255–1263.
99. Grandchamp, A. C., Bergamini, A., Stofer, S., Niemelä, J., Duelli, P., & Scheidegger, C. (2005). The influence of grassland management on ground beetles (Carabidae, Coleoptera) in Swiss montane meadows. *Agriculture, ecosystems & environment*, 110(3-4), 307–317.
100. Greenhalf, C. E., Nowakowski, D. J., Bridgwater, A. V., Titiloye, J., Yates, N., Riche, A., & Shield, I. (2012). Thermochemical characterisation of straws and high yielding perennial grasses. *Industrial crops and products*, 36(1), 449–459.
101. Greenslade, P. J. M. (1964). Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae (Coleoptera). *The Journal of Animal Ecology*, 33(2), 301–310.
102. Groda, B. (1995). *Technika zpracování odpadů*. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita.
103. Gyssels, G., Poesen, J., Bochet, E., & Li, Y. (2005). Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: a review. *Progress in physical geography*, 29(2), 189–217.
104. Haag, N. L., Nägele, H. J., Reiss, K., Biertümpfel, A., & Oechsner, H. (2015). Methane formation potential of cup plant (*Silphium perfoliatum*). *Biomass and Bioenergy*, 75, 126–133.
105. Halsall, N. B., & Wratten, S. D. (1988). The efficiency of pitfall trapping for

- polyphagous predatory Carabidae. *Ecological entomology*, 13(3), 293–299.
106. Havlíčková, K., & Kašparová, L. (2009). *Hodnocení biodiverzity v porostech rychle rostoucích dřevin*. Průhonice: Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví.
  107. Havlíčková, K., Kašparová, L., & Rudišová, I. (2009). Vliv opláštění na biodiverzitu ve výmladkové plantáži rychle rostoucích dřevin. *Acta Pruhoniciana*, 92, 55–60.
  108. Havlíčková, K., Weger, J., Boháč, J., Štěřba, Z., Hutla, P., Knápek, J. ... Lhotský, R. (2008). *Rostlinná biomasa jako zdroj energie*. Průhonice: Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví.
  109. Havlíčková, K., Weger, J., Konvalina, P., Moudrý, J., & Stražil, Z. (2007). *Zhodnocení ekonomických aspektů pěstování a využití energetických rostlin*. Průhonice: Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví.
  110. Haynes, R. J. (2005). Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. *Advances in agronomy*, 85, 221–268.
  111. Heaton, E. A., Dohleman, F. G., & Long, S. P. (2008). Meeting US biofuel goals with less land: the potential of *Miscanthus*. *Global change biology*, 14(9), 2000–2014.
  112. Heaton, E. A., Dohleman, F. G., & Long, S. P. (2009). Seasonal nitrogen dynamics of *Miscanthus × giganteus* and *Panicum virgatum*. *GCB Bioenergy*, 1(4), 297–307.
  113. Heerenklage, J., & Stegmann, R. (2005). Analytical methods for the determination of the biological stability of waste samples. In *Proceedings of Tenth International Waste Management and Landfill Symposium*, 3–7 říjen 2005. Cagliari, Itálie: CISA Environmental Sanitary Engineering Centre.
  114. Heinz, M., & T. Roth (2013): *Hohes Weizengras als Biogassubstrat*. Freising: Arbeitsgemeinschaft Landtechnik (Nr. I- 22/2013). Dostupné z <http://www.biogasforum-bayern.de/media/files/0001/Hohes-Weizengras-als-Biogassubstrat.pdf>.
  115. Hejduk, S., & Kasprzak, K. (2005). Priorities and risks of grasslands from flood occurrence aspect. In *Land use and soil protection in submountain area*, 1–2. září 2005 (pp. 71–74). České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta.
  116. Hendriks, A. T. W. M., & Zeeman, G. (2009). Pretreatments to enhance the digestibility of lignocellulosic biomass. *Bioresource technology*, 100(1), 10–18.
  117. Himken, M., Lammel, J., Neukirchen, D., Czipionka-Krause, U., & Olf, H. W. (1997). Cultivation of *Miscanthus* under West European conditions: seasonal changes in dry matter production, nutrient uptake and remobilization. *Plant and Soil*, 189(1), 117–126.
  118. Ho, Y. C., & Show, K. Y. (2015). A perspective in renewable energy production from biomass pyrolysis-challenges and prospects. *Current Organic Chemistry*, 19(5), 423–

436.

119. Hobson, P. N., Bousfield, S., Summers, R., & Kirsch, E. J. (1974). Anaerobic digestion of organic matter. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 4(1–4), 131–191.
120. Hodkinson, T. R., Chase, M. W., Takahashi, C., Leitch, I. J., Bennett, M. D., & Renvoize, S. A. (2002). The use of DNA sequencing (ITS and trnL-F), AFLP, and fluorescent in situ hybridization to study allopolyploid *Miscanthus* (Poaceae). *American journal of botany*, 89(2), 279–286.
121. Hodrová, B., Kopečný, J., & Káš, J. (1998). Cellulolytic enzymes of rumen anaerobic fungi *Orpinomyces joyonii* and *Caecomyces communis*. *Research in microbiology*, 149(6), 417–427.
122. Hoel, M. (2011). The green paradox and greenhouse gas reducing investments. *International Review of Environmental and Resource Economics*, 5(4), 353–379.
123. Hoel, M., & Kverndokk, S. (1996). Depletion of fossil fuels and the impacts of global warming. *Resource and energy economics*, 18(2), 115–136.
124. Holland J. M. (2002): *The Agroecology of Carabid Beetles*, Andover: Intercept Ltd.
125. Holm-Nielsen, J. B., Al Seadi, T., & Oleskowicz-Popiel, P. (2009). The future of anaerobic digestion and biogas utilization. *Bioresource technology*, 100(22), 5478–5484.
126. Holub, P. (2007). *Miscanthus - energetická rostlina budoucnosti?* Citováno 17. 5. 2018. Dostupné z WWW: <<https://biom.cz/cz/odborne-clanky/miscanthus-energeticka-rostlina-budoucnosti>>.
127. Holý, M. (1978). *Protierozní ochrana*. Bratislava: Vydavateľstvo technickej a ekonomickej literatury.
128. Honěk, A. (1988). The effect of crop density and microclimate on pitfall trap catches of Carabidae, Staphylinidae (Coleoptera), and Lycosidae (Araneae) in cereal fields. *Pedobiologia*, 32, 233–242
129. Honěk, A., Martínková, Z., & Jarošík, V. (2013). Ground beetles (Carabidae) as seed predators. *European Journal of Entomology*, 100(4), 531–544.
130. Honsová, H. (2013). *Pěstování kukuřice na výrobu bioplynu*. Citováno 18. 5. 2018. Dostupné z WWW: <<https://biom.cz/cz/odborne-clanky/pestovani-kukurice-na-vyrodu-bioplynu>>.
131. Horňák, O. (2017). *Střevlíci na polích a aplikace exogenní organické hmoty na půdu*. Diplomová práce, Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci.
132. House, H., & Eng, P. (2007, April). Alternative Energy Sources–Biogas Production. In *Proceedings of the London swine conference-today's challenges-tomorrow's*

*opportunities, London, Ontario* (pp. 3–4).

133. Hrková, K., Pollák, S., Britaňák, N., & Hašana, R. (2016). Energy balance of chosen crops and their potential to saturate energy consumption in Slovakia. *Journal of Central European Agriculture*, 17(2), 433–447.
134. Hron, F., & Zejbrlík, O. (1979). *Rostliny luk, pastvin, vod a bažin: Kapesní atlas*. Praha: Státní pedagogické nakladatelství.
135. Hruška, J. (1962). *Monografie o kukuřici*. Praha: Státní zemědělské nakladatelství.
136. Hübner, R., Lu, J., & Wiesmeier, M. (2017). Risk assessment within agricultural production: soil conservation strategies and its environmental and economic aspects—a case study for Bavaria. *International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology*, 13(1), 1–20.
137. Hůla J., Novák P., Kovaříček P., Staněk L. (2011): Indikátory vodní eroze půdy při pěstování kukuřice. *Mechanizace zemědělství – zvláštní vydání*, 152–158.
138. Hůla, J., Janeček, M., Kovaříček, P., & Bohuslávek, J. (2003). Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půd.
139. Hurajová, E. (2017). *Druhové spektrum střevlíkovitých (Carabidae) v porostech polních plodin*. Bakalářská práce: Brno: Mendelova univerzita v Brně.
140. Hůrka, K. (1992): *Střevlíkovití-Carabidae*. Praha: Academia.
141. Hůrka, K. (1996): *Carabidae of the Czech and Slovak Republics*. Zlín: Kabourek.
142. Hůrka, K. (2005): *Brouci České a Slovenské republiky*. Zlín, Kabourek.
143. Hůrka, K. a Čepická, A. (1980). *Rozmnožování a vývoj hmyzu*. Praha: Státní pedagogické nakladatelství.
144. Hutchinson, J. J., Campbell, C. A., & Desjardins, R. L. (2007). Some perspectives on carbon sequestration in agriculture. *Agricultural and forest meteorology*, 142(2), 288–302.
145. Hutla, P. (2004). *Chrastice rákosovitá - pěstování a možnosti využití*. Citováno 2. 2. 2017. Dostupné z <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/chrastice-rakosovita-pestovani-a-moznosti-vyuziti>.
146. Chaplin-Kramer, R., O'Rourke, M. E., Blitzer, E. J., & Kremen, C. (2011). A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology letters*, 14(9), 922–932.
147. Chmielewská, E. (2011). *Ochrana a využívanie prírodných zdrojov*. Bratislava: Epos.
148. Christian, D. G., Riche, A. B., & Yates, N. E. (2008). Growth, yield and mineral content of *Miscanthus x giganteus* grown as a biofuel for 14 successive harvests. *Industrial crops and products*, 28(3), 320–327.

149. Christian, D. G., Riche, A. B., Yates, N. E. (1998). Nutrient requirement and cycling in energy crops. In Sustainable Agriculture for Food Energy and Industry: Proceedings of the International Conference Held in Braunschweig, Germany. 3. únor 1998 (pp. 799–804). Braunschweig: Routledge.
150. Christie, M., Hanley, N., Warren, J., Murphy, K., Wright, R., & Hyde, T. (2006). Valuing the diversity of biodiversity. *Ecological economics*, 58(2), 304–317.
151. Chu, S., & Majumdar, A. (2012). Opportunities and challenges for a sustainable energy future. *Nature*, 488(7411), 294–303.
152. Jafari, A. A., Elmi, A., & Bakhtiari, M. (2014). Evaluation of yield and quality traits in 17 populations of tall wheatgrass (*Agropyron elongatum*) grown in rain fed area of Iran, under two cutting management. *Romanian Agricultural Research*, 31, 49–58.
153. Jahnová, J. (2009). *Společenstva epigeických brouků plantáží rychle rostoucích bylin*. Bakalářská práce, České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.
154. Jahnová, J. (2011). *Společenstva epigeických brouků plantáží rychle rostoucích bylin a okolních biotopů*. Diplomová práce, České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.
155. Jakubes, J., Bellingová, H., & Šváb, M. (2006). *Moderní využití biomasy: Technologické a logistické možnosti*. Praha: Česká energetická agentura.
156. Jakubíková, A. & Váška, J. (2005). RUSLE - modernizovaný postup stanovení ohroženosti půd vodní erozí. In Soil and water 4/2005 (pp. 36–46). Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půd.
157. James, A. K., Thring, R. W., Helle, S., & Ghuman, H. S. (2012). Ash management review—applications of biomass bottom ash. *Energies*, 5(10), 3856–3873.
158. Jandák, J., Pospíšilová, L., Pokorný, E., & Hybler, V. (2005). Sledování změn půdní struktury a její odolnosti v průběhu vegetace. In Ochrana a využití půdy v podhorských oblastech, 1.–2. 9. 2005 (pp. 128–131). České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích - Zemědělská fakulta.
159. Janeček, M., Bečvář, M., Bohuslávek, J., Dufková, J., Dumbrovský, M., Dostál, T., ... Vrána, K. (2007). *Ochrana zemědělské půdy před erozí: metodika*. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy.
160. Janeček, M., Bohuslávek, Dumbrovský, M., Gergel, J., Hrádek, F., Kovář, P. (2005). *Ochrana zemědělské půdy před erozí*. Praha: ISV nakladatelství.
161. Janeček, M., Dostál, T., Kozlovský-Dufková, J., Dumbrovský, M., Hůla, J., Kadlec, V., ... Vlasák, J. (2012). *Ochrana zemědělské půdy před erozí: Metodika*. Praha: Česká zemědělská univerzita.
162. Janowszky, J., & Janowszky, Z. (2002). *Szarvasi-1 energygrass*. Citováno 1. 3. 2017. Dostupné z: [http://www.energiafu.hu/nemesit\\_en.html](http://www.energiafu.hu/nemesit_en.html).



163. Janowszky, J., & Janowszky, Z. (2007). "Szarvasi-1" energiafő fajta – egy új növénye a mezőgazdaságnak és az iparnak. In J. Tasi (Eds.), *A magyar gyepgazdálkodás 50 éve -tanulmányai a mai gyakorlat számára-* (89–92), Gödöllő: Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar.
164. Jasinskas, A., Zaltauskas, A., & Kryzeviciene, A. (2008). The investigation of growing and using of tall perennial grasses as energy crops. *Biomass and Bioenergy*, 32(11), 981–987.
165. Jelínek, L. & Medonos, T. (2011). *Energetické, ekonomické a ekologické hodnocení biopaliv*. Citováno 30. 12. 2015. Dostupné z <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/energeticke-ekonomicke-a-ekologicke-hodnoceni-biopaliv>.
166. Jenkins, B., Baxter, L. L., & Miles, T. R. (1998). Combustion properties of biomass. *Fuel processing technology*, 54(1), 17–46.
167. Jermář, M. *Globální změna: cesta ze světového chaosu do budoucnosti*. Praha: Aula.
168. Jevič, P., Hutla, P., Malaťák, J., & Šedivá, Z. (2007). Efficiency and gases emissions with incineration of composite and one-component biofuel briquettes in room heater. *Research in Agricultural Engineering*, 53(3), 94–102.
169. Johnson, T. S., Eswaran, N., & Sujatha, M. (2011). Molecular approaches to improvement of *Jatropha curcas* Linn. as a sustainable energy crop. *Plant cell reports*, 30(9), 1573–1591.
170. Kader, A. S. A., Olanrewaju, O. S., & Shamsuri, W. W. (2013). Potential of Macro Algae for Biomass Energy Source and Green House Gas Emission Carbon Capture. *Biosciences Biotechnology Research Asia*, 10, 653–658.
171. Kadlec, M. (2003). *Regionalizace protierozních opatření*. Disertační práce, Mendlova zemědělská a lesnická univerzita v Brně.
172. Kadlec, V., Procházková, E., Tippl, M., & Petera, M. (2012). *Inventarizace technických protierozních opatření v rámci KPÚ a jejich účinnost na dlouhodobou ztrátu půdy vodní erozí*. Citováno 13. 2. 2016. Dostupné z <http://www.agritech.cz/clanky/2012-1-6.pdf>.
173. Kahle, P., Beuch, S., Boelcke, B., Leinweber, P., & Schulten, H. R. (2001). Cropping of *Miscanthus* in Central Europe: biomass production and influence on nutrients and soil organic matter. *European Journal of Agronomy*, 15(3), 171–184.
174. Kalushkov, P., Gueorguiev, B., Spitzer, L., & Nedved, O. (2009). Biodiversity of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in genetically modified (Bt) and conventional (non-Bt) potato fields in Bulgaria. *Biotechnology & Biotechnological Equipment*, 23(3), 1346–1350.
175. Kára, J., Hutla, P., & Pastorek, Z. (2001). Anaerobní fermentace vlhkých organických materiálů - výroba bioplynu. In EKOTREND 2001 - trvale udržitelný rozvoj: Sborník z mezinárodní konference pořádáné k 10. výročí založení JU, 28.–29. březen 2001 (pp.

- 207–2010). České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta.
176. Kára, J., Stražil, Z., Hutla, P., & Usták, S. (2005). *Energetické rostliny: Technologie pro pěstování a využití*. Praha: Výzkumný ústav zemědělské techniky.
177. Kaźmierski, T. (2008). *Genetické modifikace - možnosti jejich využití a rizika*. Praha: Ministerstvo životního prostředí České republiky.
178. Keeney, D. R., & DeLuca, T. H. (1992). Biomass as an Energy Source for the Midwestern US. *American Journal of Alternative Agriculture*, 7(03), 137–144.
179. Khan, A. A., De Jong, W., Jansens, P. J., & Spliethoff, H. (2009). Biomass combustion in fluidized bed boilers: potential problems and remedies. *Fuel processing technology*, 90(1), 21–50.
180. Kiesel, A., & Lewandowski, I. (2017). Miscanthus as biogas substrate—Cutting tolerance and potential for anaerobic digestion. *Gcb Bioenergy*, 9(1), 153–167.
181. Kim, S., Da, K., & Mei, C. (2012). An efficient system for high-quality large-scale micropropagation of *Miscanthus x giganteus* plants. *In Vitro Cellular & Developmental Biology-Plant*, 48(6), 613–619.
182. Klečková, Z. (2013). *Péče a energetické hospodářství*. Ostrava: Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava.
183. Knápek J., Haas, R., & Jílková, J. (2010) *Energy for sustainable development II CZ-AT EEG 2010: Research Papers of the Czech-Austrian Energy Expert Group*. Praha: Alfa Nakladatelství.
184. Knapp, M., & Růžička, J. (2012). The effect of pitfall trap construction and preservative on catch size, species richness and species composition of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *European Journal of Entomology*, 109(3), 419–426.
185. Koçar, G., & Civaş, N. (2013). An overview of biofuels from energy crops: Current status and future prospects. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 28, 900–916.
186. Kocsis, M., Szalontai, B., Farkas, Á., & Stranczinger, S. (2008). Molecular study of energy grass cultivar 'Szarvasi-1' and its genetic relationship to Hungarian *Elymus* species and populations based on RAPD analysis. *Acta Botanica Hungarica*, 50(1–2), 115–124.
187. Koch K. (1989): *Die Käfer Mitteleuropas*. Krefeld: Goecke & Evers.
188. Kolář, L., Horáček, J., Váchalová, R., & Váchal, J. (2014b). CZ Patent B6 304 265 (Method of measuring amount and quality of soil organic material). 5 February 2014.
189. Kolář, L., Kužel, S., & Gergel, J. (2002). Perspektivy českého zemědělství v LFA oblastech a možnosti spolupráce s chemickým výzkumem a průmyslem. *Chemické listy*, 96(7), 591–597.

190. Kolář, L., Kužel, S., Horáček, J., Čechová, V., Borová-Batt, J., & Peterka, J. (2009). Labile fractions of soil organic matter, their quantity and quality. *Plant, Soil and Environment*, 55(6), 245–251.
191. Kolář, L., Moudrý, J., & Kopecký, M. (2014a). *Kniha o humusu*. Náměšť nad Oslavou: ZERA.
192. Kolář, L., Vaněk, V., & Kužel, S. (2010). *Využití odpadů z bioplynových stanic*. Citováno 15. 7. 2017. Dostupné z <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/vyuziti-odpadu-z-bioplynovych-stanic>.
193. Koloničný, J., Bogoczová, V., & Horák, J. (2010). *Postupy správného topení*. Ostrava: Vysoká škola báňská - Technická univerzita Ostrava.
194. Kopecký, M., Bernas, J., Moudrý, J. jr., & Kobes, M. (2015). Klíčivost vybraných travních druhů v podmínkách vodního stresu. In *Osivo a sadba: XII. odborný seminář*. 5. únor 2015 (pp. 216–221). Praha: Česká zemědělská univerzita.
195. Kopecký, M., Kolář, L., & Borová-Batt, J. (2016). The new method of determination of the quantity and quality of primary soil organic matter and humus. In *Proceedings from International Conference Soil – the non-renewable environmental resource*, 7.–9. září 2015 (pp. 135–142). Brno: Mendelova univerzita v Brně.
196. Kotze, D. J., & O'hara, R. B. (2003). Species decline—but why? Explanations of carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) declines in Europe. *Oecologia*, 135(1), 138–148.
197. Kotze, D. J., Brandmayr, P., Casale, A., Dauffy-Richard, E., Dekoninck, W., Koivula, M. J., ... & Pizzolotto, R. (2011). Forty years of carabid beetle research in Europe—from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation. *ZooKeys*, 100, 55–148.
198. Krása, J. (2010). *Empirické modely vodní eroze v ČR: nástroje, data, možnosti a rizika výpočtů*. Habilitační práce, České vysoké učení technické v Praze.
199. Krása, J., Dostál, T., & Vrána, K. (2008). Revidovaná podrobná mapa ztráty půdy pro území ČR. In *Sborník z 15. ročníku mezinárodního sympozia GIS*, 27.–1. leden 2008 (pp. 1–11). Ostrava: Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava.
200. Kratina, J., Borůvka, L., Tejnecký, V., Drábek, O., & Šebek, O. (2010). Differences in characteristics of mountain forest soils on acid and basic parent rocks. *Geological research in Moravia and Silesia*, 17(1–2), 50–57.
201. Krátký, L., & Jirout, T. (2011). Biomass size reduction machines for enhancing biogas production. *Chemical Engineering & Technology*, 34(3), 391–399.
202. Krešl, J. (2001). *Hydrologie*. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita.
203. Kromp, B. (1999). Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74(1), 187–228.

204. Křivan, V. (2017). *Amara communis* Panzer, 1797 - střevlíček v Kraji Vysočina. Citováno 8. 7. 2018. Dostupné z <http://www.prirodavysociny.cz/cs/druhy/4241/amara-communis>.
205. Kříž, H. (1983). *Hydrologie podzemních vod*. Praha: Academia.
206. Kubát, J., Cerhanová, D., Mikanová, O., & Šimon, T. (2008). *Metodika hodnocení množství a kvality půdní organické hmoty v orných půdách*. Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby.
207. Kubín, M. (1999). *Energetika na prahu 21. století: rozvojové trendy elektroenergetiky*. Brno: Jihomoravská energetika.
208. Kužel, S., Kolář, L., Peterka, J., & Šindelářová, M. (2007). Usage of energetic crops as alternative sources of energy in Czech Republic. *Agronomijas Vestis (Latvian Journal of Agronomy)*, 10, 15–19.
209. Kvítek, T. (2004). *Zásady managementu využití zón diferencované ochrany trvalými travními porosty v povodí vodárenských nádrží*. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy.
210. Kvítek, T., & Tippl, M. (2003). *Ochrana povrchových vod před dusičnany z vodní eroze a hlavní zásady protierozní ochrany v krajině*. Praha: Ústav zemědělských a potravinářských informací.
211. Kvítek, T., Gergel, J., Ondr, P., & Zámešková, K. (2006). *Zemědělské meliorace*. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta.
212. Lal, R., Follett, R. F., Stewart, B. A., & Kimble, J. M. (2007). Soil carbon sequestration to mitigate climate change and advance food security. *Soil science*, 172(12), 943–956.
213. Lalande, R., Gagnon, B., & Royer, I. (2009). Impact of natural or industrial liming materials on soil properties and microbial activity. *Canadian journal of soil science*, 89(2), 209–222.
214. Lavergne, S., & Molofsky, J. (2004). Reed canary grass (*Phalaris arundinacea*) as a biological model in the study of plant invasions. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 23(5), 415–429.
215. Leubhn, M., Liu, F., Heuwinkel, H., & Gronauer, A. (2008). Biogas production from mono-digestion of maize silage—long-term process stability and requirements. *Water science and technology*, 58(8), 1645–1651.
216. Lehmann, J. (2007). Bio-energy in the black. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(7), 381–387.
217. Leroy, B. L. M., Herath, H. M. S. K., Sleutel, S., De Neve, S., Gabriels, D., Reheul, D., & Moens, M. (2008). The quality of exogenous organic matter: short-term effects on soil physical properties and soil organic matter fractions. *Soil use and management*, 24(2), 139–147.

218. Lewandowski, I., Clifton-Brown, J. C., Scurlock, J. M., & Huisman, W. (2000). Miscanthus: European experience with a novel energy crop. *Biomass and Bioenergy*, 19(4), 209–227.
219. Lewandowski, I., Kicherer, A., & Vonier, P. (1995). CO<sub>2</sub>-balance for the cultivation and combustion of Miscanthus. *Biomass and Bioenergy*, 8(2), 81–90.
220. Lewandowski, I., Scurlock, J. M., Lindvall, E., & Christou, M. (2003). The development and current status of perennial rhizomatous grasses as energy crops in the US and Europe. *Biomass and bioenergy*, 25(4), 335–361.
221. Lhotský, J. (2000). *Zhutňování půd a opatření proti němu*. Praha: Ústav zemědělských a potravinářských informací.
222. Libra, M., & Poulek, V. (2007). *Zdroje a využití energie*. Praha: Česká zemědělská univerzita.
223. Liebig, M. A., Johnson, H. A., Hanson, J. D., & Frank, A. B. (2005). Soil carbon under switchgrass stands and cultivated cropland. *Biomass and Bioenergy*, 28(4), 347–354.
224. Linde-Laursen, I. (1993). Cytogenetic analysis of *Miscanthus 'Giganteus'*, an interspecific hybrid. *Hereditas*, 119(3), 297–300.
225. Lindig-Cisneros, R., & Zedler, J. B. (2002). *Phalaris arundinacea* seedling establishment: effects of canopy complexity in fen, mesocosm, and restoration experiments. *Canadian Journal of Botany*, 80(6), 617–624.
226. Long, S. P. (1999). Environmental response. In R. F. Sage & R. K. Monson (Eds.), *C<sub>4</sub> plant Biology* (pp. 215–249), San Diego: Academic Press.
227. Long, S. P., Humphries, S., & Falkowski, P. G. (1994). Photoinhibition of photosynthesis in nature. *Annual review of plant biology*, 45(1), 633–662.
228. López-González, D., Avalos-Ramirez, A., Giroir-Fendler, A., Godbout, S., Fernandez-Lopez, M., Sanchez-Silva, L., & Valverde, J. L. (2015). Combustion kinetic study of woody and herbaceous crops by thermal analysis coupled to mass spectrometry. *Energy*, 90, 1626–1635.
229. Lošák, T. (2010). Výhody a nevýhody digestátu při hnojení plodin. *Farmář*, 2(2010), 22–23.
230. Lovell, R. D., & Jarvis, S. C. (1998). Soil microbial biomass and activity in soil from different grassland management treatments stored under controlled conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(14), 2077–2085.
231. Luff, M. L. (1996). Use of carabids as environmental indicators in grasslands and cereals. In *Annales Zoologici Fennici*. 4.–7. 9. 1996 (pp. 185–195). Kauniainen: Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
232. Luna-Delrisco, M. A., Orupöld, K., Diaz-Forero, I., & González-Palacio, M. (2017).

- Influence of chemical composition on the biochemical methane potential of agro-industrial substrates from Estonia. *Agronomy Research*, 15(5), 1956–1970.
233. Lundgren, J. G. (2009). *Relationships of natural enemies and non-prey foods*. Springer Science.
234. Lützw, M. V., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., & Flessa, H. (2006). Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions—a review. *European Journal of Soil Science*, 57(4), 426–445.
235. Lynd, L. R., Cushman, J. H., Nichols, R. J., & Wyman, C. E. (1991). Fuel ethanol from cellulosic biomass. *Science*, 251(4999), 1318–1323.
236. Ma, Z., Wood, C. W., & Bransby, D. I. (2000). Soil management impacts on soil carbon sequestration by switchgrass. *Biomass and Bioenergy*, 18(6), 469–477.
237. Machar, I. (2013). The effect of landscape character change on the recreation function of a water management construction in the landscape. Case study: Bata canal. South Moravia (Czech Republic). In Public recreation and landscape protection – with man hand in hand, 1.–3. květen 2013 (pp. 190–195). Brno: Mendelova univerzita v Brně.
238. Maia, S. M. F., Xavier, F. A. S., Oliveira, T. S., Mendonça, E. S., & Araújo Filho, J. A. (2007). Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semi-arid region of Ceará, Brazil. *Agroforestry systems*, 71(2), 127–138.
239. Malaťák, J., & Vaculík, P. (2008). *Biomasa pro výrobu energie*. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze.
240. Malaťák, J., Plíštil, D., Jevič, P., & Přikryl, M. (2005) Thermal-Emission's Characteristic of Bricketed Biofuels. In Ekotrend 2005, Renewal and Function of Antropogenic Impacted Landscape, 30. 8.–1. 9. 2005 (pp. 80–90). České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta.
241. Marc, P., Canard, A., & Ysnel, F. (1999). Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74(1), 229–273.
242. Martin, C., Klinke, H. B., & Thomsen, A. B. (2007). Wet oxidation as a pretreatment method for enhancing the enzymatic convertibility of sugarcane bagasse. *Enzyme and Microbial Technology*, 40(3), 426–432.
243. Martyniak, D., Żurek, G., & Prokopiuk, K. (2017). Biomass yield and quality of wild populations of tall wheatgrass [*Elymus elongatus* (Host.) Runemark]. *Biomass and Bioenergy*, 101, 21–29.
244. Mast, B., Lemmer, A., Oechsner, H., Reinhardt-Hanis, A., Claupein, W., & Graeff-Hönninger, S. (2014). Methane yield potential of novel perennial biogas crops influenced by harvest date. *Industrial Crops and Products*, 58, 194–203.

245. Mastný, P., Drápela, J., Mišák, S., Macháček, J., Ptáček, M., Radil, L., ... & Pavelka, T. (2011). *Obnovitelné zdroje elektrické energie*. Praha: České vysoké učení technické v Praze.
246. Matrka, M., & Rusek, V. (1991). *Průmyslová toxikologie: Úvod do obecné a speciální toxikologie*. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická.
247. McGeoch, M. A. (1998). The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*, 73(2), 181–201.
248. Menardo, S., Bauer, A., Theuretzbacher, F., Piringner, G., Nilsen, P. J., Balsari, P., ... & Amon, T. (2013). Biogas production from steam-exploded miscanthus and utilization of biogas energy and CO<sub>2</sub> in greenhouses. *BioEnergy Research*, 6(2), 620–630.
249. Merivee, E., Märtmann, H., Must, A., Milius, M., Williams, I., & Mänd, M. (2008). Electrophysiological responses from neurons of antennal taste sensilla in the polyphagous predatory ground beetle *Pterostichus oblongopunctatus* (Fabricius 1787) to plant sugars and amino acids. *Journal of insect physiology*, 54(8), 1213–1219.
250. Merivee, E., Must, A., Luik, A., & Williams, I. (2010). Electrophysiological identification of hygroreceptor neurons from the antennal dome-shaped sensilla in the ground beetle *Pterostichus oblongopunctatus*. *Journal of insect physiology*, 56(11), 1671–1678.
251. Merivee, E., Ploomi, A., Milius, M., Luik, A., & Heidemaa, M. (2005). Electrophysiological identification of antennal pH receptors in the ground beetle *Pterostichus oblongopunctatus*. *Physiological Entomology*, 30(2), 122–133.
252. Meynell, P. J. (1982). *Methane: Planning a Digester*, Dorchester: Prism Press.
253. Mikeš, J. (2009). *Energetické rostliny v anaerobní digesti*. Citováno 15. 2. 2017. Dostupné z <http://biom.cz/cz-bioplyn/odborne-clanky/energeticke-rostliny-v-anaerobni-digesci>.
254. Miranda, T., Román, S., Montero, I., Nogales-Delgado, S., Arranz, J. I., Rojas, C. V., & González, J. F. (2012). Study of the emissions and kinetic parameters during combustion of grape pomace: Dilution as an effective way to reduce pollution. *Fuel processing technology*, 103, 160–165.
255. Moldan, B. (2009). *Podmaněná planeta*. Praha: Univerzita Karlova v Praze a Nakladatelství Karolinum.
256. Möller, K., & Müller, T. (2012). Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: a review. *Engineering in Life Sciences*, 12(3), 242–257.
257. Moskalík, J., Baláš, M., Lisý, M., & Bogdálék, J. (2008) Tavení popele z biomasy. In *Energie z biomasy IX (rok 2008)*, 15. prosinec 2008 (pp. 93–97). Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta strojího inženýrství.
258. Motlík, J., Šamánek, L., Štekl, J., Pařízek, T., Bébar, L., Lisý, M., ... & Vašíček, J. (2007).

*Obnovitelné zdroje energie a možnosti jejich uplatnění v ČR.* Praha: ČEZ.

259. Moudrý, J., & Stražil, Z. (1998). *Energetické plodiny v ekologickém zemědělství.* Hradec Králové: VH press.
260. Moutinho, V., Madaleno, M., & Silva, P. M. (2016). Which factors drive CO<sub>2</sub> emissions in EU-15? Decomposition and innovative accounting. *Energy Efficiency*, 9(5), 1087–1113.
261. Mukherjee, S. R., & Levine, A. D. (1992). Chemical solubilization of particulate organics as a pretreatment approach. *Water Science and Technology*, 26(9–11), 2289–2292.
262. Müller, W. R., & Frommert, I. (2002). Existing standardised methods for anaerobic biodegradability testing. In Proceedings of the workshop Harmonisation of anaerobic biodegradation, activity and inhibition assay. 7–8 June (pp. 103–138). Ispra: Institute for Environment and Sustainability.
263. Mursec, B., Vindis, P., Janzekovic, M., Brus, M., & Cus, F. (2009). Analysis of different substrates for processing into biogas. *Journal of achievements in materials and manufacturing engineering*, 37(2), 652–659.
264. Musgrave, G. W. (1947). The quantitative evaluation of factors in water erosion, a first approximation. *Journal of soil and water conservation*, 2(3), 133–138.
265. Musil, P. (2009). *Globální energetický problém a hospodářská politika-se zaměřením na obnovitelné zdroje.* Praha: Nakladatelství C. H. Beck.
266. Must, A., Merivee, E., Luik, A., Mänd, M., & Heidema, M. (2006). Responses of antennal campaniform sensilla to rapid temperature changes in ground beetles of the tribe platynini with different habitat preferences and daily activity rhythms. *Journal of insect physiology*, 52(5), 506–513.
267. Mužík, O. & Kára, J. (2009). *Možnosti výroby a využití bioplynu v ČR.* Citováno 1. 2. 2016. Dostupné z <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/moznost-vyroby-a-vyuziti-bioplynu-v-cr>.
268. Naidu, S. L., Moose, S. P., Al-Shoaibi, A. K., Raines, C. A., & Long, S. P. (2003). Cold tolerance of C<sub>4</sub> photosynthesis in *Miscanthus × giganteus*: adaptation in amounts and sequence of C<sub>4</sub> photosynthetic enzymes. *Plant Physiology*, 132(3), 1688–1697.
269. Nedvěd, O., Spitzer, L. & Kaluškov, P. (2009): Impact of Bt potatoes on non-target arthropods. In F. Sehnal & J. Drobník (Eds.), *White Book genetically modified crops*, (pp. 67). České Budějovice: Biologické centrum akademie věd ČR.
270. Němec, J. (2014). Protierozní a protipovodňová opatření v pozemkových úpravách. In Extrémy oběhu vody v krajině, 8.–9. duben (pp. 31). Praha: Nakladatelství Českého hydrometeorologického ústavu.
271. Němeček, J. (2013): *Vliv způsobů zpracování půdy a herbicidního ošetření na*



*společenstvo střevlíkovitých brouků v porostu geneticky modifikované kukuřice tolerantní k herbicidům*. Praha: Česká zemědělská univerzita.

272. New, T. R. (2005): *Invertebrate Conservation and Agricultural Ecosystems*. Cambridge: Cambridge University Press.
273. Nges, I. A., Björn, A., & Björnsson, L. (2012). Stable operation during pilot-scale anaerobic digestion of nutrient-supplemented maize/sugar beet silage. *Bioresource technology*, 118, 445–454.
274. Nicoletti, G., Arcuri, N., Nicoletti, G., & Bruno, R. (2015). A technical and environmental comparison between hydrogen and some fossil fuels. *Energy Conversion and Management*, 89, 205–213.
275. Noskovič, P., & Kaminský, J. (1996). *Využití energetických zdrojů*. Ostrava: Vysoká škola báňská-Technická univerzita, Fakulta strojní.
276. Noskovič, P., Juchelková, D., & Čech, B. (1996). *Biomasa a její energetické využití*. Vysoká škola báňská-Technická univerzita Ostrava.
277. Novák, J., & Skalický, M. (2008). *Botanika: cytologie, histologie, organologie a systematika*. Praha: Powerprint.
278. Novotný, I., Mistr, M., Papaj, V., Kristenová, H., Váňová, V., Kapička, J., ... Smolková, I. (2014). *Příručka ochrany proti vodní erozi*. Praha: Ministerstvo zemědělství.
279. Novotný, I., Vopravil, J., Kristenová, H., Žížala, D., Váňová, V., Kobzová, D., ... Krym, O. (2013). *Strategie ochrany půdy v ČR před erozí*. Praha: VÚMOP, 2013.
280. Obrist, M. K., & Duelli, P. (1996). Trapping efficiency of funnel-and cup-traps for epigeal arthropods. *Mitteilungen-Schweizerische Entomologische Gesellschaft*, 69, 361–369.
281. Obroučka, K. (2001). *Termické odstraňování a energetické využívání odpadů*. Ostrava: Vysoká škola báňská-Technická univerzita Ostrava, Fakulta metalurgie a materiálového inženýrství.
282. Ohecová, P. (2015). *Popel z biomasy – významný zdroj živin*. Citováno 17. 2. 2017. Dostupné z <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/popel-z-biomasy-vyznamny-zdroj-zivin>.
283. Ochodek, T., Koloničný, J., & Janásek, P. (2006). *Potenciál biomasy, druhy, bilance a vlastnosti paliv z biomasy*. Ostrava: Vysoká škola báňská-Technická univerzita Ostrava.
284. Oleszek, M., Król, A., Tys, J., Matyka, M., & Kulik, M. (2014). Comparison of biogas production from wild and cultivated varieties of reed canary grass. *Bioresource technology*, 156, 303–306.
285. Omer, A. M. (2012). Global Progress in Green Energies and the Environment. In M. J. Acosta (Eds.), *Advances in Energy Research* (pp. 96–99). New York: Nova Science Publishers.

286. Opršal, Z. (2015). Biofuel from Perspective of Environmental Protection. *Listy cukrovarnické a řepařské*, 131(12), 384.
287. Osadolor, O. O. (2009). Availability of grasses, weeds and leaves as energy resource. *Renewable Energy*, 34(3), 486–491.
288. Otčenášek, P. (2006). *Elektroenergetika v 21. století: globální světové energetické hospodářství a jeho vliv na Českou republiku*. Praha: ČEZ.
289. Paine, L. K., Peterson, T. L., Undersander, D. J., Rineer, K. C., Bartelt, G. A., Temple, S. A., ... & Klemme, R. M. (1996). Some ecological and socio-economic considerations for biomass energy crop production. *Biomass and Bioenergy*, 10(4), 231–242.
290. Pakarinen, A., Maijala, P., Jaakkola, S., Stoddard, F. L., Kymäläinen, M., & Viikari, L. (2011). Evaluation of preservation methods for improving biogas production and enzymatic conversion yields of annual crops. *Biotechnology for Biofuels*, 4(1), 20.
291. Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., ... & Alewell, C. (2015). The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environmental science & policy*, 54, 438–447.
292. Panwar, N. L., Kaushik, S. C., & Kothari, S. (2011). Role of renewable energy sources in environmental protection: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(3), 1513–1524.
293. Paoletti, M. G., Bressan, M., & Edwards, C. A. (1996). Soil invertebrates as bioindicators of human disturbance. *Critical reviews in plant sciences*, 15(1), 21–62.
294. Park, B. B., Yanai, R. D., Sahm, J. M., Ballard, B. D., & Abrahamson, L. P. (2004). Wood ash effects on soil solution and nutrient budgets in a willow bioenergy plantation. *Water, Air, & Soil Pollution*, 159(1), 209–224.
295. Parkin, T. B., Kaspar, T. C., & Singer, J. W. (2006). Cover crop effects on the fate of N following soil application of swine manure. *Plant and soil*, 289(1–2), 141–152.
296. Parras-Alcántara, L., Díaz-Jaimes, L., & Lozano-García, B. (2015). Organic farming affects C and N in soils under olive groves in Mediterranean areas. *Land Degradation & Development*, 26(8), 800–806.
297. Pasák, V. (1983). *Ochrana zemědělské půdy před erozí*. Praha: Ústav vědeckotechnických informací pro zemědělství.
298. Pastorek, Z, Kára, J, & Jevič, P. (2004). *Biomasa obnovitelný zdroj energie*. Praha: FCC public.
299. Petříková, V. (1999). *Rostliny pro energetické účely*. Praha: Česká energetická agentura.
300. Petříková, V. (2006). *Biomasa z energetických rostlin*. Citováno 20. 12. 2015. Dostupné z <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/biomasa-z-energetickyh-rostlin>.

301. Petříková, V. (2012). *Bioplyn – kukuřice – krmný štovík*. Citováno 30. 11. 2015. Dostupné z <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/bioplyn-kukurice-krmny-stovik>.
302. Petříková, V., Sladký, V., Stražil, Z., Šafařík, M., Ustak, S., & Váňa, J. (2006). *Energetické plodiny*. Praha: Profi Press.
303. Pfiffner, L., & Balmer, O. (2009). *Ekologické zemědělství a biodiverzita*. Frick: Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL).
304. Pielke, R. A., Marland, G., Betts, R. A., Chase, T. N., Eastman, J. L., Niles, J. O., & Running, S. W. (2002). The influence of land-use change and landscape dynamics on the climate system: relevance to climate-change policy beyond the radiative effect of greenhouse gases. In I. Swingland (Eds.), *Capturing carbon & conserving biodiversity* (pp. 157–172). London: *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*.
305. Pimentel, D., & Patzek, T. W. (2005). Ethanol production using corn, switchgrass, and wood; biodiesel production using soybean and sunflower. *Natural resources research*, 14(1), 65–76.
306. Pírková, I., Vopravil, J., & Smolíková, J. (2013). *Statistika půd ohrožených degradací v ČR za rok 2012*. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, 2013.
307. Podhrázká, J., Kučera, J., Karásek, P., Konečná, J., & Pochop, M. (2015). Degradation caused by water erosion and its economic consequences. *Studia OECOLOGICA*, 9(1), 3–12.
308. Poehls, D. (2009). *Encyclopedic Dictionary of Hydrogeology*. Amsterdam: Elsevier.
309. Pokladníková, H. & Toman, F. (2005). Stanovení protierozní účinnosti pšenice ozimé na základě fenologických podkladů. In *Soil and water 4/2005* (pp. 74–78). Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy.
310. Pokorný, V. (2002). *Atlas brouků*. Praha: Paseka.
311. Porhajašová, J., Petřvalský, V., Macák, M., Urmínská, J., & Ondříšek, P. (2008). Occurrence of species family Carabidae (Coleoptera) independence on the input of organic matter into soil. *Journal of Central European Agriculture*, 9(3), 557–565.
312. Porvaz, P., Mati, R., Kotorová, D., & Jakubová, J. (2008). *Pestovanie ozdobnice čínskej (Miscanthus sinensis Anderss.) na energetické účely (metodická príručka)*. Michalovce: SCPV – Ústav agroekológie.
313. Primack, R. *Biologické principy ochrany přírody*. Praha: Portál, 2001.
314. Procházka, S., Macháčková, I., Krekule, J., & Šebánek, J. (1998). *Fyziologie rostlin*. Praha: Academia.
315. Prochnow, A., Heiermann, M., Plöchl, M., Linke, B., Idler, C., Amon, T., & Hobbs, P. J. (2009). Bioenergy from permanent grassland—A review: 1. Biogas. *Bioresource technology*, 100(21), 4931–4944.

316. Prugar, J., Baranyk, P., Bárta, J., Bjelková, M., Bradová, J., Burešová, I., & Zukalová, H. (2008). *Kvalita rostlinných produktů na prahu 3. tisíciletí*. Praha: Výzkumný ústav pivovarský a sladařský ve spolupráci s komisí jakosti rostlinných produktů ČAZV.
317. Purtauf, T., Roschwitz, R., Dauber, J., Thies, C., Tscharnkte, T., & Wolters, V. (2005). Landscape context of organic and conventional farms: influences on carabid beetle diversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *108*, 165–174.
318. Qiu, J. (2014). Land models put to climate test. *Nature*, *510*(7503), 16–17.
319. Quakernack, R., Pacholski, A., Techow, A., Herrmann, A., Taube, F., & Kage, H. (2012). Ammonia volatilization and yield response of energy crops after fertilization with biogas residues in a coastal marsh of Northern Germany. *Agriculture, ecosystems & environment*, *160*, 66–74.
320. Quaschnig, V. (2008). *Obnovitelné zdroje energií*. Mnichov: Carl Hanser Verlag.
321. Raclavská, H., Frydrych, J. & Andert, D. (2013). *Význam popelovin v travní biomase pro energetické účely*. Citováno 29. 1. 2016. Dostupné z <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/vyznam-popelovin-v-travni-biomase-pro-energeticke-ucely>.
322. Raczkowski, C. W., Reyes, M. R., Reddy, G. B., Busscher, W. J., & Bauer, P. J. (2009). Comparison of conventional and no-tillage corn and soybean production on runoff and erosion in the southeastern US Piedmont. *Journal of soil and water conservation*, *64*(1), 53–60.
323. Rahman, M. M., Mostafiz, S. B., Paatero, J. V., & Lahdelma, R. (2014). Extension of energy crops on surplus agricultural lands: A potentially viable option in developing countries while fossil fuel reserves are diminishing. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *29*, 108–119.
324. Rainio, J., & Niemelä, J. (2003). Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and conservation*, *12*(3), 487–506.
325. Rajeshwari, K. V., Balakrishnan, M., Kansal, A., Lata, K., & Kishore, V. V. N. (2000). State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *4*(2), 135–156.
326. Rancane, S., Karklins, A., Lazdina, D., Berzins, P., Bardule, A., Butlers, A., & Lazdins, A. (2017). Biomass yield and chemical composition of *Phalaris arundinacea* L. using different rates of fermentation residue as fertiliser. *Agronomy Research*, *15*(2), 521–529.
327. Reed, T. B., & Gaur, S. (2009). *An atlas of the thermal data for biomass and other fuels*. Fraktown: The Biomass Energy Foundation Press.
328. Regal, V. (1953). *Pícní a plevelné trávy*. Praha: Státní zemědělské nakladatelství.
329. Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A., McCool, D. K., & Yoder, D. C. (1997). *Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised*

*Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. Washington DC: U. S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service.

330. Resch, C., Braun, R., & Kirchmayr, R. (2008). The influence of energy crop substrates on the mass-flow analysis and the residual methane potential at a rural anaerobic digestion plant. *Water Science and Technology*, 57(1), 73–81.
331. Ruiz-Jaen, M. C., & Mitchell Aide, T. (2005). Restoration success: how is it being measured?. *Restoration ecology*, 13(3), 569–577.
332. Ruy, S., Findeling, A., & Chadoeuf, J. (2006). Effect of mulching techniques on plot scale runoff: FDTF modeling and sensitivity analysis. *Journal of hydrology*, 326(1), 277–294.
333. Ržonca, J., Svozilová, M., Mičová, P., Pozdíšek, J., Štybnarová, M., & Khrovjáková, J. (2005). Fyzikální vlastnosti půdy v LFA oblastech u TTP s různou intenzitou využívání. In *Ochrana a využití půdy v podhorských oblastech*, 1.–2. 9. 2005 (pp. 91–94). České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích - Zemědělská fakulta.
334. Sahramaa, M., Ihamäki, H., & Jauhiainen, L. (2008). Variation in biomass related variables of reed canary grass. *Agricultural and Food Science*, 12(3–4), 213–225.
335. Sachs, J. D., Baillie, J. E., Sutherland, W. J., Armsworth, P. R., Ash, N., Beddington, J., ... & Godfray, H. C. J. (2009). Biodiversity conservation and the millennium development goals. *Science*, 325(5947), 1502–1503.
336. Saidur, R., Abdelaziz, E. A., Demirbas, A., Hossain, M. S., & Mekhilef, S. (2011). A review on biomass as a fuel for boilers. *Renewable and sustainable energy reviews*, 15(5), 2262–2289.
337. Sakuragi, H., Kuroda, K., & Ueda, M. (2011). Molecular breeding of advanced microorganisms for biofuel production. *Journal of Biomedicine and Biotechnology*, 2011, 1–11.
338. Saska, P., Martinková, Z., & Honěk, A. (2010). Temperature and rate of seed consumption by ground beetles (Carabidae). *Biological Control*, 52(2), 91–95.
339. Sazima M., Kmoníček, V., & Schneller J. (1989). *Teplo*. Praha: Státní nakladatelství technické literatury.
340. Scally, L., Hodkinson, T., & Jones, M. B. (2001). Origins and taxonomy of *Miscanthus*. In M. B. Jones, & M. Walsh (Eds.), *Miscanthus for energy and fibre* (pp. 1–9). London: James and James Ltd.
341. Scurlock, J. M. O. (1999). *Miscanthus: a review of European experience with a novel energy crop*. Oak Ridge: Oak Ridge National Laboratory. (No. ORNL/TM-13732)
342. Semere, T., & Slater, F. M. (2007). Invertebrate populations in miscanthus (*Miscanthus × giganteus*) and reed canary-grass (*Phalaris arundinacea*) fields. *Biomass and Bioenergy*, 31(1), 30–39.

343. Schau, E. M., & Fet, A. M. (2008). LCA studies of food products as background for environmental product declarations. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(3), 255–264.
344. Scheer, H. (2012). *Energy autonomy: the economic, social and technological case for renewable energy*. London: Earthscan.
345. Schittenhelm, S. (2008). Chemical composition and methane yield of maize hybrids with contrasting maturity. *European Journal of Agronomy*, 29(2), 72–79.
346. Schmer, M. R., Vogel, K. P., Mitchell, R. B., & Perrin, R. K. (2008). Net energy of cellulosic ethanol from switchgrass. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(2), 464–469.
347. Sims, R. E. (2002). *The brilliance of bioenergy: in business and in practice*. London: Earthscan.
348. Singh, A., & Olsen, S. I. (2011). A critical review of biochemical conversion, sustainability and life cycle assessment of algal biofuels. *Applied Energy*, 88(10), 3548–3555.
349. Sipos, G., Solti, Á., Czech, V., Vashegyi, I., Tóth, B., Cseh, E., & Fodor, F. (2013). Heavy metal accumulation and tolerance of energy grass (*Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1) grown in hydroponic culture. *Plant physiology and biochemistry*, 68, 96–103.
350. Skála, Z., & Ochodek, T. (2007). *Energetické parametry biomasy: projekt GAČR 101/04/1278*. Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta strojního inženýrství.
351. Sklenička, P. (2003). *Základy krajinného plánování*. Praha: Naděžda Skleničková.
352. Smeets, E. M., Lewandowski, I. M., & Faaij, A. P. (2009). The economical and environmental performance of miscanthus and switchgrass production and supply chains in a European setting. *Renewable and sustainable energy reviews*, 13(6), 1230–1245.
353. Sochorec, M., & Hejduk, S. (2012). Soil infiltration capacity in different managed grasslands. In *MendelNet 2012*, 21.–22. listopad 2012 (pp. 522–527). Brno: Mendelova univerzita v Brně.
354. Sota, T. (1985). Activity patterns, diets and interspecific interactions of coexisting spring and autumn breeding carabids: *Carabusyaconinus* and *Leptocarabus kumagaii* (Coleoptera, Carabidae). *Ecological Entomology*, 10(3), 315–324.
355. Součková, H., Moudrý, J., Kalinová, J., Konvalina, P., Celjak, I., Moudrý, J., & Blaho, M. (2006). *Nepotravinářské využití biomasy*. České Budějovice: Jihočeská univerzita V Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta.
356. Stanley, D. A., & Stout, J. C. (2013). Quantifying the impacts of bioenergy crops on pollinating insect abundance and diversity: a field-scale evaluation reveals taxon-

- specific responses. *Journal of Applied Ecology*, 50(2), 335–344.
357. Stanovský, J., & Pulpán, J. (2006). *Střevlíkovití brouci (Coleoptera, Carabidae) Slezska (severovýchodní Moravy)*. Frýdek-Místek: Muzeum Beskyd.
  358. Stevenson, F. J., & Cole, M. A. (1999). *Cycles of soils: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. Hoboken: John Wiley & Sons.
  359. Stockmann, U., Adams, M. A., Crawford, J. W., Field, D. J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., ... & Wheeler, I. (2013). The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 164, 80–99.
  360. Stražil, Z. (2009a). *Základy pěstování a možnosti využití ozdobnice (Miscanthus)*. Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby.
  361. Stražil, Z. (2009b). *Využití rostlinné biomasy v energetice ČR*. Citováno 12. 6. 2016. Dostupné z <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/vyuziti-rostlinne-biomasy-v-energetice-cr>.
  362. Stražil, Z., Kohoutek, A., Diviš, J., Kajan, M., Moudrý, J., & Moudrý, J. jr. (2011). *Trávy jako energetická surovina: Certifikovaná metodika pro praxi*. Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby.
  363. Styczen, M. E., & Morgan, R. P. C. (1995). Engineering properties of vegetation. In R. P.C. Morgan & R. J. Rickson (Eds.), *Slope Stabilization and Erosion Control: A Bioengineering Approach* (pp. 5–58). Londýn: Taylor & Francis.
  364. Šafář, J., Hula, V., Šťastná, P., & Vítková, Z. (2009). The influence of pitfall traps on the soil epigeal fauna. In MendelNet'09 Agro – Proceedings of International Ph.D. Students Conference. 25. 11. 2009 (pp. 689–694). Brno: Mendel University in Brno.
  365. Šantrůček, J., Mrkvička, J., Svobodová, M., Veselá, M., & Vrzal, J. (2001). *Základy pícninářství*. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze.
  366. Šarapatka, B., & Niggli, U. (2008). *Zemědělství a krajina: cesty k vzájemnému souladu*. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci.
  367. Šarapatka, B., Abrahámová, M., Čížková, S., Dotlačil, L., Hluchý, M., Křen, J., ... & Pokorný, J. (2010). *Agroekologie: východiska pro udržitelné zemědělské hospodaření*. Olomouc: Bioinstitut
  368. Šimek, M. (2004). *Základy nauky o půdě: Degradace půdy*. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Biologická fakulta.
  369. Šnobl, J; Štaud, J; Vašák, J; & Zimolka, J. (2004). *Rostlinná výroba IV. : Chmel, len, konopí, využití biomasy k energetickým účelům*. Praha: Česká zemědělská univerzita.
  370. Špaldon E. (1982). *Rostlinná výroba*. Bratislava: Příroda.

371. Šrámek, P., Kohoutek, A., Ševčíková, M., Odstrčilová, V., & Jongepierová, I. (2001). *Zvyšování biodiverzity travních porostů*. Praha: Ústav zemědělských a potravinářských informací.
372. Tahir, M. H. N., Casler, M. D., Moore, K. J., & Brummer, E. C. (2011). Biomass yield and quality of reed canarygrass under five harvest management systems for bioenergy production. *BioEnergy Research*, 4(2), 111–119.
373. Tambone, F., Scaglia, B., D'Imporzano, G., Schievano, A., Orzi, V., Salati, S., & Adani, F. (2010). Assessing amendment and fertilizing properties of digestates from anaerobic digestion through a comparative study with digested sludge and compost. *Chemosphere*, 81(5), 577–583.
374. Tao, G., Lestander, T. A., Geladi, P., & Xiong, S. (2012). Biomass properties in association with plant species and assortments I: A synthesis based on literature data of energy properties. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(5), 3481–3506.
375. Tejada, M., & Gonzalez, J. L. (2008). Influence of two organic amendments on the soil physical properties, soil losses, sediments and runoff water quality. *Geoderma*, 145(3), 325–334.
376. Thiele, H. U. (1977). *Carabid Beetles in Their Environments*. Berlín: Springer-Verlag.
377. Thomas, M. A., Ahiablame, L. M., Engel, B. A., & Chaubey, I. (2014). Modeling water quality impacts of growing corn, switchgrass, and miscanthus on marginal soils. *Journal of Water Resource and Protection*, 6(14), 1352–1368.
378. Thomas, S. R., Goulson, D., & Holland, J. M. (2000). Spatial and temporal distributions of predatory Carabidae in a winter wheat field. *Aspects of Applied biology*, (62), 55–60.
379. Tilman, D., Hill, J., & Lehman, C. (2006). Carbon-negative biofuels from low-input high-diversity grassland biomass. *Science*, 314(5805), 1598–1600.
380. Trnka, J. (2010). *Carabus scheidleri - střevlík Scheidlerův*. Citováno 6. 8 2018. Dostupné z <http://www.naturabohe mica.cz/carabus-scheidleri/>.
381. Tropek, R., Kadlec, T., Karešová, P., Spitzer, L., Kočárek, P., Malenovský, I., ... & Konvička, M. (2010). Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology*, 47(1), 139–147.
382. Tropek, R., Spitzer, L., & Konvička, M. (2008). Two groups of epigeic arthropods differ in colonising of piedmont quarries: the necessity of multi-taxa and life-history traits approaches in the monitoring studies. *Community Ecology*, 9(2), 177–184.
383. Tschardtke, T., Clough, Y., Wanger, T. C., Jackson, L., Motzke, I., Perfecto, I., ... & Whitbread, A. (2012). Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological conservation*, 151(1), 53–59.



384. Turin, H., Penev, L., & Casale, A. (2003). *The genus Carabus in Europe: a synthesis*. Sofia: Pensoft Publishers.
385. Ušťák S. (2006a). Rozvoj pěstování a využití biomasy pro energetické a průmyslové účely v ČR: technické a ekonomické aspekty a základní překážky. In Sborník referátů z odborné konference "Energetické a průmyslové rostliny XI.", 15. červen 2006 (pp. 118–133). Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby.
386. Ušťák, S. (2002). *Nedřevnaté technické plodiny perspektivní pro bioenergetické účely v podmínkách ČR*. Citováno 28. 1. 2016. Dostupné z <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/nedrevnate-technicke-plodiny-perspektivni-pro-bioenergeticke-ucely-v-podminkach-cr>.
387. Ušťák, S. (2006b). *Netradiční energetické rostliny perspektivní pro pěstování v podmínkách mírného klimatického pásma*. Citováno 25. 7. 2018. Dostupné z <https://biom.cz/cz/odborne-clanky/netradicni-energeticke-rostliny-perspektivni-pro-pestovani-v-podminkach-mirneho-klimatickeho-pasma>>.
388. Ušťák, S., Stražil, Z., Váňa, V., & Honzík, R. (2012). *Pěstování chrastice rákosovité Phalaris arundinacea L. pro výrobu bioplynu: Metodika pro praxi*. Praha, Česká republika: Výzkumný ústav rostlinné výroby.
389. Vaezi, A. R., Sadeghi, S. H. R., Bahrami, H. A., & Mahdian, M. H. (2008). Modeling the USLE K-factor for calcareous soils in northwestern Iran. *Geomorphology*, 97(3), 414–423.
390. Váchalová, R., Borová-Batt, J., Kolář, L., & Váchal, J. (2014). Selectivity of Ion Exchange as a Sign of Soil Quality. *Communications in soil science and plant analysis*, 45(20), 2673–2679.
391. Váchalová, R., Kolář, L., & Muchová, Z. (2016). *Primární organická hmota a humus, dvě složky půdní organické hmoty*. Nitra: Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre.
392. Valíček, P. (2002). *Užitkové rostliny tropů a subtropů*. Praha: Academia.
393. Váňa, J. (2003). *Biomasa pro energii a technické využití*. Citováno 25. 1. 2016. Dostupné z <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/biomasa-pro-energii-a-technicke-vyuziti>.
394. Váňa, J. (2007). *Využití digestátů jako organického hnojiva*. Citováno 12. 12. 2014. Dostupné z <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/vyuziti-digestatu-jako-organickeho-hnojiva>.
395. Váňa, M. (2012). Vliv digestátu na půdní faunu. *Zemědělec*, 2012, 20(17), 21.
396. Vaneekhaute, C., Meers, E., Michels, E., Ghekiere, G., Accoe, F., & Tack, F. M. G. (2013). Closing the nutrient cycle by using bio-digestion waste derivatives as synthetic fertilizer substitutes: A field experiment. *Biomass and Bioenergy*, 55, 175–189.
397. Vassilev, S. V., Baxter, D., Andersen, L. K., & Vassileva, C. G. (2010). An overview of the chemical composition of biomass. *Fuel*, 89(5), 913–933.

398. Vassilev, S. V., Baxter, D., Andersen, L. K., Vassileva, C. G., & Morgan, T. J. (2012). An overview of the organic and inorganic phase composition of biomass. *Fuel*, *94*, 1–33.
399. Velich, J. (1994). *Pícninářství*. Praha: Vysoká škola zemědělská.
400. Venendaal, R., Jørgensen, U., & Foster, C. A. (1997). European energy crops: a synthesis. *Biomass and Bioenergy*, *13*(3), 147–185.
401. Verheijen, F. G., Jones, R. J., Rickson, R. J., & Smith, C. J. (2009). Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth-Science Reviews*, *94*(1–4), 23–38.
402. *Veřejný registr půdy – LPIS*. (2017). Dostupné z <http://eagri.cz/public/app/lpisext/lpis/verejny2/plpis/>.
403. Veselý, P. (2002). *Střevlíkovití brouci Prahy*. Praha.
404. Vintiloiu, A., Lemmer, A., Oechsner, H., & Jungbluth, T. (2012). Mineral substances and macronutrients in the anaerobic conversion of biomass: An impact evaluation. *Engineering in Life Sciences*, *12*(3), 287–294.
405. Vogel, E., Deumlich, D., & Kaupenjohann, M. (2016). Bioenergy maize and soil erosion—Risk assessment and erosion control concepts. *Geoderma*, *261*(1), 80–92.
406. Vopravil, J., Khel, T., Kulířová, P., & Havelková, L. (2013). Nové metody hodnocení vodní eroze na VÚMOP, v.v.i. In *Voda, půda a rostliny, Křtiny*, 29.–30. 5. 2013 (pp. 1–7). Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy.
407. Vostracký, Z., Ježek, V., Korecký, M., & Polívka, J. (2009). Energetika je klíčem k harmonickému rozvoji světa. *Elektroenergetika Journal*, *2*(4), 1–6.
408. Wagenaar, B. M., & Van den Heuvel, E. J. M. T. (1997). Co-combustion of *Miscanthus* in a pulverised coal combustor: Experiments in a droptube furnace. *Biomass and Bioenergy*, *12*(3), 185–197.
409. Walsh, M. & McCarthy, S. (1998). *Miscanthus handbook*. In *Biomass for Energy and Industry - Proceedings of the 10th European Bioenergy Conference*, 8.–11. červen 1998 (pp. 1071–1074). Würzburg: C.A.R.M.E.N.
410. Ward, A. J., Hobbs, P. J., Holliman, P. J., & Jones, D. L. (2008). Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresour. Technol.*, *99*(17), 7928–7940.
411. Weber, E. (2003). *Invasive plant species of the world: a reference guide to environmental weeds*. Curych: CABI publishing.
412. Weger, J., Stražil, Z., & Hutla, P. (2011). Produkční a energetické vlastnosti ozdobnice (*Miscanthus* sp.) pěstované v podmínkách České republiky. *Acta Pruhoniciana*, *97*, 13–26.
413. Weger, J., Stražil, Z., Honzík, R., & Bubeník, J. (2012). *Možnosti pěstování biomasy*

*jako energetického zdroje v Ústeckém kraji*. Průhonice: Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví.

414. Werther, J., Saenger, M., Hartge, E. U., Ogada, T., & Siagi, Z. (2000). Combustion of agricultural residues. *Progress in energy and combustion science*, 26(1), 1–27.
415. Westerman, P. R., Hofman, A., Vet, L. E. M., & Van Der Werf, W. (2003). Relative importance of vertebrates and invertebrates in epigeic weed seed predation in organic cereal fields. *Agriculture, ecosystems & environment*, 95(2), 417–425.
416. Wiewióra, B., Martyniak, D., & Zurek, G. (2015). Seedborne mycoflora and germination of seeds of new bioenergy grass species, tall wheatgrass, and other cool-season grass species. *Seed Science and Technology*, 43(1), 20–30.
417. Wilkinson, M. (2015). Maize cultivars for anaerobic digestion and animal nutrition in Europe. *International Journal of Agricultural Management*, 4(4), 144–151.
418. Williams, A., Pourkashanian, M., & Jones, J. M. (2001). Combustion of pulverised coal and biomass. *Progress in Energy and Combustion Science*, 27(6), 587–610.
419. Wilson, G. V., Dabney, S. M., McGregor, K. C., & Barkoll, B. D. (2004). Tillage and residue effects on runoff and erosion dynamics. *Transactions of the ASAE*, 47(1), 119–128.
420. Wilson, J. D., Morris, A. J., Arroyo, B. E., Clark, S. C., & Bradbury, R. B. (1999). A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 75(1), 13–30.
421. Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses-a guide to conservation planning*. Hyattsville, Maryland: Science and Education Administration.
422. Wysocka-Czubaszek, A., & Czubaszek, R. (2015). Quantification of water erosion rates on the Narew River valley-sides using universal soil loss equation. *Polish Journal of Soil Science*, 47(1), 1–16 .
423. Yin, Z. H., & Raven, J. A. (1998). Influences of different nitrogen sources on nitrogen and water-use efficiency, and carbon isotope discrimination, in C3 *Triticum aestivum* L. and C4 *Zea mays* L. plants. *Planta*, 205(4), 574–580.
424. Zahradník, J. (2008). *Brouci*. Praha: Adventium s.r.o.
425. Zhang, X. C. J. (2012). Cropping and tillage systems effects on soil erosion under climate change in Oklahoma. *Soil Science Society of America Journal*, 76(5), 1789–1797.
426. Zhang, Y. H. P., & Lynd, L. R. (2004). Toward an aggregated understanding of enzymatic hydrolysis of cellulose: noncomplexed cellulase systems. *Biotechnology and bioengineering*, 88(7), 797–824.

Zimolka, J. (2008). *Kukuřice: hlavní a alternativní užitkové směry*. Praha: Profi Press.  
427.

## 8. Přílohy

Příloha č. 1 – Seznam odchycených střevlíkovitých a zařazení do bioindikačních skupin dle Farkač a kol. (2006)

Druh	B. Sk.	PA	EE	MG	ZM
<i>Acupalpus meridianus</i> (Linné, 1761)	E	0	0	0	1
<i>Agonum muelleri</i> (Herbst, 1784)	E	17	16	0	22
<i>Agonum sexpunctatum</i> (Linnaeus, 1758)	A	58	63	1	20
<i>Amara aenea</i> (De Geer, 1774)	E	25	46	5	3
<i>Amara bifrons</i> (Gyllenhal, 1810)	E	1	1	0	2
<i>Amara communis</i> (Panzer, 1797)	A	2	2	14	2
<i>Amara consularis</i> (Duftschmid, 1812)	E	0	1	0	0
<i>Amara convexioor</i> (Stephens, 1828)	E	0	0	1	0
<i>Amara eurynota</i> (Panzer, 1796)	E	0	0	0	2
<i>Amara familiaris</i> (Duftschmid, 1812)	E	2	3	0	0
<i>Amara littorea</i> (Thomson, 1857)	E	24	28	3	3
<i>Amara lunicollis</i> (Schiödte, 1837)	A	0	0	9	0
<i>Amara montivaga</i> (Sturm, 1825)	E	0	1	2	1
<i>Amara ovata</i> (Fabricius, 1792)	E	8	8	5	10
<i>Amara plebeja</i> (Gyllenhal, 1810)	E	40	27	10	2
<i>Amara similata</i> (Gyllenhal, 1810)	E	14	12	1	31
<i>Anchomenus dorsalis</i> (Pontoppidan, 1763)	E	1	3	0	5
<i>Anisodactylus binotatus</i> (Fabricius, 1787)	E	76	37	38	19
<i>Anisodactylus signatus</i> (Panzer, 1797)	E	10	8	7	1
<i>Bembidion lampros</i> (Herbst, 1784)	E	0	0	2	8
<i>Bembidion quadrimaculatum quadrimaculatum</i> (Linnaeus, 1761)	E	8	5	0	11
<i>Bembidion properans</i> (Stephens, 1828)	E	9	0	2	27
<i>Brachinus eximius</i> Duftschmid, 1812	E	0	2	0	0
<i>Calathus fuscipes fuscipes</i> (Goeze, 1777)	E	141	70	9	15
<i>Calathus melanocephalus</i> (Linnaeus, 1758)	E	1	0	0	4
<i>Carabus granulatus granulatus</i> (Linnaeus, 1758)	E	3	7	1	5
<i>Carabus scheidleri scheidleri</i> (Panzer, 1799)	A	33	27	49	32
<i>Clivina fossor</i> (Linnaeus, 1758)	E	3	3	0	3
<i>Dolichus halensis</i> (Schaller, 1783)	E	1	1	0	9
<i>Dyschirius politus politus</i> (Dejean, 1825)	A	0	0	0	1
<i>Harpalus affinis</i> (Schränk, 1781)	E	237	209	34	70
<i>Harpalus honestus</i> (Duftschmid, 1812)	A	1	0	0	0
<i>Harpalus latus</i> (Linnaeus, 1758)	A	0	0	11	0
<i>Harpalus rubripes</i> (Duftschmid, 1812)	E	2	2	0	0
<i>Harpalus tardus</i> (Panzer, 1797)	E	1	1	3	2
<i>Leistus ferrugineus</i> (Linnaeus, 1758)	E	0	0	3	0
<i>Loricera pilicornis pilicornis</i> (Fabricius, 1775)	E	4	5	0	23
<i>Microlestes minutulus</i> (Goeze, 1777)	E	1	0	0	0
<i>Nebria brevicollis</i> (Fabricius, 1792)	A	4	0	0	2

<i>Panagaeus bipustulatus</i> (Fabricius, 1775)	A	0	1	0	0
<i>Panagaeus cruxmajor</i> (Linnaeus, 1758)	A	0	0	1	0
42,88			0	0	1
			391	24	608
<i>Poecilus versicolor</i> (Saurm, 1624)	E	12	12	17	9
<i>Pseudoophonus griseus</i> (Panzer, 1797)	E	0	0	1	0
<i>Pseudoophonus rufipes</i> (De Geer, 1774)	E	493	444	104	507
<i>Pterostichus melanarius melanarius</i> (Illiger, 1798)	E	4	2	6	17
<i>Pterostichus niger niger</i> (Schaller, 1783)	A	0	0	0	5
<i>Pterostichus vernalis</i> (Panzer, 1796)	A	3	1	1	4
<i>Stenolophus teutonius</i> (Schrank, 1781)	E	5	5	0	0
<i>Synuchus vivalis vivalis</i> (Illiger, 1798)	E	0	1	0	0
<i>Trechus quadristriatus</i> (Schrank, 1781)	E	0	0	0	1
<i>Zabrus tenebrioides tenebrioides</i> (Goeze, 1777)	E	0	0	0	2

Pozn.: B. Sk. – bioindikační skupina, PA – *Phalaris arundinacea* L., EE – *Elymus elongatus*, MG – *Miscanthus × giganteus*, ZM – *Zea mays* L.

Hmotnost (g)		Charakteristika (% obj.)			
G <sub>A</sub>	Momentálně vlhký Kapilárně nasycený 30' po odsávání	310,37	W <sub>mom</sub>	Vlhkost momentální	G <sub>A</sub> -G <sub>F</sub> 23,67
G <sub>B</sub>	120' po odsávání	316,58	N <sub>S</sub>	Nasáklost	G <sub>B</sub> -G <sub>F</sub> 29,88
G <sub>C</sub>	24 hodin po odsávání	313,99	W <sub>30</sub>	Vlhkost 30-minutová	G <sub>C</sub> -G <sub>F</sub> 27,29
G <sub>D</sub>	Hmotnost po vysušení	312,78	MKK	Max. kapilární vodní kapacita	G <sub>D</sub> -G <sub>F</sub> 26,08
G <sub>E</sub>	Hmotnost pouze suché zeminy	308,99	RVK <sub>24</sub>	Retenční vodní kapacita (24h)	G <sub>E</sub> -G <sub>F</sub> 22,29
G <sub>F</sub>		286,70	P <sub>C</sub>	Pórovitost celková	100 · (M <sub>Z</sub> - O <sub>R</sub> ) / M <sub>Z</sub>
G <sub>F'</sub>		138,17	P <sub>K</sub>	Pórovitost kapilární	RVK <sub>24</sub> 22,29
	P <sub>S</sub>	Pórovitost semikapilární	W <sub>30</sub> -RVK <sub>24</sub>	5,00	
	P <sub>N</sub>	Pórovitost nekapilární	P <sub>C</sub> -W <sub>30</sub>	15,59	

Hmotnost (g)	A	Provdzuš ňnost půdy	Charakteristika (% obj.)		
			$P_C - W_{mom}$		
				19,21	
Sklíčko	27,76	MKK <sub>vz</sub>	Vzdušná kapacita půdy	$P_C - MKK$	16,80
Filtrační papír	0,57	RVK24 <sub>vz</sub>	Vzdušná kapacita půdy	$P_C - RVK_{24}$	20,59
Váleček	111,52	O <sub>R</sub>	Objemová hmotnost redukovan á	$G_F / 100$	1,38
Miska	8,68	M <sub>Z</sub>	Měrná hmotnost	Pyknomet ricky	2,42

Příloha č. 2: Rozbor neporušeného půdního vzorku (16. 12. 2016, České Budějovice)