

**JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA**

Katedra: Agroekosystémů

Studijní program: Fytotechnika

Studijní obor: Speciální produkce rostlinná

Vedoucí katedry: doc. Ing. Petr Konvalina, Ph.D.

TÉMA DISERTAČNÍ PRÁCE

**Environmentální, energetické a ekonomické aspekty pěstování vybraných
energetických rostlin**

*Environmental, economic and energy aspects of cultivation of selected energy
crops*

Autor disertační práce:

Ing. Jaroslav Bernas

Vedoucí disertační práce:

doc. Ing. Jan Moudrý, Ph.D.

ČESKÉ BUDĚJOVICE 2018

Prohlašuji, že jsem disertační práci na téma: „Environmentální, energetické a ekonomické aspekty pěstování vybraných energetických rostlin“ vypracoval samostatně, a veškerá použitá literatura, kterou cituji, je zařazena do seznamu v závěru práce. 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, elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

V Českých Budějovicích dne 22. 2. 2018

.....

Ing. Jaroslav Bernas, autor

Poděkování:

Tímto si dovoluji poděkovat vedoucímu disertační práce doc. Ing. Janu Moudrému, Ph.D. a konzultantovi prof. Ing. Janu Moudrému, CSc. a doc. Ing. Petru Konvalinovi, Ph.D. za cenné rady, odborné připomínky a všestrannou pomoc při vypracování. Dále děkuji všem kolegům z Katedry agroekosystémů a zejména pak Ing. Marku Kopeckému a Ing. Zuzaně Jelínkové za vynikající spolupráci při získávání a zpracovávání dat. Za trpělivost a podporu pak patří velké poděkování mé rodině a přátelům.

V Českých Budějovicích dne 22. 2. 2018

Abstrakt

Disertační práce je založena na posouzení vhodnosti pěstování vybraných energetických rostlin z pohledu environmentálních, energetických a ekonomických aspektů. Cílovou rostlinou této komparativní studie je v podmínkách České republiky nově zaváděná rostlina - *Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1, potenciálně vhodná k účelům výroby energie v bioplynových stanicích či prostřednictvím přímého spalování sklizené fytomasy. Ta je porovnávána s kukuřicí setou, chrasticí rákosovitou a ozdobnicí čínskou. Základní data byla získána z téměř pětiletého pěstování a sledování vybraných rostlin v poloprovozních maloparcelkových pokusech na pozemcích ZF JU v Českých Budějovicích. Výsledky hodnocení environmentálních dopadů jsou posuzovány pomocí metody LCA (*Life Cycle Assessment*), resp. její zjednodušené verze zaměřené na dopadovou kategorii Změna klimatu. K výpočtům je využit specializovaný software SimaPro s využitím jeho integrovaného charakterizačního modelu ReCiPe a databáze *Ecoinvent*. Sledovány jsou hodnoty energie potenciálně získatelné spálením sledovaných plodin, či výrobou elektřiny v kogenerační jednotce z vytvořeného bioplynu procesem anaerobní fermentace. Návazně je stanovena potřeba ploch pro pěstování jednotlivých plodin pro získání stejného množství energie. V práci je dále hodnocena technologická náročnost zakládání a ošetřování porostů vybraných energetických rostlin a využití jejich produkčního potenciálu. Výsledky shrnují data charakterizující vlastnosti jednotlivých rostlin, v rámci environmentálního dopadu jejich pěstování vyjadřují zátěž emisemi skleníkových plynů (v CO₂ eq) a vyčíslují základní ekonomické parametry jejich pěstování a energetického využití. Na základě údajů získaných při několikaletém pěstování Szarvasi-1 lze konstatovat, že nebyly potvrzeny predikované výnosové a energetické vlastnosti a její zařazení do osevních plánů jako alternativní energetické rostliny, i s ohledem na aspekty ekonomické, nelze jednoznačně doporučit. V porovnání s kukuřicí setou však přináší významné environmentální benefity v podobě nižší emisní zátěže na jednotku získané energie (kg CO₂ eq.GJ⁻¹) a též na jednotku plochy (kg CO₂ eq.ha⁻¹).

Klíčová slova

Fytomasa, OZE, hodnocení environmentálních aspektů, ekonomická, spalné teplo, výhřevnost, produkce bioplynu, emise skleníkových plynů

Abstract

The dissertation is based on the assessment of the suitability of cultivating selected energy plants from the point of view of environmental, energy and economic aspects. The target plant of this comparative study is the newly introduced plant in the conditions of the Czech Republic - *Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1, potentially suitable for energy production purposes in biogas stations or through direct combustion of harvested phytomass. This plant is compared with maize, reed canary grass and *Miscanthus sinensis*. The basic data was obtained from nearly five-year cultivation and monitoring of selected plants in pilot small-scale experiments on the plots at Faculty of Agriculture of University of South Bohemia in České Budějovice. The results of the environmental impact evaluation are assessed using the LCA method (*Life Cycle Assessment*), or its simplified version focusing on the Climate Change impact category. The SimaPro specialized software is used for the calculations using its integrated ReCiPe characterization model and the *Ecoinvent* database. The values of energy potentially obtainable by burning the monitored crops or by electricity production in the cogeneration unit from the biogas produced by the anaerobic fermentation process are monitored. Consequently, the need for areas for cultivating individual crops to obtain the same amount of energy is determined. The dissertation also assesses the technological difficulty of planting and treatment of selected energy plants and utilizing their production potential. The results summarize the data characterizing the properties of the individual plants, expressing the greenhouse gas emissions load (v CO₂ eq) in terms of the environmental impact of their cultivation and quantifying the basic economic parameters of their cultivation and energy utilization. Based on the data obtained during several years of cultivation of Szarvasi-1, it can be stated that the predicted yield and energy properties have not been confirmed and its inclusion in the crop rotation plans as an alternative energy plant, even with regard to the economic aspects, cannot be clearly recommended. Compared to maize, however, it brings significant environmental benefits in terms of lower emission load per unit of energy obtained (kg CO₂ eq.GJ⁻¹) and also per unit area (kg CO₂ eq.ha⁻¹).

Key words

Phytomass, RES, assessment of environmental aspects, economy, combustion heat, calorific value, biogas production, greenhouse gas emissions

Obsah

| | | |
|-----------|--|----|
| 1. | Úvod do problematiky | 9 |
| 2. | Literární přehled | 11 |
| 2.1 | Postavení fytohmasy mezi obnovitelnými zdroji energie a její úloha | 11 |
| 2.2 | Globální klima a jeho změny | 15 |
| 2.2.1 | Skleníkový efekt | 18 |
| 2.2.2 | Vybrané skleníkové plyny | 21 |
| 2.2.2.1 | Oxid uhličitý | 21 |
| 2.2.2.2 | Metan | 23 |
| 2.2.2.3 | Oxid dusný (N ₂ O) | 25 |
| 2.2.2.4 | Vodní pára | 27 |
| 2.2.2.5 | Ozón (O ₃) | 27 |
| 2.2.2.6 | Freony | 28 |
| 2.2.2.7 | Přímé a nepřímé emise skleníkových plynů | 28 |
| 2.2.2.7.1 | Přímé emise N ₂ O | 29 |
| 2.2.2.7.2 | Nepřímé emise N ₂ O | 29 |
| 2.3 | Příspěvek zemědělství ke globálním změnám klimatu | 30 |
| 2.3.1 | Zemědělství a hnojiva | 32 |
| 2.3.2 | Ekologické zemědělství | 35 |
| 2.4 | Posuzování životního cyklu | 37 |
| 2.4.1 | Normy | 38 |
| 2.4.2 | Fáze metody LCA | 39 |
| 2.4.2.1 | Definice cílů a rozsahu | 39 |
| 2.4.2.1.1 | Hranice systému | 41 |
| 2.4.2.1.2 | Alokace | 41 |

| | | |
|-----------|---|----|
| 2.4.2.1.3 | Funkční jednotka a referenční tok..... | 41 |
| 2.4.2.2 | Inventarizace..... | 42 |
| 2.4.2.3 | Hodnocení/posuzování dopadů na životní prostředí | 43 |
| 2.4.2.3.1 | Normalizace | 44 |
| 2.4.2.4 | Interpretace | 45 |
| 2.4.2.4.1 | Analýza citlivosti..... | 45 |
| 2.4.2.4.2 | Analýza neurčitosti..... | 45 |
| 2.4.3 | Zjednodušené posuzování životního cyklu..... | 46 |
| 2.4.4 | Další analytické nástroje environmentálního managementu | 47 |
| 2.4.4.1 | Posuzování životního cyklu..... | 47 |
| 2.4.4.2 | Hodnocení environmentálních rizik | 48 |
| 2.4.4.3 | Hodnocení přínosů a nákladů (CBA) | 48 |
| 2.4.4.4 | Analýza vstupů a výstupů (IOA)..... | 48 |
| 2.4.4.5 | Analýza materiálových toků (MFA)..... | 48 |
| 2.5 | Energetické rostliny | 49 |
| 2.5.1 | Jednoleté energetické rostliny..... | 51 |
| 2.5.1.1 | Kukuřice setá | 51 |
| 2.5.2 | Víceleté rostliny, vytrvalé rostliny a trvalé travní porosty | 53 |
| 2.5.2.1 | TTP a využití pro energetické účely..... | 54 |
| 2.5.2.2 | Vybrané vytrvalé energetické rostliny..... | 55 |
| 2.5.2.2.1 | Ozdobnice čínská (<i>Miscanthus</i>) | 56 |
| 2.5.2.2.2 | Chrástice rákosovitá (<i>Phalaris arundinacea</i> L.)..... | 58 |
| 2.5.2.2.3 | <i>Elymus elongatus</i> subsp. <i>ponticus</i> cv. Szarvasi-1 | 59 |
| 2.6 | Současné způsoby energetického využití fytomasy | 61 |
| 2.6.1 | Spalování fytomasy..... | 63 |
| 2.6.2 | Fytomasa a její využití ve výrobě bioplynu..... | 67 |

| | | |
|-----------|--|----|
| 2.7 | Ekonomická efektivita | 71 |
| 3. | Cíl práce | 75 |
| 3.1 | Užší stanovení cílů práce | 75 |
| 3.1.1 | Hodnocení životního cyklu | 75 |
| 3.1.2 | Energetická efektivnost..... | 76 |
| 3.1.3 | Ekonomická efektivnost..... | 76 |
| 3.1.4 | Hypotézy | 77 |
| 3.1.4.1 | Hypotéza 1 | 77 |
| 3.1.4.2 | Hypotéza 2 | 77 |
| 3.1.4.3 | Hypotéza 3 | 77 |
| 3.1.4.4 | Hypotéza 4 | 77 |
| 3.1.4.5 | Hypotéza 5 | 77 |
| 3.1.4.6 | Hypotéza 6 | 77 |
| 3.1.4.7 | Hypotéza 7 | 77 |
| 4. | Materiál a metoda | 78 |
| 4.1 | Hodnocení dopadů na životní prostředí | 78 |
| 4.1.1 | Definice cílů a rozsahu práce (angl. <i>goal and scope definition</i>)..... | 78 |
| 4.1.1.1 | Kritické přezkoumání | 78 |
| 4.1.1.2 | Hranice systému | 78 |
| 4.1.2 | Inventarizace (angl. <i>inventory</i>) | 79 |
| 4.1.2.1 | Sestavení vývojového diagramu – produktový systém | 80 |
| 4.1.2.2 | Inventarizační tabulky | 81 |
| 4.1.3 | Hodnocení dopadů životního cyklu | 82 |
| 4.1.3.1 | Metoda: <i>Simplified (streamlined) LCA</i> | 82 |
| 4.1.3.1.1 | Stanovení polních emisí | 83 |
| 4.1.3.2 | Indikátor kategorie dopadu | 86 |
| 4.1.3.3 | Software SIMA Pro | 86 |

| | | |
|---------|--|-----|
| 4.1.3.4 | Metoda ReCiPe..... | 87 |
| 4.1.3.5 | Databáze <i>Ecoinvent</i> | 90 |
| 4.1.4 | Interpretace | 91 |
| 4.2 | Polní pokusy | 92 |
| 4.2.1 | Charakterizace lokality | 92 |
| 4.2.2 | Agrotechnika a hnojení | 94 |
| 4.2.2.1 | Lesknice rákosovitá a Szarvasi-1 | 94 |
| 4.2.2.2 | Ozdobnice čínská..... | 96 |
| 4.2.2.3 | Kukuřice setá (referenční rostlina) | 97 |
| 4.2.3 | Sklizeň..... | 98 |
| 4.3 | Energetické aspekty | 99 |
| 4.3.1 | Stanovení spalného tepla a výhřevnosti..... | 99 |
| 4.3.1.1 | Analyzátor Vario EL Cube | 99 |
| 4.3.1.2 | Popis analýzy | 99 |
| 4.3.1.3 | Metody pro stanovení hodnot spalného tepla a výhřevnosti | 100 |
| 4.3.2 | Stanovení výtěžnosti bioplynu..... | 100 |
| 4.3.2.1 | Popis analýzy | 101 |
| 4.4 | Ekonomické aspekty | 102 |
| 5. | Výsledky a diskuse | 103 |
| 5.1 | Fytomasa pro účely BPS..... | 103 |
| 5.2 | Fytomasa pro účely přímého spalování | 121 |
| 5.3 | Environmentální aspekty produkce energetických rostlin..... | 141 |
| 5.4 | Ekonomické hodnocení | 148 |
| 6. | Závěr | 155 |
| 7. | Zdroje (dle systému APA) | 159 |
| 7.1 | Odborná literatura | 159 |
| 7.2 | Internetové zdroje | 189 |

| | | |
|-----|---------------------------------------|-----|
| 8. | Seznam použitých zkratk a pojmů | 194 |
| 9. | Přílohy..... | 199 |
| 9.1 | Seznam grafů | 199 |
| 9.2 | Seznam tabulek..... | 200 |
| 9.3 | Seznam obrázků..... | 204 |

1. Úvod do problematiky

Perspektiva vyčerpání fosilních surovin a paliv a současná nadprodukce potravin v zemích západní Evropy urychlila hledání nových alternativních zdrojů surovin pro průmyslové a energetické využití. Podle návrhů EU bude v roce 2020 pocházet 7-18 % produkce energie z obnovitelných zdrojů. Z těchto obnovitelných zdrojů by měla mít nezastupitelný podíl energie pocházející z biomasy včetně fytomasy cíleně pěstovaných energetických rostlin. Důvod pro rozvoj používání obnovitelných zdrojů v energetice spočívá ve snaze nahradit neobnovitelná fosilní paliva, snížit jejich spotřebu a také redukovat antropogenní emise skleníkových plynů, které vnikají do atmosféry. Získávání a užívání obnovitelných zdrojů energie je soubor vstupů a výstupů, z nichž každý má však také určitý potenciál podílet se na poškozování životního prostředí (například emisemi skleníkových plynů). Mají-li být obnovitelné zdroje energie řešením případného nedostatku neobnovitelných zdrojů surovin a nástrojem pro snížení globálního oteplování, respektive klimatických změn, je též potřeba umět zhodnotit environmentální interakce všech zúčastněných procesů včetně jejich možných sekundárních dopadů. Globální energetický problém je jednou ze součástí globálních problémů. Konkrétně patří do skupiny přírodně sociálních problémů, které pramení z porušených vazeb mezi přírodou a lidskou společností, kdy se zvyšuje počet obyvatel, zatímco zásoba přírodních zdrojů se zvyšuje pomaleji. Problematika získávání energie z obnovitelných zdrojů neztrácí na aktuálnosti. Vedle snahy zajistit energii z jiných než fosilních zdrojů je významný přínos obnovitelných zdrojů energie vnímán rovněž v jejich obecně nižších environmentálních dopadech. Zavádění obnovitelných zdrojů energie do praxe je tedy, vedle snah hospodářských a ekonomických, ovlivněno i snahou snižovat environmentální dopady lidské činnosti. Obnovitelné zdroje energie jsou bezesporu významným přínosem při snižování environmentálních dopadů energetiky jako takové. Prudký rozvoj určitých způsobů získávání energie z obnovitelných zdrojů (často umocněný finančními či politickými pobídkami) může vést k nežádoucí situaci, kdy jsou environmentální dopady naopak vyšší než v případě fosilních paliv. Tato problematika se týká jednak energetické výtečnosti celého životního cyklu obnovitelných zdrojů energie a jednak přenášením problematiky z jednoho sektoru (např. energetika) do jiného (např. zemědělská či lesnická produkce). Zvýšená

spotřeba určité obnovitelné suroviny pro účely energetiky může v důsledku vést k potřebě nahrazovat tuto surovinu surovinou jinou, jejíž získání či doprava může představovat zvýšené environmentální dopady. Hlavní výhodou využití fyto­masy v energetice je její nevyčerpatelnost jako zdroje energie. Lze očekávat, že v budoucnu může nahradit významnou část neobnovitelných klasických zdrojů energie. Roční celosvětová produkce energeticky využitelné biomasy (resp. fyto­masy) je obrovská a svým energetickým potenciálem by převyšovala roční objem produkce zemního plynu a ropy. Stále však existují jisté nedostatky, které znemožňují rychlejší rozšíření využití fyto­masy v energetice a patří mezi ně především zajištění dlouhodobé spolehlivé dodávky (včetně zpracování, skladovatelnost, sezónnost), nízká účinnost a malé výkony zařízení pro energetické využití fyto­masy, neukončený vývoj logistických prvků, cena aj. Nejen z těchto důvodů je podíl uplatnění fyto­masy na celkové spotřebě energie doposud velmi malý. Je třeba mít stále na mysli, že evropské zemědělství je historicky založeno na produkci potravin a nikoli na produkci energetických plodin. Zvýšené pěstování energetických plodin v Evropě zákonitě vede k potřebě dovážet větší díl potravin z jiných oblastí světa, což vede k narůstání emisí. Obdobná situace je i v lesnictví, kde značná část lesní produkce je zaměřena především na stavební dříví a nikoli na palivové dříví. Energetický potenciál zemědělství je třeba výrazně zefektivnit, pakliže chceme zemědělské plodiny používat za účelem získávání energie. Zemědělství je totiž velmi závislé na neobnovitelných surovinách.

2. Literární přehled

2.1 Postavení fyto­masy mezi obnovitelnými zdroji energie a její úloha

Jednou z hlavních podmínek trvale udržitelného rozvoje je úsporné využívání neobnovitelných zdrojů energie a postupný přechod na zdroje obnovitelné (dále jen OZE), jejichž význam neustále stoupá (Twidell a Weir, 2015). Na nutnost obecně hospodárného využívání energie upozorňuje Knápek et al. (2010) příkladem, že okolo 15 % energie, která představuje vstup do procesů, je ztracena v rámci její transformace a distribuce a dalších 20 % pak připadá na mobility spojené s prací spalovacích motorů. Celosvětová spotřeba energie roste s tím, jak se zvyšuje světový produkt (Musil, 2009). Nejvíce využívané energetické zdroje (především ropa a zemní plyn), nestačí pokrývat celkovou poptávku po energii, což vede k hledání jiných alternativ. Řešení by měly přinést právě obnovitelné zdroje energie (Johansson, 1993; Twidell a Weir, 2015). OZE jsou ve své podstatě transformovanou formou sluneční energie v různých formách (Panwar et al., 2011 a Pohořelý et al., 2012) a mají potenciál k tomu, aby nahradily současné zdroje energií (Quashing, 2008). V prosinci 2008 schválil Evropský parlament klimaticko-energetický balíček, v němž je stanoven cíl zvýšit podíl OZE na 13 % do roku 2020 (Evropská komise, 2008). Státní energetická koncepce ČR počítá s podílem OZE na trhu energií ve výši 15 % v roce 2030 a 30 % v roce 2050 (Ryvolová a Zemplinerová, 2010). Kupříkladu v roce 2004 se hrubá výroba elektřiny z OZE podílela na tuzemské hrubé spotřebě elektřiny cca 4 % (Knápek et al., 2010), v roce 2008 pak 5,5 % (Gebauer, 2007), v roce 2014 již 13,4 % (ERÚ, 2015) a v roce 2015 14,53 % (Bufka a Rosecký, 2016), čímž ČR překonala svůj původní závazek. K tomu Ryvolová a Zemplinerová (2010) uvádí, že podle Energetického regulačního úřadu měla v roce 2010 největší podíl na výrobě elektřiny z OZE biomasa (33 %), voda (27 %), vítr (19 %), slunce (7 %) a bioplyn (14 %). V Evropě pokrývá v současné době biomasa 2/3 podíl energie z obnovitelných zdrojů. Bude hrát klíčovou roli při dosahování cíle schváleného směrnici o využívání OZE ve výši 20 % na konečné spotřebě energie založené na obnovitelných zdrojích do roku 2020 (Hijazi et al., 2016), přičemž evropským lídrem ve využívání energie z biomasy je Německo (Sorda et al., 2013). Mezi další státy, jejichž velkým potenciálním zdrojem energie (v rámci OZE) je biomasa, patří

Rakousko, Maďarsko, Polsko, Slovensko, Slovinsko, Itálie, Dánsko a Česká republika (Knápek et al., 2010).

Podpora obnovitelných zdrojů energie, konkrétně energetického využití biomasy, je součástí několika operačních programů (CZ Biom, 2015). V důsledku své geografické polohy má Česká republika, s přihlédnutím k současným technologickým a organizačním možnostem, nízký nevyčerpaný potenciál vodní, větrné, sluneční a geotermální energie (Libra a Poulek, 2007; Malat'ák a Vaculík, 2008). Proto je hlavním potenciálním obnovitelným či alternativním zdrojem v ČR bioenergie zastoupená hlavně biomasou (Strašil, 2009; Pohořelý et al., 2012 a Vávrová et al., 2014). Využití energie z biomasy a odpadu představuje více než 90% podíl na celkovém využití OZE v ČR, ale i v Polsku či Maďarsku (Knápek et al., 2010). Je známa celá řada způsobů energetického využití biomasy (McKendry, 2002; Pohořelý et al., 2012; MZE, 2013 a Holečková, 2014). Převažuje však energetické využití vlhké biologicky rozložitelné biomasy v bioplynových stanicích (dále jen BPS) (Pohořelý et al., 2012), což je považováno za jeden z nejperspektivnějších obnovitelných zdrojů energie (Deublein a Steinhauser, 2011), či přímé spalování rostlinné biomasy (Raclavská et al., 2013) a to nejen v rámci ČR (Venendaal et al., 1997; McKendry, 2002; Lewandowski et al., 2003 a Sims et al., 2006). Biomasa je jediný energetický zdroj obsahující uhlík, který je dostatečně velký na to, aby mohl nahradit fosilní paliva (Šúri, 2004; McKendry, 2002). Pro představu lze uvést, že celkové atmosférické emise z fosilních paliv byly 6,79 a 8,35 gigatun uhlíku ročně v letech 2000 a 2010 a dle odhadů by se tyto emise měly zvýšit na 9,97 gigatun uhlíku v roce 2020 (Aysu, 2012). Biomasou se rozumí každý nefosilní organický zdroj obsahující vázanou chemickou energii (Šúri, 2004). Mezi hlavní zdroje biomasy patří dle Serafinová (2009) a Knápek et al. (2010) odpadní biomasa ze zemědělství (sláma a biomasa z trvalých travních porostů) a využití odpadu z lesnického průmyslu, přičemž nejrozšířenější způsobem získávání biomasy je využívání porostů cíleně pěstovaných energetických rostlin (Sims et al., 2006), která je pak souhrnně označována jako fytomasa (Petříková et al., 2006). Existuje řada rostlinných druhů vytipovaných k těmto účelům. Patří mezi ně dřeviny, traviny, byliny (jakožto víceleté až vytrvalé rostliny), škrobové a cukrové plodiny a olejniný (McKendry, 2002; Knápek et al., 2010), přičemž obecně platí, že vlastnosti ideálních energetických rostlin jsou vysoký výtěžek (maximální produkce sušiny), nízké energetické vstupy, nízké náklady na pěstování, minimální dopady na životní

prostředí a nízké nutriční požadavky (McKendry, 2002). Významným zdrojem fytomasy jsou i stávající trvalé travní porosty (dále jen TTP) (Raclavská et al., 2013). Plochy energetických rostlin se neustále rozšiřují (za posledních 10 let se zdesetinásobily) a poptávka po energetických rostlinách se bude (s největší pravděpodobností) i dále zvyšovat (McKendry, 2002; Zegada-Lizarazu a Monti, 2011 a Agris, 2011), a to především na pozemcích s nízkou ekonomickou efektivností intenzivní zemědělské výroby zaměřené dosud na tradiční potravinářské komodity, jejichž uplatnění na trhu i konkurenceschopnost trvale klesají (Koloničný a Hase, 2011). V ČR je asi 500 000 ha nevyužitá zemědělská půda (Koloničný a Hase, 2011). Cíleně pěstovaným energetickým rostlinám přitom patří jen cca 2 000 ha (Knápek et al., 2010). Značná část zemědělské půdy (přes 45 %) se nachází v horských a podhorských oblastech s nepříznivými půdními a klimatickými podmínkami, tudíž s nízkou ekonomickou efektivností intenzivní zemědělské výroby. Rozvoj nepotravinářského využití fytomasy dává nový prostor pro rozvoj zemědělství a také pro rozvoj venkova, pro uplatnění pracovních sil a zlepšení efektivnosti hospodaření zemědělských podniků i zpracovatelských kapacit (Součková a Moudrý, 2006).

Pěstování energetických rostlin jako OZE je považováno za přínosné z mnoha pohledů. Jedná se o redukovanou produkci CO₂ a dalších emisních polutantů, snižování závislosti na importovaných zdrojích primární energie, diverzifikace zemědělství, rozvoj pracovních příležitostí i v zemědělsky méně příznivých oblastech, postupné snižování závislosti na uhlí a další (Knápek et al., 2010). Tyto přínosy jsou pak zásadní především z pohledu snižování emisí CO₂ v ovzduší a tím zmírnění projevu klimatických změn (McKendry, 2002; Součková et al., 2006). Potenciální hrozba, kterou vzhledem k vysokým hladinám emisí skleníkových plynů představuje změna klimatu, se stala hlavním stimulem pro OZE obecně. V případě, že je biomasa využívána udržitelným způsobem, se při jejím energetickém využití (především pak při jejím spalování) uvolní zhruba stejné množství uhlíku, jaké bylo zakonzervováno v průběhu jejího růstu. Samotné využívání biomasy proto nepřispívá k hromadění CO₂ v atmosféře (McKendry, 2002; Knápek et al., 2010). Cílené pěstování některých energetických rostlin s sebou nese i jiné pozitivní dopady. Jedná se především o pěstování víceletých až vytrvalých energetických rostlin, které díky svému dlouhému životnímu cyklu (Lewandowski et al., 2000, Knápek et al., 2010) a obecnému charakteru vytrvalých rostlin zprostředkovávají trvalý pokryv půdy,

čímž zabezpečují ochranu půdy před vodní a větrnou erozí a sekvestrací oxidu uhličitého (Paustian et al, 1998; Clifton-Brown et al 2004; Deckmyn et al., 2004), ale také podporu biologické rozmanitosti (Hope a Johnson, 2003). Obecně tak představují důležitý nástroj pro zmírňování dopadů klimatických změn (Dhillon a von Wuehlisch, 2013, Bernas et al., 2015). Mezi tyto vytrvalé druhy energetických rostlin patří například ozdobnice čínská (*Miscanthus x giganteus*) (Scurlock, 1999; Lewandowski, 2000; Heaton et al., 2004; Felten et al., 2013 a Bernas et al., 2015), která svým výnosovým potenciálem a charakterem vytrvalé rostliny může přispět k snížení environmentálních dopadů v podobě skleníkových plynů (GHG) (Boehmel et al. (2008). Dále některé druhy energetických trav, jako *Phalaris arundinacea* L. (Smyth et al., 2009; Kryzeviciene , 2007; Adamovics, 2009; Nilsson et al., 2015 a Kopecký et al., 2015) a *Elymus elongatus* subsp. ponticus cv. Szarvasi-1 (Csete et al., 2011; Mast, 2014; Bernas et al., 2014 a Szabó, 2014).

K rozvoji pěstování energetických rostlin došlo i díky nárůstu bioplynových stanic v podmínkách ČR (Mužík a Kára, 2009 a Bouchner, 2015), ale i celé Evropy (Hijazi et al., 2016). Pro účely BPS je však, nejen v podmínkách České republiky, nejčastěji využívána kukuřice setá (Chloupek et al., 2005; Graebig, 2010 a Haag et al., 2015), právě jako vstupní surovina (Kára, 2006; Ahlgren et al., 2010; Wilkinson, 2015) pro výrobu bioplynu (Massé et al., 2010). Ten je percipován jako významný obnovitelný zdroj energie (Poeschl et al., 2010 a Poeschl et al., 2012).

Z obecného hlediska je však kukuřice setá vnímána jako rostlina představující značnou zátěž pro životní prostředí (Mast et al., 2014; Vogel et al., 2015 a Haag et al., 2015), a to i z pohledu vysokých energetických vstupů (např. v podobě minerálních hnojiv, pohonných hmot, přípravků na chemickou ochranu rostlin aj.). Kukuřici setou je v tomto ohledu možno alespoň z části zastoupit jinými (nejlépe vytrvalými) rostlinami, taktéž vhodnými pro tento způsob využití (Amon et al., 2007 a Mast et al., 2014). Takovéto rostliny by měly mít vysoký energetický a výnosový potenciál, spolu s minimálními environmentálními dopady (Boehmel et al., 2008). Otázkou však je samotný dopad zemědělské výroby na produkci skleníkových plynů a to především v porovnání pěstování jednotlivých energetických rostlin (Dornburg et al., 2008).

2.2 Globální klima a jeho změny

Problematika globálního oteplování a klimatických změn je v současnosti aktuální téma, jemuž se věnuje značné množství publikací (Kočí, 2009). Energetická a klimatická problematika dospěla do středu zájmu široké veřejnosti. Souvislosti mezi spotřebou energií a globálním oteplováním jsou známy již mnoho let. Již tehdy bylo vyzýváno k rychlé transformaci způsobů získávání energie za účelem zmírnění změn klimatu, které jsou již zcela evidentní. Kromě klimatických změn dochází i rekordnímu růstu cen ropy a zemního plynu, protože tyto zdroje nestačí pokrývat naši spotřebu. To nutí společnost hledat jiné zdroje energie a alternativy těchto surovin. Řešení pak mohou přinést obnovitelné (regenerativní) zdroje energie (Quaschnig, 2010), mezi které patří také již zmiňovaná energie z cíleně pěstované fytomasy (Hijazi et al., 2016). Především prostřednictvím OZE lze omezit nebo ukončit závislost na stále dražších a krizovějších surovinách, jakými jsou ropa nebo uran a uspokojit tak energetickou potřebu udržitelnými a klimaticky šetrnými zdroji (Quaschnig, 2010).

Globální oteplování je planetární jev zachycování energie v atmosféře. Klimatické změny jsou pozorované změny v počasí a s ním spjaté regionální či lokální projevy počasí (Kočí, 2009). V souvislosti s klimatickými změnami se pak mluví spíše o změnách intenzity projevu skleníkového efektu na Zemi v důsledku změn koncentrace skleníkových plynů (Nátr, 2006), způsobeného plynů přítomnými v atmosféře vlivem antropogenních aktivit, mezi které patří i intenzivní zemědělská činnost (Frouz a Moldan, 2015). Globální oteplování, vyplývající ze zmiňovaného navyšování emisí skleníkových plynů, se stalo v zemědělské výrobě jedním z hlavních problémů (Koga et al., 2006). Za účelem snížení emisí skleníkových plynů z agro-ekosystémů, je důležité analyzovat celkové emise a absorpce emisí skleníkových plynů v rámci zemědělských produkčních systémů. Od samotného vzniku Země se projevuje tzv. skleníkový efekt. Skleníkové plyny se v zemské atmosféře vyskytovaly (v různé koncentraci) trvale (Frouz a Moldan, 2015) a některé mají schopnost pohlcovat infračervené paprsky, které vyzařuje povrch Země. Atmosféra Země je tvořena směsí plynů, většinou molekul dusíku (78 % objemu) a kyslíku (21 % objemu) a vodní páry, CO₂, O₃ a další složky atmosféry (CH₄, CO, NO, CFC, ClO, Ar) představují zbývající 1 % (Trenberth, 1992 a Quaschnig, 2010). Plyny dusík a kyslík, které tvoří převážnou většinu atmosféry (99 %), záření

ani nepohlcují ani nevysílají. Vodní pára, oxid uhličitý (CO₂) a některé další plyny (Houghton, 1995), jako metan (CH₄), oxid dusný (N₂O), oxid dusnatý (NO) a ozón (O₃) (Lal et al., 1998), které jsou obsažené v ovzduší v mnohem menších množstvích, určitou část tepelného záření, jež opouští povrch Země, pohlcují a způsobují rozdíl asi 21°C mezi skutečnou a průměrnou povrchovou teplotou na Zemi. Ta se pohybuje zhruba kolem 15°C a hodnotou -6°C. Lal et al. (1998) uvádí teplotu -18°C, která by nastala v atmosféře obsahující pouze kyslík a dusík (Houghton, 1995). Tento přírodní jev přispívá k udržování teplot vhodných pro život (Houghton, 1998). Posledních 8 000 let je klima poměrně stálé, jen s malými změnami nepřesahujícími 1°C za století. Tyto stabilní podmínky umožnily vývoj společnosti a ekosystémů do podoby, v jaké je známe dnes (Anonym 1, 2009) s čímž souhlasí Kočí (2009) a dodává, že civilizační a ekonomické hodnoty současné lidské společnosti jsou do značné míry závislé na stávajících klimatických poměrech. Změna klimatu (angl. climate change) může mít pro lidskou společnost dalekosáhlé důsledky i vzhledem k tomu, že většina současných prognóz předvídá dopady negativní.

Klima se nyní mění rychleji. Přírozené příčiny nemohou samy o sobě způsobovat tak rychlé oteplování, které nemá za posledních 1 000 (dle některých studií i 2 000) let období. Koncentrace CO₂ a CH₄ v atmosféře jsou dnes nejvyšší nejméně za 650 000 let (Změna klimatu, 2009). Quaschnig (2010) udává, že globální povrchová teplota se mezi roky 1906 a 2005 zvýšila o 0,74°C a předpokládá se zvýšení o 1,4-5,8°C během jednadvacátého století (Dhillon a von Wuehlisch, 2013). Podle Nemešová a Pretel (1998) si pod pojmem změna klimatu lze představit jak antropogenní změny (vyvolané lidskou činností), tak změny přírozené. O příčinách změn klimatu se i přesto neustále diskutuje. Dlouhou dobu skeptici změnu klimatu zpochybňovali. Dnes už však nikdo nepochybuje, že k oteplování dochází. V současnosti se hledá spíše viník, na něhož by se mohly svést přírodní účinky - například sluneční aktivita. Ta byla údajně v minulých desetiletích větší než za dobu předchozích 8 000 let. Je prokázáno, že se množství záření, které na Zemi dopadá, mírně navýšilo. Vědci však vylučují, že by to způsobilo oteplování Země. V nejlepší případě jde pouze desetina pozorovaného nárůstu teplot na vrub narůstající sluneční aktivity (Quaschnig, 2010). Zatím nejpravděpodobnější příčinou oteplování je právě vzrůstající podíl stopových plynů v atmosféře, vyvolaný antropogenní aktivitou (Nemešová a Pretel,

1998). Koncentrace plynů, které následně způsobují oteplování, se v posledních desetiletích významně zvýšila a významně zesílila přirozený skleníkový efekt (Quaschnig, 2010).

Metelka a Tolasz (2009) tvrdí, že přibývající koncentrace skleníkových plynů povedou evidentně ke změnám celého klimatického systému. Tyto změny při určitém zvýšení koncentrace skleníkových plynů však nemusí být stejné na všech místech na Zemi (Quaschnig, 2010). Obecně oteplení bude nad pevninou větší než nad oceány. Narůstající emise oxidu uhličitého do atmosféry jsou příčinně spojovány s celkovým oteplováním planety a se změnami globálního zemského klimatu (Pretel, 2012). Od začátku 19. století se koncentrace CO₂ v atmosféře zvýšila téměř o polovinu (Jůzlová a kol., 2004). Dle Lal et al. (1998) se koncentrace CO₂ zvýšila z 280 ppm (*parts per million*) v roce 1850 na 365 ppm v roce 1996, což představuje navýšení o 0,5 % ročně. V lokálním měřítku se jedná o závažný jev, ale z hlediska celé planety jde o změnu zásadního charakteru (Jůzlová a kol., 2004). Mezinárodní panel pro změnu klimatu (*Intergovernmental Panel on Climate Change* - IPCC) uvádí ve své 4. hodnotící zprávě z roku 2007, že hrozba změny klimatu je bezprostředním a vážným nebezpečím pro život na Zemi (Niggli, 2011). Nejvíce zřejmou součástí této změny je oteplení naprosté většiny pevnin, negativní ovlivnění vodních zdrojů a zvýšená intenzita extrémních hydrometeorologických událostí (Metelka a Tolasz, 2009).

Problém změny klimatu se na mezinárodním vědeckém fóru začal diskutovat v 70. letech minulého století. V roce 1988 založily organizace UNEP (*United Nations Environment Programme*) a WMO (*World Meteorological Organization*) Mezivládní panel o klimatické změně (*Intergovernmental Panel on Climate Change* – IPCC) jako nezávislý vědecký a technický orgán pro zkoumání problému klimatické změny. Jeho první zpráva v roce 1990 dala podnět k jednání o mezinárodní úmluvě o klimatické změně (Jílková, 2003). Na První konferenci OSN o životním prostředí a rozvoji v Rio de Janeiro byla otevřena k podpisu Rámcová úmluva OSN o změně klimatu (*United Nations Framework Convention on Climate Change* – UNFCCC). Do roku 2003 k ní přistoupilo či ji ratifikovalo více než 180 států. Rámcová úmluva OSN o změně klimatu obsahuje řadu obecných pravidel a závazků, které jsou smluvní státy povinny dodržovat (Jílková, 2003 a Knápek et al., 2010).

Z Rámcové úmluvy OSN o změně klimatu z roku 1992 a Kjótského protokolu, který byl předložen k podpisu v roce 1998 (Van Vuuren et al., 2006 a Braniš et al., 2009), vyplynula také povinnost pravidelného monitorování emisí a skleníkových plynů (Fott et al., 2003 a Hromádka et al., 2010). Úmluva obsahuje dva dodatky. Dodatek I uvádí seznam hospodářsky vyspělých zemí (státy OECD s výjimkou Jižní Korey a Mexika) a tranzitivní ekonomiky (většina států střední a východní Evropy). Dodatek II je podmnožinou států Dodatku I. Státům obou dodatků úmluva ukládá přijmout přísnější opatření. Vrcholným orgánem Rámcové úmluvy je Konference smluvních stran (*Conference of Parties – COP*), která každoročně zasedá a přijímá rozhodnutí ke konkrétnímu prosazování ustanovení Rámcové úmluvy (Jílková, 2003). Ve snaze zmírnit změny klimatu bylo podepsáno několik mezinárodních dohod. Jedna z posledních, schválená na Summitu G8 v roce 2008, si vytýčila za cíl redukcí skleníkových plynů o 50 %. Tato redukce bude muset nastat ve všech odvětvích lidské činnosti, včetně zemědělství (Scherr a Sthapit, 2008).

S přesnějším formulováním ochrany klimatu a konkretizací pravidel jeho ochrany, se začaly rozvíjet i systémy transakcí a obchodování s právy na emise do ovzduší i na využití jiných statků životního prostředí, které představují velmi rychle se rozvíjející instrument. Obchodování s emisemi představuje specifický nový trh. Obchodovanou komoditou však nejsou přímo emise, ale právo určité škodliviny emitovat v konkrétním časovém úseku. Konkrétní systémy obchodování jsou upraveny zákonem na národní úrovni nebo mezinárodním právem a tyto dokumenty obsahují přesně formulované pojmy včetně označení obchodovaných komodit (Knápek et al., 2010). Svendsen (2011) však uvádí, že například transport a zemědělství, coby druhý a čtvrtý největší producent emisí skleníkových plynů v rámci Evropské unie, nejsou do systému ETS (*Emission trading system*) zahrnuti. Zemědělství navíc zatím příliš nefiguruje v debatách o produkci skleníkových plynů, a to i přesto, že v rámci Evropské unie vyprodukuje takřka jednu desetinu z jejich celkového objemu. Nezbytností je tak další rozvoj výzkumu tímto směrem (Niggli, 2011) (viz kapitola 2.3).

2.2.1 Skleníkový efekt

Skleníkový efekt na Zemi se projevuje od samotného vzniku Země. Skleníkové plyny se v různé koncentraci v její atmosféře vyskytovaly trvale. V současné době

bychom tedy měli mluvit přesněji o změnách intenzity projevu skleníkového efektu na Zemi v důsledku změn koncentrace skleníkových plynů (Nátr, 2006). O zvýšeném skleníkovém účinku mluvíme v případě navýšení účinku způsobeného plyny přítomnými v atmosféře vlivem aktivit lidí (např. intenzivní zemědělská činnost) (Kalvová, Moldan, 1996 a Meehl et al., 2007). Zatím není zcela zřejmé, do jaké míry jsou tyto změny přirozené a do jaké míry jsou ovlivňovány lidskou činností. Existuje mnoho nejistot a stále se intenzivně diskutuje o tom, nakolik je problém klimatických změn dán přirozeným vývojem či představuje negativní důsledek lidské aktivity (Nemešová a Pretel, 1998). Právě antropogenní podíl změn, zejména z hlediska emisí skleníkových plynů (GHG) však může být regulován, přičemž tato aktivita je jednou z priorit trvalé udržitelnosti (Meehl et al., 2007).

Skleníkovými plyny označujeme složky ovzduší, které se podílejí na vzniku skleníkového efektu (Barros, 2006). Některé plyny v atmosféře mají schopnost pohlcovat infračervené paprsky, které vyzařuje povrch Země za vzniku přírodního jevu, zvaného skleníkový efekt. Ten přispívá k udržování teplot vhodných pro život (Houghton, 1998). Jednotlivé skleníkové plyny se navzájem liší svými radiačními vlastnostmi (což znamená, že stejné množství různých plynů může absorbovat velmi rozdílné množství infračerveného záření) a dobou existence v atmosféře (tj. průměrnou dobou, po kterou se uchovávají v atmosféře, než jsou rozloženy na jiné látky, pohlceny rostlinami či oceány apod.) (Fuglestvedt et al., 2003). Přírodními skleníkovými plyny jsou dle Barros (2006) vodní pára, oxid uhličitý, metan, oxid dusný a ozón. Zemské planetární klima je ovlivněno množstvím tepelné energie obsažené v atmosféře. Zdrojem tohoto tepelného záření je Slunce. Země udržuje svoji tepelnou stabilitu díky rovnováze mezi dopadajícím krátkovlnným slunečním zářením a vyzařovaným zářením infračerveným, unikajícím z atmosféry Země. Čím větší množství energie atmosféra zachycuje, tím vyšší je její průměrná teplota. Zvyšování množství zadržené energie v atmosféře vede k jevu nazývanému globální oteplování (GW - angl. *Global warming*), jehož důsledkem vznikají klimatické změny (Kocí, 2009; Moldan, 2010).

Důsledkem antropogenně vyvolaného růstu obsahu skleníkových plynů v ovzduší je zvyšování skleníkového efektu zemské atmosféry (Moldan, 2010). Metelka a Tolasz (2009) jsou přesvědčeni, že je největším antropogenním zdrojem skleníkových plynů bezesporu spalování fosilních paliv: uhlí (40 %), ropy (40 %) a zemního plynu (20 %). Nemešová a Pretel (1998) tvrdí, že tzv. skleníkové plyny

(např. oxid uhličitý), které jsou v hojné míře vypouštěny do atmosféry, patrně vyvolaly jen v tomto století růst globální teploty zhruba o 0,5°C. Antropogenně vyprodukované skleníkové plyny rovněž narušují ozonovou vrstvu (Braniš et al., 2009). Masivní nárůst emisí skleníkových plynů v životním prostředí má dle Doringera a Freyera (2008) dopad na nevratnou ztrátu mnoha rostlin a živočichů, ale i na znečištění podzemních vod.

Metelka a Tolasz (2009) tvrdí, že by bez skleníkových plynů byla průměrná teplota atmosféry v blízkosti zemského povrchu asi o 33°C nižší, než je dnes. Infračervené záření ze zemského povrchu pohlcují a skleníkový efekt však způsobují jen některé složky ovzduší (Moldan, 2010). Plyny dusík a kyslík, které tvoří převážnou většinu atmosféry (99 %), záření ani nepohlcují ani nevysílají. Vodní pára, oxid uhličitý a některé další plyny, obsažené v ovzduší v mnohem menším množství, určitou část tepelného záření, jež opouští povrch Země, pohlcují. Tyto plyny působí tedy na vyzařování jako částečná „pokrývka“ a způsobují rozdíl asi 21°C mezi skutečnou a průměrnou povrchovou teplotou na Zemi, jež se pohybuje asi kolem 15°C a hodnotou -6°C, která by nastala v atmosféře obsahující pouze kyslík a dusík (Houghton, 1995). Podle Acot (2005) se stav planety výrazně zhoršil a pokračuje znečišťování ovzduší, znečišťování moří i sladkých vod, ubývání ozónové vrstvy, odlesňování (17 milionů hektarů ročně), úmyslné vypouštění ropných odpadů do světového oceánu (více než 10 milionů tun ročně, nemluvě o únicích po haváriích).

Legget (1992) je přesvědčen, že se klimatické změny projevují nejrychleji na ekosystémech. Mezi základní reakce organismů na klimatické změny patří migrace, a proto musíme očekávat, že i při budoucích klimatických změnách bude hlavní sebezáchovnou odpovědí organismů alespoň pokus o migraci. Většina organismů, zvláště stromů, není schopna migrovat takovou rychlostí, která by jim umožnila zůstat v rovnováze s budoucím klimatem, a budou nahrazeny ruderními druhy. Ve studii Schobben et al. (2016) je pak klimatická změna (v nagl. zkratce GW) posuzována ve vztahu k eutrofizaci. Nejméně ve třech případech z pětice globálního vymírání za posledních 500 milionů let na naší planetě hrál podstatnou roli pokles obsahu kyslíku a nárůst sirovodíku (H₂S) v oceánech vlivem globálního oteplování. Oteplování totiž způsobuje kaskádu biogeochemických cyklů, které nakonec způsobí vymírání. Oteplení podnebí způsobuje eutrofizaci kontinentálního šelfu, jejímž důsledkem je rozšíření mrtvých zón s velmi nízkým

obsahem kyslíku. Takové prostředí je příznivé pro rozšíření bakterie redukující síran na H_2S , který je pro ostatní organizmy jedovatý. K rozšiřování těchto „mrtvých zón“ v oceánech už dochází, přičemž hlavními faktory jsou zvýšený přísun dusíku a fosforu a růst teploty oceánu. Problém poklesu kyslíku a potenciální vymírání se netýká pouze oceánů, ale i velkých sladkovodních jezer.

2.2.2 Vybrané skleníkové plyny

Atmosférické koncentrace skleníkových plynů CO_2 , CH_4 a N_2O se zvyšují rychlostí přibližně 0,4, 0,6 a 0,25 % za rok, v daném pořadí (IPCC, 1996; Šimek, 2003). Vzhledem k tomu, že tyto nárůsty přispívají ke změnám zemského klimatu, zvyšuje se zájem o jejich vyčíslení. Zemědělská činnost je považována za jeden z hlavních zdrojů emisí skleníkových plynů, zejména N_2O a CH_4 , které představují přibližně jednu pětinu ročního zvýšení radiačního působení (Flessa et al., 2002).

Pro účely vyčíslení emisních zátěží se jednotlivé skleníkové plyny převádí na společný ukazatel, kterým je CO_2 ekvivalent. Stejná koncentrace různých skleníkových plynů má totiž velmi rozdílné důsledky pro zvýšení absorpce dlouhovlnného záření. Znamená to tedy, že určité skleníkové plyny jsou účinnější než jiné (Watson et al., 1990; Watson et al., 1992; Flessa et al., 2002). Tyto plyny (CO_2 , N_2O , CH_4) jsou navíc charakterizovány jako skleníkové plyny s přímým dopadem na klima (Smith et al., 2008). Přičemž nejúčinnějším skleníkovým plynem produkovaným zemědělstvím je oxid dusný (N_2O) (Mosier et al., 1998, Smith et al., 1997). Jeden kilogram tohoto plynu má stejný skleníkový účinek jako 289 kg CO_2 (Nátr, 2005).

2.2.2.1 Oxid uhličitý

Obecně nejvýznamnějším skleníkovým plynem vznikajícím v důsledku lidské činnosti je oxid uhličitý (CO_2). Ten tvoří 82 % veškerých emisí skleníkových plynů produkovaných 27 členskými zeměmi EU (Změna klimatu, 2009 a Eurostat, 2017), přičemž na celkovém oteplování se ze všech člověkem emitovaných plynů podílí oxid uhličitý asi 55 % (Žalud, 2009). Přesná měření koncentrace plynů v atmosféře prokázala jednak sezónní kolísání koncentrace CO_2 , jednak jeho stále vzrůstající obsah. Průměrná koncentrace CO_2 v nižších vrstvách atmosféry se v roce 1988 uváděla 351,2 ppmv (ppmv = *part per million* objemově) a celkový obsah uhlíku v ovzduší 747 Pg (Petagram) ($Pg = 10^{15}g$), zatímco v roce 2001 se již uváděla

koncentrace 364 ppmv CO₂ (Šimek, 2003). Vzestup koncentrace CO₂ je hlavně důsledkem využívání fosilních zdrojů energie (Quaschnig, 2010), což představuje až 80 % z celkových emisí CO₂, dále pak změna v užívání půdy, spalování biomasy a také eroze (celkem 20 %) (Nátr, 2006). Dle Šimek (2003) se na zvyšování koncentrace CO₂ v atmosféře nejvíce podílí právě spalování fosilních paliv a biomasy, zemědělství, respirace organismů a průmyslová činnost (např. výroba cementu). Kumulativní výdej CO₂ za posledních 160 let se odhaduje na 240 Gt C (gigatun, giga = 10⁹) ze zemědělství a kolem 200 Gt C ze spalovacích procesů. Veškeré antropogenní emise CO₂ (k roku 2003) činí asi 7,1 Gt C za rok, přičemž nárůst CO₂ v atmosféře odpovídá množství pouze 3,2 Gt C. Zbytek, tj. více jak 1/2 emitovaného CO₂, se imobilizuje v suchozemských a vodních ekosystémech (většina jako uhličitany a hydrogenuhličitany v oceánech). Rees (2005) tvrdí, že je dnes obsah oxidu uhličitého v atmosféře ve srovnání s dobou před průmyslovou revolucí vyšší již o více než polovinu; příčinou je rostoucí spotřeba fosilních paliv. Jestliže spalujeme fosilní paliva, jde v podstatě o oxidaci. V tomto procesu se využívá aspektu, že uhlík obsažený v derivátech ropy, v zemním plynu nebo uhlí, reaguje s kyslíkem ze vzduchu se současným vznikem tepla. Jako odpadový produkt pak vzniká CO₂. Ročně se takovýmto způsobem vyprodukuje 25 miliard tun CO₂. Každý obyvatel Země pak vyrobí ročně minimálně 4 000 kg CO₂. Emise v jednotlivých zemích se přitom, stejně jako spotřeba energie, výrazně liší (Quaschnig, 2010). Narůstající emise oxidu uhličitého do atmosféry jsou příčinně spojovány s celkovým oteplováním planety a se změnami globálního zemského klimatu (Pretel, 2012). Velmi silně pohlcuje dlouhovlnné infračervené záření, které emituje povrch planety. Podílí se na přirozeném skleníkovém efektu z 9-26 %. Oxid uhličitý a metan jsou rovněž součástí tzv. globálního uhlíkového cyklu (Nátr, 2006). V ČR se nezdá být problémem dodržování zmiňovaného Kyotského protokolu. Nicméně emise CO₂ na hlavu jsou významně vyšší než průměr (tehdejší) EU-15 (14,25 t CO₂ eq pro ČR a 12,95 t CO₂ eq pro EU-15) (Knápek et al., 2010). Oproti tomu má ČR zásadní problémy na poli látek znečišťujících ovzduší, podmíněnými polycyklickými aromatickými uhlovodíky (PAHs) a přízemním ozonem (Knápek et al., 2010).

Kupříkladu lesy a lesní půda obsahují přibližně trojnásobně větší množství uhlíku než zemská atmosféra. Lesní hospodářství zabezpečuje tzv. propady emisí oxidu uhličitého (Jílková, 2003), což je způsobeno především tím, že mezi

suchozemskými ekosystémy a atmosférou existuje velká výměna uhlíku, a to zejména prostřednictvím CO₂, metanu a v menší míře i dalších uhlíkatých sloučenin (Šimek, 2003). Za největší rezervoár uhlíku je považován oceán, který obsahuje kolem 37 000 gigatun (miliard tun) uhlíku (Metelka a Tolasz, 2009). Z tohoto množství připadá na povrchové vody jen 700 Pg C, avšak cyklus uhlíku, tj. výměna C mezi atmosférou a hydrosférou, se pochopitelně odehrává zejména v této části vodstva (Šimek, 2003). Podle Houghton et al. (1990) se do atmosféry v souvislosti se změnami ve využívání půdy, zejména díky kácení lesů, vypalování savan apod. dostalo přibližně 115 Gt uhlíku. Celkové množství uhlíku, které bylo za toto období do atmosféry uvolněno, činí přibližně třetinu jeho původního obsahu v atmosféře. Pro zajímavost, při výdechu člověka obsahuje vydechovaný vzduch asi 4 % CO₂. Ročně každý člověk vydýchá do atmosféry zhruba 350 kg CO₂ (Quaschnig, 2010). Kromě CO₂ mohou v procesech rozkladu organických látek (v rámci cyklu uhlíku) za anoxických podmínek vznikat i další uhlíkaté sloučeniny, a to zejména metan a sirouhlík. Z hlediska celkového koloběhu uhlíku jsou tyto látky minoritní. Metan uvolňovaný z půdy do atmosféry však hraje důležitou roli ve fyzikálně chemických procesech v atmosféře, kde vedle CO₂ a N₂O působí jako jeden z hlavních skleníkových plynů (Šimek, 2003). Nyní se přesto odhaduje, že v roce 2016 došlo v EU k poklesu emisí oxidu uhličitého ze spalování fosilních paliv o 0,4 % ve srovnání s předchozím rokem. V rámci České republiky pak došlo k poklesu o 0,7 %, přičemž se Česká republika podílí zhruba 3 % na celkové produkci CO₂ z energetického sektoru v EU (Eurostat, 2017).

2.2.2.2 Metan

Koncentrace metanu v troposféře je odhadována na zhruba 1,75 µl CH₄.l⁻¹. Na nárůstu metanu v atmosféře se podílejí jak přirozené procesy, tak lidská činnost (Šimek, 2003; Šimek a Macková, 2015). Z přirozených procesů jsou nejvýznamnější tvorba metanu anaerobními bakteriemi a archea v anoxických prostředích v půdách a sedimentech, v trávicích traktech živočichů aj. Emise metanu související s lidskou činností jsou však několikanásobně vyšší než emise z přirozených procesů (Kalač et al., 2010). Největší podíl emisí připadá na rýžová pole, spalování biomasy a fosilních paliv a na tvorbu a emise CH₄ v trávicích traktech hospodářských zvířat. Významné jsou také emise ze skládek odpadů a z odpadních vod (Šimek, 2003; Šimek a Macková, 2015). Metan je důležitý skleníkový plyn a jeho atmosférická

koncentrace se téměř ztrojnásobila od doby před průmyslovou revolucí. To hraje centrální roli v atmosférické chemické oxidaci a ovlivňuje úroveň stratosférického ozonu a vodní páry (Keppler et al., 2006). Přibližně 1 % atmosférické části cyklu C připadá na metan. Jeho současná koncentrace v atmosféře je kolem 1,72 ppmv, což představuje obsah v ovzduší asi 3 Pg C. Oxidací metanu a dalšími procesy se tvoří oxid uhelnatý (CO). Jeho atmosférická koncentrace kolísá mezi 0,05 a 0,20 ppmv, celkový obsah v ovzduší je 0,2 Pg C (Šimek, 2003). Je také známo, že metan je mnohem účinnější pohlcovač dlouhovlnného infračerveného záření než CO₂ (Nátr, 2006). Většina metanu z přírodních zdrojů, který je v atmosféře, pochází z anaerobních biologických procesů. Jako významný zdroj metanu je pak považován suchozemský rostlinný materiál v různých fázích biologického procesu (Keppler et al., 2006). Mezi další zdroje metanu řadí Nátr (2006) močály (20 %) a uhelné sloje (10 %). Tento zdroj metanu mohl mít v minulosti vliv na klimatické změny na Zemi a jeho množství se odhaduje na 62-236 Tg.rok⁻¹ pro živé rostliny a 1-7 Tg.rok⁻¹ rostlinného opadu (1 Tg = 10¹² g) (Keppler et al., 2006).

Zemědělství a související činnosti představují asi 2/3 všech antropogenních emisí CH₄ (Duxbury et al., 1993). Biologická produkce CH₄ v anaerobním prostředí jako je střevní fermentace přežvýkavců, zatopená rýžová pole (Metelka a Tolasz, 2009) a management (např. skladování) organických hnojiv je zásadním zdrojem CH₄ v zemědělství (IPCC, 1996). Emise ze skladování statkových hnojiv jsou ovlivněny způsobem a dobou skladování (Woodbury a Hashimoto, 1993). Podstatné navýšení produkce CH₄ emisí může nastat, když je hnůj rozkládán právě v anaerobním prostředí (Flessa et al., 2002). Staud a Reimer (2009) tvrdí, že každá kráva nebo býk vytvoří denně v bachoru něco mezi 140 a 600 litry metanu (přesné množství záleží na typu skotu a skladbě krmiva). Ahlgrimm a Gädeken (1990) odhadují za průměrné množství CH₄, které je přímo emitováno dobyt看em enterickou fermentací na 52 kg na jedno zvíře (o hmotnosti 500 kg) ve věkové skupině 6-12 měsíců a 60 kg na jedno zvíře ve věkové skupině 12—24 měsíců. Oproti tomu přímé emise N₂O ze skotu jsou považovány za zanedbatelné (Tiedje, 1988). Mimo jiné mohou zemědělské praktiky ovlivňovat atmosférickou koncentraci CH₄ zásahy i v aerobních půdách (Flessa et al., 2002). Odhaduje se, že zhruba 3-9 % světového atmosférického CH₄ je vyprodukováno biologickou oxidací v aerobních půdách (Prather a kol., 1995). Lidstvo zvýšilo koncentraci metanu v atmosféře o 145 % nad množství, které by bylo přítomné v přirozených podmínkách (Nemešové a Pretela,

1998). Globální metanové emise činí zhruba 500 mil. tun ročně, z toho 205 tun připadá na zemědělství (Daxbeck, 2008).

2.2.2.3 Oxid dusný (N₂O)

Oxid dusný, známý jako bezbarvý plyn a nosný plyn aerosolů, se tvoří při biologických přeměnách dusíkatých sloučenin (Šimek, 2003). Existuje mnoho zdrojů N₂O, a to jak přírodních tak antropogenních. Jejich společným charakteristickým rysem je nesnadnost kvantifikace každého z nich. Hlavními antropogenními zdroji jsou dusíkatá hnojiva, doprava, spalování fosilních paliv a biomasy (Kalvová, Moldan, 1996). Kalač a kol., (2010) uvádí, že oxid dusný je produkován především z neobdělávaných půd, přeměnou dusíkatých hnojiv, spalováním biomasy a z oceánů. Emise N₂O lze do jisté míry regulovat změnami v systému hospodaření. Toma et al. (2007) uvádí, že právě N₂O lze považovat za hlavní skleníkový plyn. Vedle molekulárního dusíku je hlavním produktem denitrifikace (Kalač et al., 2010). Má význam v chemii troposféry a stratosféry a je poměrně dobře rozpustný ve vodě. Přes 98 % veškerého dusíku na Zemi je obsaženo v litosféře, avšak naprostá většina tohoto dusíku se neúčastní globálního cyklu N. Hlavním aktivním zásobníkem dusíku je atmosféra (3 800 000.10¹² kg N jako N₂; 13.10¹² kg N jako N₂O a 0,035.10¹² kg N jako NO₃⁻, NH₄⁺, NO a org. sloučeniny) (Šimek, 2003). Atmosféra je primárním zdrojem většiny dusíku, který koluje v biosféře (Kalač et al., 2010). Cyklus N v prostředí zcela zásadně ovlivňuje člověk tím, že těží dusíkaté horniny a minerály (ledky) a používá je jako hnojiva a jiné výrobky, a také především tím, že vyrábí amoniak ze zkapalněného vzduchu. Dusík z hnojiv (a jiných výrobků) se pak po řadě přeměn vrací ve formě plynů zpět do atmosféry (Šimek, 2003; Šimek a Macková, 2015). Odhaduje se, že emise oxidu dusného ze zemědělství představují více než 75 % z celkových globálních antropogenních emisí (Duxbury et al., 1993; Isermann, 1994), přičemž hlavní část je vytvořena v půdě jako meziproduct při nitrifikaci a denitrifikaci (Hutchinson a Davidson, 1993). Fott et al. (2003) potvrzuje, že ke vzniku emisí oxidu dusného dochází nejvíce při denitrifikačních procesech v půdách, z anorganických dusíkatých hnojiv, hnojem z chovu hospodářských zvířat a dusíkem obsaženým v částech zemědělských plodin, které se vracejí do půdy (např. ve formě slámy spolu s hnojem, nebo jsou zaorány do půdy). Také dle Nátr (2006) emise oxidu dusného v atmosféře zvyšují zejména aplikace dusíkatých hnojiv

a hospodaření s hnojem, kde za anaerobních podmínek dochází také ke vzniku metanu. Krom půdy je N_2O uvolňován taktéž z oceánu (Bange, 2000). N_2O vzniká také při spalování biomasy a je obsažen v emisích z průmyslových závodů a spalovacích motorů (Nemešová a Pretel, 1998). Mezi další zdroje patří i různé chemické procesy – např. výroba kyseliny dusičné či umělých hmot (Soukupová a kol., 2011). Jeho koncentrace nyní přesahuje přirozenou koncentraci asi o 15 % (Nemešová a Pretel, 1998). Oxid dusný se podílí 3-7 % na přirozeném skleníkovém efektu (Metelka a Tolasz, 2009). Více než 90 % všech emisí oxidů dusíku tvoří oxid dusnatý, který dále za působení troposférického ozonu a různých radikálů reaguje na oxid dusičitý (Soukupová et al., 2011). Hlavními důvody pro zvýšené uvolňování N_2O z obdělávané půdy jsou zvýšené vstupy N minerálních hnojiv, živočišné odpady (org. hnojiva) a biologická fixace N (IPCC, 1996). Například Robertson a Vitoušek (2009) uvádějí, že globální spotřeba N hnojiv se od roku 1950 do roku 2008 zvýšila až desetinásobně. I když se celková spotřeba N neustále zvyšuje (Robertson a Vitoušek, 2009), tak bylo v roce 2005, dle studie Erisman et al. (2008), plodinami využito jen 17 % z vyrobených 100 mil. tun N, přičemž zbytek se vytratil do životního prostředí. V agroekosystémech je minerální N v mnoha případech hnací silou produktivity, která se výrazně zvýšila právě díky vysokým vstupním dávkám rozpustných hnojiv a syntetických pesticidů. Správný management dusíku popisuje například 4. hodnotící zpráva IPCC (Niggli et al., 2009). Vysoký obsah nestabilního dusíku ve formě sloučenin (NH_4 , NO_3) v půdě může přispívat k emisím oxidů dusíku a tvořit tak podstatnou součást zemědělských emisí (Niggli et al., 2009). N_2O vzniká při četných transformacích N v půdách, ale ve většině případů denitrifikací a nitrifikací, které jsou jeho hlavními zdroji. Emise CO_2 , a zejména N_2O jsou velmi prostorově variabilní (Šimek et al., 2004; Šimek a Macková, 2015). Dalším typickým znakem emisí N_2O je jejich silná proměnlivost v čase, týkající se změn prostředí (například teplota a množství srážek) a managementu hospodaření (např. hnojení, zavlažování, orba), či existence různých specifických půdních mikrobiálních společenstev, která ovlivňují změny v půdním prostředí. Všechny tyto vlastnosti ztěžují odhad celkových toků plynů z půdy do atmosféry (Šimek et al., 2004). N_2O je v obecném pojetí významný skleníkový plyn uvolňující se z půdy a možnost hodnocení této problematiky metodou posuzování životního cyklu (LCA) je omezené. Jeho uvolňování je posilováno změnou způsobu obhospodařování, zvýšeným hnojením dusíkatými hnojivy či druhem vegetace, ale i lokálním klimatem

či typem půdy (Mosier et al. 2008). Obecně bude vhodné studovat i cyklus dusíku. LCA může na základě experimentálních dat vyjádřit zvýšení emisí N₂O ve vztahu k získané energii z biopaliva (Kočí, 2013). Pro samotnou kvantifikaci prostřednictvím modelací slouží i doporučené emisní faktory (1,25 % na množství aplikovaného N) pro globální a národní emise N z hnojených půd (Houghton, 1997).

2.2.2.4 Vodní pára

Vodní pára je hlavním skleníkovým plynem (Houghton et al., 1990) a její koncentrace v atmosféře nezávisí přímo na emisích pocházejících z lidských aktivit (Barros, 2006). Do atmosféry se vodní pára dostává odpařováním (Buggish a Buggish, 2009). Podle Metelky a Tolasze (2009) má vodní pára na přirozeném skleníkovém efektu podíl 36-70 % (bez započtení vlivu oblačnosti) a člověk má jen malou možnost ovlivnit její množství v atmosféře (Nemešová a Pretel, 1998). Nátr (2006) tvrdí, že se její množství v atmosféře zvyšuje vlivem oteplení. Rovnováha vodní páry je regulována teplotou, která působí na její přeměny v procesech srážení a zmrazování v mracích (Barros, 2006). Žalud (2009) uvádí, že teplejší vzduch může absorbovat mnohem více vodní páry, což při současném trendu zvyšování teploty vzduchu vede k vyššímu množství výparu, resp. obsahu vodní páry v atmosféře a tedy i k zesílení skleníkového efektu s důsledkem dalšího zvyšování teploty.

2.2.2.5 Ozón (O₃)

Ozon je důležitý skleníkový plyn vyskytující se jak v troposféře, tak i ve stratosféře. Úloha O₃ v radiační bilanci atmosféry silně závisí na výšce, ve které dochází ke změnám koncentrace. Změny koncentrace jsou značně prostorově proměnlivé. Troposférický ozon není do atmosféry přímo emitován, ale vzniká v ní fotochemickými procesy, za pomoci přírodních i antropogenních prekurzorů (oxidy dusíku, oxid uhelnatý, uhlovodíky) (Braniš et al., 2009). Nemešová a Pretel (1998) tvrdí, že je troposférický ozón z valné části produkován automobilovou dopravou a elektrárenským provozem, oproti tomu Nátr (2006) udává, že hlavním zdrojem jsou právě fotochemické reakce s polutanty. V atmosféře setrvává O₃ relativně krátce (v rozmezí týdnů až měsíců). Odhaduje se, že koncentrace troposférického ozonu vzrostly od roku 1750 o 35 % (Braniš et al., 2009) a podílí se 4-9 % na přirozeném skleníkovém efektu Země (Metelka a Tolasz, 2009).

2.2.2.6 Freony

Freony patří mezi umělé skleníkové plyny, nejčastěji se uplatňují v chladírenském průmyslu. Jejich vliv na skleníkový efekt vyjádřený na hmotnostní jednotku je obecně mnohokrát větší než efekt vyvolaný přírodními skleníkovými plyny. Jejich celková koncentrace dosahuje 0,001 ppm. Tyto plyny velmi intenzivně pohlcují dlouhovlnné infračervené záření v oblasti těch vlnových délek, kde je nepohlcují ostatní skleníkové plyny. Účinnost pohlcování záření je ve srovnání s CO₂ asi 5 000 až 10 000x vyšší. Proto je jejich podíl na skleníkovém efektu, tak významný i při velmi nízké koncentraci (Barrose, 2006). Nátr (2006) řadí mezi hlavní zdroje freonů aerosoly (30 %), chladničky (30 %), plastické pěny (32 %), rozpouštědla a farmaceutický průmysl (8 %). Díky mezinárodním dohodám se snížilo množství freonů, protože bylo prokázáno, že svým působením narušují ozónovou vrstvu Země (Nemešová a Pretel, 1998; Braniš et al., 2009), přispívají ke vzniku ozonové díry (Nátr, 2006). Na základě tzv. Montrealského protokolu z r. 1987 je produkce freonů celosvětově omezována a do roku 2006 měla celosvětově ustát. Vzhledem ke stabilitě freonů v atmosféře však bude jejich podíl na skleníkovém efektu ještě dlouho přetrvávat.

2.2.2.7 Přímé a nepřímé emise skleníkových plynů

Mezi antropogenní emise přímých skleníkových plynů jsou řazeny CO₂, CH₄, N₂O, HFC (fluorované uhlovodíky), PFC (zcela fluorované uhlovodíky), SF₆ (fluorid sírový) a mezi emise nepřímých skleníkových plynů NO_x, CO, NMVOC (nemetanové těkavé organické sloučeniny) a SO₂. Nepřímé znamená, že nepřispívají přímo ke skleníkovému efektu, ale že jejich přítomnost v atmosféře může různým způsobem ovlivnit klima. Jak je uvedeno níže, ozón (O₃) je také skleníkový plyn, který je tvořen chemickými reakcemi svých prekurzorů: oxidy dusíku, uhlovodíky a / nebo oxid uhelnatý.

Odlišit pak lze kategorii přímých a nepřímých emisí oxidu dusného ze zemědělské půdy. Obě tyto kategorie (přímé a nepřímé) emisí N₂O z půd jsou klíčovými zdroji. Oxid dusný se vytváří v zemědělské půdě v důsledku procesů mikrobiální nitrifikace-denitrifikace. Procesy jsou ovlivňovány chemickými a fyzikálními vlastnostmi (dostupnost minerálních N substrátů a uhlíku, vlhkost půdy, teplota a pH). Přidání minerálního dusíku ve formě syntetických hnojiv, živočišného hnoje aplikovaného na půdu, zbytků plodin, plodin určených pro fixaci

N zvyšuje tvorbu emisí oxidu dusného. Emise oxidů dusíku v zemědělství zahrnují tyto podkategorie: přímé emise (emise ze syntetických hnojiv, živočišný hnůj aplikovaný na půdu, zbytky plodin a N-fixující plodiny) a nepřímé emise (emise z atmosférické depozice a dusíkaté látky spláchnuté do vodních toků a nádrží - vyluhování).

2.2.2.7.1 Přímé emise N₂O

Přímé emise oxidu dusného hrají důležitou roli v atmosférické radiční rovnováze a v chemii stratosférického ozonu (Bouwman, 1996). Přímé emise N₂O se vyskytují v povrchových vrstvách hnojených půd. Emisní hodnoty se mohou měnit v širokém rozmezí, v závislosti na půdních podmínkách, kterými jsou typ půdy, vlhkost, teplota, obsah minerálních látek N (McTaggart et al., 2002), klimatických podmínkách (srážkové úhrny) a zamrzání půdy (Koga et al., 2006). Obecně jsou obtížně měřitelné. Především pak jejich zdroje pocházející z půd a vodních zdrojů (Bouwman, 1996). Odhad emisí N₂O a emisních faktorů N₂O (EF = emisní faktor, procento použitého N hnojiva, které se v místě transformace mění na N₂O) je nezbytný pro posouzení dopadů zemědělství z hlediska emisí skleníkových plynů (GHG) pro určitou oblast. Současné národní metody inventarizace emisí používají přímý EF pro N₂O s výchozí hodnotou 1 % nebo 1,25 % (v závislosti na zemi) vstupu N z hnojiva a minerálních hnojiv (Cayuela et al., 2017).

2.2.2.7.2 Nepřímé emise N₂O

Vedle emisí, které jsou vytvářeny přímo, připadá na každého obyvatele podíl na dalších (nepřímých) emisích. Při výrobě, zpracování a přepravě surovin se spotřebuje energie, což způsobuje emise CO₂, metanu a také také oxidu dusného, ty jsou pak uváděny v již zmiňovaném ekvivalentu CO₂ (CO₂ eq) (Quaschnig, 2010). Jeden z významných zdrojů nepřímých emisí N₂O pochází z rozpuštěného dusíku podléhajícího nitrifikaci a denitrifikaci v řekách a ústích řek (Koga et al., 2006).

Tabulka 1 - Efekt látek znečišťujících ovzduší a skleníkových plynů

| | PM | SO ₂ | NO _x | VOC | NH ₃ | CO ₂ | CH ₄ | N ₂ O | F plyny |
|----------------------------------|----|-----------------|-----------------|-----|-----------------|-----------------|-----------------|------------------|---------|
| Účinky na zdraví | x | x | x | x | | | | | |
| Ozón (O ₃) | | | x | x | | | x | | |
| Dopady na vegetaci | | | | | | | | | |
| Ozón (O ₃) | | | x | x | | | x | | |
| Acidifikace | | x | x | | x | | | | |
| Eutrofizace | | | x | | x | | | | |
| Radiační působení | | | | | | | | | |
| Přímé | | | | | | x | x | x | x |
| Nepřímé prostřednictvím aerosolů | x | x | x | x | x | | | | |

Upraveno dle Knápek et al. (2010)

Emise nepřímých skleníkových plynů se snížily v období od roku 1990 do roku 2012: u NO_x o 71,35 %, u CO o 47,78 %, u NMVOC o 49,38 % a u SO_x (resp. SO₂) o 93,21 %. Nejvýznamnějším zdrojem nepřímých emisí skleníkových plynů a SO₂ jsou činnosti vázané na spalování paliva (Exnerova, 2015).

2.3 Příspěvek zemědělství ke globálním změnám klimatu

Vzhledem k tomu, že růst populace pokračuje velmi rychlým tempem a roste i spotřeba energie v zemědělství, nedá se očekávat, že by v dohledné době došlo k samovolnému obrácení trendu narůstající environmentální zátěže (West a Marland, 2002; Schau a Fet, 2008). Zemědělská činnost je součástí ekosystémů a většina procesů (např. agrotechnické operace, hnojení a hubení škůdců) v systémech zemědělské produkce má řadu dopadů na životní prostředí. Jedná se o snížení kvality vody a půdy prostřednictvím nadměrného používání hnojiv, pesticidů a těžkých kovů, ale i o produkce okyselujících látek a skleníkových plynů, kterými jsou především CO₂, N₂O a CH₄ (Koga et al., 2006). Zemědělství je přitom antropogenní aktivitou s největším plošným dopadem a agroekosystémy jsou nejrozšířenějším typem suchozemských biotopů a zabírají zhruba třetinu souše (Šarapatka et al., 2008). Nárůst environmentální zátěže má dopad na všechny složky životního prostředí a v neposlední řadě také na ovzduší (Lomborg, 2003). Klimatické změny a antropogenní podíl na nich se tak staly v posledních letech velmi diskutovanou otázkou a jejich dopady jsou zásadní otázkou naší doby (Schau a Fet, 2008). Zatím není zcela zřejmé, do jaké míry jsou tyto změny přirozené a do jaké míry jsou

ovlivňovány lidskou činností. Stále existuje mnoho nejistot a stále se intenzivně diskutuje o tom, nakolik je problém klimatických změn dán přirozeným vývojem či podmíněn důsledky lidské aktivity (Nemešová a Pretel, 1998).

Je však jisté, že se celková spotřeba energie ve světě neustále zvyšuje a v podstatě stejným tempem roste i množství emisí CO₂ v atmosféře (Jílková, 2003). Klimatické změny mají významný dopad i na zemědělské systémy v celém světě a mohou být zásadním faktorem ovlivňujícím zajištění dlouhodobě udržitelné produkce potravin. Emise vyprodukované zemědělstvím představují zhruba 12 % z celkových vyprodukovaných emisí skleníkových plynů (CO₂ eq) na Zemi (což představuje 5,1 až 6,1 miliard tun CO₂ eq) (Niggli, 2011). Baumert et al. (2005) stanovoval podíl emisí skleníkových plynů (CO₂, N₂O a CH₄) z jednotlivých odvětví lidských aktivit, přičemž z jeho zjištění vyplývá, že zemědělství se v roce 2 000 podílelo na antropogenních emisích 13,5%. Více než 1/3 emisí ze zemědělství jsou půdní emise (zejména N₂O) a zhruba 1/3 metan (CH₄). Největší podíl emisí ze zemědělského sektoru je pak připisován rýžovým polím, spalování biomasy a fosilních paliv (Šimek, 2003 a IPCC, 2015). Také Friel et al. (2009) tvrdí, že zemědělství k tvorbě emisí přispívá v celosvětovém měřítku podílem 10-12 %. Svendsen (2011) uvádí, že v rámci Evropské unie (dále jen EU) patří mezi největší producenty antropogenních skleníkových plynů energetika (27,8 %), transport (19,5 %), průmysl (12,7 %) a právě zemědělství s 9,2% podílem. Dle Pendolovska et al. (2013) a Pachauri et al. (2014) je v rámci EU podíl emisí vyprodukovaných zemědělstvím na celkové produkci CO₂ eq odhadnut na 10-11 %. V České republice byl tento podíl 6,3 % (Fott a Vacha, 2011), 6,42 % (Minovsky et al., 2013) a k roku 2014 pak 6.03 % (Exnerova, 2015). K tomu lze říci, že je zemědělská činnost jedním z hlavních producentů metanu a oxidu dusného (Smith et al., 2008). Dokonce i ve vysoce vyspělých zemích, jako je Německo, patří zemědělský sektor k významným národním producentům emisí N₂O a CH₄. Odhaduje se, že zemědělský sektor přispívá k celkovým německým emisím N₂O z 39 až 52 % a emisím CH₄ z 34 % (Flessa et al., 2002).

Produkcí skleníkových plynů v zemědělství je tak potřeba neustále monitorovat a zároveň hledat způsoby, jak mitigovat jejich nejvýznamnější zdroje (Franks a Hadingham, 2012). Velikost atmosférického zatížení v důsledku zemědělské produkce může být silně ovlivněna systémem hospodaření a způsoby obdělávání půdy (Kramer et al., 1999). Zemědělská činnost dokáže významně

ovlivnit sekvestraci uhlíku a rovněž přispět k mitigaci emisí skleníkových plynů prostřednictvím tzv. *best management practices* (BMPs). Přičemž tomuto problému nebývala vždy přikloněna politika zemědělského sektoru (Lal et al., 1998). Emise skleníkových plynů pocházející jak z biotických, tak z abiotických procesů by měly být posuzovány komplexně za celou farmu. Značné podíly na celkových zemědělských emisích mohou pocházet z půdy, hospodářských zvířat, živočišných odpadů, spotřeby fosilního paliva a výroby hnojiv (Kramer et al., 1999). Zemědělské trendy směřující k udržitelnosti, by měly ve zvýšené míře nastolovat environmentálně šetrnější způsoby při zachování schopnosti potravinového zabezpečení populace. Jedním z cílů udržitelného zemědělství by mělo být i omezování emisí skleníkových plynů (Lomborg, 2003). Volba systému a způsobu hospodaření by mohla být jednou z cest ke snižování antropogenního podílu emisí skleníkových plynů, přičemž jednou z možností se jeví ekologické zemědělství. To se stalo významným prvkem v politice environmentální šetrnosti a kvality při výrobě potravin v Evropě, protože mimo jiné redukuje využití syntetických hnojiv a dalších chemikálií, jako například pesticidů (Backer et al., 2009). Mitigace však lze dosahovat i v konvenčních a integrovaných systémech hospodaření (Smith et al., 2008) a při produkci potravin obecně. Snižování emisí a celkově environmentální zátěže je nezbytnou cestou k dlouhodobé udržitelnosti v současných populačních podmínkách (Lomborg, 2003).

Zemědělské půdy působí jako úložiště nebo zdroj CO_2 v cyklu C v agro-ekosystémech. Tento cyklus je ovlivněn postupy hospodaření s půdou (Paustian et al., 1997). Například operace náročné na zpracování půdy vedou k vyčerpávání zásob C z půdy, což má za následek vznik velkého množství emisí CO_2 mířících do atmosféry (Lal, 1997). I z toho důvodu může být redukované zpracování půdy účinným prostředkem pro snižování emisí CO_2 z obdělávaných pozemků (Paustian et al. 1997). Zapravení zbytků plodin a aplikace hnoje může působit blahodárně na sekvestraci C prostřednictvím přerozdělení atmosférického CO_2 do půdy (Lal, 1997).

2.3.1 Zemědělství a hnojiva

Rostliny i mikroorganismy přijímají dusík ve formě jednoduchých iontů, jakými jsou nitráty (NO_3^-), nitrity (NO_2^-) a amonné ionty (NH_4^+). Některé bakterie a sinice mají navíc schopnost asimilovat molekulární dusík (N_2). Půdy obsahují relativně značné

množství dusíku, ale rostliny a mikroorganismy jej také mnoho odčerpají. Podobně jako je tomu u fosforu a draslíku se proto dusík musí do zemědělských systémů (i některých lesních) pravidelně dodávat ve formě anorganických i organických hnojiv. Pro zajištění dobrého růstu plodin se dusíkatá hnojiva často aplikují v nadbytku, což vede ke ztrátám dusíku z půd a k jeho uvolnění do vod i ovzduší. Pro cyklus dusíku jsou zcela zásadní mikrobiální přeměny dusíkatých látek (Šimek, 2003). Účinnost použitého hnojiva se při zvyšování dávek hnojení snižuje, protože velká část hnojiva není přijata rostlinou a namísto toho se dostává do vody nebo do ovzduší (Niggli et al., 2009). Management hnojení je proto potřeba monitorovat a řešit možnosti hospodárného a účelného využívání hnojiv např. u vytrvalých trav jejichž výhodou je to, že vyžadují méně živin a vstupů pesticidů, než jednoleté plodiny (Massé et al., 2010).

I výroba umělých N hnojiv je spojena s emisemi skleníkových plynů, které jsou primárně tvořeny spotřebou fosilní energie (zejména emise CO_2) při syntéze NH_3 a uvolňováním N_2O při výrobě kyseliny dusičné (Flessa et al., 2002). Výroba N hnojiv je založena na průmyslové (chemické) fixaci N_2 (redukce molekulárního N na amoniak) ze vzduchu (Šimek, 2003). Průměrné množství emisí skleníkových plynů z výroby 1 kg umělých N hnojiv v Německu je 5 465 g CO_2 eq, z nichž N_2O emise představují téměř 55 % (Flessa et al., 2002). Kramer et al. (1999) uvádí, že v Nizozemsku vzniká při výrobě 1 kg minerálního N hnojiva 6 847 g CO_2 eq a z toho N_2O představuje téměř 61 % z celkových emisí skleníkových plynů. V souhrnu pak v roce 2007 emise GHG z výroby a aplikace dusíkatých hnojiv z fosilních paliv dosahovaly 750 až 1 080 milionů tun ekvivalentu CO_2 (1 až 2 % celkových globálních emisí GHG). O 47 let dříve, v r. 1960 to bylo množství menší než 100 milionů tun CO_2 eq (Niggli et al., 2011).

Tabulka 2 - Emise z výroby syntetických hnojiv

Emise CO₂, CH₄, N₂O a výpočet celkových emisí CO₂ eq během výroby syntetických N hnojiv a spalování fosilních paliv (výroba a spalování)

| | CO ₂ (g) | CH ₄ (g) | N ₂ O (g) | CO ₂ eq celkově (g) |
|--------------------------------------|--------------------------|---------------------|----------------------|--------------------------------|
| Syntetická N hnojiva (1 kg N) | 2468 (45,2) ² | 0,54 (0,2) | 9,63 (54,6) | 5465 |
| Diesellové palivo (1 kg) | 3534 (93,8) | 0,64 (0,4) | 0,71 (5,8) | 3767 |

² číslo vedené v závorce vyjadřuje procentuální podíl

Upraveno dle Kaltschmitt a Reinhardt (1997)

Hnojení anorganickými i organickými hnojivy představuje často hlavní zdroj N v mnoha agroekosystémech a také v některých lesních ekosystémech. Přísun N do biosféry ve formě hnojiv je v současnosti řádově stejný jako přísun biologickou fixací molekulárního dusíku. Právě z tohoto srovnání je zřejmé, jak zásadním způsobem ovlivňuje antropogenní činnost globální koloběh dusíku. Hnojením se dodává do půdy až 300 kg N.ha⁻¹.rok⁻¹ (v Evropě obvykle kolem 80-150 kg N ha⁻¹ rok⁻¹, v ČR zhruba > 60 kg N.ha⁻¹.rok⁻¹). Ke ztrátám N z prostředí pak dochází prostřednictvím volatilizace (vypařování plynného NH₃ z půdy a vody do atmosféry), která je typická při hnojení močovinou, dále pak vyplavováním dusíkatých látek (vznik eutrofizace vod), odběrem N v biomase rostlin a erozí (těžko získatelné kvantitativní údaje) a především emisemi plynných sloučenin dusíku (významně přispívá zemědělská činnost). Většina plynných metabolitů vznikajících při procesech přeměn N v půdách, sedimentech a vodách posléze emituje do atmosféry. Kromě amoniaku (NH₃) a molekulárního dusíku jsou to zejména oxidy dusíku: N₂O a NO. Emise dusíkatých sloučenin přirozeně vyrovnávají jejich množství v atmosféře, odkud se odčerpávají biologickou fixací N₂ a spady. Tento přirozený proces významně narušuje antropogenní činnost ve formě průmyslových a zemědělských aktivit a dopravy, a zvyšuje tak emise oxidu dusíku i amoniaku. Zvyšování koncentrace NO, N₂O a NH₃ v ovzduší má závažné globální důsledky, (krom GW také narušení ozonové vrstvy, tvorbu smogu, vznik kyselých srážek a acidifikaci prostředí. Emise dusíkatých sloučenin z půd jsou velice různé a mohou se pohybovat v řádu jednotek až desítek kg N.ha⁻¹.rok⁻¹ (Šimek, 2003).

2.3.2 Ekologické zemědělství

Míru emisí ze zemědělství do značné míry ovlivňuje i intenzita zemědělských systémů (Moudrý et al., 2013). Emise ze zemědělství jsou dle Fott et al. (2003) nejvíce uvolňovány z aplikovaných hnojiv a pesticidů. Emise z pesticidů však nemusí vždy představovat významný podíl na celkové produkci emisí (Kramer et al., 1999; Bernas et al., 2014) a někdy jsou považovány za minoritní zdroj (Kramer et al., 1999). Konvenční systémy hospodaření často využívají vyšší míru vstupů ve formě hnojiv, přičemž organická a minerální hnojiva jsou klíčovou proměnnou v regulaci emisí N_2O a NO z půdy (Mosier et al., 1998).

Z tohoto pohledu pak může přinést řešení ekologické zemědělství (resp. ekologické systémy hospodaření), které díky obecně nižším vstupům vytváří menší množství emisí N_2O a CO_2 (Küstermann a Hülsbergen, 2008). Rovněž Daxbeck et al. (2008) uvádí, že emisní zátěž z konvenčního zemědělství je zpravidla větší než emisní zátěž z ekologického zemědělství. Hlavním nástrojem pro redukci emisí je v ekologickém systému hospodaření eliminace vstupů syntetických hnojiv, přípravků na chemickou ochranu rostlin a průmyslově vyráběných krmiv. Tyto produkty spotřebují při své výrobě a transportu velké množství energie a tvoří tak značnou environmentální zátěž (Cormack a Metcalfe, 2000; Williams et al., 2006). Právě změny systému hnojení, či jeho redukce a správné využití organických hnojiv, mohou vest ke snižování emisí CO_2 eq (Smith et al., 2008). Míra aplikace dusíku v ekologickém zemědělství je obvykle o 60 až 70 % nižší než v konvenčním zemědělství a to i díky recyklaci organických odpadů a hnojiv (Nigli et al., 2011). Za důležitý nástroj ekologického zemědělství je také považováno využívání mezplodin (Thorup-Kristensen et al., 2003). Scharf et al. (2007) pak dodává, že při pěstování rostlin ekologičtí zemědělci zachovávají a zvyšují úrodnost půdy přiměřeným hnojením statkovými hnojivy a vyváženými osevními postupy se zastoupením bobovitých rostlin (leguminóz). Nigli et al. (2011) uvádí, že intenzivní rostlinná výroba (často založená na monokulturách a vysoké produktivitě) je velkou měrou závislá na vnějších vstupech, jako jsou minerální hnojiva a pesticidy. Trvale udržitelné zemědělské postupy, mezi něž patří ekologické zemědělství, takovou závislost na vstupech silně omezují pomocí recyklace odpadů jako zdroje živin, pěstování rostlin fixujících dusík, zlepšování pěstebních systémů a údržby krajiny, nepoužívání syntetických pesticidů a látek na ochranu rostlin,

integrace rostlinné a živočišné produkce do výrobního procesu jedné farmy a pěstování jetelotrávy pro výrobu krmiv, čímž se omezuje nákup krmivových koncentrátů. Mezi pozitiva ekologického zemědělství patří i možnosti využívat efektivněji N, přizpůsobovat aplikaci hnojiv potřebám plodin (synchronizace), používat hnojiva s pomalým uvolňováním, aplikovat N, když je zaručen jeho příjem, dodávat N do půdy tak, aby se zlepšila jeho přístupnost, zamezit nadbytečné aplikaci N, využívat ochranných způsobů zpracování půdy a posklizňových zbytků, snižovat nadbytečné obdělávání půdy; využívat minimalizačních technologií a bezorebného obdělávání půdy. Jak již bylo zmíněno, ekologické zemědělství má proti konvenčním systémům hospodaření větší potenciál redukovat emise skleníkových plynů. Největší rozdíl je způsoben absencí chemického hnojení. Rozdíl je velmi výrazný pokud redukcí emisí vztahujeme k jednotce plochy; po přepočtu na jednotku produkce se částečně snižuje (Brandt a Svendsen, 2011). Environmentální úspora na jednotku plochy je díky nižším výnosům ekologického zemědělství zhruba dvojnásobná oproti kalkulaci na jednotku produkce (Nemecek a Erzinger, 2005 a Moudrý et al., 2013). Nevýhodou ekologického zemědělství je totiž nižší produkce z jednotky plochy, čímž se zvyšuje jednotkové zatížení produkce emisemi. Je patrné, že ekologické zemědělství vždy nevede ke snížení emisí na jednotku výnosu hlavní plodiny, vzhledem k obecně nižším výnosům v systému EZ. Konverze z konvenčního na ekologické zemědělství vede ke snížení emisí na jednotku plochy, ale emise v přepočtu na jednotkou produkce nebývají sníženy. Přejít na ekologické zemědělství může přispět ke snížení emisí skleníkových plynů ze zemědělství, jestliže agrární politika bude usilovat o celkové snížení intenzity zemědělské výroby (Flessa et al., 2002)

Průměrné výnosy v Evropě tak například u pšenice z ekologické produkce dosahují 80 % oproti konvenční produkci (Lackner, 2008). To potvrzuje také Backer et al. (2009), dle něhož jsou o 27 % vyšší výnosy v konvenčním systému oproti ekologickému systému hospodaření a rovněž i Mondelaers et al. (2009) jenž uvádí, že výnosy ekologických farem jsou o 17 % nižší než v konvenčním systému hospodaření. Pimentel et al. (2005) na druhou stranu konstatuje, že i u některých vysokoprodukčních rostlin, jako je např. kukuřice, mohou ekologické systémy hospodaření dosahovat výnosů srovnatelných s konvenčními systémy.

2.4 Posuzování životního cyklu

Pro možnost činit opatření ve smyslu mitigace skleníkových plynů v zemědělství je nezbytné porozumět dopadům zemědělské činnosti a umět tyto dopady kvantifikovat (Moudrý et al., 2013). V případě emisí skleníkových plynů je přesné vyčíslení poměrně obtížné, existují však metody, s jejichž pomocí je možné je realizovat. Jednou z těchto metod je *Life Cycle Assessment analysis* (dále jen LCA). S její pomocí lze kvantifikovat produkci emisí skleníkových plynů a hledat tak možnosti emisních úspor. LCA je transparentním vědeckým nástrojem (Weinzettel, 2008), hodnotícím environmentální dopady produktu na základě posouzení vlivu materiálových a energetických toků, které sledovaný systém vyměňuje s životním prostředím (Haas et al., 2000 a Kočí, 2009), přičemž původním cílem bylo najít zlepšení životního cyklu produktu nebo vybrat variantu s nižším dopadem na životní prostředí (Consoli, 1993). Nedostatečná ochrana přírodních zdrojů a velké znečištění životního prostředí jsou dvěma stránkami stejné záležitosti: nedostatečná ochrana zdrojů znamená jejich přílišnou spotřebu, přílišné znečišťování životního prostředí znamená nedostatečné poskytování zdravého životního prostředí (Jílková, 2003).

Metoda LCA je jedním z nejdůležitějších informačních nástrojů environmentálně orientované výrobní politiky. Ve smyslu ČSN 14040 (ČNI, 2006a) lze metodu LCA definovat jako shromažďování a vyhodnocování vstupů, výstupů a možných dopadů na životní prostředí výrobního systému během celého životního cyklu (LCA, 2013). LCA navíc v současnosti nabízí patrně jako jeden z mála nástrojů komplexní přístup k hodnocení problematiky environmentálních dopadů (Kim a Dale, 2005). Velmi cenným nástrojem je LCA i díky své schopnosti zahrnout a porovnat různé zemědělské systémy, jejich jednotlivé procesy a produkty a většinu jejich environmentálních dopadů (Charles et al., 2006). Během posledních desetiletí byla LCA analýza doplněna o metody a databáze, které umožňují její využití i při hodnocení dopadů v rámci zemědělského sektoru velice podrobně (Jensen et al., 2005 a Serafinová, 2009). LCA představuje analytickou metodu hodnocení. Hodnocení životního cyklu lze stručně charakterizovat jako systematický postup. Ten se snaží na podkladě látkových a energetických bilancí určit rozsah a velikost komplexního negativního dopadu na životní prostředí, jenž způsobuje existence hodnoceného systému během jeho celého života. Znamená to tedy,

že se negativní vlivy na životní prostředí posuzují již od charakteru potřebných surovin včetně způsobů jejich získávání, přes jejich úpravu, vlastní výrobu výrobku, jeho spotřebu a jeho závěrečnou likvidaci. Do posuzování se zařazují i negativní vlivy způsobené dopravou (Remtová a Příbylová, 2001). Antropogenní aktivity mají velmi silný dopad na životní prostředí. S rostoucí populační křivkou, globalizací, technologickým pokrokem a vyššími spotřebními nároky lidstva se stupňuje i environmentální tlak a environmentální dopady. Environmentálními dopady rozumíme ve studiích LCA nežádoucí účinky lidské činnosti na kvalitu životního prostředí, zdraví člověka a na množství zásob abiotických či biotických surovin. Metodika LCA nevyčísluje reálné environmentální dopady, ale potenciální dopady na konkrétní problémy životního prostředí nazvané kategorie dopadu (Kočí, 2010).

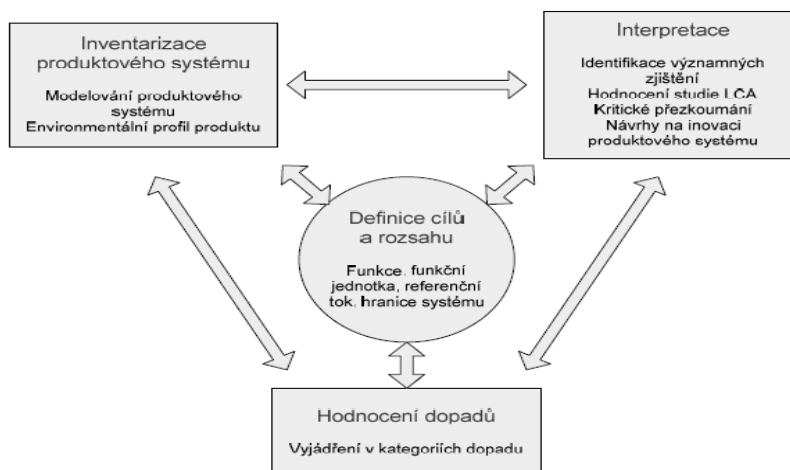
Posuzování životního cyklu je metoda porovnávání environmentálních dopadů produktů, hmatatelných výrobků či služeb, s ohledem na celý jejich životní cyklus, tzv. od kolébky do hrobu. Uvažovány jsou emise do všech složek životního prostředí během výroby, užívání i odstraňování produktu. Zahrnovány jsou rovněž přídatky procesů získávání surovin, výroby materiálů a energie, pomocných procesů, či subprocesů (LCA, 2013). Metoda posuzování životního cyklu (LCA), využívaná jako nástroj pro posuzování dopadů na životní prostředí v různých typech produkčních systémů, stále čerpá z rostoucího zájmu (Kaga et al., 2006), přičemž využití LCA pro zemědělskou výrobu bylo popsáno např. ve studii Haas et al. (2000) či Nemecek et al. (2007). Pro efektivní zpracovávání LCA studií se používají komerčně dostupné databáze procesů (např. SimaPro software) i materiálových a energetických toků (LCA, 2013).

2.4.1 Normy

Metoda LCA má pevně danou strukturu a provádí se dle mezinárodních norem řady ISO 14040 (LCA, 2013). První LCA standardy (ČSN EN ISO 14040 – Zásady a osnova; ČSN EN ISO 14041 – Stanovení cíle a rozsahu a inventarizační analýza; ČSN EN ISO 14042 – Hodnocení dopadů; ČSN EN ISO 14043 – Interpretace) jsou od roku 2006 nahrazeny novými standardy ČSN EN ISO 14040 (přepracovaná původní ČSN EN ISO 14040) a ČSN EN ISO 14044 (ucelená norma nahrazující původní ČSN EN ISO 14041). Normy uvádějící příklady analýzy životního cyklu ČSN ISO/TR 14047 a ČSN ISO/TR 14049 či věnující se dokumentaci ČSN P ISO TS 14048 zůstávají platné v původní podobě (ČNI, 2006a; ČNI 2006b; Kočí, 2010).

2.4.2 Fáze metody LCA

Obrázek 1 - Schéma fází LCA



(Kočí, 2010)

LCA je analytická metoda hodnocení možných environmentálních dopadů spjatých s životním cyklem určitého výrobku, služby, technologie, obecně produktu. LCA bere do úvahy, že dopad produktu není vázaný jen na určité látky či na určité regiony. Environmentální dopady jsou zde hodnoceny ve vztahu k definovaným problémům životního prostředí zvaných kategorie dopadu. Studie LCA sestává ze čtyř základních fází: definice cílů a rozsahu, inventarizace, hodnocení dopadů a interpretace (Kočí, 2009).

2.4.2.1 Definice cílů a rozsahu

První fází sestavování studie LCA je fáze označovaná jako definice cílů a rozsahu (angl. *goal and scope definition*) (Kočí, 2009). Jde o jednoznačné určení parametrů studie důležitých pro její interpretaci a praktické použití. Tato fáze zpracování studie LCA se nezabývá ani sběrem dat ani jejich interpretací. Jedná se o soubor procedurálních kroků umožňujících sesadit studii do konkrétního rámce platnosti a popsat co bude třeba učinit pro její zdárné vypracování (Remtová a Příbylová, 2001; Kočí, 2009). LCA v zemědělství umožňuje hodnocení vstupů a výstupů v rámci před-faremní, faremní i post-faremní fáze (Biswas et al., 2010).

Cíl studie musí jednoznačně stanovit zamýšlené použití, důvody provádění studie a zamýšleného příjemce a uživatele výsledků studie. K jasnému vymezení

platnosti studie slouží fáze definice rozsahu a to jednak z pohledu technického vymezení, a dále z pohledu procedurálního. Určením technického rozsahu se míní především definování funkce, funkční jednotky a referenčního toku, dále určení hranic systému, postupů alokace a zvolení charakterizačních modelů, pomocí kterých budou vyjadřovány dopady na životní prostředí (Kočí, 2010). Do procedurální specifikace rozsahu studie patří určení postupů pro zajištění kvality prováděné studie, jako je například popis zvolených metodických postupů, popis způsobů kritického zhodnocení, určení zdrojů použitých dat a podobně (ČNI, 2006b; Kočí, 2009 a Baumann a Tillman, 2012). Při stanovení cíle studie je důležité zodpovědět otázky, proč se studie vypracovává, z jakého důvodu a pro jaký účel, k čemu budou výsledky analýzy použity a pro koho se tato analýza zpracovává (Weinzettel, 2008). V definici cílů je třeba jednoznačně popsat co je předmětem studie, jaký bude její obsah, význam, komu je studie určena a za jakých podmínek budou její závěry platné. Zmíněné body totiž ovlivňují, jakým způsobem bude studie zpracována. Jinak se studie LCA provádí pro interní použití v rámci jednoho podniku, jinak když je určena nejširšímu publiku (Kočí, 2010). Aby bylo rozhodování na základě studií LCA korektní, je třeba vědět, za jakých okolností jsou výstupy ze studií platné. Každá studie LCA má svůj rozsah platnosti daný nejen jejím geografickým, časovým či environmentálním záběrem, ale i okolnostmi za kterých byla zpracována a předpoklady, které byly pro její vypracování přijaty. Rozsah studie je třeba definovat dostatečně podrobně, aby šířka i hloubka studie byly v souladu se zaměřením na stanovené cíle (Weinzettel, 2008; Kočí, 2009).

Weinzettel (2008) dále udává, že pro studie LCA je důležité definovat komu a za jakým účelem jsou její výsledky určeny. Výsledek studie LCA může být použit pro interní účely organizace, která studii provádí, nebo pro externí účely. Interním účelem je například posouzení technologií a produktů s cílem identifikovat možnosti pro snížení jejich dopadu na životní prostředí nebo srovnání různých systémů s totožnou funkcí s cílem výběru systému s nižším dopadem na životní prostředí. Externím účelem může být například propagace produktu (ekoznačení, zpracování environmentálního – EPD – angl. *environmental product declaration*), strategické plánování nebo určování vládních priorit v průmyslu a obchodu.

2.4.2.1.1 Hranice systému

Hranice systému zahrnuje jednotkové procesy, které studie bude analyzovat (Labutong et al., 2012). Někdy se v LCA studiích objeví i situace, kdy jsou některé jednotkové procesy umístěny mimo hranice systému. Akvizice materiálů, výroba a transport techniky používané v systému výrobku bývají ponechány mimo hranice systému vzhledem k jejich minimálním dopadům (např. jednotku produkce či energie) vytvořených po celou dobu životnosti zařízení. (Hijazi et al., 2016). Definováním hranic systému se prakticky rozhoduje, jaké fáze životního cyklu budou analyzovány (v případě nezahrnutí celého životního cyklu) neboli jaké jednotkové procesy a jaké elementární toky budou nebo nebudou uvažovány (Judl, 2011). Stanovení systémových hranic je vždy velmi důležitým krokem, zejména v oblasti produkce potravin a zemědělství, kde se střetávají jasně vymežitelné technologické procesy a systémy, s přírodními procesy a pochody, ovlivňovanými celou řadou faktorů (Berlin a Uhlin, 2004). I přesto, že by bylo žádoucí do systému zahrnout celý cyklus produktu, mnoho studií produkce potravin vynechává některé fáze, zpravidla obchod a další navazující úseky (Andersson, 2000). Jejich dopad je totiž obvykle, ve vztahu k např. zemědělské fázi, zanedbatelný (Thrane, 2006).

2.4.2.1.2 Alokace

Významným krokem je také stanovení alokačních pravidel, které v LCA studiích zaměřených na zemědělství hraje důležitou úlohu (Biswas et al., 2010). Kočí (2012) uvádí, že se jedná o řešení otázek souvisejících se skutečností, kdy tok vystupující z jednoho procesu může být zaústěn do dvou procesů následných či se může podílet na vzniku dvou různých produktů vznikajících paralelně v jednom procesu. Praktickým příkladem v zemědělství může být např. v živočišné produkci chov skotu, kdy jsou těmito produkty např. statková hnojiva, mléko a maso, v rostlinné výrobě např. při pěstování obilnin zrno a sláma (Moudrý, 2014). Alokace jsou náročné z hlediska jejich sestavení, určení a lze se jim vyhnout tak, že se rozšíří hranice systému (Kočí, 2012).

2.4.2.1.3 Funkční jednotka a referenční tok

Jednoznačné a měřitelné velikosti funkce sloužící pro účely LCA jako vztažná veličina říkáme funkční jednotka (angl. *functional unit*). Množství produkce potřebné k naplnění velikosti funkce definované zmíněnou funkční jednotkou označujeme jako referenční tok (angl. *reference flow*). Funkční jednotka kvantifikuje zvolenou

funkci a poskytuje základ, ke kterému se vztahují vstupy a výstupy modelování produktového systému (Kočí, 2009). Funkční jednotka představuje základní prvek, ke kterému jsou vztaženy výsledky studie. Musí být volena tak, aby byla jednoduše vyjádřitelná a měřitelná. Funkční jednotka je výchozím bodem pro hledání alternativního způsobu naplnění funkce s nižším negativním dopadem na životní prostředí (Weinzettel, 2008). Jejím úkolem je popsat a kvantifikovat vlastnosti produktu (Weidema et al., 2004).

Stanovení funkční jednotky je zásadní krok zejména při srovnávání systémů s různou úrovní produkce na jednotku plochy (Basset-Mens a Van Der Werf, 2005), přičemž Brentrup et al. (2004b) považuje za vhodné stanovovat jako funkční jednotku produkce namísto jednotky plochy. Do studií se však doporučuje zahrnout obě funkční jednotky a provádět kalkulace jak pro jednotku plochy, tak pro jednotku produkce (Backer et al. 2009). De Koeijer et al. (2002) pak uvádí, že výstupy LCA mají být kalkulovány ve vztahu k jednotce plochy, což umožňuje lépe vyjádřit únosnost zátěže životního prostředí. S pomocí LCA lze provádět oba způsoby kalkulací a jako funkční jednotku volit jak jednotku produkce, tak jednotku plochy (Schau a Fet, 2008). V konečném ohledu je funkční jednotka chápána jako centrální rozcestník jakéhokoli posuzování životního cyklu, protože poskytuje odkaz na všechny údaje v posuzovaném systému (Weidema et al., 2004).

2.4.2.2 Inventarizace

Fáze LCA nazvaná inventarizace LCI (angl. *inventory*) slouží k vyčíslení množství elementárních toků uvolněných během životního cyklu produktů do životního prostředí (Jury et al., 2010). Jedná se o kvalitativní a kvantitativní soupis všech vstupů a výstupů spojujících sledovaný systém se životním prostředím čili o sběr potřebných primárních dat a posouzení jejich kvality, tzn. věrohodnosti, reprodukovatelnosti, transparentnosti a důvěrnosti (Kotovicová et al., 2003). Úkolem inventarizace je shromáždit environmentálně významné informace o zúčastněných procesech zařazených do produktového systému. Inventarizace nejprve sbírá data o jednotkových procesech, následně provádí inventarizaci vstupů a výstupů celého systému a jeho okolí (Kočí, 2009). Principem inventarizační fáze je sběr dat, která slouží k vyčíslení hodnot elementárních toků. Tato fáze představuje hlavní praktickou část studie LCA, náročnou na čas, dostupnost dat a zkušenost zpracovatele studie s modelováním produktových systémů (Rebitzer et al. 2004;

Kočí, 2010). Kvalita dat vstupujících do studie LCA má být určena z hlediska časového, územního, technologického, zdroje dat (musí být určeno, zda jsou požadována primární data, nebo mohou být použita data sekundární), jejich přesnosti aj. Jedná se o určení veškerých požadavků na vstupní data (Weinzettel, 2008).

Cílem je identifikace a vyčíslení všech elementárních toků souvisejících s produktovým systémem. Inventarizační analýza je podstatou technického provádění LCA studií. V inventarizaci je nejvíce patrný princip modelování „od kolébky do hrobu“ (angl. *cradle-to-grave*). Princip, kdy jsou do životního cyklu výrobku zahrnuty procesy podílející se jak na získávání a výrobě potřebných surovin a materiálů, tak i na výrobě, používání a odstraňování vlastních produktů na které je studie LCA prováděna. Poněkud zúženým rozsahem, avšak v průmyslové praxi často používaným, je přístup nikoli „od kolébky do hrobu“, ale „od kolébky k bráně“ (angl. *cradle-to-gate*), spočívající v kalkulaci životního cyklu produktu od získávání surovin, ovšem končícího opuštěním výroby, tudíž stádium užívání produktu a jeho odstraňování není uvažováno.

Výsledky inventarizace by měly být prezentovány přehlednou formou, kolik a jakých látek z okolního prostředí do systému vstupuje a kolik vystupuje. Tyto podklady slouží následnému hodnocení dopadů životního cyklu. Inventarizace životního cyklu se skládá z následujících kroků: sestavení vývojového diagramu produktového systému, sběru dat a výpočtu ekovektoru produktu (Kočí, 2010). Inventarizace životního cyklu (LCI) je metodika pro odhad spotřeby zdrojů, kvantitativní odpadních toků a vyprodukovaných emisí spojených s životním cyklem výrobku (Rebitzer et al., 2004).

2.4.2.3 Hodnocení/posuzování dopadů na životní prostředí

Tato třetí fáze provádění studie LCA se označuje jako posuzování dopadů (angl. *Life Cycle Impact Assessment – LCIA*). Metodika LCA nevyčísluje reálné environmentální dopady, ale potenciální dopady na konkrétní problémy životního prostředí nazvané kategorie dopadu. Již ve fázi definice rozsahu studie LCA je třeba popsat, které kategorie dopadu budou použity a které jejich environmentální mechanismy budou sloužit jako podklad pro hodnocení dopadů (Kočí, 2012). Vyjadřování environmentálních dopadů lidských činností pomocí kategorií dopadu umožňuje identifikovat nežádoucí přenášení problému z místa na místo (Kočí, 2010).

Posuzování životního cyklu (LCA) je metodický rámec pro odhad a posouzení dopadů na životní prostředí, které lze přičíst životnímu cyklu výrobku. Patří mezi ně změna klimatu, ubývání stratosférického ozonu, tvorba troposférického ozónu, eutrofizace, acidifikace, ekotoxikologie s důrazem na zdraví člověka a ekosystémů, vyčerpání zdrojů, využívání vody, využívání půdy, hluk a další (Rebitzer et al., 2004). Posuzování dopadů, se provádí proto, aby se zjistil potenciální dopad jednotlivých položek inventarizační analýzy na životní prostředí. Nejprve je nutné vybrat kategorie dopadu, jejich indikátory a charakterizační model v závislosti na cílech a rozsahu studie LCA (Weinzettel, 2008; Kočí, 2009). Dle Weinzettel (2008) lze rozdělit kategorie dopadu podle rozsahu následovně: globální (globální změna klimatu, poškození ozónové vrstvy, čerpání surovin, *land-use*), regionální (acidifikace a eutrofizace, tvorba přízemního ozónu, ekotoxicita, smog) a lokální (přímé toxické působení, radiace, kontaminace půdy, zápach, hluk).

Výsledky inventarizační analýzy se řadí k příslušným kategoriím dopadů podle charakteru působení na životním prostředí (Owens, 1996; Brentrup et al., 2004a) Některé látky mohou být přiřazeny k více kategoriím dopadů. Proces přiřazování výsledků inventarizační analýzy životního cyklu k jednotlivým kategoriím dopadu se nazývá klasifikace. Ke každé kategorii dopadu musí být určen její indikátor, na jehož ekvivalentní jednotky se přepočítají výsledky inventarizační analýzy přiřazené do dané kategorie. Například pro skleníkové plyny se jako jednotka používá ekvivalent kilogramu oxidu uhličitého (kg CO₂ eq). Proces přepočítání výsledků inventarizační analýzy na ekvivalentní jednotky indikátorů kategorií se nazývá charakterizace (Weinzettel, 2008). Po charakterizaci se ještě často provádí normalizace, tedy vyjádření relativní míry zasažení kategorií dopadu (Kočí, 2009).

Výstupy z konkrétní LCA studie nejsou platné obecně, ale vždy za daných a jasně specifikovaných podmínek. Přínosem metody LCA je právě jasná definice podmínek platnosti studií, zasazující dané poznatky o interakcích technologických procesů a životního prostředí do konkrétního technologického, environmentálního, ale i socioekonomického kontextu (Kočí, 2010).

2.4.2.3.1 Normalizace

Dalšími částmi posuzování dopadů je normalizace a vážení. Normalizace bývá zpravidla provedena vydělením dopadů v jednotlivých kategoriích, přepočtených

na funkční jednotku, celkovým dopadem v daných kategoriích během jednoho roku, přepočteným na jednoho obyvatele. Normalizace však může být obecně provedena i na základě jiných hodnot, proto musí být výsledky studie LCA přístupné před provedením normalizace (Weinzettel, 2008).

2.4.2.4 Interpretace

Interpretace je označována jako finální část studie LCA a je zaměřena na hodnocení a kontrolu studie LCA z hlediska kompletnosti, citlivosti, konzistence a dalších (CNI, 2006b). Jedná se o zpracování výsledků studie, zhodnocení jejich kvality, vysvětlení možných nejasností a hlavně zdůraznění významných nálezů v životním cyklu produktu (Weinzettel, 2008). Tento typ poznatku se v LCA nazývá významné zjištění a mělo by být vždy podrobena pečlivému hodnocení. Na základě výstupů LCA bývají často činěna opatření s významnými ekonomickými, environmentálními a dalšími dopady, přičemž je riziko, že nesprávná a matoucí interpretace výstupů může vést k prohlubování stávajících, či vytváření nových problémů (Guinée, 2002). Důležitou součástí interpretace je ověření platnosti významných zjištění prováděním speciálních kontrol. Součástí interpretace je sepsání závěrečné zprávy obsahující kromě popisu řešení a zjištěných výsledků i popis všech přijatých zjednodušení, odhadů a předpokladů. Vliv těchto předpokladů na formulaci významných zjištění se testuje analýzou citlivosti. Závěrem studie LCA je tedy soubor zjištěných poznatků a soubor podmínek k jejich platnosti (Kočí, 2009).

2.4.2.4.1 Analýza citlivosti

Součástí fáze interpretace výsledků je citlivostní analýza. Jejím účelem je ukázat závislost výsledku studie LCA na hodnotách, výběru procesů a alokačních principů. Výsledky studie LCA jsou vypočteny pro odlišné hodnoty vstupního parametru. Analýza citlivosti může ukázat, že daný parametr silně ovlivňuje výsledek studie a musí být určen co nejlépe, případně musí být hodnota při chodu procesu přísně dodržována. Analýza citlivosti může také prokázat, že není nutné se daným aspektem zabývat podrobně, a stačí pouze jeho přibližné určení (Weinzettel, 2008).

2.4.2.4.2 Analýza neurčitosti

Žádná data použitá při zpracování studie LCA nejsou přesná a obsahují v sobě neurčitost. Analýza neurčitosti se provádí s cílem zjistit, jak velký je rozptyl výsledku s použitými hodnotami neurčitosti jednotlivých parametrů. Některé

parametry jsou na sobě vzájemně závislé a matematické vyjádření celkové neurčitosti může být komplikované. Proto je nutné nepočítat celkový rozptyl pouze na základě matematických zásad, ale pro každý použitý parametr ve studii LCA definovat jeho neurčitost. Opakovaným výpočtem výsledku studie LCA pro různé hodnoty parametrů s odpovídajícím pravděpodobnostním rozdělením, definovaným při sběru dat, lze získat celkový rozptyl výsledku. Tento způsob odpovídá *Monte Carlo analýze* (Weinzettel, 2008).

Monte Carlo analýza je využívána pro analýzu neurčitosti. Uživatel má možnost u každého parametru zadat jeho pravděpodobnostní rozdělení (k dispozici je lognormální, normální, rovnoměrné a trojúhelníkové rozdělení). Při Monte Carlo analýze je dopad na životní prostředí počítán cyklicky s proměnnými parametry s definovanou distribuční funkcí. Tato funkce je významná při srovnávání alternativ, kdy mnohé parametry srovnávaných systémů jsou na sobě závislé nebo spolu jinak souvisí. Program vygeneruje všechny parametry pro daný výpočet nezávisle na sobě, ale použije je pro všechny studované systémy (pokud je obsahují). Tím dojde k lepšímu vyjádření rozptylu při srovnání alternativ (Kočí, 2009).

2.4.3 Zjednodušené posuzování životního cyklu

Studie LCA by měla vždy pokrýt celý životní cyklus produktu. Jelikož je někdy v praxi sestavování úplných LCA náročné, používají se v opodstatněných případech zjednodušené (angl. *simplified, streamlined*) studie LCA (Hochschorner a Finnveden, 2003; Hur et al., 2005). Často se studie LCA sestavuje s užším zaměřením, například pro zhodnocení jednoho konkrétního parametru v průběhu celého životního cyklu produktu (spotřeba energie) nebo na hodnocení environmentálních dopadů, které vznikají jen v některých vybraných stádiích či procesech životního cyklu produktu (Kočí, 2009). Zjednodušená studie LCA se rovněž používá pro výpočet uhlíkové stopy zařízení či produktu, kde se posuzuje sice celý životní cyklus, ale jeho dopady se vyjadřují pouze ve vztahu ke kategorii dopadu globální oteplování jako ekvivalenty CO₂ (Graedel a Graedel, 1998). Je třeba zdůraznit, že ze zjednodušených studií LCA lze sice získat mnoho užitečných informací, nemohou však být považovány za plnohodnotné studie LCA, neboť mají značně omezený záběr. Pro některá zadání studií LCA zaměřených na materiálové, energetické či finanční toky nemusí být nutné provádět vyjadřování výsledků pomocí kategorií dopadu. Provádí se tedy pouze fáze definice cílů a rozsahu, inventarizace a interpretace

(Kočí, 2009). Takovou studii ovšem není správné nazývat LCA, ale pouze LCI (Rebitzer et al., 2004). Z environmentálního pohledu je LCI studie vždy nedostatečná a zjednodušená (Kočí, 2009).

2.4.4 Další analytické nástroje environmentálního managementu

LCA svými myšlenkovými postupy inspiruje i jiné nástroje environmentálního managementu (například EIA, ERA), ale zpětně ovlivňuje i ty postupy, ze kterých původně vyšla (IOA, Environmental accounting). LCA inspiruje rozvoj nových přístupů v hodnocení environmentálních rizik ERA (angl. *environmental risk assessment*) a dokonce se začíná uvažovat i o použití nástrojů LCA do posuzování environmentálních dopadů EIA (angl. *environmental impact assessment*) a rovněž do strategických SEA (angl. *strategic environmental assessment*). V následujících odstavcích jsou stručně shrnuty vybrané aplikace LCA (Kočí, 2010).

Analytické nástroje environmentálního managementu se liší dle svého zaměření. Mezi hlavní analytické nástroje envi. managementu patří: posuzování životního cyklu (LCA) a náklady životního cyklu LCC (angl. *life cycle costing*) (Kočí, 2009), hodnocení environmentálních rizik ERA (Van der Oost et al., 2003), *Cost Benefit Analysis* CBA (Layard a Glaister, 1994), *input-output analysis* IOA (Kočí, 2009), účetnictví materiálových toků MFA (angl. *material flow analysis*) a *substance flow analysis* SFA. Mezi analytické metody environmentálního managementu můžeme v širokém kontextu počítat rovněž *cost effectiveness analysis* CEA, simulaci procesů (angl. *process simulation*) či prevenci havárií (angl. *accident prevention*). Některé z těchto nástrojů byly standardizovány ISO normami (Kočí, 2009).

2.4.4.1 Posuzování životního cyklu

LCA se zabývá environmentálními dopady produktových systémů ve vztahu k očekávané funkci výrobku či služby. Environmentální dopady daného systému jsou vždy vztaženy ke zvolené funkční jednotce. Rozšířením LCA do oblasti monetárních toků lze identifikovat skryté náklady spjaté s produkcí či životním cyklem sledovaného produktu. Hovoříme pak o nákladech životního cyklu (LCC) (Kočí, 2009; Kočí, 2010).

2.4.4.2 Hodnocení environmentálních rizik

ERA se zabývá zdravotními riziky přítomnosti jednotlivých látek v životním prostředí. Předmětem zájmu ERA je nejen zdraví člověka, ale také zdraví a funkčnost ekosystému. ERA se obvykle používá k hodnocení, zda studovaný proces (podnik, kontaminovaná lokalita) vede k překročení určitých, obvykle legislativně daných, koncentračních limitů a může ovlivnit zdraví člověka či ekosystému (Van der Oost et al., 2003; Kočí, 2009).

2.4.4.3 Hodnocení přínosů a nákladů (CBA)

CBA je nástroj hodnocení ekonomických a environmentálních přínosů a nákladů s ohledem na sledovanou činnost či projekt. Příjmy i výdaje jsou vyjadřovány monetárně a obvykle bývají hodnocené pro určitý region, ovšem s možností vyjadřovat účinky i v jiných regionech (Layard a Glaister, 1994; Mishan a Quah, 2007; Kočí, 2009).

2.4.4.4 Analýza vstupů a výstupů (IOA)

IOA obvykle sleduje materiálové a energetické vstupy a výstupy v rámci daného regionu a jejich hodnoty vyjadřuje monetárně. Zaměřuje se především na produkci a spotřebu, v poslední době bývá součástí IOA i produkce odpadů. V případě, že některým emisním tokům je přiřazena ekonomická hodnota, jako například emisní povolenky skleníkových plynů, může i IOA být užitečným nástrojem analýzy environmentálního managementu. IOA se obvykle používá pro hodnocení ekonomických důsledků změn výroby či určitých přijatých opatření (Weinzettel, 2008; Kočí, 2009; Miller a Blair, 2009).

2.4.4.5 Analýza materiálových toků (MFA)

MFA analyzuje materiálové toky v rámci určitého regionu a hodnotí jejich environmentální dopady. MFA sleduje jednotlivé průmyslové i další procesy daného regionu obvykle v horizontu jednoho roku. Variantou zaměřující se na určitou látku či prvek je *substance flow analysis* SFA (Brunner a Rechberger a 2004; Kočí, 2009). MFA je ošetřeno normou ČSN ISO 14051 Environmentální management – Nákladové účetnictví materiálových toků – Obecný rámec (ČNI, 2012).

Každý z uvedených analytických nástrojů má své historické pozadí, svá východiska, svoje pole působnosti a svá omezení. Metody se liší především ve svém

úhlu pohledu - některé se zaměřují na látky či energii, jiné na produkty, lidské aktivity či regiony. Některé metody vyjadřují dopady na životní prostředí pomocí chemicko-fyzikálních veličin či pomocí biologických jevů, jiné zase používají monetární měřítko. Jelikož se ukázalo jako užitečné některé zmíněné analytické nástroje kombinovat, začaly být vyvíjeny tzv. hybridní metody umožňující překonat slabiny (zejména interpretační) jednotlivých metod. Mezi nejčastěji používané hybridní modely patří LCA-MFA a LCA-IOA. Koncept agregace různých emisních toků do definovaných kategorií dopadu, jak jej používá LCA, se stal také inspirací pro ERA (Kočí, 2009).

2.5 Energetické rostliny

Fytomasa energetických rostlin je univerzální zdroj energie, prostřednictvím něhož lze produkovat jak teplo a elektřinu, tak i paliva v plynném, pevném i kapalném stavu (Knápek et al., 2010). Biomasa jako obnovitelný zdroj energie (OZE) má obrovský potenciál pro zmírnění projevů globálního oteplování (Scheer, 2007). Zajímavá je díky její multifunkčnosti, která zahrnuje oblast produkce potravin, zdroje energie a krmiv, zachování biologické rozmanitosti a sociální služby společnosti. Rovněž přináší nové možnosti řízení a výzkumu strategií v lesnictví, zemědělství, agrolesnictví a pastvinářství vedoucí ke zmírnění globálního oteplování (Dhillon a von Wuehlisch, 2013). 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 et al., 2011).

Znám je například takzvaný švédský lesnický model (*Swedish Forestry Model*), jenž je založen na neustálém nahrazování vykácených ploch novými lesy. Tento postup má přispívat také ke zmírňování změny klimatu, protože mladé rychle rostoucí lesy přijímají z atmosféry více CO₂ (Žůrková, 2014). V České republice však není dostatek lesní odpadní biomasy, a proto je třeba využívat jiných zdrojů biomasy, zejména cíleného pěstování energetických plodin (Pastorek et al., 2004). Volba nejvhodnějších energetických plodin má zásadní význam především z hlediska strategického a účinného nahrazení fosilních paliv a snížení emisí skleníkových plynů. Tyto rostliny by měly mít vysoký výnosový a energetický potenciál spolu s pouze minimálními environmentálními dopady (Boehmel et al., 2008). Často je řešena otázka zda pro tyto účely volit rostliny jednoleté nebo vytrvalé (Jasinskas et

al., 2008). Celková energetická efektivita (tzn. poměr energie vložené a získané) je u vytrvalých plodin vyšší než u jednoletých. U jednoletých rostlin je tento poměr 1:5-15 a u víceletých 1:75-125 (v závislosti na výnosech a intenzitě pěstování) (Kára et al., 2005). Pozitivní dopady plynou především z plantáží vytrvalých plodin. Ty zajišťují pokrytí půdy a ukládání (sekvestraci) oxidu uhličitého (Paustian et al., 1998; Clifton-Brown et al., 2004 a Deckmyn et al., 2004) a rovněž zprostředkovávají podporu biologické rozmanitosti (Hope a Johnson, 2003 a (Mast et al., 2014). Také produkce jednoletých plodin se může stát ekologicky šetrnější, když je zpracování půdy v rámci střídání plodin vedeno v minimalizačním režimu a půda může fungovat jako úložiště uhlíku (Smith et al., 1998). Takové systémy vyžadují méně vstupní energie z důvodu snížení počtu operací pro zpracování půdy, ale může také vést k nižším výnosům biomasy a tedy nižší energetické efektivnosti (Arman, 2004). Výhodou jednoletých energetických rostlin je však pro praxi dobře známá a rutinní technologie výroby, flexibilita změny druhu plodiny a výměry a rovněž možnost uplatnění části produkce za tržní ceny potravinářské nebo krmné (Abrham et al., 2006). V případech, kdy jsou jednoleté plodiny nahrazeny vytrvalými energetickými rostlinami, lze dosáhnout snížení emisí skleníkových plynů z orné půdy třemi různými způsoby. Jeden způsob vede přes hromadění půdního uhlíku (C) v půdě, které se odhaduje (v průměru) na 0,5 t C.ha⁻¹ za rok. Také emise oxidu dusného (N₂O) vznikající vlivem používání hnojiv mohou být dle odhadů sníženy o 0,04 t CO₂ eq.ha⁻¹ za rok. Jsou-li trvalé energetické rostliny využívány k nahrazení jednoletých rostlin na organických půdách, tak jsou oxid uhličitý (CO₂) a emise z půdy (především N₂O) plynoucí z biologické oxidace organických látek dle výpočtů sníženy až o 7 t C.ha⁻¹ za rok. Efekt na jiné skleníkové plyny se považuje za nevýznamný (BoÈrjesson, 1999). Pokud má biomasa rostlin významně přispět v budoucí dodávce energie, je důležité, aby se přednostně jednalo o vytrvalé rostliny. Obecně vykazují lepší vliv na životní prostředí než tradiční jednoleté rostliny. Vytrvalé energetické rostliny jsou spojeny i s vyššími výnosy biomasy, lepší stabilitou čisté energie a nižšími environmentálními dopady (Ericsson et al., 2009). Plocha, která pak bude vymezena pro pěstování energetických rostlin, bude vycházet především z výnosových potenciálů, intenzity produkce a typu využívané technologie (Boehmel et al., 2008). Ochodek et al. (2006) upozorňuje, že rostliny určené pro ekoenergetiku, konkurují na orné půdě plodinám zajišťujícím potravu. Proto se doporučuje jejich pěstování zejména v marginálních oblastech

(Lewandowski et al., 2003) nebo na nízko produkčních či jinak znehodnocených půdách (Vassilev et al., 2012).

2.5.1 Jednoleté energetické rostliny

Jednoleté rostliny mívají tu přednost, že bývají určeny pro rychlou produkci. Jejich setí a sklizeň se provádí pomocí běžné zemědělské techniky, což není vždy možné u vytrvalých rostlin. U jednoletých rostlin bývá poměr získané a vložené energie obvykle 2:1 (Weger et al., 2012), dle Kára et al. (2005) pak 15-5:1. Typickými zástupci jednoletých energetických rostlin pěstovaných na orné půdě v ČR jsou kukuřice nebo čirok. Často jsou používány jako vstupní suroviny při výrobě bioplynu. Nejčastěji používaná surovina v zemědělských bioplynových stanicích (BPS) je pak směs kukuřice a kejdy (Janouchová, 2012).

2.5.1.1 Kukuřice setá

K rozvoji pěstování energetických rostlin došlo i díky nárůstu bioplynových stanic (Bouchner, 2015). Se stále stoupajícím počtem bioplynových stanic stoupá i poptávka po vhodných substrátech, přičemž se zatím dá předpokládat, že bude nadále dominovat kukuřičná siláž (Procházka et al., 2013). V roce 2012 bylo u nás zhruba 320 bioplynových stanic, což byl nárůst od roku 2011 asi o 100 (Honsová, 2013) a například v sousedním Německu bylo k roku 2013 v provozu 7 700 bioplynových stanic, pro které je v rámci rostlinného materiálu využívána z 80 % kukuřice (Mast et al., 2014). V roce 2020 by mělo být na území ČR asi 720 bioplynových stanic. Ty budou potřebovat silážní kukuřici z výměry zhruba 130–150 tis. hektarů (Honsová, 2013). K 31. 12. 2015 pak bylo na území ČR v provozu již 507 BPS s celkovým instalovaným výkonem 358 MW a celkovým podílem na OZE 24,7 % (Česká bioplynová asociace, 2016). Pro jejich účely je však, nejen v podmínkách České republiky, nejčastěji využívána kukuřice setá (Oslaj et al. 2010). Upřednostňovány jsou pak její hybridy určené primárně pro bioplynové stanice, charakteristické vysokou tolerancí k přísuškům a silným *stay green* efektem zaručujícím široké sklizňové okno. Tyto odrůdy poskytují siláž s minimálním podílem ligninu a vysokou produkcí metanu (Honsová, 2013). Z obecného hlediska je však kukuřice setá vnímána jako rostlina představující značnou zátěž pro životní prostředí (Vogel et al., 2015 a Haag et al., 2015), a to i z pohledu vysokých energetických vstupů (Amon et al., 2007).

Při plných stavech dobytka v roce 1990 se na našem území pěstovala kukuřice zhruba na 420 tisících hektarech. Poté plocha kukuřice poklesla. V roce 2012 bylo vyseto 324 tisíc hektarů, což bylo asi třináct procent z výměry orné půdy v ČR. Z celkové plochy připadlo asi 110 tisíc hektarů kukuřici na zrno a asi 40 tisíc hektarů kukuřici určené pro výrobu bioplynu (Honsová, 2013). Kukuřice je nedílnou součástí osevních postupů. Její význam spočívá ve vysokém nárůstu fytomasy a technologicky poměrně nenáročných pěstebních postupech. V České republice se vysévá přibližně 200 000 ha kukuřice na siláž. Kukuřice skýtá vysoký energetický potenciál, kolem 324 000 MJ.ha⁻¹. Tato skutečnost je také předpokladem k dobrému zhodnocení fytomasy celých rostlin na výrobu energie (Lhotský a Kajan, 2011). Na druhé straně, pěstování kukuřice představuje zvýšené nebezpečí vodní eroze (Petříková, 2012). Kukuřice netvoří drnový porost a podmínky na povrchu půdy jsou příznivé pro odnos zeminy z pozemku při přívalových srážkách. Zařazení vysokého podílu kukuřice v osevním postupu není vhodné ani z důvodu bilance a kvality organické hmoty v půdě. V neposlední řadě, voda odtékající z kukuřičného pole obsahuje velké množství nevyužitých živin, které zatěžují vodoteče, způsobují eutrofizaci, a tím zhoršují stav povrchových vod v České republice (Lhotský a Kajan, 2011). V EU se k roku 2013 pěstovalo téměř 23 miliónů hektarů kukuřice, z čehož přibližně čtrnáct a půl miliónů hektarů připadalo na kukuřici zrno. Výměra kukuřice k energetickým účelům dosahovala téměř jednoho milión hektarů (Honsová, 2013).

Kukuřice setá je poměrně úspěšně pěstována v různých půdních i klimatických podmínkách jako jedna ze světově nejúspěšnějších zemědělských rostlin (Gustafson et al., 2014), čemuž přispívají její fyziologické potřeby. Podle Doležal et al. (2012) jsou pro pěstování kukuřice vhodná všechna stanoviště mimo extrémně vysušené půdy a půdy jílovité, zamokřené se zhutněným orničním a podorničním profilem. Větší výnosovou jistotu kukuřici poskytují půdy střední až těžší s pH 5,6 – 7. Obecně je však z pohledu nároků na půdní podmínky vnímána jako nenáročná rostlina (Zimolka et al., 2008). Rozhodujícím faktorem je především příjem vody (Šantrůček, 2007). Po zasetí kukuřici sucho nevádí, problém ale představuje nedostatek vláhy v období intenzivního růstu v červnu a v červenci (Honsová, 2013). Kukuřice je rostlina, která není náročná na předplodinu a dobře reaguje na dodávky živin. Při posuzování vlivu předplodiny na hnojení kukuřice je však třeba vycházet z půdních a klimatických podmínek, které výrazně ovlivňují jak vodní, tak i živinný režim pud (Zimolka et al., 2008). Podle Doležal et al. (2012)

se obvykle zařazuje v osevním postupu po obilninách, ale velmi často i vícekrát po sobě. Především při pěstování kukuřice po sobě je třeba mít na zřeteli některé živočišné škůdce, kteří způsobují poměrně závažné přímé i nepřímé hospodářské ztráty, zaplevelení pozemku, ale i nebezpečí zesílení projevů eroze. Při pěstování po sobě se za účelný považuje dvouletý až tříletý sled kukuřice (Zimolka et al., 2008). Kukuřice je náročná na přípravu půdy. Vyžaduje půdy hluboko zpracované, aby se mohl plně rozvinout její mohutný kořenový systém a tím vytvořit příznivé podmínky pro příjem vody a živin (Šnobl et al., 2011). Kukuřice je řazena mezi plodiny, které velmi pozitivně reagují na hnojení kejdou nebo močůvkou. Zvláště vhodné je hnojení kukuřice kejdou prasat, kejdou skotu nebo digestátem z kejdy, resp. z kejdy prasat a kukuřičné siláže (Zimolka et al., 2008). Živiny dodané ve statkových hnojivech se uvolňují postupně v průběhu vegetace, podle potřeby rostlin. Pro dosažení výnosu sušiny 10 – 12 t.ha⁻¹ a při normálním podílu palic 40 % je nutno pozemek dobře zásobit všemi živinami. Na vyprodukování uvedeného množství hmoty je zapotřebí kukuřici běžně dodat 120 - 180 kg N.ha⁻¹ , 30 – 45 kg P.ha⁻¹ a 80 – 160 kg K.ha⁻¹. S vysokými dávkami hnojiv se však zvyšuje i riziko environmentálních dopadů (Mast et al., 2014; Bernas et al., 2015). Z pohledu možností mitigace skleníkových plynů při pěstování kukuřice seté jsou pak řešeny otázky týkající se střídání plodin, zařazování meziplodin do osevních sledů a bezorebné systémy zpracování půdy (Smith et al., 1998; Arman, 2004; Al-Kaisi a Yin, 2004).

2.5.2 Víceleté rostliny, vytrvalé rostliny a trvalé travní porosty

Z obecného pohledu je vnímáno, že energeticky a také ekonomicky efektivnější bývá pěstování víceletých a vytrvalých rostlin, než jednoletých tradičních, pokud se ovšem nejedná o vedlejší produkt jednoletých plodin (sláma olejnin či obilnin). Pěstováním vytrvalých (a často netradičních) rostlin lze efektivně snižovat celkové náklady na produkci biomasy a zásadně tím zvyšovat poměr energie získané a vložené (Pastorek, 2005 a Ochodek et al., 2007). U víceletých energetických rostlin se musí často vynaložit značné náklady při zakládání porostu (Pastorek, 2005). Tyto náklady mohou být tak mnohem vyšší než právě u tradičních plodin. V následujících letech však celkové náklady na pěstování vytrvalých rostlin klesají, protože odpadají náklady na zpracování půdy a také na setí, snižují se i další náklady na hnojení, chemickou ochranu atd. (Havličková, 2007). U víceletých rostlin se předpokládá,

že po fázi delšího rozrůstání poskytnou vyšší výnosy než jednoleté rostliny (Moudrý, Stražil, 1999). Celková energetická rentabilita bývá u víceletých rostlin lepší. Poměr získané a vložené energie může být podle výnosu až 10:1 (Weger et al., 2012). Energetická bilance je považována za rozhodující faktor při výběru vhodné rostliny (Jasinskas et al., 2008 a Alaru et al., 2011).

2.5.2.1 TTP a využití pro energetické účely

Trvalé travní porosty (TTP) kombinují různé ekologické funkce. Extenzivně obhospodařované travní porosty patří mezi nejvíce druhově bohaté agrosystémy v Evropě (Dierschke a Briemle, 2002 a Stoate et al., 2009). Jsou kombinací různých ekologických funkcí z oblasti ochrany přírody, vody, půdy a klimatu. Přeměna travních porostů na ornou půdu je doprovázena výrazným úbytkem těchto funkcí (Nitsch et al., 2012). Poté co jsou poničeny, je lze obnovit jen velmi pomalu (Kleijn et al., 2009). Ve srovnání s ornou půdou jsou charakterizovány vysokou zásobou uhlíku (IPCC, 2001). Zejména v organických půdách je velmi vysoká zásoba uhlíku (Lal, 2008 a Freibauera et al., 2009). Konverze trvalých travních porostů na ornou půdu je doprovázena sníženou retenční vodní kapacitou a masivním zvýšením mineralizace v důsledku rozkladu půdní organické hmoty a navýšením emisí v důsledku rostoucích emisí skleníkových plynů, stejně jako vyšším odtokem živin a vyplavováním do povrchových a podzemních vod. Převod travních porostů na ornou půdu způsobí ztrátu asi 50 % nebo více svého původního množství organické hmoty (Guo a Gifford, 2002). Naopak přeměnou orné půdy na pastviny dochází k zpětnému ukládání oxidu uhličitého, ovšem mnohem pomalejším tempem a jen zřídka lze dosáhnout bývalé úrovně (Lantz et al., 2001). Lze rovněž předpokládat zvýšené riziko eroze. Přeměna luk a pastvin na ornou půdu je doprovázena ztrátou ekologických funkcí, které se odráží v biologické rozmanitosti, vodě, půdě a ochraně klimatu (Guo a Gifford, 2002).

Na důležitosti nabývá i význam využívání travních porostů pro energetické účely zejména z hlediska využití ladem ležící půdy pro cílené pěstování energetických rostlin, a dále v souvislosti s biomasou produkovanou trvalými travními porosty v naší české krajině (Lhotský a Kajan, 2011 a Raclavská et al., 2013). Plochy trvalých travních porostů (louky a pastviny) představují v České republice téměř 23 % výměry zemědělské půdy (cca 970 000 hektarů). Produkční potenciál TTP se odvíjí od geologicko-petrografických podmínek, půdního typu

a druhu půd, nadmořské výšky, teploty. Závisí na srážkách, expozici pozemku, hladině spodní vody, použité pratotechnice aj. Roční výnosy se proto pohybují v širokém rozpětí od 2 do 16 t.ha⁻¹ suché hmoty. V současnosti, kdy jsou trvalé travní porosty využívány převážně extenzivně, dosahuje průměrný roční výnos biomasy kolem 3 tun sušiny z hektaru (Lhotský a Kajan, 2011). Ačkoliv produkce bioplynu je vyšší u kukuřice, energetická bilance (poměr energetické spotřeby při pěstování a energie získané) u kukuřice a extenzivních lučních porostů dává možnost obě skupiny porovnat (Moeller et al., 2007). Travní hmota z TTP je využívána hlavně ke krmení skotu. Až 50% pokles stavu skotu v několika posledních letech je hlavním důvodem přebytků fytomasy z těchto ploch. To negativně ovlivňuje zájem o jejich obhospodařování. Nevhodný způsob obhospodařování TTP může vést k postupné degradaci – změnám půdní úrodnosti, bilanci vodního režimu, erozi, zaplevelování apod. Vedle své produkční funkce plní však TTP i celou řadu dalších významných funkcí mimoprodukčních. V posledních letech získávají na významu především vodohospodářské funkce trvalých travních porostů, jež zahrnují i funkci protierozní (Lhotský a Kajan, 2011).

Výrobě energie na zemědělské půdě je však potřeba věnovat pozornost právě i z pohledu ochrany životního prostředí. To se například týká zmiňovaných přeměn trvalých kultur na ornou půdu či využívání agrochemikálií. (Lantz et al., 2001; Guo a Gifford, 2002). Intenzita obhospodařování pak zpravidla není závislá na abiotických faktorech, ale na tendenci klesat se stoupající nadmořskou výškou. To znamená, že oblasti nejvíce náchylné k intenzifikaci lze objevit na mírných svazích nižších poloh, kde je potenciálně vysoká výnosnost, nízké výrobní náklady a dobrá dostupnost pro mechanizaci (Peter et al., 2008).

2.5.2.2 Vybrané vytrvalé energetické rostliny

Využití vysoce vzrůstných vytrvalých rostlin je již dlouhodoběji vnímáno jako efektivnější v porovnání s rychle rostoucími dřevinami (RRD), protože rostlinná biomasa může být využita jako surovina pro výrobu energie již v následujícím roce po výsevu. Vytrvalé rostliny jsou výnosnější a méně náročné z hlediska úrodnosti půdy ve srovnání s jednoletými. Vedle toho mohou být pěstovány po dobu 7, 10 i více let, aniž by byly obnovovány. Rovněž chrání půdu před erozí a udržují její úrodnost. Mohou být pěstovány ekologicky bez hnojení minerálním dusíkem, přičemž management hospodaření může být kdykoli změněn (Jasinskas et al., 2008).

Porosty těchto rostlin mohou být využity jako pastvina, louka nebo je lze využít pro výrobu bioplynu a k jiným dalším účelům (Tahir et al., 2011). Pro jejich ošetřování, sklizeň, setí, nebo seč je používána obdobná technika jako při pěstování obilnin či různých pícnin. Důležité je pak věnovat pozornost složení fytomasy, které se v průběhu růstu významně mění a to především z pohledu obsahu celulózy, hemicelulózy a ligninu (Jasinskas et al., 2008)

2.5.2.2.1 Ozdobnice čínská (*Miscanthus*)

Jedna z vytrvalých, z hlediska produkce fytomasy zajímavých, rostlin je ozdobnice čínská (*Miscanthus*) (Heaton et al., 2014). Metodické postupy pěstování pro podmínky České republiky, či taxonomické zařazení této rostliny podrobně popsal ve své publikaci například Stražil (2009). Ozdobnice představuje příležitost nejen pro energetiku, ale i pro krmivářské využití, potravinářství či stavební průmysl. Navíc poskytuje možnosti pro zmírňování environmentálních rizik moderního velkoplošného hospodaření (Knápek et al., 2010). V uplynulém dvacetiletí byly v Evropě zahájeny pokusy s jejím plošným pěstováním. Do roku 2009 bylo v Evropě vysázeno asi 500 ha této vytrvalé rostliny, z toho asi 80 % této výměry se nalézá v Německu a Nizozemí (Weger et al., 2012). Později bylo ve Francii zaznamenáno asi 1 300 ha plochy s ozdobnicí, v Rakousku asi 400 ha, v Německu asi 325 ha a v Itálii pak jen 50 ha (Menardo et al., 2013). Polní pokusy s touto rostlinou jsou však prováděny skoro ve všech zemích EU (Stražil, 2009). V podmínkách ČR je tato rostlina pěstována jen velmi málo. Za hlavní důvod je obecně považována vysoká cena sadebního materiálu, nedostatečné znalosti o metodách pěstování a především odbytové možnosti produkce (Knápek et al., 2010). Za příznivých pěstitelských podmínek může ozdobnice poskytovat přes 30 tun sušiny nadzemní fytomasy z hektaru ročně (Stražil, 2009), přičemž jsou známy zisky fytomasy v rozmezí od 5 do 55 t.ha⁻¹ (Menardo et al., 2013). *Miscanthus* je velmi vzrůstná lipnicovitá rostlina (Porvaz et al., 2008) se značnou náročností na vodu a s fotosyntetickým systémem C4. Původním místem rozšíření této rostliny je východní Asie (Menardo et al., 2013). *Miscanthus x giganteus* je kříženec mezi tetraploidním *M. sacchariflorus* a diploidním *M. sinensis* a jejich přirozeným zkřížením vznikl sterilní triploidní hybrid *M. giganteus* (Hodkinson et al., 2002). Rostliny, které vznikly křížením těchto dvou druhů (tzn. *M. giganteus*) jsou sterilní a vyznačují se velkým vzrůstem,

vysokou tolerancí k nízkým teplotám a v současné době to jsou nejvíce produktivní rostliny v chladnějších oblastech mírného pásma (Heaton et al., 2014). Je také výhodné, že u tohoto klonu se oddenky příliš nerozrůstají, rostliny nejsou agresivní a nevytvářejí zralá semena, která by se mohla nechtěně šířit do krajiny (Lewandowski et al., 2003). Obecně je rod *Miscanthus* přirozeně rozšířen převážně v tropických a mírných oblastech. Zahrnuje celkem 33 taxonů (Stražil, 2009). Zajímavostí je, že většina rostlin typu C4 je neschopná fotosyntézy při teplotách pod 12°C. Z pokusů s ozdobnicí vyplynulo, že listy ozdobnice měly při 12°C stejnou fotosyntetickou kapacitu jako u rostlin pěstovaných při 25°C (Long, 1999), což potvrzuje i (Menardo et al., 2013) a dodává, že dokonce i při nízkých teplotách zůstává produktivní a má vysokou účinnost pro asimilace CO₂.

Její přizpůsobivost různým půdním a klimatickým podmínkám z ní dělá vhodnou plodinu pro klimatické podmínky v Evropě a Severní Americe (Menardo et al., 2013). Přesto jsou u ozdobnice kladeny vyšší nároky na klimatické podmínky než na půdu. Předpokladem vysokých výnosů fytomasy jsou, kromě vysokého množství srážek, vyšší teploty vzduchu v průběhu vegetační doby, tj. od konce května do konce září. Ozdobnice je, podle literatury, méně náročná na teplotu než např. čirok a snáší i mírný polostín (Stražil, 2009). Optimální pH půdy je v rozmezí 5,5 až 6,5. Při pH nad 7,0 byly pozorovány výnosové deprese. Plodina dobře hospodáří s vodou, neboť její koeficient transpirace je kolem 250 litrů na kg sušiny (Long, 1999 a Menardo et al., 2013). Pro srovnání typické hodnoty pro kukuřici nebo čirok jsou blíže k horní hranici tohoto rozmezí a zhruba 300 l.kg⁻¹ (Menardo et al., 2013). Pro dosažení 40 tun sušiny ozdobnice z hektaru je teoreticky potřeba cca 1 000 mm srážek (Long, 1999). Ozdobnice se v prvním roce (rok výsadby) nesklízí, v druhém roce činí produkce fytomasy do 10 t.ha⁻¹ sušiny, ve třetím roce a dalších letech 15-25 t.ha⁻¹ sušiny, při intenzivním hospodaření i více než 30 t.ha⁻¹ sušiny. Potřebuje 3 až 4 roky na to, aby dosáhla plné zralosti (Stražil, 2009) a zpravidla jsou porosty zakládány na 10 – 20 let (Lewandowski et al., 2003 a Petříková et al., 2006). Známé jsou způsoby množení z tkáňových kultur (Eppel-Hotz et al., 1997) či z rhizomů (Havlíčková et al., 2007 a Stražil, 2009) s různou úspěšností přezimování v prvním roce. Podle Eppel-Hotz et al., (1997) přežívá v průměru různých stanovišť u rostlin z tkáňových kultur zimní období 1996/97 jen 79,6 % rostlin v porovnání s 95,5 % rostlinami založenými z rhizomů. Také Schwarz et al. (1998) uvádí lepší přezimovací schopnost v prvním roce rostlin ozdobnice založených

z oddenků. V řadě studií je uváděno, že ozdobnice může sloužit jako kvalitní náhrada kukuřice, čiroku či slunečnice, které jsou dnes často pěstovány pro bioplynové stanice, nebo může být využívána pro účely přímého spalování (Lewandowski et al., 2003; Clinton-brown et al., 2004; Porvaz et al., 2008; Strašil, 2009; Lewandowski et al., 2010; Menardo et al., 2013 a Heaton et al., 2014).

2.5.2.2 Chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea* L.)

Mezi nejproduktivnější travní druhy patří i chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea* L.), známá také pod starším označením lesknice rákosovitá (Lewandowski et al., 2003; Jasinskas et al., 2008; Tahir et al., 2011 a Ghica et al., 2012). Původní oblastí výskytu chrastice rákosovité je Evropa, mírné oblasti Asie, Severní Amerika a Severní Afrika (Weber, 2003). Často se vyskytuje v souvislých porostech na zamokřených loukách, v inundačních oblastech podél vodních toků a příkopů. V některých státech je předmětem šlechtění a využívá se jako významný vysoce produkční pícní druh. Na venkovských zahradách se často pěstuje i okrasná pestrolistá forma (Straková et al., 2007). Chrastice rákosovitá je C3 tráva, která roste velmi dobře ve vlhkých půdách, odolává dlouhodobému zamokření a pH půdy snáší v širokém rozmezí od 4,9 do 8,2 (Tahir et al., 2011). Vytváří dlouhé podzemní rhizomy, které jsou rozprostřeny těsně pod povrchem půdy. Rozmnožuje se generativně i vegetativně (Weber, 2003). Je tolerantní k mokřým půdám a zároveň je charakteristická vynikající tolerancí vůči suchu. Díky těmto vlastnostem je relativně více produktivní ve srovnání s ostatními druhy trav a to především v letním období (Tahir et al., 2011). Vysoká produkce i nízká náročnost na stanovištní podmínky předurčují chrastici rákosovitou k energetickému využití (Kukk et al., 2011). Skandinávské a další země již cíleně pěstují chrastici rákosovitou pro výrobu pelet (Strašila et al., 2005). V podmínkách ČR se chrastice rákosovitá (nejčastěji odrůda Chrastava) pěstuje v rámci různých intenzit hnojení s výnosy kolem 12 t.ha⁻¹ (Moudrý a Strašil, 1999; Frydrych et al., 2009 a Ust'ak a kol, 2012) a Hlávková (1980) uvádí výnosy 15 t sena z hektaru a při hnojivé závlaze pak až 20 t sena z hektaru. Chrastice výnosově dobře reaguje na hnojení dusíkem (Tahir et al., 2011). Například na nehnojených plochách byly v minulosti dosaženy průměrné výnosy 4,60 – 8,45 t.ha⁻¹ sušiny, u porostů hnojených 30 kg N.ha⁻¹ výnosy 5,74–9,02 t.ha⁻¹ sušiny a u porostů hnojených 60 kg N.ha⁻¹ pak výnosy 6,94 – 10,04 t.ha⁻¹ sušiny (Hlávková, 1980). Pokusy s pěstováním chrastice rákosovité jsou prováněny

například i na málo úrodných písčitých půdách Shield (2012). Chrastice rákosovitá vyžaduje pro růst, krom přísunu živin, dostatečné zásobení vodou (Stražil et al., 2011 a Shield, 2012), uvádí se, že na jeden kilogram sušiny spotřebuje rostlina 700-800 l vody (Hlávková, 1980), přičemž velice dobře snáší i dlouhodobé zaplavení (Stražil et al., 2011). Agrotechnické operace a zejména předset'ová příprava půdy hrají významnou roli především v roce založení porostu (Moudrý a Stražil, 1999; Petříková et al., 2006 a Stražil et al., 2011). Porosty chrastice určené pro energetické využití se zakládají obdobně jako na píci. Dobře založené poté vydrží i několik let. Doporučují se však sklízet přes zimu nebo brzy na jaře před novým obrážením, kdy mají rostliny nízký obsah vody (12 – 20 %). Na rozdíl od pěstování na píci se většina plodin stejně tak jako chrastice sklízí pro energetické účely pouze jedenkrát do roka Z tohoto důvodu je dosahováno nižších výnosů, než u píce, u které se provádí více sečí. Porosty je možné každoročně přihnojovat nejlépe na jaře počátkem vegetačního období (Ust'ak a kol, 2012). Ačkoliv se dnes nijak nepředpokládá cílené pěstování chrastice pro bioplynové využití, zvládnutí technologie časné sklizně v záplavových oblastech a využití v anaerobní digesci rozšiřuje substrátovou základnu, aniž by byly negativně ovlivněny environmentální funkce porostu (Lhotský a Kajan, 2011).

S ohledem na to, že chrastice rákosovitá obsahuje určité (i když velmi nízké) množství halucinogenních látek, byla tato plodina nařízením vlády č. 455/2009 Sb. zařazená od 1. 1. 2010 v Trestním zákoníku ČR do skupiny rostlin, jejichž pěstování je (obdobně jako konopí seté) trestné. S ohledem na rozsáhlou rozšířenost přírodních porostů chrastice po celé ČR se tento úkon jeví jako nesmyslný a aplikace této legislativy byla v praxi prakticky nemožná. Proto bylo původní ustanovení nařízení vlády č. 455/2009 Sb. účinností od 5. 1. 2012 novelizováno nařízením vlády č. 3/2012 Sb. a pěstování chrastice rákosovité není dále omezeno (Ust'ak et al., 2012).

2.5.2.2.3 *Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. *Szarvasi-1*

Kultivar Szarvasi-1 (přesněji *Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1) je dnes řazena mezi alternativní energetické rostliny využitelné především pro účely BPS (Mast et al., 2014; Herrmann at., 2016) a porosty Szarvasi-1 jsou nyní známé jako kukuřičné alternativy a to díky vysokému podílu bílkovin a sušiny (Rudolpt, 2013). Podle Martin (2013) by Szarvasi-1 mohla v budoucnu hrát

ještě větší roli v substrátovém mixu bioplynových stanic, vzhledem ke dvěma sklizním v celkové výši kolem 19 tun sušiny na hektar. Szarvasi-1 je také hydroponicky pěstována pro účely fytořemediace (Sipos et al., 2013). Mnoho druhů rodu *Elymus* (mezi které Szarvasi-1 patří) má také dobré krmivářské vlastnosti, jsou vysoce produktivní za příznivých podmínek a rovněž mají vysokou toleranci vůči různým chorobám (Kocsis et al., 2008). Mírná fenotypová plasticita, enormní schopnost potlačit plevel, vysoký produkční potenciál i v suchých klimatických podmínkách a relativně vysoká výtěžnost energie pak naznačuje, že kultivar Szarvasi-1 má velký potenciál jako energetická rostlina pro suché nebo polosuché země Evropy (Csete et al., 2011).

Původem je tato tráva z jižní Evropy, Turecka a jižního Ruska (Neff, 2013) a patří do čeledi lipnicovitých (*Poaceae*) (Csete et al., 2011). Szarvasi I má několik vědeckých jmen (nejčastější jsou *Agropyron elongatum* nebo *Elymus elongatus*), ale také mnoho dalších jmen nevědeckých, jako například maďarská energetická tráva nebo tráva Szarvasi, (Neff, 2013). Můžeme se setkat také s názvy "Mamutí tráva", Obří pšeničná tráva (Humer a Schrabauer, 2009). O rozšíření a o taxonomickém zařazení (nomenklatuře) Tall Wheatgrass (*Elymus elongatus* subsp. *Ponticus*) se stále vede řada kontroverzí a debat (Darbyshire, 1997). Jedná se o novou energetickou rostlinu, která byla nedávno představena. Kultivar byl oficiálně uznán maďarským centrálním zemědělským úřadem v roce 2004. Byla vyšlechtěna v Maďarsku a její pěstování by mělo poskytnout biomasu právě pro výrobu energie. Szarvasi-1 byla vyšlechtěna jako specifický hybrid tolerující sucho. 10 let byly prováděny pokusy ve městě Szarvas (Východní Maďarsko) (Csete et al., 2011; Martyniak et al., 2017). Maďarský kultivar Szarvasi-1 byl vyšlechtěn z Tall wheatgrass (*Elymus elongatus* subsp. *ponticus* (Podp.) Melderis). Odrůda vzniklá z kříženců maďarského a středoasijského původu, byla vyvinuta pro agronomické a energetické účely v Maďarsku (Kocsis et al., 2008). Některé maďarské záznamy o komerčním využití Szarvasi-1 jsou více než 18 staré. Bylo například zjištěno, že se jedná o velmi mrazuvzdornou rostlinu, kterou lze využívat pro zmiňované energetické účely (Idel, 2013).

Výsledky, které uvádí Völklein (2013) z oblasti Westheim (Německo), ukazují průměrné výnosy Szarvasi-1 7,4 t.ha⁻¹ sušiny z první seče provedené 19. 6. 2012 z porostů zakládáných čistosevem 20. 8. 2011. Druhá seč Szarvasi-1 prováděná 30. 10. 2012 dala průměrný výnos sušiny 3,1 t.ha⁻¹. Průměrný výnos

sušiny kukuřice v této oblasti tvořil 13,6 t.ha⁻¹. Schrabauer (2013) udává odlišné výnosy sušiny z oblastí Alpenvorland a Wiener Becken v Rakousku. Průměrný výnos sušiny Szarvasi-1 tvoří 13,4 t.ha⁻¹ a je tak v obou lokalitách nižší než průměrný výnos sušiny kukuřice, která tvoří 18 t.ha⁻¹. Dle Martin (2013) poskytla Szarvasi-1 za dva roky sklizně (2009 a 2010) vyšší výnos metanu z hektaru než kukuřice i jiné energetické plodiny (Martin, 2013). Produkce metanu u Szarvasi-1 se pohybuje kolem 300 l CH₄.kg⁻¹ celkového obsahu pevných látek (Alaru et al., 2011), přičemž obdobné hodnoty uvádí ve své studii i Herrmann et al. (2016).

Pro uplatnění výnosového potenciálu, který dosahuje hranice 20 t.ha⁻¹ sušiny, je ale potřeba najít vhodné podmínky (Csete et al., 2011 a Mast et al., 2014). Zejména v okrajových oblastech a v oblastech ochrany vod by ‚maďarská tráva‘ Szarvasi-1 mohla představovat šetrnější řešení pro životní prostředí a ekonomicky rozumnou alternativu (Martin, 2013). Roční náklady na její pěstování (včetně hnojiv a pesticidů) se pohybují okolo 612 eur na hektar a jsou podstatně nižší než náklady na kukuřici (1 123 EUR.ha⁻¹) (Idel, 2013). I přes relativně nízkou potřebu dusíku je produkce biomasy poměrně vysoká (Martin, 2013). Výška vzrostlých rostlin se pohybuje dle podmínek v rozmezí 70 – 220 cm (Kocsis et al., 2008 a Alaru et al., 2011). Nízká náročnost na N hraje roli zejména v ochraně vod. Kromě toho poskytuje víceletou kontinuální kulturu, která výrazně zlepšuje ochranu proti erozi (Martin, 2013). Využití trávy Szarvasi-1 může hrát důležitou roli v oblasti energetického využívání fytomasy (Kocsis et al., 2008). V porovnání s kukuřicí setou pak dochází k menšímu vyplavování dusičnanů z půd v rámci jejího pěstování (Martin, 2013). Szarvasi-1 má tak v celkovém pohledu potenciál k postupnému zařazování na ornou půdu, či případnému nahrazování rostlin stávajících. Například chrastice rákosovitá byla v posledních letech jen ve Finsku pěstována pro energetické účely na téměř 70 tis. hektarech (Ghica a Samfira, 2011).

2.6 Současné způsoby energetického využití fytomasy

Je známo mnoho způsobů energetického využití fytomasy (McKendry, 2002; Holečková, 2014). Převažuje však energetické využití vlhké, biologicky rozložitelné biomasy v bioplynových stanicích (Pohořelý et al., 2012), což je považováno za jeden z nejperspektivnějších obnovitelných zdrojů energie (Deublein a Steinhauser, 2011), či její přímé spalování (Raclavská et al., 2013) a to nejen v rámci ČR (Lewandowski et al., 2003 a Sims et al., 2006). Rovněž Pastorek et al. (2004) uvádí,

že v praxi má, kromě jiných, největší využití především spalování biomasy a výroba bioplynu anaerobní fermentací.

Širší možnosti se otevírají v případě transformace energie fytohmoty do jiné, lépe využitelné formy. Toho lze docílit např. termochemickými procesy, jako jsou pyrolýza či zplyňování neboli parciální oxidace. Při zplyňování je biomasa přeměňována na generátorový plyn, který lze využít ke kombinované výrobě elektřiny a tepla s vyšší účinností přeměny na elektrickou energii (v daném výkonovém měřítku), nebo pro výrobu alternativních paliv (Pohořelý et al., 2012). Biomasa slouží rovněž jako výchozí surovina pro tzv. biopaliva I. (např. methylester řepkového oleje) a II. generace (bioethanol vyráběný z lignocelulosové biomasy). Biopaliva II. generace se od biopaliv I. generace odlišují svým vlivem na životní prostředí a především druhem biomasy jako suroviny pro jejich výrobu. Biopaliva I. generace vykazují nízké saldo produkce CO₂ během celého životního cyklu a jsou vyráběna z „potravinářské“ biomasy. Biopaliva II. generace vykazují významný pozitivní rozdíl v saldu produkce CO₂ během životního cyklu a jsou vyráběna z „nepotravinářské“ lignocelulosové biomasy (dřevo, těžební zbytky, seno, sláma, rostlinné odpady, rychle rostoucí dřeviny atd.). Biopaliva II. generace mají až 90% potenciál snížení emisí CO₂ ve srovnání se svou fosilní alternativou (Hromádka et al., 2010). Případná výroba pohonných hmot z této lignocelulózové biomasy pak vyžaduje použití již zmiňované II. generace technologií, které však dosud nejsou dostatečně komerčně uplatňovány. Z toho důvodu dosud není rostoucí poptávka po biopalivech v dopravním sektoru přikloněna produkci vytrvalých energetických plodin (Ericsson et al., 2009). Ne každé energetické zpracování a využití biomasy se však považuje za environmentálně přijatelné (Šúri, 2004). Jsou známa i negativa v případném pěstování energetických rostlin pro výrobu biopaliv. Jedním z nich je nepříznivá bilance v produkci CO₂. Pěstování rostlin a následné zpracování rostlin na biopalivo je energeticky náročný proces, při kterém se do ovzduší vypouští CO₂. Produkce takto vzniklého oxidu uhličitého dosahuje u biopaliv první generace 50 i více procent z uspořené produkce CO₂, u biopaliv druhé generace je tento podíl výrazně lepší. Pro výrobu energetických plodin je potřeba velkých zemědělských ploch. V našem klimatickém pásu se to projevuje zabíráním zemědělské půdy pro pěstování potravin, a s tím spojeným dalším negativem, které představuje nárůst ceny potravin (Hromádka et al., 2010). Searchinger et al. (2008) navíc uvádí, že při pěstování rostlin pro výrobu biopaliv se bilance CO₂ v porovnání s naftou nezlepší,

ale v dlouhodobém horizontu se především vlivem změny ve využívání půdy až zdvojnásobí. Způsob využití fytomasy závisí na jejích fyzikálních a chemických vlastnostech a nejdůležitějším parametrem je obsah sušiny. Hraniční hodnota je 50 % (Fuksa, 2009), nebo také 40 % (Murtinger, 2007) sušiny v biomase, kdy materiál s obsahem sušiny vyšším než 50 % (resp. 40 %) je vhodný k takzvaným suchým procesům získávání energie. Naopak, biomasa s nižším obsahem se zpravidla využívá k tzv. mokřým procesům získávání energie. Pastorek et al. (2004) pak dělí způsoby získávání energie do čtyř skupin. První z nich je termochemická přeměna biomasy (suché procesy), kam řadí spalování, zplyňování a pyrolýzu biomasy. Druhou skupinu tvoří biochemická přeměna biomasy neboli mokré procesy, zahrnující alkoholové a metanové kvašení. Další skupina je fyzikální (mechanická-peletování, briketování, drcení apod.) a chemická (esterifikace surových bioolejů) přeměna biomasy. Poslední způsob získávání energie z biomasy je podle autora využívání odpadního tepla při zpracování biomasy (např. při kompostování).

2.6.1 Spalování fytomasy

Spalování je nejstarší a i dnes nejvíce rozšířenou termochemickou přeměnou biomasy. Slouží k výrobě tepla, páry nebo elektrické energie (Šimon a Stražil, 2000). Jedná se o proces, při kterém vzniká teplo, které se může využít přímo pro vytápění či sušení nebo nepřímo k výrobě páry pohánějící např. turbínu. Tato skutečnost může být vyjádřena rovnicí $C_6H_{10}O_5$ (biomasa) + $6O_2 \rightarrow 6CO_2 + 5H_2O + 17,5 \text{ MJ.kg}^{-1}$ (Koukios, 2002). Spalování biomasy je po technické stránce stále zdokonalováno (Krzywanski et al., 2013) a zatím nese i silná pozitiva (Nishiguchi a Tabata, 2016). Uvádí se, že spalování biomasy nezatěžuje životní prostředí produkcí oxidu uhličitého, protože se spálením uvolní takové množství CO_2 , jaké rostliny během svého života spotřebovaly (Nosek, 2016). Fytomasa má důležitý a pozitivní vliv na globální ekosystém z hlediska koloběhu uhlíku zejména ve formě CO_2 . Při jejím využívání pro energetické účely (přímým spalováním nebo při výrobě bioplynu a jeho následném spalování či jinými způsoby) se uhlík dostává do atmosféry a může být opětovně při fotosyntéze uložen do rostlinné tkáně (Park et al., 2011). Fytomasa se tak stává dílčím skladem uhlíku během růstu i po její těžbě (Sebastián et al., 2011). Hauggaard-Nielsen (2007) dodává, že biomasa jako zdroj energie, je strategickým a bezpečným zdrojem z pohledu zmírnění množství emisí skleníkových plynů. Nutno však dodat, že při produkci a zpracování biomasy také vzniká CO_2 ,

který do této bilance zahrnut není (Nosek, 2016), navíc je proces uvolňování CO₂ zpět do ovzduší výrazně rychlejší než jeho spotřeba a nelze tak mluvit o nulové bilanci CO₂ (Assessment, 2003). Podle Fuksa (2009) jsou v českých podmínkách pro spalování vhodné, z jednoletých trav, například lesknice kanárská a proso seté. Výhodnější je ale pěstování trav víceletých a vytrvalých (Kára et al., 2005 a Lewandowski et al., 2010). Jedná se zejména o ovsík vyvýšený, psineček veliký, kostřavu rákosovitou, sveřep bezbranný, sveřep horský, chrastici rákosovitou a ozdobnici čínskou (Petříková et al., 2006). Potenciálně vhodné by mohly být i další trávy: jílek mnohokvětý, bojínek luční, psárka luční, rákos obecný, třtina křovištní a jiné (Fuksa, 2009). Při využití rostlinného materiálu pro přímé spalování je nutné zohlednit řadu aspektů. Důležitým faktorem pro určení optimální doby sklizně travin pro energetické využití je znalost chování klíčových parametrů ovlivňujících energetické vlastnosti biopaliva: výhřevnost, obsah popela, prchavé hořlaviny, fixního uhlíku, dusíku, obsah alkálií a teploty tavení popelovin (Reed a Gaur, 2009) a obsah vody (v % vlhkosti) při sklizni, který by měl být u stébelnin nižší než 20 % (Fuksa, 2009). V některých případech je nutné dosoušení (Fuksa, 2009), které pak ovlivňuje výslednou ekonomickou bilanci (Stražil et al., 2003). Vlhkost v palivech by podle Ust'ak (2005) měla být co nejnižší, aby bylo zajištěno ekologické a efektivní spalování. Za optimální se považuje vlhkost biomasy v rozmezí 15-20 % (tzv. standardní sušina). Moderní kotle dokážou spálit biomasu i při 50% vlhkosti, výtěžnost energie však při vlhkosti vyšší než 20 % prudce klesá (Ust'ak, 2005; Fuksa, 2009). Malat'ák et al., (2005) upozorňuje, že je nutné, aby spalovací proces probíhal za optimálních podmínek, jinak není spalování energetických rostlin přínosem. Palivo je také vhodné upravit do určitých standardizovaných tvarů, jako jsou například obří kvádrové balíky, balíky válcového tvaru, brikety či pelety (Šnobl et al., 2004). Na obsahu vody, což je podíl vody na celkové hmotnosti vzorku paliva, pak značně závisí výhřevnost biomasy (Demchenko, 2015). Procento vlhkosti představuje poměr obsahu vody k sušině vzorku (Petříková et al., 2006), s rostoucím obsahem pryskyřic nebo olejů výhřevnost roste a naopak výrazně klesá právě s rostoucím obsahem vody (Nosek, 2016). Výhřevnost je definována jako celkové množství tepla (v kJ) na jednotku daného vzorku paliva (1 g) s daným obsahem vody po úplném spálení při tlaku 1 bar, jestliže ze vzorku při spálení odpařená voda a voda ze spáleného vodíku ze vzorku zůstanou ve formě vodní páry a odchází se spaliny (Štindl et al., 2006 a Cox et al., 2008). Běžně se udává v MJ.kg⁻¹, v GJ.t⁻¹

nebo v kWh.kg⁻¹ (Petříková et al., 2006). Šnobl et al. (2004) uvádí přibližnou výhřevnost stébelnatých plodin 18 MJ na kilogram sušiny. Tento druh biomasy podle něj obsahuje asi 8 % popelovin. Koncentrace popelovin v travní biomase je ovlivněna celou řadou faktorů: půdní erozí, půdním typem, délkou vegetačního období, způsobem pěstování a sklizně (Cox et al., 2008). Popel jako anorganická část paliva, která zůstane v kotli po spálení organické hmoty, obsahuje většinu minerálních látek původní biomasy. Množství popela v palivech z biomasy se obvykle pohybuje v rozmezí 1-6 %. Dřevo se vyznačuje relativně nižším obsahem popela (0,3-1 %), více popela je v kůře (3-4 %), slámě (5 %) nebo travách (7 %). Pro srovnání, množství popela v černém uhlí se pohybuje mezi 10-13 % (Nosek, 2016).

U některých parametrů (jako právě dusík, alkálie, popeloviny) se mění jejich hodnota v závislosti na termínu sklizně. Prodloužení vegetační doby z hlediska sklizně způsobuje snížení koncentrace prvků (N, S, K, Na a Cl), které jsou nežádoucí pro spalovací procesy (Hadders a Olsson, 1996 a Hutla, 2004). Výjimkou je chování křemíku, kde se zvyšují obsahy během zimního období (Hadders a Olsson, 1996). Například výskytem popelovin v travní biomase chrastice rákosovité (*Phalaris arundacea* L.) se zabývali Finell a Nilsson (2005), kteří uvádí, že koncentrace popelovin je ovlivněna lokalitou a půdním typem. Vliv půdního typu na koncentraci popelovin v sušině chrastice rákosovité uvádí i Landström et al. (1996), který zároveň publikoval, že nejnižší obsahy popelovin se vyskytovaly v jarních měsících. Pro spalování je nejlepší nízký obsah N ve fytomase. Nízký obsah S a Cl snižuje korozi spalovacího zařízení. Dále nízký obsah K a Mg snižuje teplotu tání popela. Popel spálené fytomasy lze využít ke hnojení pole. Například popel z ozdobnice čínské je zdrojem draslíku a fosforu. Popel obsahuje 2 – 3x vyšší množství živin a 3 – 10x nižší množství těžkých kovů než popel z lesních porostů (Stražil, 2009).

Tabulka 3 - Energetická výtěžnost vybraných energetických rostlin

| Plodina | Průměrný výnos (t.ha ⁻¹) | Energetický obsah (MJ.kg ⁻¹) | Energetická výtěžnost (GJ.ha ⁻¹) |
|---------------------------------|---|---|---|
| Konopí | 10,52 | 18,060 | 190,0 |
| Hyso | 10,66 | 17,657 | 188,2 |
| Čirok zrnový | 5,78 | 17,633 | 101,9 |
| Čirok cukrový | 11,48 | 17,588 | 201,9 |
| Křídlatka | 20,43 | 19,444 | 397,2 |
| Slunečnice | 8,31 | 16,700 | 138,8 |
| Len (sláma) | 4,78 | 18,580 | 88,7 |
| Koriandr | 5,14 | 18,88 | 97,0 |
| Řepka ozimá (sláma) | 4,74 | 17,484 | 82,8 |
| Lnička | 4,71 | 18,840 | 88,9 |
| Ozdobnice (<i>Miscanthus</i>) | 15,00 | 17,887 | 268,3 |
| Sláma obilí | 4,50 | 15,200 | 68,4 |
| Slunečnice | 8,31 | 16,700 | 138,8 |

(Petříková et al., 2006)

Frydrych (2000) publikoval výsledky sklizně a rozborů výhřevnosti různých druhů trav sklizených v roce 1998. Výhřevnost byla přepočítána koeficientem černého uhlí na hektar. Trávy byly pěstovány při dvou úrovních výživy. Jako nehnojené a jako hnojené minimálním množstvím průmyslových hnojiv (50 kg N.ha⁻¹).

Tabulka 4 - Výsledky stanovení energetické hodnoty vybraných druhů trav - 1. seč

| Číslo | Druh trávy | Intenzita | Výnos sušiny v t.ha ⁻¹ | Výhřevnost celkem | | Ekvivalentní množství černého uhlí v tunách* |
|-------|------------------------|-----------|---|---------------------|---------------------|--|
| | | | | GJ.ha ⁻¹ | MJ.kg ⁻¹ | |
| 1 | Lesknice rákosovitá | Nehojeno | 3,82 | 60,9 | 15,9 | 2,06 |
| | | Hojeno | 5,25 | 83,7 | 15,9 | 2,83 |
| 2 | Ovsík vyvýšený | Nehojeno | 3,37 | 52,0 | 15,4 | 1,76 |
| | | Hojeno | 4,31 | 66,5 | 15,4 | 2,25 |
| 3 | Kostřava rákosovitá | Nehojeno | 3,98 | 78,7 | 19,8 | 2,66 |
| | | Hojeno | 5,29 | 104,6 | 19,8 | 3,54 |
| 4 | Psineček veliký | Nehojeno | 4,74 | 91,2 | 19,2 | 3,09 |
| | | Hojeno | 8,06 | 155,1 | 19,2 | 5,26 |
| 5 | Rákos obecný | Nehojeno | 3,68 | 67,5 | 18,34 | 2,29 |
| | | Hojeno | 5,05 | 92,6 | 18,34 | 3,14 |

*- ekvivalent černého uhlí v tunách- produkce sušiny z jednoho hektaru, která nahradí uvedené množství černého uhlí (Frydrych, 2000)

Pro stanovení vlhkosti vzorku určeného pro přímé spalování se využívá Vzorec pro výpočet energetické vlhkosti (Wabs): $Wabs = ((mw - mo) / mw) * 100\%$ (mw ...hmotnost vlhkého vzorku; mo ...hmotnost suchého vzorku). Tato gravimetrická metoda vychází z definičního vzorce vlhkosti. Metoda je referenční a je celosvětově uznána. Dalším důležitým parametrem biomasy je obsah popela, respektive jeho teplota tání. Je-li teplota tání popela nižší než teplota plamene při hoření, pak dochází

k zalepování roštu ohniště, což působí problémy. Zalepování roštu nízkotajícím popelem lze zabránit namícháním paliva, které obsahuje popel o nižší teplotě tání s palivem, které má vysokotající popel. Nízkotající popel bude při spalování tzv. obalen popelem vysokotajícím a rošt nezalepí. Biomasa obecně obsahuje 50 % C, 43 % O a 6 % H v hořlavíně. Velkou výhodou složení je minimální nebo žádné množství síry. Kvůli tomu při spalování nedochází ke vzniku nebezpečných sloučenin, které způsobují korozi kotle. Teplota spalin odcházejících od komína je nižší (Demchenko, 2015). Přímé spalování energetických rostlin však nelze v obecném pojetí považovat za trend budoucnosti, ale spíše jako jednu z alternativních OZE v současných trendech ekoenergetiky.

2.6.2 Fytomasa a její využití ve výrobě bioplynu

Region Střední Evropy, Českou republiku nevyjímaje, je charakteristický intenzivním zemědělstvím, které se ovšem dlouhodobě potýká s nadprodukcí a problematickým odbytem produkovaných komodit (surovin i potravin). Výroba energie z bioplynu nabízí pro zemědělský sektor jistou stabilizaci. K výrobě bioplynu lze totiž využívat zemědělské produkty a odpady. Použitelnými produkty jsou energetické rostliny, organický odpad a exkrementy hospodářských zvířat (Oslaj et al. 2010). V technické praxi se používá slovo bioplyn pro označení směsi plynů vzniklé anaerobní fermentací vlhkých organických látek v umělých technických zařízeních (reaktorech, digestorech, atd.) obecně nazývaných bioplynová stanice (BPS) (Kára et al., 2007). Jeho hlavními složkami jsou metan (CH_4) - 55 až 70 %, oxid uhličitý (CO_2) - 28 až 43 %, a také ve velmi malém množství další plyny jako je např. sirovodík (H_2S) (Moudrý a Stražil, 1998). Přesné složení závisí především na fermentovaném materiálu a technologii fermentace (Kára et al., 2007). Z důvodu korozivních účinků a toxicity sirovodíku se obvykle provádí čištění bioplynu. Bioplyn je nízkovýhřevný plyn s energetickou hodnotou 20 000- 25 000 $\text{kJ}\cdot\text{m}^{-3}$ při obsahu 60 % metanu. Vyčištěním se jeho výhřevnost zvyšuje (Moudrý a Stražil, 1998). Průměrné spalné teplo bioplynu obsahujícího 60 % metanu je 22 $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-3}$. Ze 100 % přivedené energie v bioplynu lze v kogeneraci vyrobit 36 % elektrické energie a 49 % tepelné energie. Celková účinnost je minimálně 85 % při 100% zatížení jednotky (Demchenko, 2015).

Bioplyn se získává pomocí anaerobní fermentace (probíhá bez přístupu vzduchu) organických látek. Metanová fermentace probíhá při rozkladu organické

hmoty v důsledku vitální aktivity dvou hlavních skupin mikroorganismů. První skupina tvoří kyselinu a štěpí složité organické sloučeniny, jako např. vlákninu a bílkovinu na jednodušší. Ty slouží jako zdroj potravy pro druhou skupinu mikroorganismů, která přeměňuje organické kyseliny v požadovaný metan. Obě skupiny bakterií se vyskytují všude v přírodě, zejména v živočišných exkrementech (Demchenko, 2015). Anaerobní proces fermentace lze dělit na 4 fáze. První z nich je hydrolýza, kdy dochází k hydrolytickému štěpení látek na jednodušší sloučeniny. Při tomto procesu se uvolňuje rovněž vodík (H_2) a oxid uhličitý (CO_2). Ve 2. fázi (acidogeneze) dochází k přeměně organických sloučenin na organické kyseliny, které v rámci acetogeneze (3. fáze) podléhají dalšímu rozkladu. Hlavním produktem je kyselina octová. Ve 4. fázi (methanogeneze) pak z kyselin, vodíku a oxidu uhličitého vzniká metan (CH_4) (Mužík a Kára, 2009). Odpad z fermentoru (obecně označovaný jako digestát) slouží jako kvalitní organické hnojivo (Raclavská et al., 2013). Digestát vyrobený anaerobní fermentací ze statkových hnojiv a rostlinných tkání převážně ze zemědělské výroby je považován za typové organické hnojivo (Klír, 2011). Moller a Müller (2012) uvádí, že digestát obsahuje stejné množství dusíku, fosforu a draslíku jako původní materiály. Bylo však zjištěno, že příznivé působení odpadů z anaerobní digesce při hnojení lze přičíst jejich kapalné frakci. Pevná frakce těchto odpadů má sice po anaerobní digesci zvýšenou iontovýměnnou a tím i pufrací kapacitu, ale představuje organickou hmotu velmi stabilní, špatně rozložitelnou, proto není schopna plnit úlohy organické hmoty v půdě. Neměla by proto být považována za organické hnojivo (Kolář, 2009).

Obecně se mezi způsoby energetického využití bioplynu řadí přímé spalování (ohřev vody, vaření, topení, aj.), výroba elektrické energie a ohřev teplotnosného média (kogenerace), trigenerace (kombinovaná výroba elektrické energie, ohřev teplotnosného média a výroba chladu- spojení s absorpční chladicí jednotkou), pohon spalovacích motorů nebo turbín k získání mechanické energie a využití bioplynu v palivových člancích (Kára et al., 2007). Z hlediska aktuálních podmínek v ČR, se dle Mužík a Kára (2009) v praxi bioplyn nejčastěji využívá pro kombinovanou výrobu elektřiny a tepla v tzv. kogeneračních jednotkách (KJ) s pístovým spalovacím motorem. Tato metoda přeměny energie z bioplynu na elektřinu a teplo má vysokou účinnost. Asi 30 % energie je využito pro výrobu elektřiny, 60 % tvoří energie tepelná a zbytek jsou tepelné ztráty. Na výrobu 1 kWh elektrické energie (kWh) je potřeba spálit v kogenerační jednotce cca 0,6-0,7 m³ bioplynu s obsahem kolem

60 % metanu. Na výrobu 1 kWh_e a 1,27 kWh_t je potřeba cca 5-7 kg odpadní biomasy, 5-15 kg komunálních odpadů nebo 4-7 kg tekutých komunálních odpadů. Celoroční provoz bioplynových stanic vyžaduje kontinuální zásobování fermentoru organickou hmotou. Z tohoto důvodu je nutné vstupní rostlinnou surovinu konzervovat (silážovat). Pro tyto účely jsou vhodné zejména rostliny ze skupiny pícečných plodin (srha říznačka, ovsík vyvýšený, chrastice rákosovitá, aj.) (Fuksa, 2009). Mužík a Kára (2009) uvádějí, že nejvíce materiálů vhodných pro výrobu bioplynu je produkováno v zemědělství. Jedná se zejména o exkrementy hospodářských zvířat, vedlejší produkci z rostlinné výroby a právě cíleně pěstované energetické rostliny. K výrobě bioplynu se ale dají využívat například i městské odpady a komunální odpadní vody (Moudrý a Stražil, 1998 a Kajan et al., 2008). Ukazuje se však, že druh vstupní suroviny, například kukuřice, tráva nebo hnůj je určujícím faktorem pro dopady na životní prostředí zařízení na výrobu bioplynu (Hijazi et al., 2016). Rostlinná biomasa tvoří přes 50 % hmotnostních všech substrátů. Z toho až 80 % představuje kukuřičná siláž a zbytek jiná fytomasa, převážně z trvalých travních porostů. V přepočtu na obsah energie představuje vnos rostlinné biomasy až 80 % energetického obsahu všech substrátů (Lhotský a Kajan, 2011). Na důležitosti pak nabývá i využívání travních porostů pro energetické účely zejména z hlediska využití ladem ležící půdy pro cílené pěstování energetických rostlin, a dále v souvislosti s biomasou produkovanou trvalými travními porosty v naší české krajině. Využití této travní biomasy pro energetické účely se jeví jako perspektivní řešení. Dosavadní výzkumné poznatky nabízejí dvě cesty využití vzniklé biomasy, a to suchou biomasu spalovat a vlhkou zpracovat anaerobní digescí na bioplyn a hnojivý substrát (Raclavská et al., 2013).

Každý substrát má svůj specifický potenciál k metanogenním procesům, který je spojen s charakteristikami chemického složení (Klimiuk et al., 2010). Dle údajů Stražil (2009) je nejvýhodnější fermentor plnit směsí kejdy a travní biomasy, která vyprodukuje zhruba 185 m³ bioplynu z 1 tuny substrátu, zatímco produkce bioplynu z tuny travní biomasy je pouze 150 m³ a z 1 tuny kejdy dokonce jen 35 m³. Samotné chemické složení a vlastnosti bioplynu zaznamenává Tabulka 5 a Tabulka 6.

Tabulka 5 - Chemické složení a vlastnosti bioplynu

| Charakteristika | Metan - CH ₄ | CO ₂ | H ₂ | H ₂ S | Bioplyn |
|-----------------------------------|-------------------------|-----------------|----------------|------------------|-----------|
| Objemový díl (%) | 55 – 70 | 27 – 47 | 1 | 3 | 100 |
| Výhřevnost (MJ. m ⁻³) | 35,8 | - | 10,8 | 22,8 | 21,5 |
| Hranice zápalnosti (obj. %) | 5 – 15 | - | 4 – 80 | 4 – 45 | 6 – 12 |
| Zápalná teplota (°C) | 650 – 750 | - | 585 | - | 650 – 750 |
| Hustota (kg.m ⁻³) | 0,72 | 1,98 | 0,09 | 1,54 | 1,2 |

(Kára et al., 2001)

Tabulka 6 - Výhřevnost plynných paliv

| Palivo | Výhřevnost (MJ/m ³) | Výhřevnost (MJ/kg) | Hustota (kg/m ³) |
|--|---------------------------------|--------------------|------------------------------|
| Vodík | 8,60 | 95,50 | 0,09 |
| Zemní plyn | 34,00 | 47,60 | 0,72 |
| Svítiplyn CO ₂ +H ₂ | 12,60 | 18,80 | 0,67 |
| Metan CH₄ | 35,80 | 49,60 | 0,71 |
| Bioplyn (60 % CH₄ + 40 % CO₂) | 21,50 | 17,90 | 1,20 |

(Libra a Poulek, 2007)

Základní pozitivní ekologickou výhodou výroby bioplynu neboli anaerobní digesce, je podle Váňa a Ust'ak (2006), omezování produkce skleníkových plynů z fosilních paliv, čímž bioplynová technologie získává celosvětově na významu především v rámci diskusí o ochraně klimatu a nutnosti snižovat obsah oxidu uhličitého a metanu v ovzduší (Schulz a Eder, 2001). Spalováním bioplynu navíc na rozdíl od přímého spalování biomasy a fosilních paliv nevznikají škodlivé emise SO₂ ani těžkých kovů (Váňa a Ust'ak, 2006). Při tvorbě rostlinné fytohmoty se fixuje podstatně více CO₂ než se emituje spalováním bioplynu. Tato technologie omezuje nárůst antropogenního skleníkového efektu a nastupujících nevratných změn klimatu. Emise vznikající při spalování bioplynu (cca 60 kg CO₂.GJ⁻¹) jsou podstatně nižší než např. u hnědého energetického uhlí (100 kg CO₂.GJ⁻¹) a nezhoršují skleníkový efekt, jelikož vyprodukovaný CO₂ byl předtím rostlinami navázán a velká část uhlíku zůstane ve stabilizovaném kompostu, kořenovém systému rostlin a následovně v zemědělské půdě (Schulz a Eder, 2001). Výroba bioplynu ze zemědělské biomasy

má stále větší význam, neboť nabízí značné výhody pro životní prostředí a představuje dodatečný zdroj příjmů pro zemědělce (Oslaj et al. 2010).

2.7 Ekonomická efektivita

Ekonomická efektivnost pěstování energetických rostlin je složitý problém, o kterém se stále diskutuje. Činnosti spojené s pěstováním a využitím těchto plodin se dotýkají mnoha hospodářských odvětví (zemědělství, zpracovatelský a lehký průmysl, strojírenství, energetika atd.) (Šimon a Stražil, 1999 a Panoutsou, 2007). Tento problém zasahuje i do oblasti životního prostředí. Některé operace lze poměrně přesně ekonomicky určit, zatímco jiné jsou velmi variabilní (Šimon a Stražil, 1999). Avšak to, zda budou energetické rostliny přijaty do zemědělské praxe, do značné míry závisí na ekonomice těchto rostlin (Ericsson et al., 2009). Současné znalosti o ekonomice záměrně pěstované fytomasy jsou do jisté míry omezené krátkou dobou experimentování a malým množstvím ploch osetých energetickými rostlinami. Navíc je stále řešena otázka optimálního stanoviště pro pěstování energetických rostlin (Havličková et al., 2008). Náklady na pěstování různých druhů energetických trav se v jedné lokalitě liší jen mírně. V rámci území České republiky se však celkové náklady na výrobu mohou lišit výrazněji (Stražil et al., 2011). Pro ekonomické hodnocení je základem kalkulace nákladů a výnosů, které vycházejí z technologických postupů pěstování, jako například hnojení, sklizeň, odvoz produkce a úprava porostu po sklizni. Ekonomické hodnocení zahrnuje dle okolností variabilní, fixní a celkové náklady na 1 ha, výnos hlavního produktu a náklady na jednotku hlavního produktu (Kavka a kol., 2006). Náklady na výrobu a zpracování a případné dosoušení se musí kalkulovat na jednotlivé konkrétní případy, neboť cena suroviny bude záviset na mnoha okolnostech, jako jsou způsob zakládání a sklizně jednotlivých plodin, délka pěstebního období, vzdálenosti přepravy, způsob naskladnění, skladování a vyskladnění, dosoušení apod. (Stražil et al., 2011). Petříková et al. (2006) uvádí, že energetické rostliny lze obecně charakterizovat jako nenáročné. Zároveň ale upozorňuje, že se nejedná o plodiny bezúdržbové nebo plevelné. Každá plodina potřebuje svou péči, ochranu před chorobami a škůdci, zajištění dostatečného množství přístupných živin, ale i předseťovou úpravu pozemku a správné založení porostu, jinak se dají očekávat pouze nízké výnosy. Pokud má ale biomasa rostlin významně přispět v budoucí dodávce energie, je důležité, aby se přednostně jednalo o vytrvalé rostliny. Obecně

vykazují lepší vliv na životní prostředí než tradiční, jednoleté plodiny. Vytrvalé energetické plodiny jsou spojeny i s vyššími výnosy biomasy, lepší stabilitou čisté energie a nižšími environmentálními dopady (Ericsson et al., 2009). V dlouhodobějším horizontu se navíc předpokládá, že by biomasa mohla významně přispívat ke krytí celkové spotřeby primárních energií v EU (>20 %). K tomu by mohlo být využito více než 20 milionů hektarů zemědělské půdy v EU (Panoutsou, 2007). Havlíčková et al. (2007) uvádí, že cena biomasy jako paliva (včetně dopravy) je velmi variabilní a do roku 2007 se pohybovala v rozmezí od 35 Kč.GJ⁻¹ až do částek přesahujících 100 Kč.GJ⁻¹. Vysoký rozptyl cen je způsoben jednak tím, že trh s biomasou, vhodnou pro spalování v teplárnách a výtopnách, je dosud velmi nevyvinutý a také tím, že cenu biomasy velmi výrazně ovlivňují náklady na dopravu. Stražil et al. (2003) uvedl cenu za 1 GJ u chřastice rákosovité 56,40 Kč.GJ⁻¹ při pěstování na 5 let, při pěstování na 10 let pak lze očekávat snížení na 51,88 Kč.GJ⁻¹. U ozdobnice čínské byla cena 78,84 Kč.GJ⁻¹ při pěstování na 10 let a 58,53 Kč.GJ⁻¹ při dvacetiletém pěstování. Dále uvedl ceny světlice barvířské (87,35 Kč.GJ⁻¹), čiroku (49,60 Kč.GJ⁻¹) a rákosu obecného (127,00 Kč.GJ⁻¹) a například cena za odpadní lesní biomasu se pohybuje v rozmezí 95-105 Kč.GJ⁻¹ tepla a je závislá na platech zaměstnanců účastnících se procesu (Knápek et al., 2010). Biomasa jako OZE je považována za atraktivní alternativu pro výrobu energie v zemědělských, průmyslových i venkovských oblastech (Panoutsou, 2007 a Ochodek et al., 2008). Primárním cílem využití biomasy by pak hlavně mělo být navýšení objemu OZE a zavedení efektivního systému využívání energie s ohledem na dopady na životní prostředí. Aktuálně má záměrné pěstování biomasy především dva limitující faktory - peníze (určitý režim podpory) a zemědělskou půdu (Knápek et al., 2010). Environmentální dopady pěstování energetických plodin by pak měly být stavěny před politická a ekonomická rozhodnutí (Hanegraaf a Biewinga, 1998; Scheer, 2007). Cílené pěstování fytomasy pro energetické účely zatím není konkurenceschopné v porovnání s klasickými zdroji energie a je tak stále odkázáno na určitý druh finanční podpory (Knápek et al., 2010). Abrham et al. (2006) dokonce uvádí, že využití energetických plodin jako paliva je v současné době bez využití dotací nereálné a navíc je potřeba brát v úvahu také účinnost této podpory (Knápek et al., 2010). Stejně tak Kuncová (2004) se domnívá, že bez možnosti využití dotací budou energetické plodiny jen obtížně konkurovat stávajícím fosilním palivům při jejich současných cenách. Abrham et al. (2004) tvrdí, že dotace ekonomiku

pěstování energetických rostlin výrazně zlepši. V horských oblastech dokonce mohou příjmy z dotací zcela pokrýt veškeré náklady související s jarní sklizní. Role dotací v pěstování energetických rostlin má zpravidla zásadní význam v počátečních fázích vývoje trhu (Panoutsou, 2007). Energetické trávy pěstované mimo horské oblasti (především LFA – *Less favoured areas*) dosahují ekonomicky méně příznivých výsledků (Abrham et al., 2006 a Ochodek et al., 2008).

Modelové náklady na produkci energetických rostlin zpravidla zahrnují všechny operace pěstování, sklizně a transportu produkce do zemědělského podniku bez skladování (Strašil, 2008). Náklady lze rozdělit na variabilní (proměnné), které vznikají bezprostředně při výrobním procesu a jsou přímo úměrné rozsahu výroby a na náklady fixní (stálé), vznikající před započítáním výroby a pěstitel je musí vynaložit, i když nevyrábí. Do variabilních nákladů se řadí průmyslová, vápenatá a statková hnojiva, osivo, sadba, prostředky na ochranu rostlin, náklady na mechanizované práce (osobní náklady obsluhy strojů, pohonné hmoty a maziva, udržování a opravy strojů), ostatní variabilní náklady (ostatní materiál). Mezi fixní náklady patří především nájemné půdy, daně, odpisy a opravy staveb, odpisy strojů, úroky, výrobní a správní režie (Abrham et al., 2006). Dle Havlíčková et al. (2008) jsou do nákladů zahrnovány přípravné procesy a režie (pronájem pozemku, daň z pozemku, analýzy, administrativní úkony, aj.), příprava pozemku (chemická likvidace plevele, hnojení, vápnění, orba, aj.), náklady na osivo (nákup, doprava, skladování), náklady na založení porostu (předset'ová příprava pozemku, setí, válení, odplevelení, aj.), sklizeň a procesy mezi sklizněmi (posečení, balíkování, odvoz, hnojení, aj.), náklady na likvidaci porostu (zaorání zbytků porostu). Celkové náklady při pěstování vybraných druhů trav se pohybují kolem 11,5 tis. Kč.ha⁻¹ (při využití k přímému spalování) a 17,5 tis. Kč.ha⁻¹ (při pěstování pro výrobu bioplynu) (Strašil, 2008). Pro přímé spalování jsou podle Petříková (2005) efektivní rostliny, které dosahují výnosu kolem 10 t suché hmoty z 1 ha. Podle Hofbauer (2008) by měl roční výnos suché hmoty odpovídat zhruba 12 t.ha⁻¹, aby pěstování bylo ekonomické. Havlíčková et al. (2008) pak řadí k nejdůležitějším faktorům ovlivňujícím pěstování a následné výnosy půdně-klimatické podmínky, výběr pozemku, zařazení do osevního postupu, agrotechnická opatření včetně zpracování půdy a výživy rostlin. V praxi je také známé energetické využití odpadní zemědělské biomasy, které představuje pro zemědělský podnik nejen možnost zajištění energetických potřeb podniku z vlastních zdrojů, ale může být vhodným směrem diversifikace

podnikatelských aktivit do oblasti komerční energetiky. Jedná se například o energetické využití slámy, kdy jsou náklady pro všechny technologie nižší než ceny konkurenčního uhlí. V praxi se nejvíce využívají technologie sklizně slámy s využitím lisů. U těchto technologií jsou náklady na úrovni cca 65 až 70 % ceny energetického uhlí. Kromě tohoto vlastního pohledu na ekonomiku energetického využití slámy lze tedy spatřit další přínosy a význam i v oblastech využití vedlejší produkce, příznivého vlivu na tvorbu krajiny a na životní prostředí, vytvoření nových pracovních příležitostí a v neposlední řadě zvýšení ekonomické a energetické stability zemědělských podniků (Abrham a Andert, 2011).

3. Cíl práce

Jedním z nejvýznamnějších obnovitelných zdrojů energie je energie fyto­masy. V poslední době došlo k významnému rozvoji pěstování energetických rostlin, jako suroviny pro výrobu bioplynu v bioplynových stanicích (zkráceně BPS), či k účelům přímého spalování za účelem výroby elektrické energie. V podmínkách České republiky se jedná především o kukuřici setou, která je v rámci rostlinné výroby nejčastěji využívanou surovinou pro BPS. Pěstování kukuřice se však významně spolupodílí na tvorbě emisí skleníkových plynů. Jednou z možností, jak tyto emise snižovat, je náhrada kukuřice jinou rostlinou vhodnou k těmto účelům. Možnou alternativu představuje pěstování víceletých energetických rostlin, mezi které patří ozdobnice čínská (*Miscanthus x giganteus*), či některé druhy vytrvalých trav. Je známo, že jednou z nich je lesknice (chrastice) rákosovitá (angl. *Reed canary grass*) (*Phalaris arundinacea* L.), ale také v podmínkách ČR nově zaváděná rostlina *Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1.

Cílem doktorské práce je porovnat a posoudit vhodnost vybraných energetických rostlin z hlediska výnosové schopnosti, ekonomické efektivnosti v oblasti pěstování, energetického využití a především emisního zatížení prostředí v rámci jejich životního cyklu.

3.1 Užší stanovení cílů práce

3.1.1 Hodnocení životního cyklu

Cílem práce je kvantifikovat emisní zátěž vznikající při pěstování kukuřice seté (*Zea mays* L.) - hybrid Simao, lesknice (chrastice) rákosovité (angl. *Reed canary grass*) (*Phalaris arundinacea* L.) – odrůda Chrastava, *Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1 (angl. *Tall wheatgrass*) a ozdobnice čínské (*Miscanthus x giganteus*) pro energetické účely. Jako nástroj pro stanovení míry emisní zátěže je využita metoda posuzování životního cyklu - *Life Cycle Assessment* (LCA), resp. její zjednodušená forma (*Simplified LCA*). Výsledky studie jsou vztaženy na dopadovou kategorii *Climate change*, vyjádřenou ukazatelem ekvivalentu oxidu uhličitého (kg CO₂ eq). Hodnocena je emisní zátěž připadající na jednotku plochy (1 ha) a na jednotku energie (1 GJ) získané přímým spalováním či spálením vytvořeného bioplynu v kogenerační jednotce.

3.1.2 Energetická efektivnost

U každé rostliny je sledována teoretická energetická výtěžnost získaná jejich přímým spálením ve spalovacím zařízení či výrobou elektřiny v kogenerační jednotce z bioplynu, vytvořeného procesem anaerobní fermentace a stanovena plošná potřeba pro získání stejného množství energie. Cílem této práce je sledovat parametry týkající se výnosových aspektů, elementárních analýz s následným stanovením spalného tepla (angl. *Higher Heating Value* - HHV), výhřevnosti (angl. *Lower Heating Value* - LHV), výtěžnosti metanu ze substrátu (stanovení CH_4 $1.\text{kg}^{-1}$ sušiny; CH_4 $1.\text{kg}^{-1}$ vzorku; CH_4 $1.\text{kg}^{-1}$ organické sušiny), celkové potenciální výtěžnosti energie z jednotky produkce i plochy.

3.1.3 Ekonomická efektivnost

Dalším cílem práce je posoudit možnost nahrazení kukuřice seté jinou rostlinou vhodnou pro energetické využití z hlediska ekonomické efektivnosti (technologická náročnost zakládání a ošetřování porostů vybraných energetických rostlin a zužitkování jejich produkčního potenciálu). Dále pak hodnotit náklady na jednotku energie získanou jejich přímým spálením či výrobou elektřiny v kogenerační jednotce z vytvořeného bioplynu procesem anaerobní fermentace.

Ekonomická efektivnost sledovaných energetických rostlin bude hodnocena dle normativů zemědělských výrobních technologií, vlastních údajů a dostupné literatury. Vyhodnocení se týká technologické náročnosti zakládání a ošetřování porostů vybraných energetických rostlin a posouzení jejich produkčního potenciálu (produkce fytomasy). Budou zakládány nové a sledovány již založené porosty vybraných energetických rostlin, které poskytnou data vhodná pro řešení této problematiky. Důležitým podkladem bude analýza technologických postupů při zakládání, vedení, sklizni, zpracování a energetickém využití porostů vybraných rostlin, která poslouží jako zdroj dat pro hodnocení ekonomické efektivnosti.

3.1.4 Hypotézy

3.1.4.1 Hypotéza 1

Lze předpokládat, že emise na jednotku produkce ($\text{kg CO}_2 \text{ eq.GJ}^{-1}$) při pěstování kukuřice seté pro energetické účely jsou vyšší než u srovnávaných rostlin

3.1.4.2 Hypotéza 2

Emise na jednotku produkce ($\text{kg CO}_2 \text{ eq.GJ}^{-1}$) i plochy ($\text{kg CO}_2 \text{ eq.ha}^{-1}$) jsou vzhledem k intenzitě vstupů v rámci pěstebního cyklu extenzivně ošetřovaných rostlin nejnižší v porovnání se zbylými energetickými rostlinami

3.1.4.3 Hypotéza 3

Nejsilnějším emisním tokem (v %) spojeným s intenzivní rostlinnou produkcí a kvantifikovaným prostřednictvím zvolené metodiky (IPCC), jsou tzv. polní emise

3.1.4.4 Hypotéza 4

Vytrvalé porosty mají vyšší produkci fytomasy v průměru za více let

3.1.4.5 Hypotéza 5

Plošná potřeba pro získání stejného množství energie je vyšší u vytrvalých rostlin

3.1.4.6 Hypotéza 6

Výnosový potenciál *Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1 není nižší o více než 10 % ve srovnání s kukuřicí setou využívanou pro energetické účely

3.1.4.7 Hypotéza 7

Ekonomická efektivnost vycházející z tržní produkce je vyšší u vytrvalých rostlin než u kukuřice seté (myšleno v případě pěstování pro účely BPS)

4. Materiál a metoda

4.1 Hodnocení dopadů na životní prostředí

4.1.1 Definice cílů a rozsahu práce (angl. *goal and scope definition*)

Účelem studie je kvantifikovat emisní zátěž vázající se k pěstebním cyklům vybraných energetických rostlin, stanovit energetickou efektivnost jejich pěstování a zhodnotit ekonomické aspekty. Výsledky studie mohou být využity jako motivační nástroj pro environmentálně šetrnější systémy hospodaření a mohou sloužit jako zdroj informací pro zemědělské subjekty zajímající se o problematiku energetického využití fytomasy.

Pro účely této studie je vybrána funkční jednotka (angl. *functional unit*), vztažená na jednotku produkce a jednotku plochy. Jednotku produkce představuje 1 GJ potenciální energie získané přímým spálením fytomasy či výrobou elektřiny v kogenerační jednotce z vytvořeného bioplynu procesem anaerobní fermentace a jednotku plochy pak 1 ha s monokulturou jednotlivých energetických rostlin.

Environmentální dopady sledovaných procesů nebyly rozděleny mezi dva či více procesů (ve studii je výsledným produktem veškerý nadzemní rostlinný materiál), proto nebyla uplatněna alokační metoda.

4.1.1.1 Kritické přezkoumání

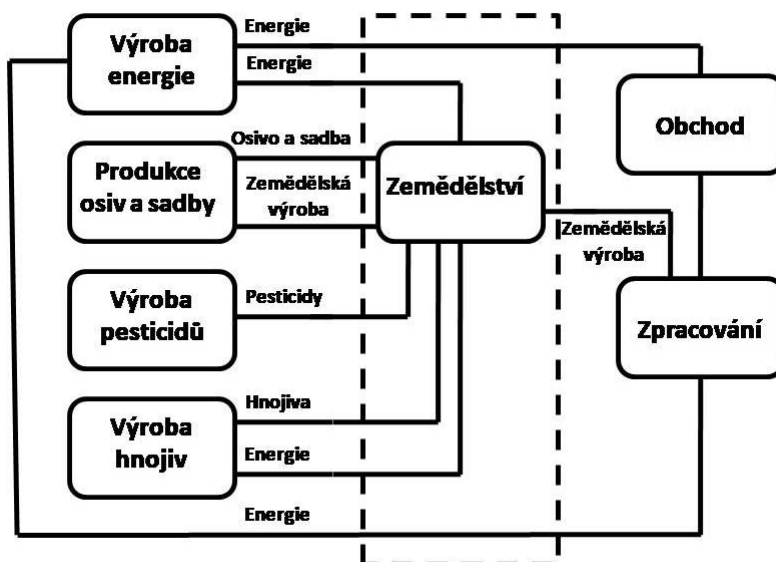
Výsledky této studie nebudou prezentovány široké veřejnosti a charakter studie jako akademické práce v jejímž rámci se nejedná o plnohodnotnou studii LCA tudíž nebude podléhat plnému procesu kritického přezkoumání dle příslušných norem (ČNI, 2006a; ČNI, 2006b).

4.1.1.2 Hranice systému

Studie zahrnuje technologické postupy pěstování sledovaných rostlin určených pro výrobu energie sestavené na základě dat primárních (polní pokusy na pozemcích Jihočeské Univerzity v Českých Budějovicích) a sekundárních (data převzata z databáze *Ecoinvent 2.2*, odborné literatury a Normativ zemědělských výrobních technologií). Databáze *Ecoinvent* využívá data geograficky se vztahující ke střední Evropě. Rozpětí časového horizontu pro sběr primárních dat je mezi roky 2013 –

2017 a roky 2000 – 2015 pro data sekundární. Zvolené intenzity hnojení a jednotlivé agrotechnické postupy byly stanoveny na základě běžně uplatňovaných intenzivních pěstitelských technologií (Lewandowski et al., 2003; Kavka, 2006; Boehmel et al., 2008; Wrobel et al., 2009; Kukuk, 2010; Smith a Slater, 2010; Csete et al. 2011; Blengini et al., 2011; Ust'ak et al., 2012 a Stražil, 2012) s tím, že technologie pěstování *Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1 byla stanovena shodně s chrastice rákosovitou (*Phalaris arundinacea* L.). Do modelového systému byly zahrnuty agrotechnické operace od předseťové přípravy, množství spotřebovaného osiva, výroby a užití prostředků na ochranu rostlin, výroby a aplikace hnojiv, až po sklizeň a odvoz hlavního produktu z místa sklizně. Procesy infrastruktury a odpadového hospodářství byly z této studie vyloučeny.

Obrázek 2 - Ilustrační nákres „Hranice systému,,



4.1.2 Inventarizace (angl. *inventory*)

Inventarizace (LCI, angl. *life cycle inventory*), jedna z fází LCA studie, sloužící k vyčíslení množství elementárních toků uvolněných během životního cyklu produktů do životního prostředí, je popsána v kapitole 2.4.2.2.

V rámci LCA studií je běžně uplatňován princip modelování „od kolébky do hrobu“ (angl. *cradle-to-grave*), který zahrnuje procesy podílející se na získávání a výrobě potřebných surovin a materiálů, výrobě, používání a odstranění vlastních produktů na které je studie zaměřena. Pro účely této práce je zvolen modelační princip „od kolébky k bráně“ (angl. *cradle-to-gate*), spočívající v kalkulaci

životního cyklu produktu od získání surovin po opuštění výrobního procesu (v tomto případě pěstebního procesu). Fáze užívání produktu a jeho odstranění není vzhledem k charakteru této studie v hodnocení zahrnuta.

V této práci byla použita inventarizační data z databáze *Ecoinvent* (Ecoinvent, 2017) v rámci programu SimaPro v. 7.3.2. Data z tohoto programu byla následně modifikována a doplněna o data z praktických polních pokusů (viz kapitola 4.2) a odborně zaměřené literatury. V průběhu zpracování disertační práce byla databáze zásadním způsobem přestavěna do verze *Ecoinvent* 3, charakterizované například v publikaci Weidema et al. (2013). Výsledky dizertační práce jsou zpracovány na základě předcházející verze - *Ecoinvent* 2.2.

4.1.2.1 Sestavení vývojového diagramu – produktový systém

Pro modelaci produktových systémů hodnocených v této práci byl využit software SimaPro v. 7.3.2 s integrovanou databází *Ecoinvent* 2.2 (Ecoinvent, 2017). Charakter inventarizovaných dat a podrobnosti o jejich sběru jsou popsány v kapitole 4.1.1.

4.1.2.2 Inventarizační tabulky

Tabulka 7 - Inventarizace dat – ilustrační linka

| Výstup (Output) | | hodnota | jednotka |
|---|--|----------------|-----------------|
| Zisk energie | | 340 | GJ |
| Vstup (Input) | Označení vstupu v programu SimaPro | hodnota | jednotka |
| Podmítka | <i>Tillage, harrowing, by rotary harrow/CH U^{Ec}</i> | 0,58 | ha |
| Aplikace přípravků na ochranu rostlin | <i>Application of plant protection products, by field sprayer/CH U^{Ec}</i> | 1,718 | ha |
| Orba | <i>Tillage, ploughing/CH U^{Ec}</i> | 0,64 | ha |
| Válení | <i>Tillage, rolling/CH U^{Ec}</i> | 0,898 | ha |
| Předseťová příprava a setí | <i>Sowing/CH U^{Ec}</i> | 2,73 | ha |
| Vláčení | <i>Tillage, harrowing, by spring tine harrow/CH U^{Ec}</i> | 0,813 | ha |
| Sklizeň | <i>Combine harvesting/CH U^{Ec}</i> | 2,32 | ha |
| Odvoz z pole | <i>Transport, tractor - diesel consumption^N</i> | 168,84 | l |
| Aplikace minerálních hnojiv | <i>Fertilising, by broadcaster/CH U^{Ec}</i> | 2,54 | ha |
| Osivo | <i>Grass seed IP, at regional storehouse/CH U^{Ec}</i> | 35 | kg |
| Síran amonný | <i>Ammonium sulphate, as N, at regional storehouse/RER U^{Ec}</i> | 220 | kg |
| Ledek amonný | <i>Ammonium nitrate, as N, at regional storehouse/RER U^{Ec}</i> | 147 | kg |
| Superfosfát trojitý | <i>Triple superphosphate, as P₂O₅, at regional storehouse/RER U^{Ec}</i> | 119,6 | kg |
| Draselná sůl | <i>Potassium chloride, as K₂O, at regional storehouse/RER U^{Ec}</i> | 150 | kg |
| Herbicidní ochrana (dvouděložné plevele) | <i>Herbicides, at regional storehouse/CH U^{Ec}</i> | 0,8 | kg |
| Využití glyfosátu | <i>Glyphosate, at regional storehouse/CH U^{Ec}</i> | 2 | kg |
| Tzv. polní emise N ₂ O přímé | <i>Field emissions N₂O direct^N</i> | 5,1 | kg |
| Tzv. polní emise N ₂ O nepřímé | <i>Field emissions N₂O indirect^N</i> | 1,84 | kg |

* První 4 roky pěstování v intenzivní variantě – Szarvasi-1; proces převzatý z datbáze Ecoinvent 2.2 a upravený dle údajů vztahených k podmínkám ČR je označen jako ^{Ec}, proces vytvořený pro účely studie je označen jako ^N; CH – data pocházející ze švýcarské databáze, U – unit proces (jednotkový proces)

Dle stanoveného rozsahu studie (kapitola 4.1.1) byly pro každý pěstební cyklus vybraných energetických rostlin sestaveny inventarizační linky.

Ty byly složeny z definovaných vstupů a výstupů pěstebního cyklu.

4.1.3 Hodnocení dopadů životního cyklu

Cílem této fáze (LCIA) je převést ekovektory produktových systémů, tedy jednotlivá množství elementárních toků, na hodnoty jiných veličin vystihujících míru zasažení jednotlivých problémů životního prostředí. Cílem posuzování dopadu životního cyklu je měřitelně porovnat environmentální dopady produktových systémů a vzájemně srovnat jejich závažnost pomocí nových kvantifikovatelných veličin označených jako kategorie dopadu (Kočí, 2009).

4.1.3.1 Metoda: *Simplified (streamlined) LCA*

Jako nástroj pro výpočet míry emisní zátěže je využita zjednodušená [angl. *simplified (streamlined)*] metoda posuzování životního cyklu - *Life Cycle Assessment (LCA)*, definovaná normami ČSN EN ISO 14 040 (ČNI, 2006a) a ČSN EN ISO 14 044 (CNI, 2006b). Výsledky studie jsou vztaženy na dopadovou kategorii (angl. *Impact Category*) změna klimatu (angl. *Climate change*), vyjádřenou ukazatelem ekvivalentu oxidu uhličitého (CO₂ eq). Výpočet jednotlivých emisních zátěží je proveden softwarem SimaPro v. 7.3.2 s integrovanou metodou ReCiPe Midpoint (H). Funkční jednotku systému představuje 1 GJ energie finálního produktu (sušiny) a jednotka plochy (1 ha). Technologické postupy pěstování sledovaných rostlin byly sestaveny na základě dat primárních (polní pokusy na pozemcích Jihočeské Univerzity v Českých Budějovicích) a sekundárních (data převzata z databáze *Ecoinvent 2.2*, odborné literatury a Normativ zemědělských výrobních technologií). V rámci databáze byla využita data geograficky se vztahující ke střední Evropě. Rozpětí časového horizontu pro sběr primárních dat bylo mezi roky 2013 – 2017 a roky 2000 – 2017 pro data sekundární. Zvolené intenzity hnojení a jednotlivé agrotechnické postupy byly stanoveny na základě běžně uplatňovaných intenzivních pěstitelských technologií. Do modelového systému byly zahrnuty agrotechnické operace od předseťové přípravy, množství spotřebovaného osiva, výroby a užití prostředků na ochranu rostlin, výroby a aplikace hnojiv apod. až po sklizeň a odvoz hlavního produktu. Mimo emise, vznikající z výše uvedených vstupů, dochází k produkci tzv. emisí polních (emise N₂O), uvolňovaných po aplikaci dusíkatých (statkových i průmyslových) hnojiv (Niggli, 2009 a Gattinger, 2012). Pro jejich vyčíslení byla využita metodika IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) (De Klein et al., 2006), využitá i ve studii Franks a Hadingham (2012) a Pachauri et

al. (2014). Bližší charakteristika metodiky stanovení polních emisí je v kapitole 4.1.3.1.1.

Disertační práce hodnotí výsledky 5letého pěstování kukuřice seté (*Zea mays* L.), lesknice rákosovité (*Phalaris arundinacea* L.), *Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1 a ozdobnice čínské (*Miscanthus x giganteus*) pro energetické účely. Na základě zvolené metodiky a dat, získaných při jejich pěstování (výnosy suché hmoty, vstupy a výstupy pěstebního cyklu), bylo možné sestavit jejich životní cyklus v rámci faremní fáze (od předseťového zpracování půdy po sklizeň, odvoz a zasilážování sklizeného materiálu) a stanovit tak dopad na životní prostředí. Jak již bylo uvedeno, výsledky studie byly vztaženy na dopadovou kategorii změna klimatu (angl. *Climate change*), vyjádřenou ukazatelem ekvivalentu oxidu uhličitého ($\text{CO}_2 \text{ eq} = 1 \times \text{CO}_2; 23 \times \text{CH}_4; 298 \times \text{N}_2\text{O}$), vycházející z rozdílné účinnosti těchto skleníkových plynů (Forster et al., 2007 a Solomon, 2007). V případě emisí N_2O a CH_4 spojených s pěstováním plodin na orné půdě, je jejich potenciál globálního oteplování (100 letý interval) 298-krát a 23-krát vyšší než u CO_2 (IPCC, 2001).

4.1.3.1.1 Stanovení polních emisí

Při aplikaci minerálních a organických dusíkatých hnojiv se uvolňují tzv. přímé a nepřímé emise N_2O . Zatížení těmito emisemi bylo stanoveno dle metodiky IPCC Tier 1 (De Klein et al., 2006), doplněné o Český národní report k inventarizaci skleníkových plynů, sekce zemědělství (Exnerova, 2015). Tuto metodiku popisuje Tabulka 8 a dílčí parametry nezbytné k výpočtu Tabulka 9.

Tabulka 8 - Metodika IPCC Tier 1 pro výpočty emisí N₂O

Celkové emise oxidu dusného

$$N_2O = N_2O_{\text{DIRECT}} + N_2O_{\text{INDIRECT}}$$

$$N_2O_{\text{PŘÍMÉ}} = \text{roční přímé emise z obdělávané půdy (kg N.ha}^{-1}\text{)}$$

$$N_2O_{\text{NEPŘÍMÉ}} = \text{roční nepřímé emise z obdělávané půdy (kg N.ha}^{-1}\text{)}$$

Přímé emise oxidu dusného

$$N_2O - N_{\text{DIRECT}} = (F_{\text{SN}} + F_{\text{ON}}) * EF_1$$

$$N_2O_{\text{DIRECT}} = N_2O - N_{\text{DIRECT}} * (44/28)$$

$$F_{\text{SN}} = \text{roční dávka syntetických hnojiv (kg N.ha}^{-1}\text{)}$$

$$F_{\text{ON}} = \text{roční dávka organických hnojiv (kg N.ha}^{-1}\text{)}$$

$$EF_1 = \text{emisní faktor pro emise oxidu dusného (kg N}_2\text{O - N)}$$

Syntetická hnojiva

$$F_{\text{SN}} = N_{\text{FERT}} * (1 - \text{Frac}_{\text{GASF}})$$

$$N_{\text{FERT}} = \text{roční množství aplikovaného hnojiva (kg N.ha}^{-1}\text{)}$$

$$\text{Frac}_{\text{GASF}} = \text{frakce dusíkatých ztrát přes NH}_3 \text{ a NO}_x$$

Organická hnojiva

$$F_{\text{ON}} = F_{\text{AM}} + F_{\text{SEW}} + F_{\text{COMP}} + F_{\text{OOA}}$$

$$F_{\text{AM}} = \text{roční množství aplikovaného (kg N.ha}^{-1}\text{)}$$

$$F_{\text{SEW}} = \text{roční množství aplikovaného živočišného odpadu (kg N.ha}^{-1}\text{)}$$

$$F_{\text{COMP}} = \text{roční množství aplikovaného kompostu (kg N.ha}^{-1}\text{)}$$

$$F_{\text{OOA}} = \text{roční množství jiného aplikovaného organického hnojiva (kg N.ha}^{-1}\text{)}$$

Nepřímé emise oxidu dusného

$$N_2O - N_{\text{INDIRECT}} = N_2O_{\text{(G)}} + N_2O_{\text{(L)}}$$

$$N_2O_{\text{INDIRECT}} = N_2O - N_{\text{INDIRECT}} * (44/28)$$

$$N_2O_{\text{(G)}} = \text{emise z atmosférické depozice NH}_3 \text{ a NO}_x \text{ (kg N.ha}^{-1}\text{)}$$

$$N_2O_{\text{(L)}} = \text{emise způsobené průsakem a splachem N (kg N.ha}^{-1}\text{)}$$

Atmosférická depozice

$$N_2O_{\text{(G)}} = [(F_{\text{SN}} * \text{Frac}_{\text{GASF}}) + (F_{\text{ON}}) * \text{Frac}_{\text{GASM}}] * EF_4$$

$$\text{Frac}_{\text{GASF}} = \text{Frakce syntetického N, který volatilizuje jako NH}_3 \text{ a NO}_x, \text{ kg NH}_3\text{-N a NO}_x$$

$$\text{Frac}_{\text{GASM}} = \text{frakce organického N, který volatilizuje jako NH}_3 \text{ a NO}_x,$$

$$EF_4 = \text{emisní faktor pro N-volatilizaci}$$

Průsak a splach

$$N_2O_{\text{(L)}} = (F_{\text{SN}} + F_{\text{ON}}) * \text{Frac}_{\text{LEACH}} * EF_5$$

$$\text{Frac}_{\text{LEACH}} = \text{Frakce dusíkových ztrát skrz průsak a splach}$$

$$EF_5 = \text{emisní faktor pro průsak a splach}$$

Upraveno dle De Klein et al. (2006)

Tabulka 9 - Parametry použité při výpočtu IPCC Tier 1 metodiky

| Parametr | Hodnota | Zdroj |
|-----------------------|---------|----------------------|
| EF ₁ | 0,01 | Český národní report |
| EF ₄ | 0,01 | Český národní report |
| EF ₅ | 0,0075 | Český národní report |
| Frac _{GASF} | 0,1 | Český národní report |
| Frac _{GASM} | 0,2 | Český národní report |
| Frac _{LEACH} | 0,3 | Český národní report |

(Exnerová, 2015)

*

EF₁ = emisní faktor pro emise oxidu dusného (kg N₂O – N)

EF₄ = emisní faktor pro N-volatilizaci

EF₅ = emisní faktor pro průsak a splach

Frac_{GASF} = Frakce syntetického N, který volatilizuje jako NH₃ a NO_x, kg NH₃-N a NO_x

Frac_{GASM} = frakce organického N, který volatilizuje jako NH₃ a NO_x,

Frac_{LEACH} = Frakce dusíkových ztrát skrz průsak a splach

Všechny odhady a modelace emisí plynoucích z biotických procesů nesou značnou nejistotu. To platí zejména pro emise N₂O z půdy, neboť se tyto emise mohou řádově lišit prostorově i časově. Odhady emisí N₂O z půdy jsou pravděpodobně hlavním faktorem nejistoty v integrovaném posuzování emisí skleníkových plynů ze zemědělských systémů (Flessa et al., 2002). Bouwman (1996) uvádí, že roční emise N₂O z obdělávané půdy bývají rozhodujícím způsobem ovlivněny vstupem N. Nicméně v jeho regresní analýze, která byla založena na sledování 20 vybraných luk pastvin a kukuřičných polí, byl indikován průměrný emisní faktor 1,25 ± 1% z podílu využitého/aplikovaného N. Emisní faktor 1,25 % je v současné době rovněž doporučován IPCC pro odhad přímých emisí N₂O ze zemědělských půd (IPCC, 1997 a IPCC, 2001, De Klein et al., 2006).

V návaznosti na emisní faktory pro stanovení N₂O MacKenzie et al. (1998) uvádí, že asi 1,0 až 1,6 % z dodaného N do porostu kukuřice bylo emitováno jako N₂O. Do studie Flessa et al. (2002) byly zahrnuty i výstupy N₂O z posklizňových zbytků stanovené dle emisního faktoru (N₂O) podle revidovaných pokynů IPCC (IPCC, 1997). Tato metoda bere v úvahu situaci, že tvorba N₂O je spojena i s rozkladem zbytků plodin a může významně přispět k celkovým emisím N₂O ze zemědělské půdy. Vysoký emisní faktor v této studii (2,53 % z N vstupů)

lze pravděpodobně přičíst místním půdním podmínkám (jemná písčité textura), hospodaření s půdou (organická hnojiva, využití krycích plodin a zbytky po sklizni hlavní plodiny) a klimatickým podmínkám (intenzita srážek, promrzání), které umocňují denitrifikaci. Celkové vstupy z umělých N hnojiv, organických hnojiv a posklizňových zbytků se v tomto případě na pokusných místech pohybovaly v rozmezí 0 a 275 kg na hektar ročně. Roční N₂O emise z hnojené půdy byly odhadnuty v rozmezí od 1,3 až 16,8 kg na hektar ročně (Flessa et al., 2002). Ve studii Dobbie et al. (1999) shrnující údaje o emisích N₂O z hnojené půdy bylo zjištěno, že emisní faktory pro travní porosty a brambory mohou být vyšší než 1,25 % v závislosti na distribuci a celkovém úhrnu srážek. V dalších polních pokusech bylo stanoveno, že relativní ztráty N₂O z aplikovaných N-hnojiv se pohybovaly mezi 0,7 a 4,1 % (Kaiser et al., 1998). Na základě této studie tak bylo navrženo, že jednotlivé plodiny by měly mít specifické emisní faktory, což by přineslo možnosti přesnějších odhadů těchto emisí.

4.1.3.2 Indikátor kategorie dopadu

Indikátory kategorií dopadu jsou v principu dvojího druhu – *midpointový* a *endpointový* indikátor. V případech, kdy pro hodnocení škodlivosti daného elementárního toku neuvažujeme jeho osud v životním prostředí (například biodegradace, sorbce aj.), ale hodnotíme jeho potenciální škodlivost na základě jeho chemicko-fyzikálních či biologických vlastností, hodnotíme míru zatížení dané kategorie dopadu na úrovni označované termínem midpoint. Midpointový indikátor kategorie dopadu slouží jako měřítko škodlivých vlastností elementárních toků, tedy potenciálních schopností tuto kategorii dopadu zapříčiňovat. Oproti tomu endpointový indikátor kategorie dopadu je měřitelná či vyčíslitelná (např. i ekonomicky) hodnota určitého jevu, který byl v prostředí vyvolán přítomností elementárního toku (Kočí, 2009).

Pro účely této studie byl zvolen indikátor midpointový. Právě typickým midpointovým indikátorem je například vyjadřování míry účinku skleníkových plynů na kategorii dopadu globální oteplování pomocí jejich schopnosti zadržovat energii.

4.1.3.3 Software SIMA Pro

Pro účely této studie byl využit jeden ze světově nejrozšířenějších software, který slouží pro účely metodologie LCA. SimaPro software lze využít jako nástroj

pro sestavování sofistikovaných LCA studií a s jeho využitím lze sestavit složité a rozvinuté životní cykly výrobku, procesu či služby (Goedkoop et al., 2008).

4.1.3.4 Metoda ReCiPe

Ve většině studií LCA zaměřených na obnovitelné zdroje energie, byť z pohledu LCA zaměřené úzce jen na specifický problém (např. emise CO₂ eq – uhlíkovou stopu) byl použit charakterizační model CML. Jedná se bezesporu o nejčastěji používaný postup – například v ČNI 14025 (ČNI, 2006c). V současnosti jsou však k dispozici novější metodiky zaměřené nejen na midpointovou úroveň dopadů (jako CML), ale i endpointové charakterizace vyčísлюjící potenciální pozorovatelné dopady v krajině, například úbytek biodiverzity, zábor krajiny a podobně. Tyto endpointové způsoby charakterizace inventarizačních dat by pro LCA obnovitelných zdrojů energie byly vhodné. Doporučena by mohla být metodika ReCiPe (Goedkoop et al., 2009; Goedkoop et al., 2013) umožňující současně charakterizaci na úrovni midpointové i endpointové (Kočí, 2013).

V roce 2008 byla představena nová metodika, jejímž cílem je vyhodnotit inventarizační seznam do několika indikátorů, které ukazují míru poškození v dané dopadové kategorii. V této metodice jsou indikátory rozděleny do dvou stupňů. První z nich představuje 18 midpointových indikátorů a druhý seskupuje těchto 18 do 3 endpointových indikátorů na základě modelování environmentálního mechanismu jednotlivých vstupů. Hlavní důvod pro výpočet výsledků ve třech endpointových indikátorech je ten, že vysoký počet midpointových indikátorů nelze snadno interpretovat, zejména neoborné veřejnosti (Goedkoop et al., 2009). Tabulka 10 obsahuje výčet všech midpointových a endpointových kategorií dopadu s jejich indikátory a charakterizačními modely, včetně používaných zkratk.

Tabulka 10 - Výčet midpointových a endpointových dopadových kategorií zahrnutých v metodě ReCiPe 2008

| Impact category | | Characterisation factor | |
|-----------------|--|---|--------------|
| Abbreviation | Unit* | Name | Abbreviation |
| CC | kg (CO ₂ to air) | global warming potential | GWP |
| OD | kg (CFC-11 ⁵ to air) | ozone depletion potential | ODP |
| TA | kg (SO ₂ to air) | terrestrial acidification potential | TAP |
| FE | kg (P to freshwater) | freshwater eutrophication potential | FEP |
| ME | kg (N to freshwater) | marine eutrophication potential | MEP |
| HT | kg (14DCB to urban air) | human toxicity potential | HTP |
| POF | kg (NMVOC ⁶ to air) | photochemical oxidant formation potential | POFP |
| PMF | kg (PM ₁₀ to air) | particulate matter formation potential | PMFP |
| TET | kg (14DCB to industrial soil) | terrestrial ecotoxicity potential | TETP |
| FET | kg (14DCB to freshwater) | freshwater ecotoxicity potential | FETP |
| MET | kg (14-DCB ⁷ to marine water) | marine ecotoxicity potential | METP |
| IR | kg (U ²³⁵ to air) | ionising radiation potential | IRP |
| ALO | m ² ×yr (agricultural land) | agricultural land occupation potential | ALOP |
| ULO | m ² ×yr (urban land) | urban land occupation potential | ULOP |
| NLT | m ² (natural land) | natural land transformation potential | NLTP |
| WD | m ³ (water) | water depletion potential | WDP |
| MRD | kg (Fe) | mineral depletion potential | MDP |
| FD | kg (oil [†]) | fossil depletion potential | FDP |

* The unit of the impact category here is the unit of the indicator result, thus expressed relative to a reference intervention in a concrete LCA study.

† The precise reference extraction is "oil, crude, feedstock, 42 MJ per kg, in ground".

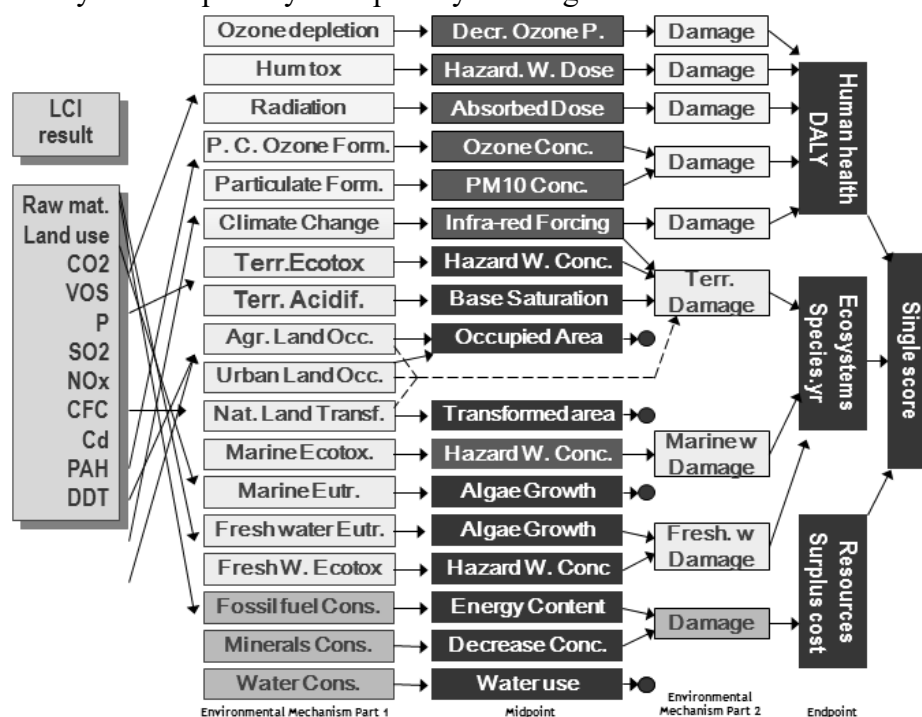
| Impact category | Indicator | | |
|---------------------------------|-----------|--|------|
| Name | abbr. | name | unit |
| damage to human health | HH | disability-adjusted loss of life years | yr |
| damage to ecosystem diversity | ED | Loss of species during a year | yr |
| damage to resource availability | RA | increased cost | \$ |

(Goedkoop et al., 2008)

Jak již bylo uvedeno v kapitole 4.1.1, výsledky této studie jsou vztaženy na dopadovou kategorii CC (*Climate change*), vyjádřenou v jednotkách kg (CO₂ eq).

Primárním cílem této metodiky je přiřadit data inventarizační analýzy k jedné či více midpointovým kategoriím dopadu. V druhém kroku je každá midpointová kategorie spojena s jednou endpointovou kategorií. Toto schéma je podrobně zobrazeno na Obrázek 3 a v Tabulce 10.

Obrázek 3 - Vzájemné vztahy mezi parametry inventarizační analýzy, midpointovými a endpointovými dopadovými kategoriemi



(Goedkoop et al., 2008)

Tabulka 11 - Přehled spojení mezi midpointovými a endpointovými kategoriemi dopadu

| Midpoint impact category Name | abbr. | Endpoint impact category* | | |
|----------------------------------|-------|---------------------------|----|----|
| | | HH | ED | RA |
| climate change | CC | + | + | |
| ozone depletion | OD | + | - | |
| terrestrial acidification | TA | | + | |
| freshwater eutrophication | FE | | + | |
| marine eutrophication | ME | | - | |
| human toxicity | HT | + | | |
| photochemical oxidant formation | POF | + | - | |
| particulate matter formation | PMF | + | | |
| terrestrial ecotoxicity | TET | | + | |
| freshwater ecotoxicity | FET | | + | |
| marine ecotoxicity | MET | | + | |
| ionising radiation | IR | + | | |
| agricultural land occupation | ALO | | + | - |
| urban land occupation | ULO | | + | - |
| natural land transformation | NLT | | + | - |
| water depletion | WD | | | - |
| mineral resource depletion | MRD | | | + |
| fossil fuel depletion | FD | | | + |

* přičemž + znamená existující propojení v rámci metody ReCiPe, - že toto propojení je důležité a existuje, nicméně nebylo metodicky v ReCiPe stanoveno

Upraveno dle Goedkoop et al. (2008)

Spojení mezi midpointovými a endpointovými kategoriemi v této metodice nebylo dosaženo pro midpointovou dopadovou kategorii *marine eutrofication*. Dalšími problémy zůstávají chybějící propojení, uvedená v tabulce. Stejně tak nejsou do metody zahrnuty další důležité midpointové dopadové kategorie jako eroze, hluk, salinizace a světlo a endpointové kategorie škody na antropogenním prostředí (*damage to man-made environment*), které patří s ostatními třemi zahrnutými endpointovými kategoriemi do tzv. oblastí ochrany. Oblasti ochrany představují třídy endpointů, které mají dobře identifikovatelnou hodnotu pro společnost (Haes at al., 1999). Zahrnutí těchto nedostatků bude smyslem budoucí práce tvůrců metodiky.

Metodika dovoluje získat výsledky v rámci tří perspektiv (scénářů), které jsou založeny na kulturní teorii Thompsona (1990), (Goedkoop et al., 2009). Tyto tři perspektivy shrnují nekompletní a nejisté znalosti, které provázejí environmentální mechanismy do skupin scénářů a perspektiv dle podobných typů předpokladů a možností.

(I): *individualist*: tato perspektiva je založena na krátkodobém zájmu, typy dopadů jsou jasně prokazatelné, převládá zde názor lidské adaptace pomocí technologického optimismu.

(H): *hierarchist*: tato perspektiva bere v potaz nejobecnější principy politik s ohledem na časový rámec stanovený těmito politikami.

(E): *egalitarian*: perspektiva, která nejvíce bere v úvahu předběžnou opatrnost, počítá s nejdelšími časovými rámci.

4.1.3.5 Databáze *Ecoinvent*

Výše zmiňovaný program SimaPro je podporován řadou knihoven procesů. Nejvýznamnější z nich je databáze *Ecoinvent* (*Ecoinvent*, 2006; *Ecoinvent*, 2015). Název vychází ze švýcarského centra pro inventarizaci životního cyklu - *Swiss Center for Life Cycle Inventories*, které tuto největší evropskou databázi provozuje (*Ecoinvent Centre*, 2007; *Weidema et al.*, 2013). Databáze *Ecoinvent* je sofistikovaný nástroj, určený pro harmonizaci a aktualizaci dat potřebných pro hodnocení životního cyklu podle požadavků LCA. Databáze vznikla ve Švýcarsku v roce 2000 (*Frischknecht et al.*, 2005) a v současnosti z ní pochází nejčastěji používaná data (*Weidema et al.*, 2013). Procesy této databáze jsou prezentované ve dvou formách. „*System process*“ obsahuje pro každý proces přímo emise do složek životního prostředí (voda, vzduch, půda) a spotřebu surovin (vstupy z životního

prostředí). „*Unit process*“ naproti tomu obsahuje propojení jednotlivých procesů. Rozdíl je patrný například při použití procesu pro dopravu. Zatímco „*unit process*“ obsahuje propojení na procesy: automobil, benzín aj., obsahuje „*system process*“ přímo agregované emise z uvedených procesů. Výhodou použití „*unit process*“ je možnost sledovat dopad na životní prostředí v propojených procesech. Výhodou použití „*system process*“ je významně kratší čas potřebný pro výpočet celkových dopadů produktového systému. Výpočtový čas je významným parametrem při provádění Monte Carlo analýzy, kdy je výpočet prováděn s vysokým počtem opakování (např. 1 000 – 10 000 krát). Procesy všech knihoven je možné zkopírovat pod jiným názvem a libovolně měnit jejich parametry. Využití je patrné například u „*unit process*“ výroby oceli, kdy uživatel požaduje jiný poměr mezi sekundárními a primárními materiály (Weinzettel, 2008).

4.1.4 Interpretace

Forma prezentace dat často ovlivňuje jejich význam, a proto se stala interpretace životního cyklu nedílnou částí studií LCA a získala jistá pravidla. Na obecné rovině se interpretace LCA sestává z následujících okruhů činností: strukturalizace dat s ohledem na nejvýznamnější procesy či skupiny procesů a na nejvýznamnější látky; provedení analýz citlivosti a zhodnocení nejistot studie; diskuse nad smysluplností dat ve vztahu k úplnosti studie a kvalitě vstupních dat a závěrečné shrnutí a formulace realistických doporučení, shrnutých do následujících kroků: 1. identifikace významných zjištění, 2. hodnocení, 3. formulace závěrů a doporučení (Kočí, 2012). Zmíněné body interpretace LCA jsou součástí kapitoly 5.

4.2 Polní pokusy

Pro účely studie byly založeny polní pokusy s porosty vybraných energetických rostlin. Ty sloužily jako zdroj primárních dat při posuzování jejich životního cyklu prostřednictvím LCA, hodnocení energetických a ekonomických aspektů.

4.2.1 Charakterizace lokality

Tabulka 12 - Teplotní a srážkové charakteristiky - České Budějovice

| Rok | Průměrná teplota (°C) | | Srážky (mm) | |
|------------------------------------|-----------------------|--------|-------------|--------|
| | Rok | Sezóna | Rok | Sezóna |
| 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 |
| 2016 | 10,5 | 15,7 | 680,9 | 447,7 |
| Průměr (2012 – 2016) | 9,9 | 15,7 | 649,6 | 429,48 |
| Dlouhodobý průměr (1961 – 1990) | 8,2 | 14,2 | 582,8 | 366,2 |

* Sezóna (=vegetační sezóna) zahrnuje měsíce duben, květen, červen, červenec, srpen

Tabulka 13 - Charakteristika pozemku

| Charakteristika | Angl. | |
|-------------------------------|---|------------------------------|
| Nadmořská výška (m n. m.) | <i>Altitude (MAMSL)</i> | 380 |
| Zemědělská výrobní oblast | <i>Agricultural production region</i> | Obilnářská |
| Půdní druh | <i>Soil texture class</i> | Písčitohlinitý |
| Půdní typ | <i>Soil type</i> | Kambizem pseudoglejová |
| pH půdy (KCl) | <i>Soil pH</i> | 6,4 |
| Průměrná teplota vzduchu | <i>Long-term average temperature (°C)</i> | 8,2 |
| Průměrné množství srážek (mm) | <i>Long-term seasonal rainfall (mm)</i> | 366,2 |
| GPS souřadnice | <i>GPS coordinates</i> | 48° 57' 07" N; 14° 28' 17" E |

Obrázek 4 - Charakteristika stanoviště – zásobenost živinami



"AGRO-LA", spol. s r.o.
středisko laboratoř
zkušební laboratoř akreditovaná ČIA pod č. 1450
Jiráskovo předměstí 630/III, 377 01 Jindřichův Hradec
tel: 384 321 011-12, fax: 384 320 558, mail: laborator@agro-la.cz



L 1450

Protokol o zkoušce č. 1780/2013

List číslo: 1
Počet listů: 2

Zákazník: Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích
Braníšovská 1645/31a
370 05 České Budějovice

Datum příjmu: 13.6.2013
Čas příjmu: 7:15
Období zpracování vzorků: 13.6.2013 - 13.6.2013

Vzorek číslo: 2948
Materiál: půda
Místo odběru:
Odebral: zadavatel
Datum odběru:
Typ rozboru: Rozbor vybraných ukazatelů dle objednávky.
Poznámka: p. Moudrý

| Ukazatel | Ve 100% ¹²⁾ sušině | V pův. ¹¹⁾ hmotě ¹²⁾ | V lab. sušině | Jednotka | Limitní ⁵⁾ hodnota (typ) | Nejistota měření | Použitá metoda ¹⁴⁾ |
|--|----------------------------------|---|------------------|----------|--|---------------------|----------------------------------|
| draslík (K) | 111 | 94,6 | 110 | mg/kg | | ±20 % | (A) SOP 42 |
| fosfor (P) | 130 | 111 | 129 | mg/kg | | ±20 % | (A) SOP 43-2 |
| hořčík (Mg) | 86,6 | 74,0 | 86,0 | mg/kg | | ±15 % | (A) SOP 42 |
| vápník (Ca) | 907 | 775 | 901 | mg/kg | | ±20 % | (A) SOP 42 |
| pH (CaCl ₂) ^{7) 8)} | | | 6,25 | - | | | (A) SOP 44 |

| Ukazatel | V pův. hmotě | Jednotka | Limitní ⁶⁾ hodnota (typ) | Nejistota měření | Použitá metoda ¹⁴⁾ |
|----------|-----------------|----------|--|---------------------|-------------------------------|
| sušina | 85,4 | % | | ±15 % | (A) SOP 39-2 |

Seznam použitých metod:

- (A) SOP 42 JPP AP I kap. 3
- (A) SOP 39-2 ČSN ISO 11465
- (A) SOP 44 JPP AP I kap. 2.3, ČSN ISO 10523, ČSN ISO 10390
- (A) SOP 43-2 JPP AP I kap. 3

"AGRO-LA", spol. s r.o., středisko laboratoř, Jiráskovo předměstí 630/III, 377 01 Jindřichův Hradec, tel.: 384 321 011-012
Protokol o zkoušce č. 1780/2013 List číslo: 2 Počet listů: 2

Pozn.:

Uvedená nejistota měření je součinem standardní nejistoty měření a koeficientu rozšíření $k=2$, což pro normální rozdělení odpovídá pravděpodobnosti pokrytí asi 95%. Nezahrnuje nejistotu vzorkování. Jednotlivé postupy metod jsou uloženy v laboratoři k nahlédnutí. Na vyžádání poskytujeme zákazníkovi protokol o odběru.

Metody podléhající akreditaci ČIA jsou označeny (A) před kódem SOP, nepodléhající akreditaci ČIA jsou označeny (N), (SA) akreditovaná subdodávka, (SN) neakreditovaná subdodávka - subdodávka neakreditovaná je stanovená na žádost zákazníka a laboratoř nepřebírá zodpovědnost za výsledky zkoušky, (FA) stanovení akreditováno dle typu flexibility 1, (AF) stanovení akreditováno dle typu flexibility 2. Hodnocení ve sloupečku s označením 14): A - ukazatel vyhovuje uvedené legislativě, N - ukazatel nevyhovuje uvedené legislativě

* měřeno i mimo prostory laboratoře, 8) údaje v jednotkách pH

6) Limitní hodnoty v původní hmotě

7) Parametr pH (CaCl₂) je stanoven z výluhu tzv. vzduchsuché hmoty (materiál sušený volně na vzduchu) a extrakčního roztoku.

11) Pokud by se hodnota, přepočtená z laboratorní sušiny na původní hmotu, měla ve stanoveném tiskovém formátu objevit jako nulová, v tomto případě se zvýší počet desetinných míst.

12) Je-li hodnota v laboratorní sušině uvedena pod mezí, hodnota meze je přepočtena.

14) Hodnocení dle uvedené legislativy, viz níže, u odpadních vod se provádí hodnocení dle příslušného rozhodnutí o vypouštění odpadních vod.

V lab. sušině = hodnoty uvedené v laboratorní sušině, Ve 100% sušině = hodnoty uvedené ve 100% sušině (v sušině),

V pův. hmotě = hodnoty uvedené v původní hmotě (původní sušině).

Prohlášení: Tento protokol nesmí být reprodukován bez písemného souhlasu laboratoře "AGRO-LA", spol. s r.o. jinak než celý.

Výsledky se týkají pouze předmětu zkoušky a nenahrazují jiné dokumenty. Laboratoř neručí za správnost odběru v případě, že byl odběr proveden zadavatelem.

Protokol zpracoval:

Boček Jiří ml., Ing.

V J.Hradci dne: 21.6.2013

Jméno, funkce, podpis, razítko:

Švecová Ludmila, DiS., manager kvality



4.2.2 Agrotechnika a hnojení

4.2.2.1 Lesknice rákosovitá a Szarvasi-1

Referenční porosty sledovaných trav (lesknice rákosovitá a Szarvasi-1) byly založeny na podzim roku 2013. Založení porostu předcházela chemická likvidace kultury předplodiny. Předplodinou byly porosty dříve pěstovaných trav určených rovněž k energetickému využití. Jednalo se o sveřep horský, ovsík vyvýšený a srhu říznačku. K tomuto chemickému ošetření byl využit totální herbicid (Roundup). V rámci předseťové přípravy bylo provedeno kypření (středně hluboká orba) a následné urovnání povrchu půdy kombinátorem. V průběhu měsíce srpna roku 2013 byl pozemek určený pro podzimní výsev trav mulčován (z důvodu zaplevelení) a chemicky ošetřen totálním herbicidem (Roundup). Před setím bylo provedeno výměření parcel (rozměry: 125 x 800 cm; 1 parcela = 10 m²) s následným minerálním hnojením. Základní dávka minerálních hnojiv na 1 parcelu činila 300 g Superfosfátu trojitého (dále jen SF trojitý), 200 g Síranu amonného (dále jen SA), 100 g Ledku amonného (dále jen LAD) a 625 g Draselné soli (dále jen DS). Tato dávka byla shodná pro všechny parcely (viz Tabulka 14). 30. 8. 2013 bylo provedeno setí secím strojem pro přesný výsev. Výsevek činil 50 g osiva/10m² u lesknice rákosovité a 25 g osiva/10m² u Szarvasi-1 [Ø klíčivost lesknice rákosovité 39 % a Ø klíčivost Szarvasi-1 89 % - (Bernas et al., 2014)]. Takto oseté plochy byly následně uváleny. Pro možnosti širšího sledování bylo po založení porostu hnojení trav rozděleno mezi tři rozdílné intenzity. Pro účely této práce byly jednotlivé intenzity technicky pojmenovány jako: intenzivní, extenzivní a digestátová (viz Tabulka 15).

Tabulka 14 - Metodika hnojení v roce založení porostu

| | Stupeň intenzity hnojení | Aplikované živiny | | | | | |
|---------------------|--------------------------|------------------------------|---|---|---|------------------------------|---|
| | | Dusík (N) | | Fosfor (P) | | Draslík (K) | |
| | | Čistý (kg.ha ⁻¹) | Hnojivo a množství (kg.ha ⁻¹) | Čistý (kg.ha ⁻¹) | Hnojivo a množství (kg.ha ⁻¹) | Čistý (kg.ha ⁻¹) | Hnojivo a množství (kg.ha ⁻¹) |
| Szarvasi-1 | Intenzivní | 67 | SA 200, LAD 100 | 48 (135 P ₂ O ₅) | SF trojitý 300 | 30 (37,5 K ₂ O) | DS 62,5 |
| | Extenzivní | 67 | SA 200, LAD 100 | 48 (135 P ₂ O ₅) | SF trojitý 300 | 30 (37,5 K ₂ O) | DS 62,5 |
| | Digestát | 67 | SA 200, LAD 100 | 48 (135 P ₂ O ₅) | SF trojitý 300 | 30 (37,5 K ₂ O) | DS 62,5 |
| Lesknice rákosovitá | Intenzivní | 67 | SA 200, LAD 100 | 48 (135 P ₂ O ₅) | SF trojitý 300 | 30 (37,5 K ₂ O) | DS 62,5 |
| | Extenzivní | 67 | SA 200, LAD 100 | 48 (135 P ₂ O ₅) | SF trojitý 300 | 30 (37,5 K ₂ O) | DS 62,5 |
| | Digestát | 67 | SA 200, LAD 100 | 48 (135 P ₂ O ₅) | SF trojitý 300 | 30 (37,5 K ₂ O) | DS 62,5 |

* Dávky hnojiv byly v roce založení porostů shodné.

Tabulka 15 - Metodika hnojení v produkčních letech

| | Stupeň intenzity hnojení | Aplikované živiny | | | | | |
|---------------------|--------------------------|------------------------------|---|--|---|------------------------------|---|
| | | Dusík (N) | | Fosfor (P) | | Draslík (K) | |
| | | Čistý (kg.ha ⁻¹) | Hnojivo a množství (kg.ha ⁻¹) | Čistý (kg.ha ⁻¹) | Hnojivo a množství (kg.ha ⁻¹) | Čistý (kg.ha ⁻¹) | Hnojivo a množství (kg.ha ⁻¹) |
| Szarvasi | Intenzivní | 100 | SA 300, LAD 150 | 10 (28,2 P ₂ O ₅) | SF trojitý 62,5 | 30 (37,5 K ₂ O) | Draselná sůl 62,5 |
| | Extenzivní | Nehnojeno | | | | | |
| | Digestát | 100 | digestát 28 000 | 25,4 | digestát 28 000 | 167,7 | digestát 28 000 |
| Lesknice rákosovitá | Intenzivní | 100 | SA 300, LAD 150 | 10 (28,2 P ₂ O ₅) | SF trojitý 62,5 | 30 (37,5 K ₂ O) | Draselná sůl 62,5 |
| | Extenzivní | Nehnojeno | | | | | |
| | Digestát | 100 | digestát 28 000 | 25,4 | digestát 28 000 | 167,7 | digestát 28 000 |

Dávky hnojiv byly uzpůsobeny záměru využití porostu. V případě trav pěstovaných pro účely přímého spalování byla hnojiva aplikována jednorázově v jarním období v začátku vegetace. U porostů trav pěstovaných pro účely BPS byla hnojiva rozdělena mezi dvě seče. Minerální hnojiva SA, DS a SF byla aplikována na jaře před vegetací a LAD krátce po 1. seči. Dávka digestátu pak byla rovnoměrně rozdělena na jarní dávku (14 l/10 m²) a dávku po 1. seči (14 l/10 m²). Dávky digestátu byly zvoleny tak, aby pokryly přísun 100 kg N.ha⁻¹ za rok.

Digestát využívaný pro hnojení pocházel ze Zemědělské společnosti Dubné, a.s.. Průměrný podíl živin v digestátu byl stanoven na 6,76 % N; 6,64 % K₂O; 1,32 % P₂O₅ (Sušina - 4,35 %). Hlavní surovinou pro bioplynovou stanici je směs chlévského hnoje, kejdy a kukuřičné siláže. Pro účely této práce byla provedena elementární (CHN-S) analýza využívaného digestátu ve spolupráci s Fakultou rybářství a ochrany vod, Ústav akvakultury a ochrany vod, Laboratoř aplikované hydrobiologie. Výsledky analýzy zaznamenává Tabulka 16. K provedení analýzy byl využit analyzátor FLASH 2000 a BBOT Standard (více v metodice, kapitola 4.3.1).

Tabulka 16 – Elementární analýza sušiny využívaného digestátu

| Navážka (g) | N (%) | C (%) | H (%) | S (%) |
|-------------|-------|--------|-------|-------|
| 2,470 | 0,878 | 39,623 | 4,806 | 0,000 |

* V tabulce jsou zaznamenány průměrné hodnoty zjištěné analýzou. Síra ve vzorku nebyla využítou metodou a analyzátořem detekována.

4.2.2.2 Ozdobnice čínská

Porosty ozdobnice čínské (*Miscanthus x giganteus*) byly založeny na ploše 10 arů. Metodika zakládání porostu ozdobnice čínské vycházela z principů běžně uplatňovaných technologií pěstování. Odkopky byly vysázeny v hustotě 0,5 x 1 m. Na podzim 2012 byl na předplodinu (monokultura lesknice rákosovité) aplikován herbicid Roundup, po čemž byla provedena středně hluboká orba, při které byl zapraven chlévský hnůj (40 t.ha⁻¹). Na jaře následovala předseťová příprava pozemku (kombinátorem) s urovnáním. Po výsadbě byl pozemek uválen. Vzhledem k zaplevelení byl nově vzešlý porost ozdobnice čínské 7. 6. 2013 ošetřen herbicidem Starane. 8. 8. 2013 pak proběhlo opětovné ošetření proti zaplevelení. Jednalo se o mechanické ošetření v rámci meziřádkové kultivace proti jednoděložným plevelům. Dávky hnojení byly uzpůsobeny záměru využití porostu. V případě části porostu využívaného pro účely přímého spalování byla hnojiva aplikována jednorázově v jarním období před začátkem vegetace. U části porostu pěstovaného pro účely BPS byla hnojiva rozdělena mezi dvě seče.

Tabulka 17 - Přehledová tabulka – ozdobnice čínská

| Termín výsadby | Rozpon odkopků (m) | Hnojení | Hloubka sázení (cm) | Výměra (m ²) |
|----------------|--------------------|-----------|---------------------|--------------------------|
| 15. 5. 2013 | 0,5 x 1 | Minerální | 8-10 | 100 |

Tabulka 18- Metodika hnojení ozdobnice čínské v produkčních letech

| Ozdobnice čínská | Rozpon odkopků (m) | Aplikované živiny | | | | | |
|------------------|--------------------|------------------------------|---|------------------------------|---|------------------------------|---|
| | | Dusík (N) | | Fosfor (P) | | Draslík (K) | |
| | | Čistý (kg.ha ⁻¹) | Hnojivo a množství (kg.ha ⁻¹) | Čistý (kg.ha ⁻¹) | Hnojivo a množství (kg.ha ⁻¹) | Čistý (kg.ha ⁻¹) | Hnojivo a množství (kg.ha ⁻¹) |
| 1 x 0,5 | 70 | LAD 260 | 40 (112,5 P ₂ O ₅) | SF trojitý 250 | 70 (87 kg K ₂ O) | DS 145 | |

* Zvolená intenzita hnojení ozdobnice čínské byla odvozena dle běžně uplatňovaných intenzivních pěstitelských postupů. V roce zakládání porostů ozdobnice čínské se běžně hnojení neprovádí.

4.2.2.3 Kukuřice setá (referenční rostlina)

Referenční porosty kukuřice seté byly pro účely této studie pravidelně zakládány od jara roku 2013. Jako předplodina byla zařazována pohanka, ječmen jarní a oves setý. Setí kukuřice předcházela příprava pozemku, spočívající v podzimní aplikaci chlévského hnoje (40 kg.ha⁻¹) a jeho následného zapravení středně hlubokou orbou. V rámci jarní předset'ové přípravy byla kultivována plocha o výměře 200 m². Následně byl pozemek upraven kombinátorem. Samotné setí přesným secím strojem probíhalo v termínech 17. 5. 2013, 15. 5. 2014, 17. 4. 2015 a 10. 5. 2016. Výsevek zrna čítal 30 kg.ha⁻¹. Pro setí byl využit silážní hybrid (hybrid Simao). Při setí bylo aplikováno minerální hnojivo SF trojitý v dávce 200 kg.ha⁻¹, Ureastabil v dávce 200 kg.ha⁻¹ a DS v dávce 104 kg.ha⁻¹. Porosty byly zakládány v hustotě 75 x 13 cm a hloubkou výsevu 5 cm. V průběhu vegetace bylo provedeno chemické ošetření pozemku herbicidem proti dvouděložným plevelům. Ve fázi 5. - 6. listu pak byla doplněna dávka dusíku (Ureastabil 125 kg.ha⁻¹). Intenzitu hnojení kukuřice seté zaznamenává Tabulka 19.

Tabulka 19 - Metodika hnojení kukuřice seté

| Kukuřice setá | Stupeň intenzity hnojení | Aplikované živiny | | | | | |
|---------------|--------------------------|------------------------------|---|------------------------------|---|------------------------------|---|
| | | Dusík (N) | | Fosfor (P) | | Draslík (K) | |
| | | Čistý (kg.ha ⁻¹) | Hnojivo a množství (kg.ha ⁻¹) | Čistý (kg.ha ⁻¹) | Hnojivo a množství (kg.ha ⁻¹) | Čistý (kg.ha ⁻¹) | Hnojivo a množství (kg.ha ⁻¹) |
| Intenzivní | 150 | Ureastabil 325 | 30 (85,5 P ₂ O ₅) | SF trojitý 190 | 50 (62,4 K ₂ O) | DS 104 | |

* Zvolená intenzita hnojení kukuřice seté byla odvozena dle běžně uplatňovaných intenzivních pěstitelských postupů

4.2.3 Sklizeň

Frekvence sečí (resp. sklizní) a jejich termíny byly uzpůsobeny zamýšlenému využití sklizené fytomasy (viz předešlé body metodiky). Porosty energetických rostlin pěstované pro účely přímého spalování byly sklizeny vždy jednofázově na konci zimy či začátku jara, vzhledem k nejvyššímu obsahu sušiny ve fytomase - Ø sušina >75 %. Oproti tomu porosty energetických rostlin pěstované pro účely BPS byly (vyjma kukuřice seté) sklizeny vždy dvousečně v termínech, kdy byl obsah sušiny v rozmezí 28 - 38 %. Přesné termíny sklizní jsou zaznamenány v kapitole 5.

4.3 Energetické aspekty

4.3.1 Stanovení spalného tepla a výhřevnosti

Stanovení elementární analýzy bylo realizováno ve spolupráci s Vysokou školou chemicko-technologickou v Praze (VŠCHT), Laboratoř organické elementární analýzy a s Fakultou rybářství a ochrany vod (FROV), Ústav akvakultury a ochrany vod, Laboratoř aplikované hydrobiologie.

Pro účely této práce bylo stanoveno elementární složení fytomasy (CHN-S) prostřednictvím specializovaného analyzátoru Vario El Cube, při použití standardu BBOT (VŠCHT) v Laboratoři organické elementární analýzy. Na základě výsledků elementární analýzy byly stanoveny hodnoty spalného tepla a výhřevnosti jednotlivých vzorků sušiny fytomasy. Pro účely dílčího sledování byla provedena elementární (CHN-S) analýza také ve spolupráci s Fakultou rybářství a ochrany vod, Ústav akvakultury a ochrany vod, Laboratoř aplikované hydrobiologie. K provedení analýzy byl využit analyzátor FLASH 2000 a BBOT Standard.

4.3.1.1 Analyzátor Vario EL Cube

Analyzátor slouží ke stanovení obsahu prvků C, H, N a S zejména v organických látkách, ale přístroj lze použít i pro analýzu některých látek anorganických. Přístroj je značně univerzální a lze s ním analyzovat širokou škálu vzorků. Mezi typické vzorky analyzované na Vario EL Cube patří sloučeniny syntetizované v laboratoři, dále různá paliva např. uhlí, topné oleje, nafta, alternativní paliva, dřevo, celulóza apod. Z látek převážně anorganického charakteru lze analyzovat půdy, písky, jíly, sedimenty atd. Analyzátor je nástupcem stávajícího přístroje Vario EL III. V porovnání s EL III má EL Cube širší pracovní rozsah, nižší detekční limity a modernizovaný ovládací software. Přístroj EL Cube je vybaven detektorem TCD a navíc ještě detektorem IR, který slouží ke stanovení koncentrací síry pod 100 ppm.

4.3.1.2 Popis analýzy

Vzorek sušiny se naváží do lodičky z cínové fólie. K některým vzorkům se navíc přidává oxidační činidlo, kterým je WO_3 . Navážený vzorek je spálen v proudu kyslíku, spaliny procházejí přes redukční trubici. Plynné produkty (CO_2 , H_2O , N_2 , SO_2) jsou unášeny nosným plynem (heliem) přes soustavu sorbčň/desorbčňích

trubic, které slouží k separaci jednotlivých plynů ve směsi. Separované plyny pak prochází přes detektor TCD.

4.3.1.3 Metody pro stanovení hodnot spalného tepla a výhřevnosti

Na základě zjištěného elementárního složení bylo stanoveno spalné teplo (Q_s^r) (angl. *higher heating value - HHV*) a výhřevnost (Q_u) (angl. *lower heating value - LHV*). Hodnoty sledovaných parametrů byly určeny na základě obecně uznávaných formulí (Štindl et al., 2006). Možností, jak prostřednictvím výpočtu odhadnout hodnoty spalného tepla a výhřevnosti na základě elementárního složení fytomasy, je známo více (Sheng a Azevedo, 2004). Pro účely této práce byly zvoleny následující vzorce:

Spalné teplo dle Mendělejevova vzorce: (Štindl et al., 2006)

$$Q_s^r = [81 \cdot C + 300 \cdot H - 26 \cdot (O - S)] \cdot 4.186 \text{ (kJ} \cdot \text{kg}^{-1}\text{)}$$

Q_s^r = spalné teplo ($\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$)

C = % uhlíku v palivu

H = % vodíku v palivu

O = % kyslíku v palivu

S = % síry v palivu

4.186 = koeficient pro přepočítání z $\text{kcal} \cdot \text{kg}^{-1}$ na $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$

300 = koeficient pro přepočítání

26 = koeficient pro přepočítání

Výhřevnost dle vzorce (Hubáček et al., 1962):

$$Q_u = Q_v - 5.85 \cdot (W + 8.94 \cdot H) \cdot 4.186 \text{ (kJ} \cdot \text{kg}^{-1}\text{)}$$

Q_u = výhřevnost ($\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$)

Q_v = spalné teplo v $\text{kcal} \cdot \text{kg}^{-1}$

W = % vody v palivu (aktuální vlhkost při sklizni)

H = % vodíku v palivu

8.94 = koeficient pro přepočítání vodíku na vodu

5.85 = koeficient pro přepočítání

4.186 = koeficient pro přepočítání z $\text{kcal} \cdot \text{kg}^{-1}$ na $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$

4.3.2 Stanovení výtěžnosti bioplynu

Pro účely této práce byla stanovena výtěžnost bioplynu (resp. metanu) ze substrátu ve spolupráci s certifikovanou Chemickou a mikrobiologickou laboratoří v Písku.

Na základě výsledků bylo možno posoudit vhodnost jednotlivých energetických rostlin pro účely BPS.

4.3.2.1 Popis analýzy

Testovaný substrát byl inkubován v digestátu fermentoru BPS, u kterého byla jistota, že funguje tzv. normálně. To znamená, že nevykazoval abnormální hodnoty kyselin, snížené pH apod. Byl použit směsný digestát fermentorů různých BPS, kde se využila různorodá „výživa“ bakterií, tedy kukuřice, trávy, hovězí kejda apod. byly vyloučeny BPS, které využívají různé zbytkové substráty, prasečí kejdy, ptačí trus atp. 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 inkubováno při teplotě 40°C. Plyn byl jímán do speciální baňky se stupnicí, kde se odečítaly výsledky. Cestou do této baňky bylo možné využít probublávání plynu přes roztok NaOH, kdy se zachytil CO₂ a výsledkem byla produkce CH₄, s malou chybou vzniklou vlivem minoritních plynů nezachycených v hydroxidu. Množství těchto plynů se pohybovalo souhrnně do 2 %. Inkubace probíhala do úplného vyčerpání potenciálu substrátu. Jako slepý vzorek bylo použito samotné inoculum (INO). Množství plynu vyprodukovaného tímto slepým testem se od výsledků substrátu odečetlo.

Výsledky zkoušek jsou uváděny s nejistotou měření vyjádřenou jako rozšířená nejistota s koeficientem rozšíření $k=2$ (pro hladinu významnosti 95 %). Uváděné nejistoty se netýkají hodnot menších než mez stanovitelnosti (viz kapitola 5.1).

4.4 Ekonomické aspekty

Ekonomická analýza byla vypracována na základě modelování jednotlivých pěstebně-technologických operací a nákladů. Zahrnuje ekonomické hodnocení variabilních, fixních nákladů na stroje a celkových nákladů na 1 ha, výnos hlavního produktu, nákladů na jednotku hlavního produktu (1 GJ získané energie) a zisku při tržní produkci v obou směrech využití. Jako vzor a zdroj informací byly využity obecně uznávané Normativy pro zemědělskou a potravinářskou výrobu.

Náklady na pěstování zahrnují všechny náklady spojené s pěstováním energetické rostliny. Hlavními náklady jsou náklady na založení, hnojení, sklizeň, polní a silniční dopravu, kontrolu zaplevelení a režijní náklady. Mnohé z těchto nákladových položek zahrnují náklady na práci a strojní vybavení. Předpokládá se, že přepravní vzdálenost sklizeného materiálu je do 30 km.

5. Výsledky a diskuse

5.1 Fytomasa pro účely BPS

V posledních letech došlo k významnému navýšení počtu bioplynových stanic. Původní myšlenka bioplynových stanic, tedy přednostní využití odpadového materiálu, mnohdy nezůstala zachována a jako primární surovina je dnes často využívána fytomasa cíleně pěstovaných energetických rostlin. V podmínkách České republiky se jedná především o kukuřici setou. Pěstování kukuřice se však významně spolupodílí na tvorbě antropogenních emisí a nese i řadu dalších environmentálních problémů. Jednou z možností, jak tyto dopady snižovat, je náhrada kukuřice jinými rostlinami vhodnými k těmto účelům. Možnou alternativu představuje pěstování víceletých energetických rostlin. Je známo, že jednou z nich je ozdobnice čínská (*Miscanthus x giganteus*), či lesknice rákosovitá (*Phalaris arundinacea* L.), ale také v podmínkách ČR nově zaváděný druh *Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1. Tato práce prezentuje výsledky hodnocení environmentální zátěže vznikající při jejich pěstování a též energetické a ekonomické aspekty jejich produkce. Výsledky vycházejí z 5letého sledování a průměrné hodnoty zaznamenává souhrnná Tabulka 20.

Tabulka 20 – Souhrnné výsledné hodnoty – Ø ze sklizní – využití pro BPS

| Rostlina | Varianta | Sušina (t.ha ⁻¹) | CH ₄ (m ³) | Energie (GJ.ha ⁻¹) | Plocha potřebná pro zisk | kg CO ₂ | kg CO ₂ | Náklady na GJ energie (Kč.GJ ⁻¹) |
|---------------------|------------|---------------------------------|--------------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|---|
| | | | | | stejného množství energie (ha) | eq.GJ ⁻¹ Ø za 4 roky | eq.GJ ⁻¹ Ø za 10 let | |
| Kukuřice | - | 14,4 | 5 981 | 214,1 | 1 | 15,2 | 14,6 | 158,6 |
| Ozdobnice č. | - | 9,6 | 3 422 | 122,5 | 1,7 | 17,3 | 8,8 | 224,0 |
| Lesknice r. | Extenzivní | 6,4 | 2 168 | 77,6 | 2,8 | 9,7 | - | 202,8 |
| | Intenzivní | 8,6 | 2 920 | 104,5 | 2,0 | 17,4 | 11 | 181,2 |
| | Digestát | 6,3 | 2 127 | 76,1 | 2,8 | 22 | - | 235,1 |
| Szarvasi-1 | Extenzivní | 8,1 | 2 961 | 106,0 | 2,0 | 7,1 | - | 148,4 |
| | Intenzivní | 8,6 | 3 171 | 113,5 | 1,9 | 16 | 8,14 | 166,8 |
| | Digestát | 7,7 | 2 833 | 101,4 | 2,1 | 16,5 | - | 176,4 |

* Hodnota průměrného výnosu fytomasy nezahrnuje (oproti průměrné emisní zátěži) první neproduktivní rok (rok založení porostu)

Výnosy sušiny jsou vnímány jako základní údaj pro celkové zhodnocení. Nejvyššího Ø výnosu fytomasy (resp. sušiny) bylo, dle předpokladů, dosaženo u kukuřice seté (Ø 14,4 t.ha⁻¹ sušiny). Její výnosy jsou, v porovnání s vytrvalými rostlinami, v tomto relativně krátkém časovém období, poměrně stabilní. Tabulka 20 znázorňuje souhrnné výsledky dosažené v průběhu prvních 4 let pěstování. V součtu těchto let byla u vytrvalých rostlin získána <1/2 výnosu sušiny v porovnání s kukuřicí setou. U vytrvalých rostlin bylo dosaženo nejvyššího výnosu u ozdobnice čínské (Ø 9,6 t.ha⁻¹ sušiny). Z tohoto pohledu je však předčasné srovnávat vybrané vytrvalé rostliny s kukuřicí setou, protože ty naplní svůj výnosový potenciál zpravidla až po třech letech od založení porostu (Csete et al., 2011 a Stražil, 2012), což platí u všech směrů využití. Ten bývá u lesknice rákosovité kolem 12 t.ha⁻¹ sušiny (Ušťak et al., 2012 a Čížková et al., 2015), u ozdobnice čínské 15-25 t.ha⁻¹ sušiny (Lewandowski et al., 2003; Petříková et al., 2006; Stražil, 2009; Menardo et al., 2013 a Heaton et al., 2014) a u Szarvasi-1 15-25 t.ha⁻¹ sušiny (Csete et al., 2011 a Geißendörfer, 2013). Je třeba brát v potaz i fakt, že C4 rostliny (kukuřice i ozdobnice) jsou chápány jako efektivnější energetické rostliny než C3 trávy (lesknice a Szarvasi-1), díky účinnější fotosyntetické aktivitě (Lewandowski et al., 2003). Ale také je třeba brát v úvahu, že v prvním roce po založení nebyly porosty vytrvalých rostlin sklizeny (na rozdíl od kukuřice seté). Pro hodnocení emisní zátěže, vznikající v průběhu sledovaného 4letého pěstebního cyklu (Tabulka 20 a Graf 2, Graf 3, Graf 4, Graf 5 a Graf 6), je však vzhledem k energetickým vstupům nezbytné rok založení porostů trav do hodnocení zahrnout.

Výnosy fytomasy pak hrají rozhodující roli i v celkovém výtěžku metanu (Weiland, 2003 a Amon et al., 2007), stejně jako volba termínu sklizně (Lehtomäki et al., 2008) a silážovatelnost (Klimiuk et al., 2010 a McEniry et al., 2012). Při zkouškách specifické výtěžnosti CH₄ - objem vyrobeného metanu z 1 kg sušiny (m³ CH₄.kg⁻¹ sušiny), byly získány hodnoty zaznamenané Tabulka 30. V závislosti na výnosech v prvních čtyřech letech pěstování by tak potenciálně bylo u kukuřice získáno až trojnásobné množství metanu (resp. energie GJ.ha⁻¹) v porovnání s vytrvalými rostlinami (Tabulka 31). Nejvyššího výnosu kukuřice seté bylo dosaženo v roce 2014 (19,25 t.ha⁻¹ sušiny) a naopak nejnižšího výnosu v roce 2015 (7,29 t.ha⁻¹ sušiny). Výrazný pokles výnosu kukuřice byl způsoben extrémními podmínkami v průběhu vegetační sezóny roku 2015 (Tabulka 12), které se projeví i v druhé seči vytrvalých rostlin. V roce 2015 však bylo dosaženo, i přes zmíněné

sezónní podmínky, vyššího výnosu sušiny u všech vytrvalých rostlin v porovnání s kukuřicí (lesknice r. o cca 12 % a Szarvasi-1 o 18 %, ozdobnice o <80 %). Projevila se tak jedna z předností víceletých rostlin, která spočívá v možnosti vícečetné sklizně. Při provozu bioplynové stanice tak lze částečně předejít nepříznivým sezónním vlivům klimatu a ztrátám na celkové roční produkci vytvořením zásob z první seče. Vliv jednotlivých ročníků na výnosy sledovaných rostlin uvádí Tabulka 21. Jedná se o hodnocení intenzivně ošetřovaných porostů.

Tabulka 21 – LSD test – vliv ročníku na průměrný výnos fytomasy ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) a na průměrnou výtěžnost energie ($\text{GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$) ve srovnání intenzivních variant ošetření (kukuřice, ozdobnice č., lesknice r. a Szarvasi-1)

| Homogenní skupiny, alfa = 0,05000 | | Homogenní skupiny, alfa = 0,05000 |
|---|------------------|--|
| Chyba: meziskup. PČ = 435,1, sv = 45,00 | | Chyba: meziskup. PČ = 1777E4, sv = 45,00 |
| Ročník | Ø výnos fytomasy | Ø výtěžnost energie |
| 2014 | 10 623,33 a | 145,28 a |
| 2015 | 9 472,50 a | 124,06 a |
| 2016 | 10 877,81 a | 147,42 a |

* Pozn.: PČ = průměrný čtverec; hodnoty označené stejným písmenem nevykazují statisticky průkazné odlišnosti na hladině významnosti $p < 0,05$

Dle statistického hodnocení (LSD test) nebyly průměrné výnosy sledovaných rostlin v rámci intenzivní varianty ošetření ani jejich energetické parametry ovlivněny ($p \leq 0,05$) vlivem ročníku. Přesto jsou v porovnání průměrných hodnot nejnižší výnosy ve zmíněném roce 2015 a především pak u kukuřice seté, která například dle Dubrovský et al. (2000) na výkyvy klimatických podmínek reaguje sníženými výnosy. Pro doplnění, polní pokusy s pěstováním Szarvasi-1 v podmínkách (Ø roční teplota $8,3^\circ\text{C}$, Ø roční úhrn srážek 691 mm) srovnatelných s touto prací, prováděl např. Mast et al. (2014).

V následujících tabulkách (Tabulka 22 a Tabulka 23) jsou zaznamenány hodnoty statistického hodnocení (LSD test) a analýzy variance (Anova), dle něhož byly výnosy sledovaných rostlin v rámci intenzivní varianty ošetření a jejich energetické parametry ovlivněny ($p \leq 0,05$) druhovým faktorem (Tabulka 22). Na základě výsledků analýzy variance (Anova) je statisticky průkazně ($p \leq 0,001$) energetická výtěžnost ovlivněna faktorem druhu z více jak 63 % (Tabulka 23).

Tabulka 22 – LSD test – vliv druhu na průměrný výnos fytomasy ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) a na průměrnou výtěžnost energie ($\text{GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$) ve srovnání intenzivních variant ošetření (kukuřice, ozdobnice č., lesknice r. a Szarvasi-1)

| Homogenní skupiny, alfa = 0,05000 | | Homogenní skupiny, alfa = 0,05000 | |
|--|------------------|--|--|
| Chyba: meziskup. PČ = 1218E4, sv = 44,00 | | Chyba: meziskup. PČ = 2408,0, sv = 44,00 | |
| Druh | Ø výnos fytomasy | Ø výtěžnost energie | |
| Kukuřice | 14 457,71 b | 215,28 b | |
| Ozdobnice č. | 9 622,67 a | 122,30 a | |
| Lesknice r. | 8 582,20 a | 104,53 a | |
| Szarvasi-1 | 8 635,61 a | 113,56 a | |

* Pozn.: PČ = průměrný čtverec; hodnoty označené stejným písmenem nevykazují statisticky průkazné odlišnosti na hladině významnosti $p < 0,05$

Tabulka 23 – Jednorozměrné testy významnosti pro průměrný výnos fytomasy ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) a pro průměrnou výtěžnost energie ($\text{GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$) ve srovnání intenzivních variant ošetření (kukuřice, ozdobnice č., lesknice r., Szarvasi-1) (analýza -Anova)

| Faktor | Ø výnos fytomasy | | | Ø výtěžnost energie | | |
|----------|------------------|----------|-------|---------------------|--------------|-------|
| | DF | PČ | % | DF | PČ | % |
| Druh (1) | 3 | 9,38 *** | 33,87 | 3 | 31 728,1 *** | 63,86 |
| Rok (2) | 2 | 8,97 * | 32,39 | 2 | 2 669,0 *** | 5,37 |
| 1*2 | 6 | 7,55 *** | 27,27 | 6 | 14 983,3 *** | 30,16 |
| Chyba | 36 | 1,79 | 6,47 | 36 | 297,6 | 0,61 |

* Pozn.: DF = stupeň volnosti; PČ = průměrný čtverec; * = statisticky průkazné $p \leq 0,05$; ** = statisticky průkazné $p \leq 0,01$; *** = statisticky průkazné $p \leq 0,001$; ns = statisticky neprůkazné (*not significant*)

V rámci samostatného sledování lesknice rákosovité a Szarvasi-1 pak bylo možno hodnotit vliv zvolených intenzit ošetření (extenzivní, intenzivní, digestát), druhu a ročníku na výnosové a energetické parametry (Tabulka 24, Tabulka 26) a rozdíly mezi oběma druhy jako takovými (Tabulka 25).

Tabulka 24 – LSD test – vliv intenzity ošetření na průměrný výnos fytomasy ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) a na průměrnou výtěžnost energie ($\text{GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$) ve srovnání lesknice r. a Szarvasi-1

| Homogenní skupiny, alfa = 0,05000 | | Homogenní skupiny, alfa = 0,05000 |
|--|------------------|--|
| Chyba: meziskup. PČ = 4150E3, sv = 69,00 | | Chyba: meziskup. PČ = 741,15, sv = 69,00 |
| Intenzita ošetření | Ø výnos fytomasy | Ø výtěžnost energie |
| Extenzivní | 7 218,25 a | 91,82 a |
| Intenzivní | 8 608,91 b | 109,04 b |
| Digestát | 6 982,01 a | 88,78 a |

* Pozn.: PČ = průměrný čtverec; hodnoty označené stejným písmenem nevykazují statisticky průkazné odlišnosti na hladině významnosti $p < 0,05$

Dle statistického hodnocení (LSD test) bylo nejvyšších výnosů fytomasy a následně i zisků energie ve srovnání lesknice rákosovité a Szarvasi-1 dosaženo v rámci intenzivní varianty ošetření ($p \leq 0,05$). Přesto se varianta (resp. intenzita) ošetření dle výsledků analýzy variance (Anova) statisticky průkazně ($p \leq 0,01$) podílela na ziscích fytomasy lesknice r. a Szarvasi-1 jen z necelých 14 % (viz Tabulka 26). V porovnání obou travních druhů se pak jako výnosově výkonnější projevila Szarvasi-1. Výsledky vycházejí ze statistického hodnocení (LSD test) s hladinou významnosti $p \leq 0,05$ (viz Tabulka 25).

Tabulka 25 – LSD test – vliv druhu na průměrný výnos fytomasy ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) a na průměrnou výtěžnost energie ($\text{GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$) ve srovnání lesknice r. a Szarvasi-1

| Homogenní skupiny, alfa = 0,05000 | | Homogenní skupiny, alfa = 0,05000 |
|--|------------------|--|
| Chyba: meziskup. PČ = 4327E3, sv = 69,00 | | Chyba: meziskup. PČ = 699,86, sv = 70,00 |
| Plodina | Ø výnos fytomasy | Ø výtěžnost energie |
| Lesknice r. | 7 068,26 a | 86,09 a |
| Szarvasi-1 | 8 137,86 b | 107,01 b |

* Pozn.: PČ = průměrný čtverec; hodnoty označené stejným písmenem nevykazují statisticky průkazné odlišnosti na hladině významnosti $p < 0,05$

Tabulka 26 – Jednorozměrné testy významnosti pro průměrný výnos fytomasy ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) a průměrnou výtěžnost energie ($\text{GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$) ve srovnání lesknice r. a Szarvasi-1 (analýza variance – Anova)

| Faktor | Ø výnos fytomasy | | | Ø výtěžnost energie | | |
|-------------------|------------------|----------|-------|---------------------|-------------|-------|
| | DF | PČ | % | DF | PČ | % |
| Int. ošetření (1) | 2 | 1,85 *** | 5,39 | 2 | 2 864,9 ** | 13,74 |
| Druh (2) | 1 | 2,06 *** | 6,00 | 1 | 7 878,7 *** | 38,27 |
| Ročník (3) | 2 | 3,46 *** | 10,08 | 2 | 5 640,2 *** | 27,04 |
| 1*2 | 2 | 4,72 ns | 13,75 | 2 | 651,1 ns | 3,12 |
| 1*3 | 4 | 7,81 * | 22,74 | 4 | 1 283,1 * | 6,15 |
| 2*3 | 2 | 7,15 * | 20,82 | 2 | 1 237,3 * | 5,93 |
| 1*2*3 | 4 | 5,04 ns | 14,68 | 4 | 838,9 ns | 4,02 |
| Chyba | 54 | 2,25 | 6,55 | 54 | 365,1 | 1,73 |

* Pozn.: DF = stupeň volnosti; PČ = průměrný čtverec; * = statisticky průkazné $p \leq 0,05$; ** = statisticky průkazné $p \leq 0,01$; *** = statisticky průkazné $p \leq 0,001$; ns = statisticky neprůkazné (*not significant*)

Rostliny byly sklizeny dle stanovené metodiky (viz kapitola 4.2.3) v termínech, které zaznamenává Tabulka 27 a s ohledem na aktuální obsah sušiny (viz Tabulka 29). Existují různá doporučení pro jednotlivé termíny seče, a i když termín sklizně Szarvasi-1 nemusí být vždy rozhodující při konečné výtěžnosti metanu (Geißendörfer, 2012), tak například Mast et al. (2014) nedoporučuje provádět druhou seč Szarvasi-1 později jak začátkem října.

Tabulka 27 – Termíny sečí vytrvalých rostlin a kukuřice seté

| Termíny sečí | I. | II. (termín sklizně kukuřice) |
|--------------|-------|-------------------------------|
| 2013 | - | 15.9. |
| 2014 | 3.6. | 30.9. |
| 2015 | 12.6. | 1.10. |
| 2016 | 2.6. | 13.9. |

* Porosty vytrvalých rostlin byly sklizeny dvousečně. V prvním roce po založení porostů vytrvalých rostlin nebyla provedena seč

Výnosy vytrvalých rostlin byly vyšší v prvních termínech seče, což potvrdilo ($p \leq 0,05$) i statistické hodnocení (LSD test) (viz Tabulka 28). V tomto ohledu lze podat doporučení k hledání optimálních termínů sklizně Szarvasi-1 pro účely BPS zejména z hlediska obsahu lignocelulózy. Alaru et al. (2011) ve své studii uvádí

u Szarvasi-1 průměrný obsah celulózy 37,85 %, hemicelulózy 27,33 % a ligninu 9,65 %. Oproti tomu bylo například u *Miscanthus (Sacchariflorus)* vysledováno 42 % celulózy, 30,15 % hemicelulózy a 7 % ligninu. Hemicelulóza je chápána jako část snadněji podléhající hydrolyze, má lepší předpoklad pro tvorbu metanu a také méně dehtu než celulóza. Obě tyto složky jsou však lépe biodegradovatelné než lignin. Celková výtěžnost metanu je závislá na obsahu ligninu ve fytomase. S nárůstem 1 % obsahu ligninu v biomase dochází k poklesu výtěžku metanu v průměru o 7,49 l CH₄.kg⁻¹ celkového obsahu pevných látek (Alaru et al., 2011).

Tabulka 28 – LSD test – průměrný výnos sušiny (kg.ha⁻¹) vytrvalých rostlin (lesknice r., Szarvasi-1, ozdobnice č.) v rámci jednotlivých sečí

Homogenní skupiny, alfa = 0,05000
Chyba: meziskup. PČ = 3825E3, sv = 166,00

| Seč | Ø výnos sušiny |
|-----|----------------|
| 1 | 4 961,4 b |
| 2 | 2 932,6 a |

* Pozn.: PČ = průměrný čtverec; hodnoty označené stejným písmenem nevykazují statisticky průkazné odlišnosti na hladině významnosti p<0,05

Rozdíly ve výtěžnosti metanu [CH₄ (l.kg⁻¹ sušiny)] se v rámci různých termínů sklizně výrazně neliší (Mast et al., 2014; Herrmann et al., 2016). Významně však závisí na obsahu ligninu, který stoupá s oddalující se sklizní. S ohledem na tyto aspekty byly voleny i termíny sečí uvedené v této práci. Hemicelulóza, celulóza a právě lignin jsou tři hlavní složky biomasy a zpravidla představují podíl 20-40, 40-60 a 10-25 % hmoty lignocelulózové biomasy (McKendry, 2002). Především celulóza je pak nejběžnější organická sloučenina na Zemi a je hlavní strukturální složkou buněčných stěn v biomase. Její množství se pohybuje do 33 % u většiny rostlin (Alaru et al., 2011). V obecném pojetí však nutno podotknout, že zatím chybí informace o optimálních termínech sklizně Szarvasi-1 pro účely BPS (Mast et al., 2014).

Tabulka 29 - Ø obsah sušiny ve fytomase při sklizni (%)

| | Szarvasi-1 | Lesknice r. | Ozdobnice č. | Kukuřice |
|--|------------|-------------|--------------|----------|
| Ø obsah sušiny ve fytomase při sklizni (%) | 38,3 | 40,0 | 36,3 | 36,7 |

Tabulka 29 vyjadřuje Ø obsah sušiny (%) ve fytomase při sklizni, který hraje roli při silážování materiálu a následně při výtěžnosti bioplynu (resp. metanu). U vytrvalých rostlin je průměrný obsah sušiny vyšší při druhé seči (Mast et al., 2014), což se však v rámci tohoto sledování nepotvrdilo. Ve většině případů lze dosáhnout vysoké kvality silážování a nejlepšího možného výtěžku bioplynu v případě, že je obsah sušiny v biomase mezi 28 a 35 % (Herrmann, 2013; Herrmann et al., 2016). Nízký obsah sušiny způsobuje nedostatečnou kvalitu siláže spojenou s tvorbou průsakové vody a vede ke snížení výnosu bioplynu (Weiland, 2010). Naproti tomu, při překročení optimálního rozsahu sušiny dochází ke špatné rozložitelnosti, nižší skladovatelnosti a snížení kvality (Herrmann, 2013). O efektivitě pěstování vybraných rostlin rozhodují i kvalitativní a kvantitativní parametry sklizené fytomasy (resp. siláže). Výsledky tohoto hodnocení zaznamenává Tabulka 30.

Tabulka 30 - Výsledky hodnocení vzorků siláží

| | Szarvasi-1 | Lesknice r. | Ozdobnice č. | Kukuřice |
|---|--------------|--------------|--------------|--------------|
| CH₄ (l.kg⁻¹ sušiny) | 367,2 | 340,3 | 355,0 | 416,0 |
| CH ₄ (l.kg ⁻¹ vzorku) | 94,9 | 102,3 | 70,2 | 127,7 |
| CH ₄ (l.kg ⁻¹ organické sušiny) | 410,7 | 377,4 | 414,7 | 434,6 |
| Spalné teplo (MJ.kg ⁻¹ sušiny) | 14,6 | 13,5 | 14,1 | 16,6 |
| Výhřevnost (MJ.kg ⁻¹ sušiny) | 13,1 | 12,2 | 12,7 | 14,9 |
| Sušina (g.kg ⁻¹ vzorku) | 240,50 | 288,00 | 208,30 | 283,20 |
| Dusíkaté látky (g.kg ⁻¹ vzorku) | 23,89 | 22,36 | 20,54 | 19,89 |
| Vláknina (g.kg ⁻¹ vzorku) | 71,40 | 75,85 | 74,08 | 56,02 |
| Popel (g.kg ⁻¹ vzorku) | 30,78 | 30,37 | 17,31 | 12,14 |
| K. mléčná (g.kg ⁻¹ vzorku) | 19,54 | 22,20 | 4,50 | 17,48 |
| K. octová (g.kg ⁻¹ vzorku) | 3,84 | 3,20 | 3,87 | 2,15 |
| K. máselná (g.kg ⁻¹ vzorku) | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |

* Hodnoty vychází z analýz provedených dle metodiky popsané v kapitole 4.3.2

Kukuřice se aktuálně jeví jako nejperspektivnější rostlina z hlediska výtěžnosti metanu (Klimiuk et al.; 2010 a Herrmann, 2013; Herrmann et al., 2016). Tomu odpovídají i výsledky této práce, kdy nejvyšší výtěžnosti metanu z jednotky produkce (a též plochy) bylo dosaženo u kukuřice seté, což je patrné i z výsledků (viz Tabulka 31). Ve studii Mast et al. (2014) bylo dosaženo srovnatelné výtěžnosti metanu, která se u Szarvasi-1 pohybovala na úrovni 376-311 l CH₄.kg⁻¹ org. sušiny [3 340 Nm³ ha⁻¹ (28. června) a 4 156 Nm³ ha⁻¹ (18. července)] a kukuřice 349 l

$\text{CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1}$ org. sušiny ($6\,008 \text{ Nm}^3 \text{ ha}^{-1}$). Potenciální výtěžnost metanu ze Szarvasi-1 je na vysoké úrovni (Herrmann et al., 2016). Z tohoto pohledu lze na Szarvasi-1 pohlížet jako na rostlinu, která je schopna konkurovat kukuřici. Szarvasi-1 je též charakteristická pomalejším nárůstem tvorby metanu než je tomu u ostatních rostlin (hlavně v prvních 10 dnech). Dle výsledků Lhotský a Kajan (2011) dosahovala produkce bioplynu přepočtená na kilogram organické sušiny (OS) jednotlivých vzorků u vybraných trav hodnot 502–530 $\text{IN}/\text{kg OS}$ a u vzorku kukuřice 621 $\text{IN}/\text{kg OS}$. Získané výsledky neprokázaly výrazné rozdíly produkce bioplynu u jednotlivých vzorků rostlinné biomasy. Z tohoto porovnání vyplývá, že využití travní fytomasy z trvalých travních porostů k výrobě bioplynu může být výhodnou ekonomickou alternativou např. pro podhorské oblasti nedisponující velkými výměrami orné půdy.

Energeticky se pak získaný bioplyn (resp. metan) může využít zejména přímým spalováním, kogenerací, trigenerací či k pohonu spalovacích motorů (Kára et al., 2007). V praxi se nejčastěji využívá kogeneračních jednotek s poměrně vysokou účinností. Zhruba 30 % energie je využito pro výrobu elektřiny, 60 % tvoří tepelná energie, zbytek jsou ztráty (Mužík a Kára, 2009; Demchenko, 2015). Ve všech případech pak hraje důležitou roli obsah metanu v bioplynu. Mast et al. (2014) uvádí, že podíl CH_4 z celkového vytěženého bioplynu je u kukuřice 52,6 % a u Szarvasi-1 53,2 %. Dle Knápek et al. (2010) je možné provést výpočet energetického potenciálu fytomasy též dle následujícího vztahu - z jedné tuny kukuřičné siláže o 35% sušině lze získat okolo 240 m^3 bioplynu, což představuje energetický potenciál 4,5 GJ. Pro energetické trávy (resp. TTP) je přepočet následující. Z jedné tuny sklizeného materiálu o 35% sušině lze získat zhruba 175 m^3 bioplynu, což představuje energetický potenciál 3,3 GJ. Jak uvádí Váňa (2007), výhřevnost bioplynu činí 20 – 26 $\text{MJ} \cdot \text{m}^{-3}$. Jeden metr krychlový surového bioplynu tak má přibližně stejnou výhřevnost jako 0,55 kg lehkého topného oleje. Oproti tomu výhřevnost zemního plynu činí 33 $\text{MJ} \cdot \text{m}^{-3}$.

Tabulka 31 - Výtěžnost CH₄ v součtu prvních 4 let pěstování v závislosti na výnosu fytomasy (m³ CH₄ - Σ za 4 roky)

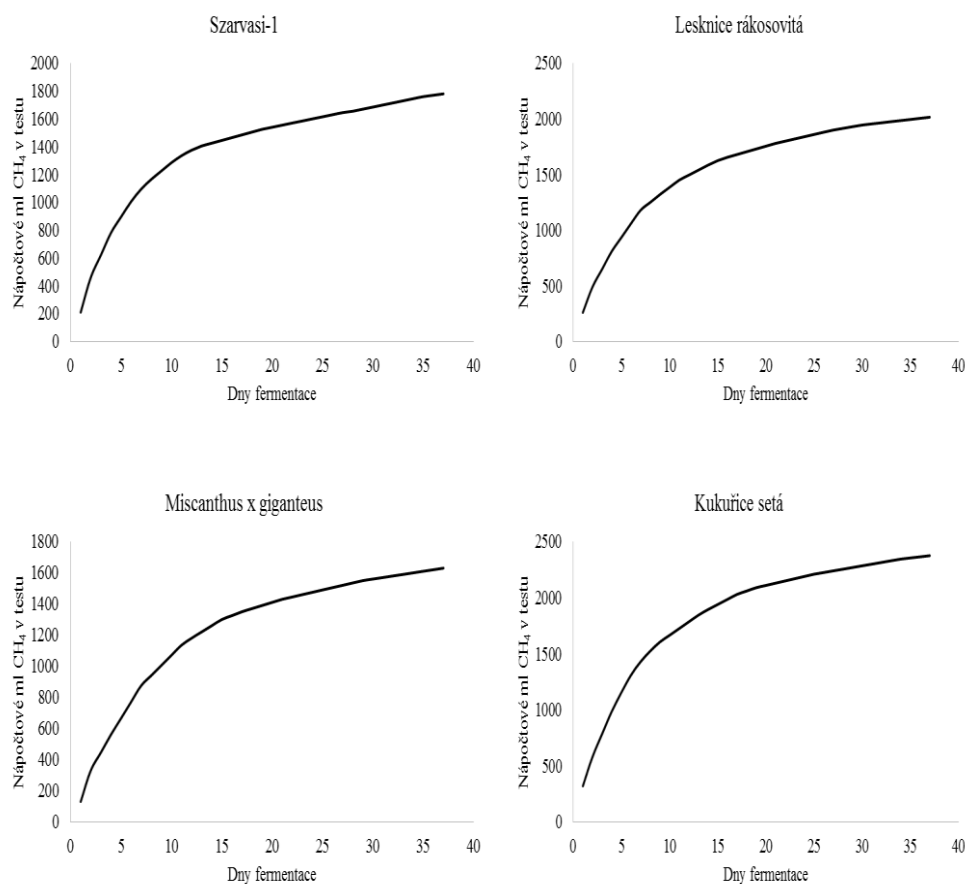
| Rostlina | Intenzita ošetření | m ³ CH ₄ - Σ za 4 roky |
|---------------------|--------------------|--|
| Kukuřice | - | 23 922,1 |
| Ozdobnice č. | - | 10 264,5 |
| Lesknice r. | Extenzivní | 6 505,5 |
| | Intenzivní | 8 761,0 |
| | Digestát | 6 380,1 |
| Szarvasi-1 | Extenzivní | 8 882,8 |
| | Intenzivní | 9 512,7 |
| | Digestát | 8 497,7 |

O využití rostlin pro účely BPS rozhodují rovněž i hodnoty objemové hmotnosti. Výsledky sledování těchto vlastností jsou zaznamenány v následující tabulce (Tabulka 32).

Tabulka 32 - Ø hodnoty objemové hmotnosti

| | Szarvasi-1 | Lesknice r. | Ozdobnice č. | Kukuřice |
|--|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Objemová hmotnost (kg.m⁻³) | 577,1 | 505,8 | 527,7 | 752,1 |

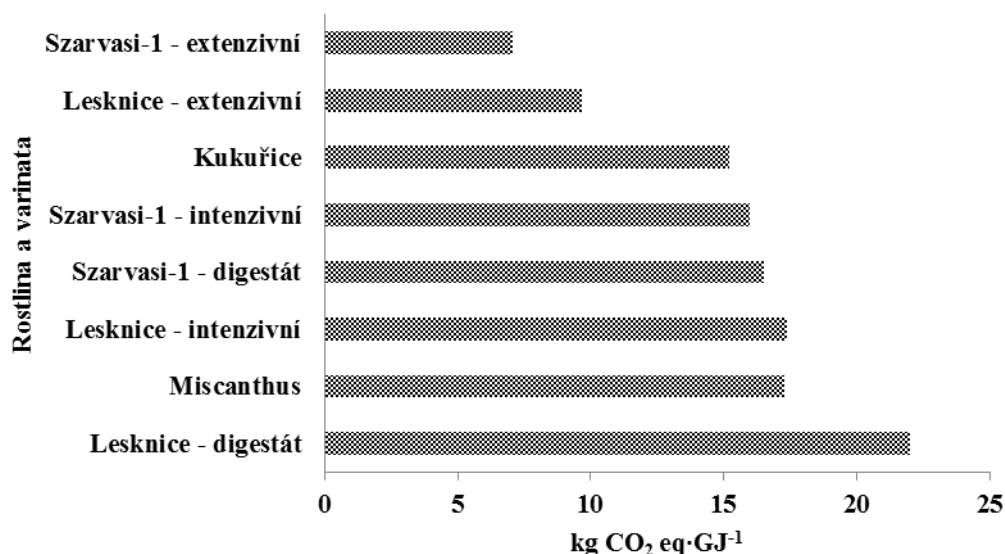
Graf 1 – Vývoj plynu ze substrátu (nápočtové ml CH₄ v testu)



Graf 1 znázorňuje vývoj plynu ze substrátu u sledovaných rostlin. K nejvyšší tvorbě metanu došlo v prvních 14-16 dnech fermentace, což odpovídá i výsledkům jiných studií (Mast et al., 2014).

Ve vztahu k hodnotám v tabulkách (Tabulka 20 a Tabulka 31) a na základě zvolené metodiky a dostupných dat, bylo možné sestavit životní cyklus vybraných energetických rostlin a kvantifikovat tak emisní zátěž připadající na zisk 1 GJ energie při zamýšleném využití fytomasy pro účely bioplynových stanic (viz souhrnná Tabulka 20 a Graf 2) dle zadáním stanovené metodiky. Výsledky studie byly vztaženy na dopadovou kategorii *Climate change*, vyjádřenou ukazatelem ekvivalentu oxidu uhličitého (CO₂ eq).

Graf 2 – Emisní zátěž (kg CO₂ eq) vázaná na jednotku produkce (GJ) – pěstování pro účely BPS



* Do systémových procesů jsou zahrnuty všechny vstupy energií za první 4 roky pěstování. Při hodnocení emisní zátěže na jednotku plochy, nejsou do výpočtů zahrnuty výnosy fytomasy

Graf 2 vyjadřuje hodnoty čtyřletého sledování emisní zátěže (kg CO₂ eq) vázané na jednotku produkce (GJ) při pěstování vybraných energetických rostlin pro účely bioplynové stanice. Z výsledků získaných řešením této práce vyplynulo, že nejnižší emisní zátěž na jednotku produkce je spojená s pěstováním Szarvasi-1 a lesknice rákosovité v extenzivní variantě ošetření (7,1 kg CO₂ eq.GJ⁻¹ a 9,7 kg CO₂ eq.GJ⁻¹). Výsledek tak odpovídá předpokladu [Hypotéza 2: Emise na jednotku produkce (kg CO₂ eq.GJ⁻¹) i plochy (kg CO₂ eq.ha⁻¹) jsou vzhledem k intenzitě vstupů v rámci pěstebního cyklu extenzivně ošetřovaných rostlin nejnižší v porovnání se zbylými energetickými rostlinami], že pěstování trav v extenzivním režimu ošetření bude environmentálně nejšetrnější. Na základě modelací životního cyklu a získaných dat byla nejvyšší emisní zátěž kvantifikována v případě pěstování lesknice rákosovité hnojené digestátem (22,0 kg CO₂ eq.GJ⁻¹). Výsledky odpovídají nejen síle a množství jednotlivých vstupů, ale také objemu získané fytomasy z jednotky plochy (tedy hektarový výnos) a jejich energetickým vlastnostem.

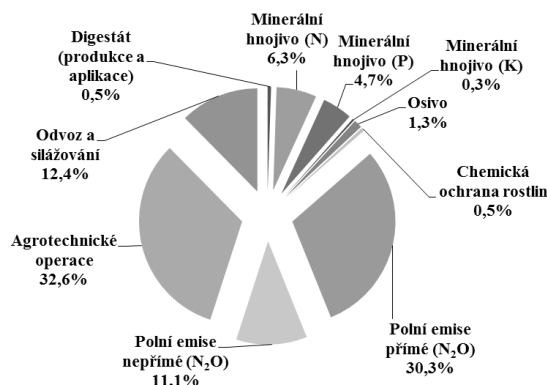
Srovnatelná emisní zátěž pak byla kvantifikována při pěstování kukuřice seté v běžně uplatňovaném konvenčním systému hospodaření (15,2 kg CO₂ eq.GJ⁻¹), dále u Szarvasi-1 v intenzivním režimu ošetření (16,0 kg CO₂ eq.GJ⁻¹) a při pravidelném využívání digestátu (16,5 kg CO₂ eq.GJ⁻¹), u lesknice r. v intenzivním režimu ošetření (17,4 kg CO₂ eq.GJ⁻¹) a při pěstování ozdobnice č. v běžně uplatňovaném

konvenčním systému hospodaření ($17,3 \text{ kg CO}_2 \text{ eq.GJ}^{-1}$). Uvážíme-li však využívání vytrvalých porostů po standardní dobu 10 let, produkce skleníkových plynů (resp. environmentální zátěž) na jednotku produkce se výrazně změní. Modelované hodnoty obsahuje Tabulka 20. Emisní zátěže byly kvantifikovány pro předpokládaný desetiletý cyklus pěstování a referenční výnosy fytomasy vychází z dostupných literárních zdrojů (průměrné výnosy sušiny). Vzhledem k nedostatku údajů o víceletém (10+) pěstování lesknice rákosovité a Szarvasi-1 v technologii hnojené digestátem a režimu extenzivním, byly technologie pěstování sestaveny jen pro režimy intenzivního ošetření. Konkrétně byla stanovena emisní zátěž u kukuřice seté na $14,6 \text{ kg CO}_2 \text{ eq.GJ}^{-1}$ při průměrném výnosu sušiny 15 t.ha^{-1} sušiny, což je v podstatě obdobná hodnota jako v případě našeho čtyřletého sledování. Srovnatelné jsou pak výsledky ze studie Dressler et al. (2012), který uvádí hodnoty 45,4 až $57,7 \text{ kg CO}_2 \text{ eq.t}^{-1}$ čerstvé silážní hmoty, což představuje zhruba $0,14 - 0,18 \text{ kg CO}_2 \text{ eq.kg}^{-1}$ sušiny v závislosti na jejím obsahu při sklizni a rovněž Bacenetti et al. (2013), jenž uvádí $78,6 \text{ kg CO}_2 \text{ eq.t}^{-1}$ až $82,7 \text{ kg CO}_2 \text{ eq.t}^{-1}$ čerstvé silážní hmoty. K významnému rozdílu pak došlo při modelování desetiletého pěstebního cyklu lesknice rákosovité, Szarvasi-1 a ozdobnice čínské. V případě desetiletého pěstování lesknice rákosovité a průměrném výnosu 12 t.ha^{-1} sušiny (což je hodnota odpovídající výsledkům tematicky zaměřených studií), by emisní zátěž odpovídala zhruba $11 \text{ kg CO}_2 \text{ eq.GJ}^{-1}$ (zhruba o $6,4 \text{ kg CO}_2 \text{ eq.GJ}^{-1}$ méně než při 4 letém cyklu). Průměrné dlouhodobé výnosy ozdobnice čínské a Szarvasi-1 odpovídají hodnotám 15 t.ha^{-1} sušiny, což by při desetiletém pěstování v intenzivním režimu představovalo environmentální zátěž vyjádřenou $8,8 \text{ kg CO}_2 \text{ eq.GJ}^{-1}$, resp. $8,1 \text{ kg CO}_2 \text{ eq.GJ}^{-1}$. To je pak v porovnání s výsledky čtyřletého sledování na zhruba poloviční úrovni.

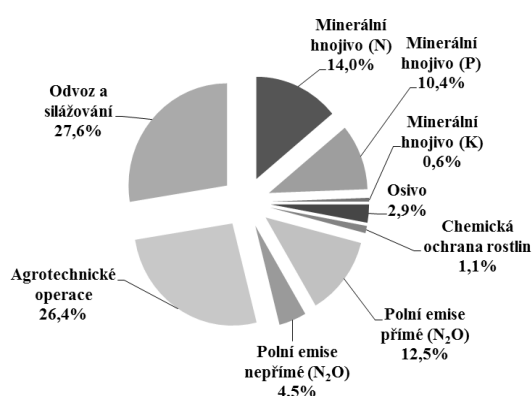
Podíly jednotlivých vstupů a výstupů sledovaného čtyřletého pěstebního cyklu, které tvoří celkovou emisní zátěž, jsou znázorněny v grafech: Graf 3; Graf 4 a Graf 5. Podrobnější charakteristiku těchto výsledků zahrnuje kapitola 5.3.

Graf 3 - Podíl emisí (%) na jednotlivých procesech při pěstování vytrvalých trav (Szarvasi-1; Lesknice r.)

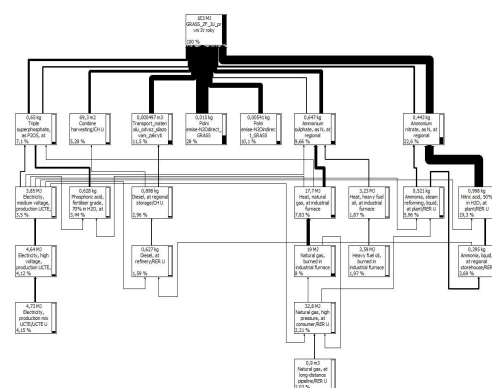
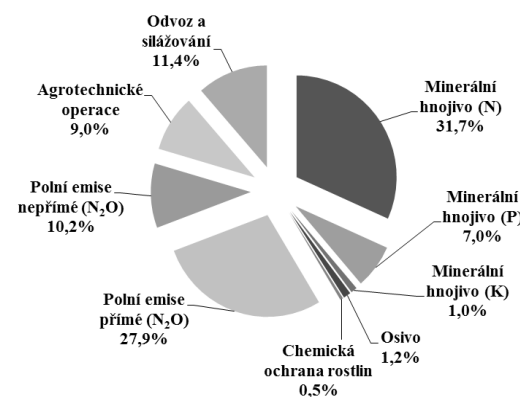
Digestát



Extenzivní

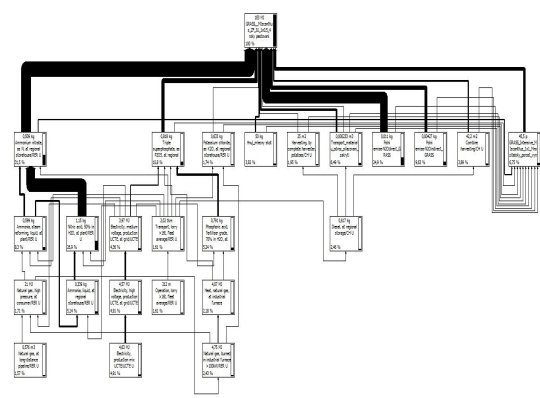
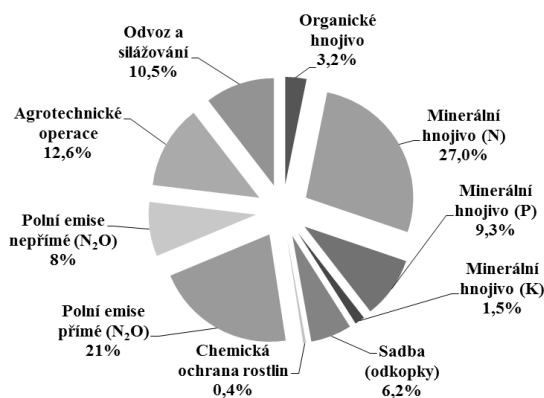


Intenzivní



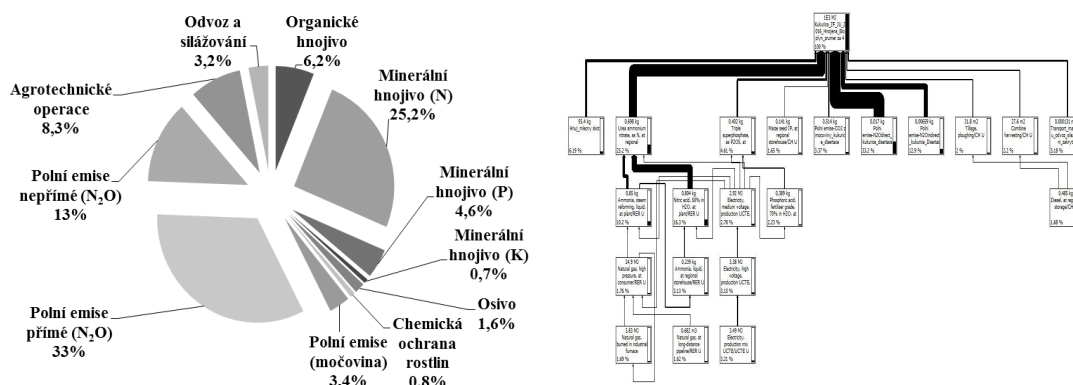
* Část grafu vyjadřující intenzitu environmentální zátěže prostřednictvím sítě energetických toků je rovněž součástí přílohy (kapitola 9).

Graf 4 - Podíl emisí (%) na jednotlivých procesech při pěstování ozdobnice čínské v průběhu prvních čtyř let pěstování (včetně založení porostu)



* Část grafu vyjadřující intenzitu environmentální zátěže prostřednictvím sítě energetických toků je rovněž součástí přílohy (kapitola 9).

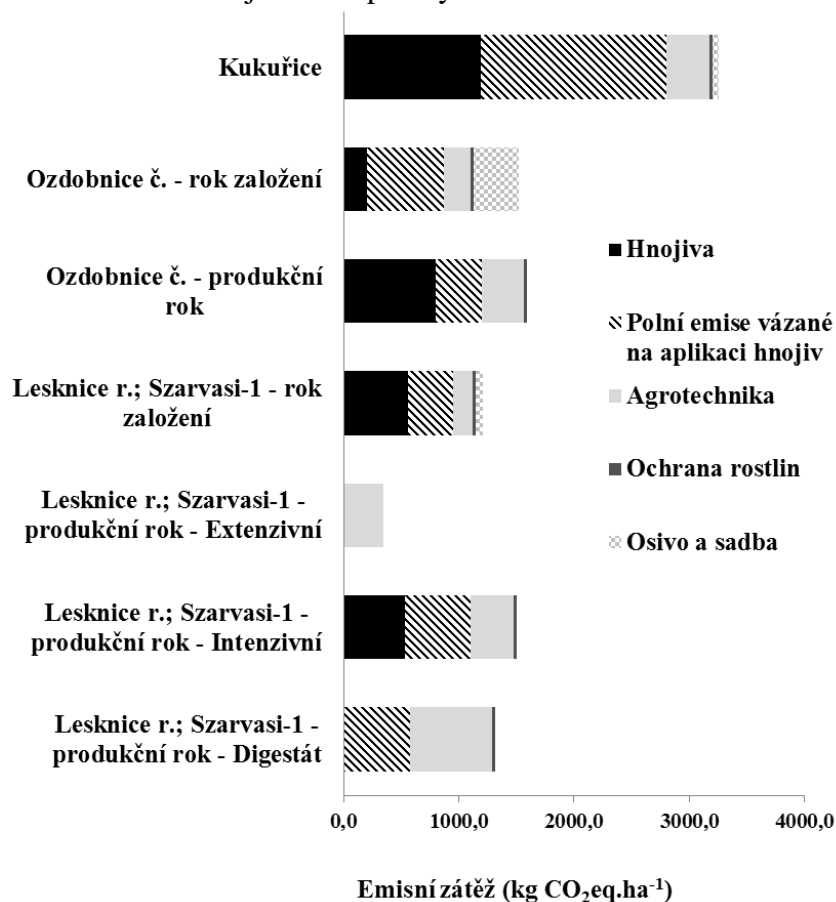
Graf 5 - Podíl emisí (%) na jednotlivých procesech při pěstování kukuřice seté



* Část grafu vyjadřující intenzitu environmentální zátěže prostřednictvím sítě energetických toků je rovněž součástí přílohy (kapitola 9).

Další hodnocenou kategorií byly emise skleníkových plynů na jednotku plochy (1 ha). Tato kategorie zahrnuje veškeré materiálové a energetické toky v jednotlivých letech. V tomto případě se do samotného hodnocení nezahrnují hektarové výnosy. Hodnoty jsou zaznamenány v následujícím grafu (Graf 6).

Graf 6 - Emise na jednotku plochy



* Lesknice rákosovitá a Szarvasi-1 mají oproti rokům produkčním v roce založení pouze jednu (shodnou) intenzitu ošetření

Cílem Graf 6 je poukázat na významný rozdíl v produkci skleníkových plynů na jednotku plochy (1 ha) mezi kukuřicí setou, lesknicí rákosovitou (*Phalaris arundinacea* L.), *Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1 a Ozdobnicí čínskou (*Miscanthus x giganteus*). Z důvodu zachování jednotné pěstební technologie u kukuřice seté, je produkce skleníkových plynů na jednotku plochy v jednotlivých letech v rámci zvolené metodiky bez rozdílů. Totéž platí i pro lesknici rákosovitou a Szarvasi-1, u kterých byly zvoleny shodné pěstební technologie. Z hodnot uvedených v grafu vyplývá, že nejsilnější emisní zátěž vázaná na jednotku plochy připadá na kukuřici setou, pěstovanou v běžně uplatňovaném konvenčním systému hospodaření (3 262,3 kg CO₂ eq.GJ⁻¹). Vzhledem k vytrvalému charakteru dalších sledovaných rostlin, byly modelace environmentálních aspektů vázaných na jednotku plochy rozděleny na roky založení porostů a na roky produkční. Plošná emisní zátěž při zakládání porostů ozdobnice čínské, byla na základě údajů vycházejících z této práce kvantifikována v hodnotě 1 595,6 kg CO₂ eq.GJ⁻¹

a při zakládání porostů Szarvasi-1 a lesknice rákosovité pak vzhledem ke stejnému charakteru a intenzitě vstupů v roce založení porostů na 1 211,9 kg CO₂ eq.GJ⁻¹. Síla emisního zatížení na jednotku plochy je u všech sledovaných vytrvalých rostlin víceméně srovnatelná. Rozdíl je však patrný při pěstování Szarvasi-1 a lesknice rákosovité v extenzivním režimu. V tomto případě byla hodnota emisní zátěže stanovena v hodnotě 348,8 kg CO₂ eq.GJ⁻¹, což je jen pro představu o zhruba 89 % méně v porovnání s kukuřicí. V obecném pohledu lze pěstování vytrvalých rostlin, mezi které Szarvasi-1, lesknice rákosovitá a ozdobnice čínská patří, považovat za environmentálně šetrnější. Především pak z pohledu emisní zátěže vázané na jednotku plochy.

5.2 Fytomasa pro účely přímého spalování

Jedním z již běžně uplatňovaných trendů ekoenergetiky je cílené pěstování energetických rostlin pro výrobu tepelné energie prostřednictvím jejich přímého spalování (Demirbas, 2004; Malat'ák a Vaculík, 2008) ideálně v místních či regionálních topeništích. Pro tyto účely se, nejen v podmínkách České republiky, pěstuje řada vytrvalých druhů rostlin, mezi něž patří i lesknice rákosovitá (*Phalaris arundinacea* L.), či ozdobnice čínská (*Miscanthus x giganteus*). V některých případech pak bylo uvažováno, že lze k těmto účelům využívat i kukuřici setou (např. Diviš, 2011). U kukuřice lze využívat k přímému spalování celou nadzemní fytomasu nebo například jen slámu, obdobně jako dřevní štěpku. Dále lze využít kukuřičná vřetena po vymláčení zrna. Samotná kukuřičná sláma však obsahuje velký podíl popelovin, což výrazně snižuje její výhřevnost (Koloničný a Hase, 2011). Mezi tyto, možno říci již tradiční, rostliny by se mohla pozvolna zařadit i *Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. *Szarvasi-1*. V této části práce byly srovnávány parametry týkající se komparace výnosových, environmentálních, energetických a také ekonomických aspektů vztažených k pěstování vybraných energetických rostlin pro účely přímého spalování. Výsledky vycházejí z 5letého sledování vybraných energetických rostlin. Průměrné hodnoty zaznamenává Tabulka 33.

Tabulka 33 – Souhrnné výsledné hodnoty - Ø ze sklizní – využití pro přímé spalování

| Rostlina | Varianta ošetření | Sušina (t.ha⁻¹) | Q_u (MJ.kg⁻¹) | Energie (GJ.ha⁻¹) | Plocha potřebná pro získání stejného množství energie (ha) | kg CO₂ eq.GJ⁻¹ Ø za 4 roky | kg CO₂ eq.GJ⁻¹ Ø za 10 let | Náklady na GJ energie (Kč.GJ⁻¹) |
|---------------------|--------------------------|-----------------------------------|---|-------------------------------------|---|---|---|---|
| Kukuřice | - | 13,0 | 17,1 | 222,7 | 1 | 14,6 | 12,7 | 138,5 |
| Ozdobnice č. | - | 8,4 | 16,4 | 137,7 | 1,6 | 14,0 | 6,1 | 129,1 |
| Lesknice r. | Extenzivní | 4,3 | 14,9 | 64,4 | 3,5 | 9,0 | - | 96,5 |
| | Intenzivní | 5,2 | 15,5 | 80,1 | 2,8 | 21 | 6,1 | 99,7 |
| | Digestát | 4,6 | 15,3 | 69,9 | 3,2 | 21,4 | - | 106,8 |
| Szarvasi-1 | Extenzivní | 6,1 | 16,0 | 96,8 | 2,3 | 6,0 | - | 64,2 |
| | Intenzivní | 8,6 | 16,4 | 141,2 | 1,6 | 11,9 | 5,8 | 55,6 |
| | Digestát | 8,0 | 16,0 | 127,8 | 1,7 | 11,7 | - | 58,4 |

* Hodnota průměrného výnosu fytomasy nezahrnuje (oproti průměrné emisní zátěži) první neproduktivní rok (rok založení porostu)

Výnosy sušiny jsou vnímány jako základní údaj pro celkové zhodnocení efektivity pěstování. Porosty sledovaných rostlin byly ovlivněny řadou faktorů, které mohou výnosy výrazně ovlivnit. Krom systému ošetření a všech cílených zásahů to byly především půdně klimatické podmínky. Charakteristika stanovišných podmínek je zaznamenána v tabulkách (Tabulka 12, Tabulka 13) a na Obrázek 4. Nejvyššího \emptyset výnosu fytomasy (resp. sušiny) bylo dosaženo u kukuřice seté ($13 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ sušiny) (Tabulka 33). V případě porostu kukuřice seté však také docházelo k nejvyšším ztrátám sušiny v průběhu zimního období (v rámci jednotlivých odběrů až 40 %). Důvodem byla lámavost rostlin, opady listů a vysoké ztráty zrna v klasech. U některých druhů trav se tyto ztráty na výnosech mohou v extrémních případech pohybovat taktéž okolo 40 %. Běžně však dochází ke ztrátám odpovídajícím 10-25 %. Např. Havlíčková et al. (2008) uvádí ztráty po zimě dosahující až 40 % u srhy laločnaté a ovsíku vyvýšeného a 25 % u lesknice rákosovité a to v závislosti na průběhu zimy. V základním porovnání bylo dosaženo poměrně dobrých výnosů sušiny u ozdobnice čínské ($\emptyset 8,4 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ sušiny). Strašil (2009) s odkazem na Clifton-Brown et al. (2001) uvádí, že teoretická hodnota celkového fotosynteticky aktivního záření (*FAR*) kolísá z hlediska celoročního příjmu v rámci zemí EU od 1 500 do 3 200 $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}$ a dává tak rozmezí potenciálního výnosu od 27 $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$ v Irsku, Skotsku a Skandinávii do 59 $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$ ve Středomoří. Praktické výnosy jsou však, i když jsou dodrženy správné postupy pěstování, nižší. Důvodem je hlavně to, že porost není aktivní po celý rok, a tak je využito pouze asi 80 % záření a také to, že plodina nemá většinou dostatek vody během vegetace (Strašil, 2009), což lze pozorovat i u jiných druhů cíleně pěstovaných rostlin. Vliv ročníku (resp. teplotních a srážkových úhrnů) na hektarové výnosy fytomasy je hodnocen v následující tabulce (Tabulka 34).

Tabulka 34 – LSD test – vliv ročníku na průměrnou výtěžnost energie (GJ.ha⁻¹) a průměrný výnos fytomasy (kg.ha⁻¹) ve srovnání intenzivních variant ošetření (kukuřice, ozdobnice č., lesknice r. a Szarvasi-1)

| Homogenní skupiny, alfa = 0,05000 | | Homogenní skupiny, alfa = 0,05000 | |
|--|------------------|--|--|
| Chyba: meziskup. PČ = 1796E4, sv = 45,00 | | Chyba: meziskup. PČ = 5480,3, sv = 45,00 | |
| Ročník | Ø výnos fytomasy | Ø výtěžnost energie | |
| 2014 (2015) | 9 096,53 a | 151,45 a | |
| 2015 (2016) | 7 599,08 a | 124,44 a | |
| 2016 (2017) | 9 647,75 a | 159,31 a | |

* Pozn.: PČ = průměrný čtverec; hodnoty označené stejným písmenem nevykazují statisticky průkazné odlišnosti na hladině významnosti $p < 0,05$; ročník je uváděn jako vegetační rok porostu a v závorce rok, kdy byla provedena sklizeň

Dle statistického hodnocení (LSD test) nebyly výnosy fytomasy sledovaných energetických rostlin v intenzivním režimu pěstování ovlivněny ($p \leq 0,05$) ročníkem (Tabulka 34). Přesto lze sledovat rozdíl v průměrných hodnotách jednotlivých ročníků a jako neslabší hodnotit rok 2015 s vegetačním úhrnem srážek 233,8 mm (366,2 mm Ø 2012 – 2016; 429,48 mm dlouhodobý Ø) a výnosem sušiny 7 599,08 kg.ha⁻¹. V následujících dvou tabulkách (viz Tabulka 35 a Tabulka 36) jsou zaznamenány výsledky statistického hodnocení (LSD test) a analýzy variance (Anova). Dle těchto výsledků byly výnosy sledovaných rostlin v rámci intenzivní varianty ošetření a jejich energetické parametry ovlivněny ($p \leq 0,05$) vlastnostmi hodnocených druhů. Na základě výsledků analýzy variance (Anova) je energetická výtěžnost statisticky průkazně ($p \leq 0,001$) ovlivněna především faktorem druhu (> 63 %) a výnosy fytomasy pak kombinací faktoru druhu a ročníku (téměř 54 %).

Tabulka 35 – LSD test – vliv druhu na průměrný výnos fytomasy ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) a na průměrnou výtěžnost energie ($\text{GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$) ve srovnání intenzivních variant ošetření (kukuřice, ozdobnice č., lesknice r. a Szarvasi-1)

| Homogenní skupiny, $\alpha = 0,05000$ | | Homogenní skupiny, $\alpha = 0,05000$ | |
|--|------------------|--|--|
| Chyba: meziskup. PČ = 1093E4, sv = 44,00 | | Chyba: meziskup. PČ = 3100,7,0, sv = 44,00 | |
| Druh | Ø výnos fytomasy | Ø výtěžnost energie | |
| Kukuřice | 12 918,83 c | 221,17 c | |
| Ozdobnice č. | 8 387,12 a | 137,73 a | |
| Lesknice r. | 5 181,12 b | 80,15 b | |
| Szarvasi-1 | 8 636,55 a | 141,20 a | |

* Pozn.: PČ = průměrný čtverec; hodnoty označené stejným písmenem nevykazují statisticky průkazné odlišnosti na hladině významnosti $p < 0,05$

Tabulka 36 – Jednorozměrné testy významnosti pro průměrný výnos fytomasy ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) a na průměrnou výtěžnost energie ($\text{GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$) ve srovnání intenzivních variant ošetření (ozdobnice č., lesknice r., Szarvasi-1) (analýza variance – Anova)

| Faktor | DF | Ø výnos fytomasy | | Ø výtěžnost energie | | |
|----------|----|------------------|-------|---------------------|------------|-------|
| | | PČ | % | DF | PČ | % |
| Druh (1) | 3 | 1,21 *** | 10,72 | 3 | 40 298 *** | 63,28 |
| Rok (2) | 2 | 1,79 ** | 15,85 | 2 | 5 355 *** | 8,40 |
| 1*2 | 6 | 6,09 *** | 53,94 | 6 | 17 444 *** | 27,39 |
| Chyba | 36 | 2,20 | 19,49 | 36 | 585 | 0,93 |

* Pozn.: DF = stupeň volnosti; PČ = průměrný čtverec; * = statisticky průkazné $p \leq 0,05$; ** = statisticky průkazné $p \leq 0,01$; *** = statisticky průkazné $p \leq 0,001$; ns = statisticky neprůkazné (*not significant*)

V rámci samostatného sledování lesknice rákosovité a Szarvasi-1 pak bylo možno hodnotit vliv zvolených intenzit ošetření (označených jako extenzivní, intenzivní, digestát) na výnosové a energetické parametry (Tabulka 37 a Tabulka 39) a rovněž mezidruhový rozdíl (Tabulka 38).

Tabulka 37 – LSD test – vliv intenzity ošetření na průměrný výnos fytomasy ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) a na průměrnou výtěžnost energie ($\text{GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$) při pěstování lesknice r. a Szarvasi-1

| Homogenní skupiny, alfa = 0,05000 | | Homogenní skupiny, alfa = 0,05000 | |
|--|------------------|--|--|
| Chyba: meziskup. PČ = 5556E3, sv = 69,00 | | Chyba: meziskup. PČ = 1525,1, sv = 69,00 | |
| Varianta ošetření | Ø výnos fytomasy | Ø výtěžnost energie | |
| Extenzivní | 5 191,00 a | 80,59 a | |
| Intenzivní | 6 908,83 b | 110,68 b | |
| Digestát | 6 275,37 ab | 98,86 ab | |

* Pozn.: PČ = průměrný čtverec; hodnoty označené stejným písmenem nevykazují statisticky průkazné odlišnosti na hladině významnosti $p < 0,05$

Dle statistického hodnocení (LSD test) bylo nejvyšších výnosů fytomasy a následně i zisků energie při pěstování lesknice rákosovité a Szarvasi-1 dosaženo v rámci intenzivní varianty ošetření ($p \leq 0,05$), viz předchozí tabulka. Přesto se varianta (resp. intenzita) ošetření dle výsledků analýzy variance (Anova) statisticky průkazně ($p \leq 0,01$) podílela na ziscích fytomasy lesknice r. a Szarvasi-1 jen z necelých 6,5 % a na ziscích energie pak 9 % (viz Tabulka 39). V porovnání obou travních druhů se pak jako výnosově výkonnější projevila Szarvasi-1. Výsledky vycházejí ze statistického hodnocení (LSD test) s hladinou významnosti $p \leq 0,05$ (viz Tabulka 38).

Tabulka 38 – LSD test – vliv druhu na průměrný výnos fytomasy ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) a na průměrnou výtěžnost energie ($\text{GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$) ve srovnání lesknice r. a Szarvasi-1

| Homogenní skupiny, alfa = 0,05000 | | Homogenní skupiny, alfa = 0,05000 | |
|--|------------------|--|--|
| Chyba: meziskup. PČ = 3898E3, sv = 69,00 | | Chyba: meziskup. PČ = 1006,6, sv = 70,00 | |
| Druh | Ø výnos fytomasy | Ø výtěžnost energie | |
| Lesknice r. | 4 697,54 a | 71,49 a | |
| Szarvasi-1 | 7 552,59 b | 121,93 b | |

* Pozn.: PČ = průměrný čtverec; hodnoty označené stejným písmenem nevykazují statisticky průkazné odlišnosti na hladině významnosti $p < 0,05$

Tabulka 39 – Jednorozměrné testy významnosti pro průměrný výnos fytomasy ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) a průměrnou výtěžnost energie ($\text{GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$) ve srovnání lesknice r. a Szarvasi-1 (analýza variance – Anova)

| Faktor | Ø výnos fytomasy | | | Ø výtěžnost energie | | |
|--------------|------------------|----------|-------|---------------------|--------------|-------|
| | DF | PČ | % | DF | PČ | % |
| Druh (1) | 1 | 1,47 *** | 5,24 | 1 | 45 803,2 *** | 74,61 |
| Ročník (2) | 2 | 1,87 ** | 6,67 | 2 | 4 418,2 ** | 7,19 |
| Varianta (3) | 2 | 1,81 ** | 6,46 | 2 | 5 517,0 *** | 8,99 |
| 1*2 | 2 | 6,21 ns | 22,15 | 2 | 1 419,9 ns | 2,31 |
| 1*3 | 2 | 5,86 ns | 20,92 | 2 | 1 486,0 ns | 2,42 |
| 2*3 | 4 | 4,34 ns | 15,48 | 4 | 1 099,8 ns | 1,79 |
| 1*2*3 | 4 | 3,83 ns | 13,66 | 4 | 968,2 ns | 1,58 |
| Chyba | 54 | 2,64 | 9,42 | 54 | 676,1 | 1,11 |

* Pozn.: DF = stupeň volnosti; PČ = průměrný čtverec; * = statisticky průkazné $p \leq 0,05$; ** = statisticky průkazné $p \leq 0,01$; *** = statisticky průkazné $p \leq 0,001$; ns = statisticky neprůkazné (*not significant*)

Souhrnná Tabulka 33 vyjadřuje Ø hodnoty výhřevnosti jednotlivých sledovaných rostlin vycházející z elementárního složení fytomasy (Tabulka 40) a aktuálního obsahu vlhkosti při sklizni (Tabulka 41).

Tabulka 40 – Výsledky elementární analýzy (CHNS) (Ø obsah prvků ve vzorku)

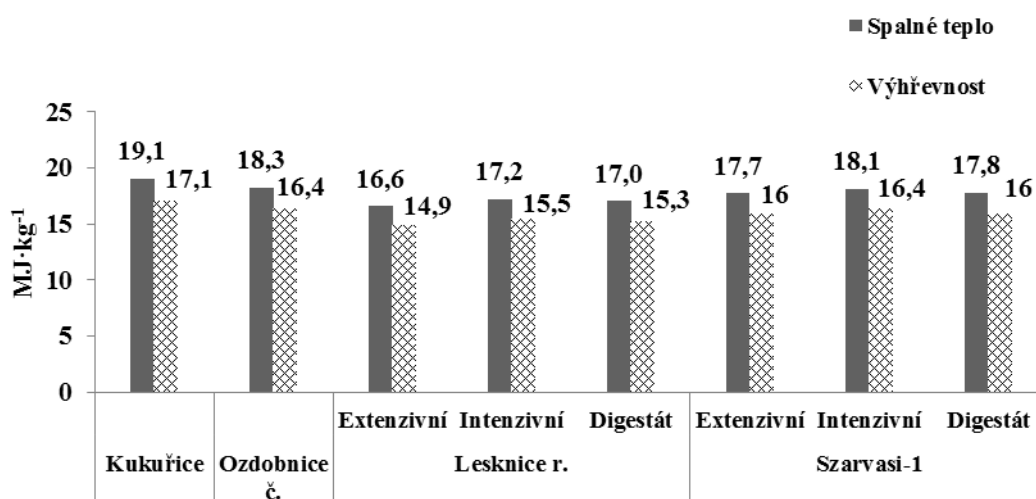
| Rostlina | Varianta ošetření | N (%) | C (%) | H (%) | S (%) |
|--------------|-------------------|-------|-------|-------|-------|
| Lesknice r. | Extenzivní | 0,68 | 40,85 | 6,06 | 0,22 |
| Lesknice r. | Intenzivní | 0,97 | 41,76 | 6,23 | 0,17 |
| Lesknice r. | Digestát | 1,28 | 41,52 | 6,11 | 0,24 |
| Szarvasi-1 | Extenzivní | 0,58 | 43,12 | 6,21 | 0,08 |
| Szarvasi-1 | Intenzivní | 0,64 | 43,73 | 6,29 | 0,07 |
| Szarvasi-1 | Digestát | 0,62 | 43,12 | 6,25 | 0,07 |
| Ozdobnice č. | - | 1,69 | 42,93 | 6,54 | 0,12 |
| Kukuřice s. | - | 1,24 | 43,37 | 7,04 | 0,07 |

* Analýzy CHNS byly provedeny na přístroji Elementar Vario EL III. Přesnost metody je výrobcem stanovena pro souběžnou analýzu 5 mg standardu 4-amino-benzen sulfonovou kyselinu v modulu CHNS na < 0,1 % abs. pro každý prvek

Výsledky elementární analýzy zahrnují veškerou spalitelnou síru, tj. jak anorganickou tak i organickou (např. S^{2-} , SO_4^{2-}), tak i veškerý spalitelný uhlík, tedy organicky vázaný uhlík i anorganicky vázaný uhlík (např. CO_3^{2-}). Zaznamenaný obsah vodíku je ovlivněn aktuální vlhkostí vzorku.

Pro výpočet spalného tepla (Q_s^r) a následně i výhřevnosti (Q_u) bylo nezbytné dosadit obsah popela a kyslíku obsaženého ve vzorcích fytomasy. Ty nebyly zvolenou metodou stanoveny. Vycházelo se z faktu, že stébelnaté rostliny obsahují zhruba 4 - 8 % popelovin. Popel, anorganická část paliva, která zůstane v kotli po spálení organické hmoty, obsahuje většinu minerálních látek původní biomasy. Množství popela v travní biomase se obvykle pohybuje na úrovni 7 % (Nosek, 2016). Obsah kyslíku pak byl následně dopočten a dosazen do vzorce stanoveného metodikou práce (viz kapitola 4.3). Pro porovnání Csete et al. (2011) uvádí hodnoty CHNS u Szarvasi-1 následovně: uhlík 46,59 %; vodík 3,58 %; N 0,98 %; síra 0,21 % a obsah popela 4,4 %. Srovnatelných hodnot pak bylo dosaženo ve studii Martyniak et al. (2017). Průměrné hodnoty spalného tepla a výhřevnosti vybraných rostlin znázorňuje Graf 7.

Graf 7- Spalné teplo a výhřevnost sušiny fytomasy stanovené na základě elementární analýzy



Průměrné hodnoty spalného tepla a též i výhřevnosti se pohybují v hodnotách odpovídajícím i jiným podobně zaměřeným studiím [např. Štindl et al., 2006, který uvádí hodnotu spalného tepla lesknice rákosovité (vypočtenou dle Mendělejevova vzorce) $16,6 \pm 0,20$ MJ.kg⁻¹ sušiny, Petříková et al., 2006 či Ghica et al., 2012]. Csete et al. (2010) a Martyniak et al. (2017) uvádí průměrnou výhřevnost Szarvasi-1 17,9 MJ.kg⁻¹ sušiny, resp. $16,95 \pm 0,93$ MJ.kg⁻¹ sušiny, tedy hodnotu o zhruba 8 % vyšší než vyplývá z výsledků této práce. Hodnota výhřevnosti je však významně závislá na aktuálním obsahu vlhkosti při sklizni a ta se může v rámci jednotlivých studií lišit. Průměrný obsah vlhkosti (resp. vody) ve sklizené fytomase

byl 15,3 % (viz Tabulka 41), přičemž Ust'ak et al. (2005) uvádí, že za optimální vlhkost fytomasy při sklizni se považuje rozsah 15–20 % (tzv. standardní sušina). Jedná se o rozhodující faktor, protože výtěžnost energie při zvýšené vlhkosti nad 20 % prudce klesá a zásadně tak ovlivňuje celkový zisk energie a v neposlední řadě i ekonomickou efektivitu. Obsah vlhkosti při sklizni může též značně ovlivnit možnosti skladování, zpracování a využití. Tento problém lze poměrně snadno vyřešit volbou vhodného sklizňového termínu. Např. lesknici rákosovitou je doporučováno sklízet po zimě brzy na jaře, kdy mají rostliny nízký obsah vody 12 – 20 %. Takováto vlhkost je vhodná k přímému lisování do briket nebo pelet, skladování nebo okamžitému spalování (Petříková, 2006). Další velkou výhodou sklizně po zimě je, že množství živin obsažených v rostlinách je na jaře poloviční v porovnání s rostlinami sklizenými například v srpnu. Jako důvod se uvádí translokace živin do kořenové části a jejich vyluhování během zimy (Hutla, 2004). Termíny sečí vybraných pro účely této práce obsahuje Tabulka 42.

Tabulka 41 - Ø obsah sušiny ve fytomase při sklizni (%)

| | Szarvasi-1 | Lesknice r. | Ozdoznice č. | Kukuřice |
|---|-------------|-------------|--------------|-------------|
| Ø obsah sušiny ve fytomase při sklizni (%) | 82,4 | 85,0 | 88,7 | 82,6 |

Tabulka 42 – Termíny sečí vytrvalých rostlin a kukuřice seté

| Termíny sečí | |
|---------------------|-------|
| 2014 | 1.4. |
| 2015 | 17.3. |
| 2016 | 21.3. |
| 2017 | 8.3. |

* Porosty vytrvalých rostlin byly sklizeny jednosečně. V prvním roce po založení porostů vytrvalých rostlin nebyla provedena seč. V roce 2014 byla sklizena jen kukuřice setá.

Na základě údajů o výnosech fytomasy a výhřevnosti jednotlivých rostlinných materiálů bylo možno stanovit celkový potenciální energetický zisk (GJ.ha⁻¹) vycházející z celkového čtyřletého sledování (viz Tabulka 48).

Tabulka 43 – Kolerace, elementární analýza a vliv na energetické vlastnosti paliv

Označené kolerace jsou významné na hladině $p < 0,05$
N = 16 (celé případy vynechány u ChD)

| Proměnná | Průměr ± SD | N (%) | C (%) | H (%) | S (%) | Q _{sr} | Q _u |
|-----------------------------|---------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------------|----------------|
| N (%) | 0,96384 ± 0,392476 | 1,000000 | | | | | |
| C (%) | 42,55008 ± 0,998079 | -0,055430 | 1,000000 | | | | |
| H (%) | 6,34109 ± 0,306934 | 0,486682 | 0,551223 | 1,000000 | | | |
| S (%) | 0,12966 ± 0,068965 | 0,225270 | -0,942420 | -0,551123 | 1,000000 | | |
| Q _s ^r | 17,72715 ± 0,761945 | 0,295585 | 0,868259 | 0,890569 | -0,801273 | 1,000000 | |
| Q _u | 15,92264 ± 0,702768 | 0,273941 | 0,888666 | 0,869944 | -0,819958 | 0,999054 | 1,000000 |

* Pozn. SD = směrodatná odchylka; Q_u = výhřevnost; Q_s^r = spalné teplo

Na základě provedené elementární analýzy pak bylo možno provést statistické hodnocení, jehož výsledky jsou shrnuty v souhrnných tabulkách (Tabulka 43, Tabulka 44, Tabulka 45, Tabulka 46 a Tabulka 47). Energetické vlastnosti paliva jsou nejvíce ovlivněny obsahem C a též obsahem S. Procentický obsah C i H statisticky průkazně ($p \leq 0,05$) pozitivně ovlivňují hodnotu spalného tepla a následně i výhřevnosti. Vysoký obsah síry negativně ovlivňuje hodnoty spalného tepla a výhřevnosti, což dokládají statisticky průkazné ($p \leq 0,05$) kolerace mezi spalným teplem (-0,80), resp. výhřevností (-0,82) a obsahem S.

Tabulka 44 - LSD test – Faktor intenzity ošetření lesknice r. a Szarvasi-1 a jeho vliv na energetické aspekty vybraných fytopaliv

| Varianta ošetření | LSD test | | | | | |
|-------------------|----------------------------------|-----------------------------|----------|---------|----------|---------|
| | Homogenní skupiny, alfa = 0,5000 | | | | | |
| | Q _u | Q _s ^r | % C | % H | % N | % S |
| Extenzivní | 15,400 a | 17,160 a | 41,985 a | 6,133 a | 0,632 a | 0,150 a |
| Intenzivní | 16,325 b | 18,171 b | 42,947 a | 6,525 b | 1,136 b | 0,108 a |
| Digestát | 15,637 ab | 17,407 ab | 42,320 a | 6,180 a | 0,951 ab | 0,151 a |

* Pozn.: Q_u = výhřevnost; Q_s^r = spalné teplo; hodnoty označené stejným písmenem nevykazují statisticky průkazné odlišnosti na hladině významnosti p<0,05

Dle statistického hodnocení (LSD test) byly energetické vlastnosti paliv, a taktéž % obsah H a N ovlivněny ($p \leq 0,05$) intenzitou ošetření (resp. intenzitou a typem hnojení). Rozdíly mezi hodnotami však byly do jisté míry ovlivněny i volbou způsobu hodnocení (LSD test). Obecně totiž není vliv hnojení považován za faktor ovlivňující energetické vlastnosti fytopaliv a ani jejich elementární složení (Sheng a Azevedo, 2004), což plyne i z výsledků této studie.

Tabulka 45 - Hodnocení vlivu jednotlivých faktorů vázaných na energetickou efektivnost lesknice r. a Szarvasi-1 (analýza variance – Anova) v rámci rozdílných intenzit (variant) ošetření

| Faktor | Qu | | | Q _s ^r | | | C (%) | | | H (%) | | | N (%) | | | S (%) | | |
|-----------|----|----------|------|-----------------------------|----------|------|-------|----------|------|-------|----------|------|-------|----------|----|-------|----------|------|
| | DF | PČ | % | DF | PČ | % | DF | PČ | % | DF | PČ | % | DF | PČ | % | DF | PČ | % |
| Druh (1) | 1 | 2,627*** | 90,1 | 1 | 2,771*** | 89,7 | 1 | 11,42*** | 94,3 | 1 | 0,039*** | 68,4 | 1 | 0,403*** | 69 | 1 | 0,057*** | 96,6 |
| Ošetř (2) | 2 | 0,247*** | 8,5 | 2 | 0,276*** | 8,9 | 2 | 0,580*** | 4,8 | 2 | 0,016*** | 28,1 | 2 | 0,102*** | 17 | 2 | 0,001* | 1,7 |
| 1*2 | 2 | 0,040*** | 1,4 | 2 | 0,042*** | 1,4 | 2 | 0,110*** | 0,9 | 2 | 0,002*** | 3,5 | 2 | 0,079*** | 14 | 2 | 0,001* | 1,7 |
| Chyba | 6 | 0,000 | - | 6 | 0,000 | - | 6 | 0,000 | - | 6 | 0,000 | - | 6 | 0,000 | - | 6 | 0,000 | - |

* Pozn.: DF = stupeň volnosti; PČ = průměrný čtverec; Qu = výhřevnost; Q_s^r = spalné teplo; * = statisticky průkazné p≤0,05; ** = statisticky průkazné p≤0,01; *** = statisticky průkazné p≤0,001; ^{ns} = statisticky neprůkazné (*not significant*)

V rámci hodnocení vlivu jednotlivých faktorů vázaných na energetickou efektivnost lesknice r. a Szarvasi-1 bylo stanoveno, že výhřevnost byla na základě výsledků analýzy variance (Anova) statisticky průkazně (p≤0,001) ovlivněna faktorem druhu (90,1 %) a druhem byly ovlivněny i zbylé sledované energetické parametry. Intenzita ošetření (resp. hnojení) zásadní vliv na energetické (výhřevnost) vlastnosti neměla (8,5 %).

Tabulka 46 - LSD test – Faktor druhu a jeho vliv na energetické aspekty vybraných fytopaliv

| Druh | LSD test | | | | | |
|--------------|----------------------------------|-----------------------------|----------|---------|---------|----------|
| | Homogenní skupiny, alfa = 0,5000 | | | | | |
| | Qu | Q _s ^r | C (%) | H (%) | N (%) | S (%) |
| Kukuřice | 17,112 c | 19,070 c | 43,367 a | 7,044 d | 1,237 a | 0,074 ab |
| Ozdobnice č. | 16,395 a | 18,243 a | 42,934 a | 6,537 c | 1,689 c | 0,119 b |
| Lesknice r. | 15,177 b | 16,936 b | 41,374 b | 6,133 a | 0,980 a | 0,209 c |
| Szarvasi-1 | 16,113 a | 17,897 a | 43,325 a | 6,248 b | 0,614 b | 0,072 a |

* Pozn.: Qu = výhřevnost; Q_s^r = spalné teplo; hodnoty označené stejným písmenem nevykazují statisticky průkazné odlišnosti na hladině významnosti p<0,05

Nejvyšších energetických hodnot na jednotku produkce bylo dosaženo u kukuřice seté, což dokládá statisticky průkazné ($p \leq 0,05$) zatřídění do samostatné homogenní skupiny na základě výsledku LSD testu (Tabulka 46).

Tabulka 47 - Hodnocení vlivu druhu (kukuřice s., ozdobnice č., lesknice r., Szarvasi-1) na energetickou efektivnost (analýza variance – Anova)

| Faktor | Qu | | | Q _s ^r | | | C (%) | | | H (%) | | | N (%) | | | S (%) | | |
|------------|----|----------|------|-----------------------------|----------|------|-------|---------|------|-------|----------|------|-------|----------|------|-------|----------|------|
| | DF | PČ | % | DF | PČ | % | DF | PČ | % | DF | PČ | % | DF | PČ | % | DF | PČ | % |
| Druh | 3 | 1,536*** | 85,7 | 3 | 1,782*** | 86,2 | 3 | 3,98*** | 86,7 | 3 | 0,286*** | 94,7 | 3 | 0,488*** | 80,6 | 3 | 0,020*** | 95,2 |
| Int. ošetř | 2 | 0,247*** | 13,8 | 2 | 0,276*** | 13,4 | 2 | 0,58*** | 12,6 | 2 | 0,016*** | 5,3 | 2 | 0,102* | 16,8 | 2 | 0,001ns | 4,8 |
| Chyba | 10 | 0,009 | 0,5 | 10 | 0,009 | 0,4 | 10 | 0,03 | 0,7 | 10 | 0,000 | - | 10 | 0,016 | 2,6 | 10 | 0,000 | - |

* Pozn.: DF = stupeň volnosti; PČ = průměrný čtverec; Qu = výhřevnost; Q_s^r = spalné teplo; * = statisticky průkazné p≤0,05; ** = statisticky průkazné p≤0,01; *** = statisticky průkazné p≤0,001; ns = statisticky neprůkazné (*not significant*)

Tabulka 47 poukazuje na vliv faktorů druhu a varianty ošetření na sledované energetické aspekty vybraných energetických rostlin. Dle statistického hodnocení (analýza variance – Anova), má statisticky průkazně (p≤0,001) rozhodující vliv na jednotlivé sledované parametry volba rostlinného druhu (85,7 (výhřevnost); resp. 86,2 (spalné teplo) – 95,5 %), nikoli intenzita ošetření.

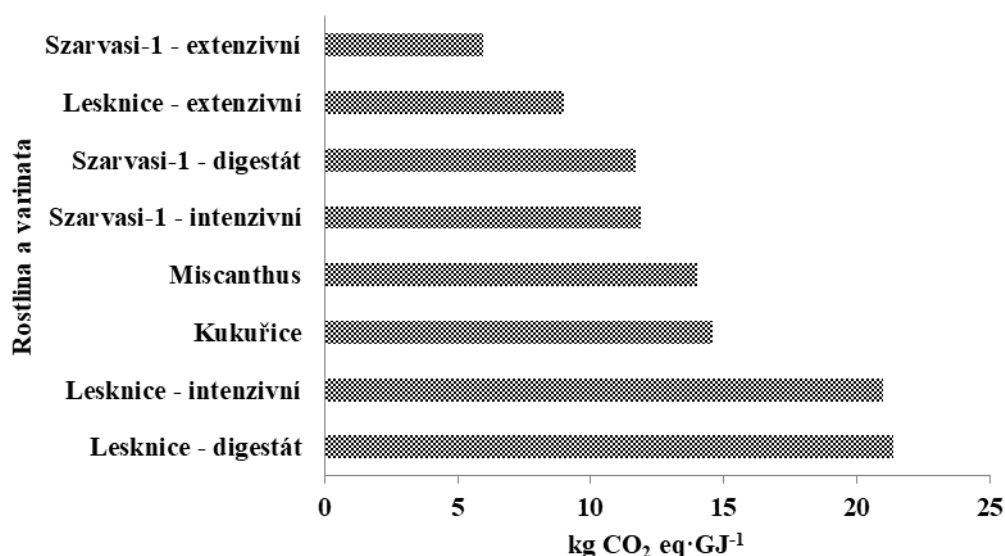
Tabulka 48 - Výtěžnost energie v součtu prvních 4 let pěstování v závislosti na výnosu fytomasy (GJ - Σ za 4 roky)

| Rostlina | Varianta ošetření | GJ - Σ za 4 roky |
|--------------|-------------------|-------------------------|
| Kukuřice | - | 890,8 |
| Ozdobnice č. | - | 413,1 |
| Lesknice r. | Extenzivní | 193,2 |
| | Intenzivní | 240,4 |
| | Digestát | 209,7 |
| Szarvasi-1 | Extenzivní | 290,3 |
| | Intenzivní | 423,7 |
| | Digestát | 383,4 |

* přepočteno na výhřevnost

Ve vztahu k získaným hodnotám (viz Tabulka 48) byla kvantifikována emisní zátěž připadající na zisk 1 GJ energie při zamýšleném využití fytomasy pro přímé spalování (viz souhrnná Tabulka 33 a Graf 8). Výsledky studie byly vztaženy na dopadovou kategorii *Climate change*, vyjádřenou ukazatelem ekvivalentu oxidu uhličitého (CO₂ eq).

Graf 8 - Emisní zátěž (kg CO₂ eq) vázaná na jednotku produkce (GJ) – pěstování pro účely přímého spalování



Graf 8 Graf 8 vyjadřuje hodnoty čtyřletého sledování emisní zátěže (kg CO₂ eq) vázané na jednotku produkce (GJ) při pěstování vybraných energetických rostlin pro účely přímého spalování. Z výsledků získaných řešením této práce vyplynulo,

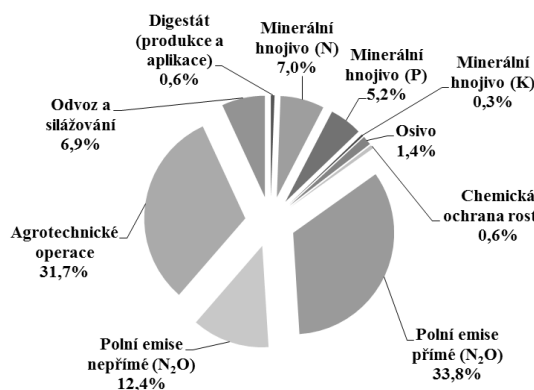
že k nejnižší emisní zátěži na jednotku produkce dochází při pěstování Szarvasi-1 v extenzivní variantě ošetření (6,0 kg CO₂ eq.GJ⁻¹). O zhruba 50 % vyšší emisní zátěž by dle medolecí generovala produkce energie (1 GJ) při pěstování lesknice r. v extenzivní variantě ošetření (9,0 kg CO₂ eq.GJ⁻¹). Oproti tomu bylo v obou případech dosaženo nejnižších zisků fytomasy. Nejvyšší emisní zátěž byla kvantifikována v případě pěstování lesknice r. v intenzivním režimu (21,0 kg CO₂ eq.GJ⁻¹) a lesknice r. hnojené digestátem (21,4 kg CO₂ eq.GJ⁻¹). Výsledky odpovídají nejen síle a množství jednotlivých vstupů, ale také objemu získané fytomasy z jednotky plochy (tedy hektarový výnos) a jejím energetickým vlastnostem. Obecně lze na základě dosažených hodnot označit lesknici rákosovitou za nejméně produktivní, od čehož se pak výrazně odvíjí i environmentální aspekty jejího pěstování. Srovnatelná emisní zátěž pak byla kvantifikována při pěstování Szarvasi-1 v intenzivním režimu ošetření (11,9 kg CO₂ eq.GJ⁻¹) a v režimu vycházejícím z využívání digestátu (11,7 kg CO₂ eq.GJ⁻¹). V případě pěstování kukuřice seté v běžně uplatňovaném konvenčním systému hospodaření by emisní zátěž odpovídala množství 14,6 kg CO₂ eq.GJ⁻¹ a při pěstování ozdobnice č. v běžně uplatňovaném konvenčním systému hospodaření 14,0 kg CO₂ eq.GJ⁻¹. Podíl jednotlivých vstupů a výstupů pěstebního cyklu, tvořících celkovou emisní zátěž, je znázorněn v grafech (Graf 9; Graf 10 a Graf 11).

Uvážíme-li však využívání vytrvalých porostů po standardní dobu 10 let, stejně tak jako v případě cíleného pěstování fytomasy pro účely BPS, produkce skleníkových plynů (resp. environmentální zátěž) na jednotku produkce se výrazně změní. Modelované hodnoty obsahuje Tabulka 33. Emisní zátěže byly kvantifikovány pro předpokládaný desetiletý cyklus pěstování a referenční výnosy fytomasy vychází z dostupných literárních zdrojů (průměrné výnosy sušiny). Vzhledem k nedostatku údajů o víceletém (10+) pěstování lesknice rákosovité a Szarvasi-1 v technologii hnojené digestátem a režimu extenzivním, byly technologie pěstování sestaveny jen pro režimy intenzivního ošetření. Konkrétně byla stanovena emisní zátěž u kukuřice seté na 12,7 kg CO₂ eq.GJ⁻¹ při průměrném výnosu sušiny 15 t.ha⁻¹ sušiny, což je v podstatě oborná hodnota jako v případě sledování čtyřletého. K významnému rozdílu pak došlo při modelování desetiletého pěstebního cyklu lesknice rákosovité, Szarvasi-1 a ozdobnice čínské. V případě desetiletého pěstování lesknice rákosovité a průměrném výnosu 12 t.ha⁻¹ sušiny (což je hodnota odpovídající výsledkům tematicky zaměřených studií), by emisní

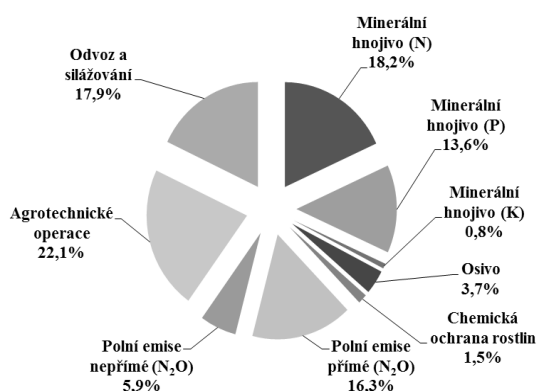
zátěž odpovídala zhruba 6,1 kg CO₂ eq.GJ⁻¹ (zhruba o 14,9 kg CO₂ eq.GJ⁻¹ méně než při 4 letech cyklu). Průměrné dlouhodobé výnosy ozdobnice čínské a Szarvasi-1 odpovídají hodnotám 15 t.ha⁻¹ sušiny, což by při desetiletém pěstování v intenzivním režimu představovalo environmentální zátěž vyjádřenou 6,1 kg CO₂ eq.GJ⁻¹, resp. 5,8 kg CO₂ eq.GJ⁻¹. To je pak v porovnání s výsledky čtyřletého sledování na zhruba poloviční úrovni.

Graf 9 - Podíl emisí na jednotlivých procesech při pěstování trav (Szarvasi-1; Lesknice r.)

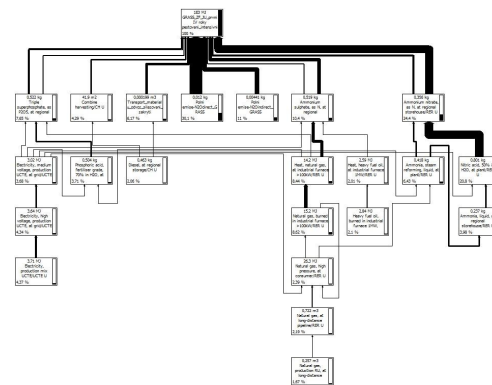
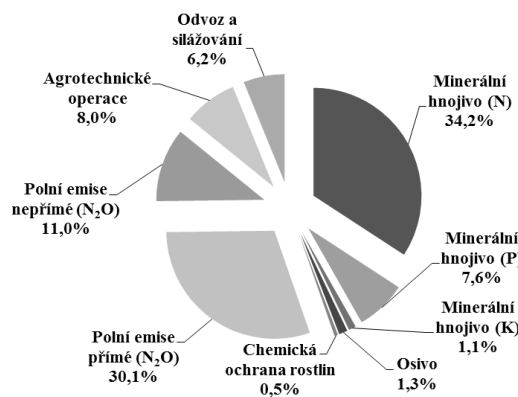
Digestát



Extenzivní

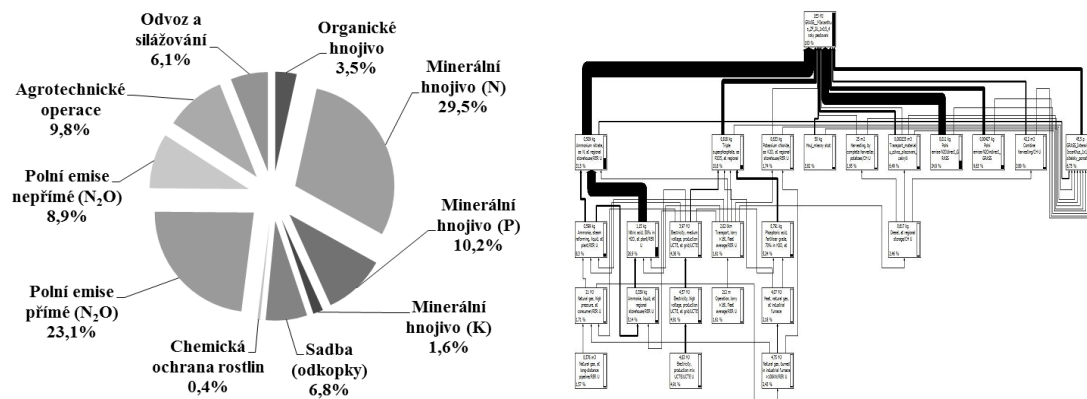


Intenzivní



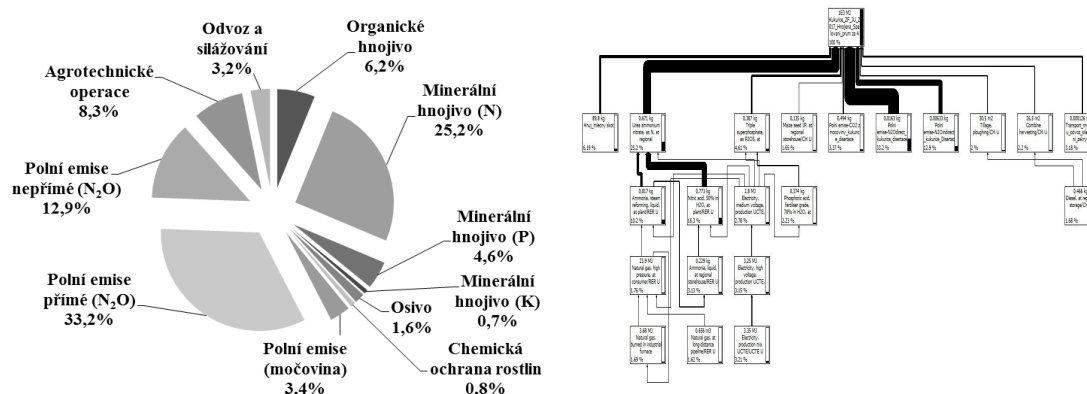
* Část grafu vyjadřující intenzitu environmentální zátěže prostřednictvím sítě energetických toků je rovněž součástí přílohy (kapitola 9).

Graf 10 - Podíl emisí na jednotlivých procesech při pěstování ozdobnice čínské



* Část grafu vyjadřující intenzitu environmentální zátěže prostřednictvím sítě energetických toků je rovněž součástí přílohy (kapitola 9).

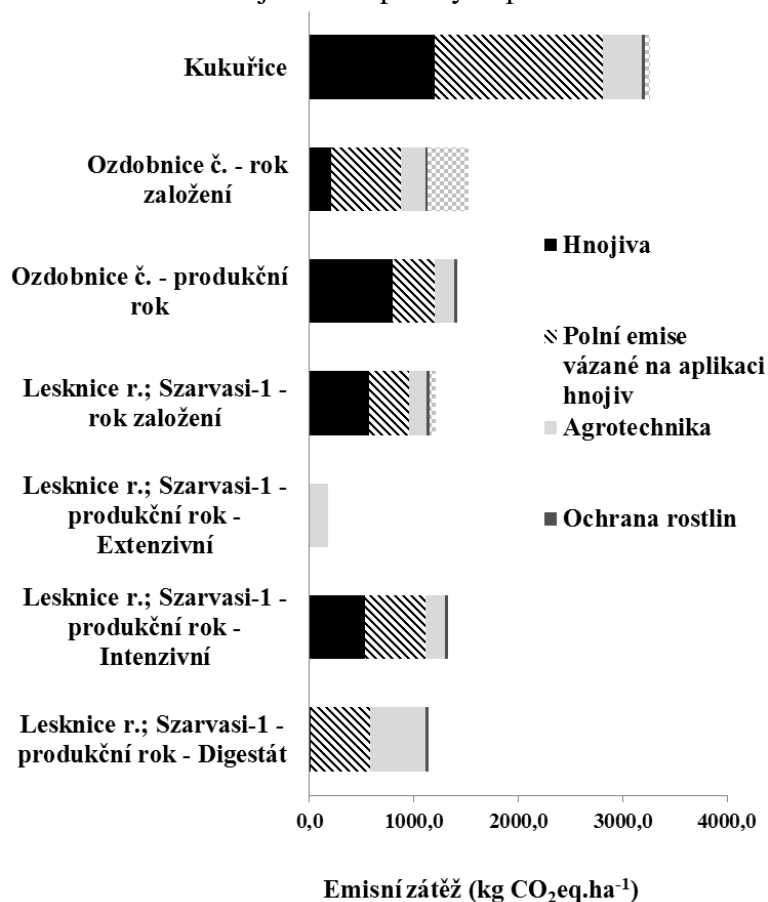
Graf 11 - Podíl emisí na jednotlivých procesech při pěstování kukuřice seté



* Část grafu vyjadřující intenzitu environmentální zátěže prostřednictvím sítě energetických toků je rovněž součástí přílohy (kapitola 9).

Další sledovanou kategorií byly emise skleníkových plynů na jednotku plochy (1 ha). Tato kategorie zahrnuje veškeré materiálové a energetické toky v jednotlivých letech. V tomto případě se do samotného hodnocení nezahrnují hektarové výnosy. Hodnoty jsou zaznamenány v následujícím Graf 12.

Graf 12 - Emise na jednotku plochy - spalování



* Lesknice rákosovitá a Szarvasi-1 mají oproti rokům produkčním v roce založení pouze jednu (shodnou) intenzitu ošetření (viz metodika práce)

Graf 12 poukazuje na podstatný rozdíl v míře environmentálního zatížení prostředí emisemi skleníkových plynů na jednotku plochy (1 ha) mezi kukuřicí setou a vybranými vytrvalými energetickými rostlinami. Z důvodu významné podobnosti v technologických postupech při pěstování sledovaných energetických rostlin pro účely přímého spalování i pro účely BPS, lze považovat výsledky uvedené v Grafech 6 a Graf 12 za srovnatelné, a to zejména u kukuřice seté. V případě pěstování vytrvalých energetických rostlin je rozdíl v míře emisního zatížení (mezi sledovanými směry využití fytomasy) tvořen souhrnem agrotechnických opeprací, reps. počtem sečí v jednotlivých produkčních letech. Tento rozdíl je tvořen zhruba 13 % v případě varianty digestát, cca 12 % v intenzivním režimu a okolo 50 % v případě varianty extenzivní, což je zapříčiněno minimálním množstvím vstupů. U ozdobnice čínské představuje tento rozdíl necelých 11 %. Podrobnější popis výsledků vztažených k environmentální zátěži vázané na pěstební cyklus vybraných energetických rostlin obsahuje následující kapitola (5.3).

5.3 Environmentální aspekty produkce energetických rostlin

Vzhledem k úsilí o uplatňování principů setrvalé udržitelnosti, je třeba určit nákladově efektivní způsoby, jak se alespoň částečně vyhnout emisím skleníkových plynů i v zemědělském sektoru. Zemědělství je právem chápáno jako významný producent značných emisí a jsou zde příležitosti a nástroje pro zmírnění jejich nárůstu. Pokud bychom pomýšleli na mitigaci produkce skleníkových plynů v rámci zvolených pěstitelských procesů, je potřeba se zaměřit především na jejich nejsilnější zdroje. Těmi jsou, jak napovídají výsledky práce, výroba a užívání dusíkatých hnojiv a polní emise vznikající po jejich aplikaci. V rámci zemědělských procesů bývají emise tohoto druhu produkovány nejvíce (Mosier et al., 1998; Zeijts, van Leneman, Sleeswijk, 1999, Zou et al., 2005, Mori et al., 2005, Gattinger et al., 2012 a Mancinelli, 2013) a lze je rozdělit na přímé a nepřímé (viz kapitola 2.2.2.7). V tomto ohledu je často řešena otázka týkající se snižování dávky hnojiv, celkové změny zemědělského systému (Gattinger et al., 2012 a Moudrý Jr. et al., 2013), či jiných dalších nástrojů (Smith et al., 2008). Snižování množství hnojiv využívaných v zemědělském sektoru je již dlouhodobě považováno za klíčovou aktivitu pro snižování emisí N_2O a NO (Mosier et al., 1998). Do značné míry je množství emisí skleníkových plynů ze zemědělství ovlivněno i systémem hospodaření. Konvenční zemědělské systémy jsou založeny na využívání vyšších vstupů hnojiv (organických i minerálních), které jsou klíčovými faktory pro mitigaci N_2O a NO emisí z půdy (Mosier et al., 1998; Šimek a Macková, 2015). N_2O je možné považovat za hlavní skleníkový plyn a ekologické systémy hospodaření ho obvykle produkují méně (rovněž i CO_2) v důsledku obecně nižších vstupů (Bos et al. 2014). LaSalle (2008) dokonce uvádí, že zavedením ekologického zemědělství celoplošně v USA by se díky zvýšené sekvestraci uhlíku v půdě podařilo snížit emise CO_2 až o čtvrtinu.

Jinou možností, jak snížit emise skleníkových plynů, je nahrazení stávajících rostlinných kultur (v případě této studie kukuřice seté) jinou rostlinou, též vhodnou pro vybraný záměr. Těmi mohou být například i vytrvalé energetické trávy, jež jsou díky svým vlastnostem také vhodné (Amon et al., 2007; Stražil, 2012), i když kukuřici setou zatím plnohodnotně nahradit nedokáží (Grieder et al., 2011). Přesto mají energetické trávy díky charakteru vytrvalých rostlin a obecně nižším

požadavkům na hnojení předpoklad k nižší produkci CO₂ eq v průběhu svého životního cyklu, a tedy i celkově menší environmentální dopady v porovnání s dosud pěstovanými energetickými rostlinami jednoletými. Ostatně jak uvádí například Hijazi et al. (2016), druh vstupní suroviny, například kukuřice, tráva nebo hnůj je určujícím faktorem pro konečné hodnocení dopadů na životní prostředí při výrobě bioplynu.

Výsledky této práce poukazují na míru emisní zátěže vyjádřenou dopadovou kategorií *Climate change* prostřednictvím zvolených funkčních jednotek (jednotka plochy a produkce) a jejich jednotlivých subprocesů. Emisní zátěž, odpovídající zisku 1 GJ energie (případně odpovídajícího množství sušiny), je závislá nejen na samotných vstupech a výstupech pěstebního cyklu, ale především na konečných hektarových výnosech. Je tedy přirozené, že se při zachování stejného pěstitelského cyklu a s narůstajícím hektarovým výnosem se bude emisní zátěž na získání 1 GJ snižovat. Při očekávaném výnosu sušiny 12–15 t.ha⁻¹ u lesknice rákosovité i Szarvasi-1, přičemž Szarvasi-1 vykazuje dle Geißendörfer (2012) výnosový potenciál mezi 17,6 – 19,3 t.ha⁻¹ sušiny a 15 < t.ha⁻¹ u ozdobnice čínské a v dlouhodobém intervalu pěstování (počítáno na 10 letý cyklus) poklesne emisní zátěž na 1 GJ zhruba o 40 – 60 %, právě v porovnání s kukuřicí setou (viz Tabulka 20 a Tabulka 33). Z výsledků této studie rovněž vyplynulo, že nejsilnější emisní zatížení v kg CO₂ eq.GJ⁻¹, které se rámcově odvíjí od konečných hektarových výnosů sušiny a intenzity vstupů do pěstebního cyklu, nebylo vždy dle předpokladů vázáno na pěstování kukuřice seté v intenzivní konvenční technologii (dle výsledků práce 15,2 kg CO₂ eq.GJ⁻¹ při pěstování pro účely BPS). Tím se též vyvrací Hypotéza 1 a tedy to, že emise na jednotku produkce (kg CO₂ eq.GJ⁻¹) při pěstování kukuřice seté pro energetické účely jsou vyšší než u srovnávaných rostlin. Nejvyšší emisní zátěž tak v rámci této práce připadá na pěstování ozdobnice čínské pro účely BPS v rámci běžně uplatňované konvenční technologie (17,3 kg CO₂ eq.GJ⁻¹ v průměru sledovaných let). Jen pro srovnání, při pěstování řepky k energetickým účelům vzniká v rámci jejího pěstování environmentální zátěž odpovídající hodnotě 29 kg CO₂ eq.GJ⁻¹, což je zhruba 70 % ze zátěže vázané na celý cyklus [pěstování, výroba methylesteru řepkového oleje (MEŘO), výroba nafty, přeprava a distribuce]. Přesto jsou, v porovnání s motorovou naftou, při jejíž výrobě a použití činí emise skleníkových plynů 83,8 kg CO₂ eq.GJ⁻¹, celkové úspory emisí skleníkových plynů při výrobě a užití MEŘO 42,2 kg CO₂ eq.GJ⁻¹, což je 50,4 % (Preol, 2017).

Významný podíl na tvorbě emisní zátěže pak může představovat i souhrn agrotechnických operací (v závislosti na zvolené intenzitě pěstování), ve vazbě na dopadovou kategorii *Climate change*, charakterizovanou spotřebou fosilních paliv. Spotřeba fosilních paliv v zemědělském sektoru je však dle Sauerbeck (2002) považována za méně významnou v porovnání se spotřebou paliv celkovou (v zemědělsky velmi vyspělých zemích to je jen cca. 3-4,5 %). Nutno podotknout, že podíl agrotechnických zásahů na environmentálním zatížení při zisku 1 GJ představuje v rámci této práce hodnotu 8 – 32,6 % s tím, že nejvyšší je v technologii spojené s využíváním digestátu (viz grafy: Graf 3; Graf 4; Graf 5; Graf 9; Graf 10 a Graf 11). Pomýšleli-li bychom v tomto ohledu na srovnání konvenčních a ekologických systémů hospodaření, pak jsou emise skleníkových plynů vznikající spotřebou paliva a využitím mechanizace srovnatelné. Rozdíl však vzniká díky využití syntetických, především dusíkatých, hnojiv a pesticidů, díky čemuž konvenční systém hospodaření produkuje dalších $>600 \text{ kg CO}_2 \text{ eq. ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ (Küstermann et al., 2008).

Podíl přípravků pro chemickou ochranu rostlin (v tomto případě herbicidní ošetření) hraje poměrně zanedbatelnou roli ($\leq 1 \%$). To se ale v mnoha případech týká i dalších pesticidů. A i když se podíl pesticidů v rámci sledované dopadové kategorie (*Climate change*) jeví spíše jako zanedbatelný, samotné problematice je přesto potřeba věnovat pozornost. Jen pro zajímavost, v České republice připadá na mil. obyvatel téměř 600 t účinných látek za rok, přičemž z pohledu orné půdy to jsou pak zhruba 2 kg. ha^{-1} (pro porovnání: Německo $3,5 \text{ kg. ha}^{-1}$ a Nizozemí téměř 11 kg. ha^{-1}) (Eurostat, 2017).

Bez ohledu na zamýšlený způsob využití (účely BPS; přímé spalování) vybraných energetických rostlin hodnocených v této práci, lze za majoritní emisní tok (vyjádřený v $\text{kg CO}_2 \text{ eq}$) vázaný na sledovaný pěstební cyklus v rámci intenzivního pěstování považovat ten, který je poutaný na výrobu a užití minerálních hnojiv a na následky jejich alikace – emise vznikající po aplikaci hnojiv (viz grafy Graf 3; Graf 4; Graf 5; Graf 9; Graf 10 a Graf 11). Tím se též potvrdila Hypotéza 3, na jejímž základě bylo předpokládáno, že nejsilnějším emisním tokem (v %) spojeným s intenzivní rostlinnou produkcí a kvantifikovaným prostřednictvím zvolené metodiky (*IPCC*), budou tzv. polní emise. Jak již bylo nastíněno v úvodu kapitoly, tyto polní emise bývají v rámci rostlinné výroby chápány jako značná environmentální zátěž. Polní emise (suma přímých i nepřímých) se v průměru

prvních čtyřech let pěstování pohybovaly na úrovni 7,3 kg CO₂ eq.GJ⁻¹ u kukuřice seté a 1,6 – 9,9 kg CO₂ eq.GJ⁻¹ u vytrvalých rostlin v závislosti na ročníku, zvolené intenzitě vstupů a dosažených výnosů fytomasy a jejích energetických vlastností. Polní emise, hodnocené v této práci, představují největší podíl u variant hnojených digestátem. V tomto případě se vycházelo z předpokladu, že N obsažený v tomto materiálu lze vzhledem k jeho charakteru vnímat spíše jako minerální (Loria et al. 2007, Kolář, 2009). Stejně tak byl vnímán i při využívání metodiky vybrané pro účely tohoto sledování (viz kapitola 4.1.3.1.1). Jednotlivé hodnoty jsou v tomto ohledu opět vztaženy k dosaženým výnosům fytomasy. Problematika hnojení digestátem a následných environmentálních aspektů jeho aplikace z pohledu emisí skleníkových plynů je poměrně složitou záležitostí. Environmentální aspekty využití digestátu hodnocené prostřednictvím metody LCA jsou podrobně popsány například ve studii Rehl a Müller (2011) a Vázquez-Rowe et al. (2015) a stejně tak následky jeho aplikace na nebo do půdy (Duffková a Mühlbachová, 2016).

Je například známo, že po aplikaci digestátu (případně jeho separovaných složek) může dojít k vysokým ztrátám amoniaku (NH₃) volatilizací (až 40 % aplikovaného amonného dusíku (N-NH₄), neboť vysoké pH a obsah N-NH₄ v digestátu volatilizaci NH₃ podporuje (7-24 % aplikovaného N-NH₄ ve srovnání s 3-8 % z kejdy) (Duffková a Mühlbachová, 2016). Po aplikaci digestátu dochází ke vzniku emisí skleníkových plynů (NO_x, N₂, CO₂) v důsledku denitrifikace. Nejvíce je emitován N₂O (až 73 % během zimního období v souvislosti se střídáním období mrazů a tání). Např. dle Bardon et al. (2016) a Severin et al. (2016a), lze denitrifikaci redukovat použitím inhibitoru nitrifikace pro stabilizaci N, který může snížit N₂O emise až o 45-92 % a lze ho aplikovat a společně zapravit s digestátem. Digestát s vyšší degradabilitou organické hmoty (travní či jetelotravní směs) podmíní vyšší denitrifikaci než digestát s nižší degradabilitou (kukuřičná siláž). Na emise mají také vliv půdní podmínky (Eickenscheidt et al., 2014) a způsob zapravení digestátu. Injektážní aplikace do hloubky 15-20 cm sice omezí volatilizaci NH₃, ale silně zvýší emise N₂O (zvýšená anoxie) ve srovnání s hadicovou aplikací a okamžitým zapravením (Severin et al., 2016b). Po aplikaci digestátu bývají emise N₂O většinou nižší ve srovnání s kejdou nebo hnojem a nejvyšší ztráty N₂O bývají pozorovány 20-40 dnů po aplikaci (Chantigny et al., 2010). Vzhledem k tomu, že pěstování kukuřice je spjato s vyššími emisemi N₂O než pěstování obilí a řepky, má anaerobní fermentace z tohoto hlediska negativní vliv na emise N₂O. Na druhou

stranu využití meziplovin, posklizňových zbytků a jetelotravních směsí emise N_2O snižuje, neboť fixuje na podzim a v zimě velké množství biomasy do fermentoru, tj. v období, kdy emise N_2O mohou dosáhnout až 50 % celoročních ztrát (Nadeem et al. 2012). Z hlediska emisí skleníkových plynů je však po aplikaci digestátu větším problémem volatilizace NH_3 než emise N_2O (Duffková a Mühlbachová, 2016). Samotná výživová hodnota digestátu může být výrazně snížena vlivem nevhodného skladování, což může ve svém důsledku vést i k potřebě vyššího využívání minerálních hnojiv. Pokud je uvažován vliv výrobního procesu minerálních hnojiv (viz kapitola 2.3.1) vs. digestátu na emise skleníkových plynů, potom může být digestát relativně vhodnou alternativou z pohledů dopadů na životní prostředí, neboť při produkci digestátu na rozdíl od minerálních hnojiv skleníkové plyny nevznikají. Včasný transport kejdy do fermentoru zamezuje úniku plynů (zejména NH_3), ke kterému by došlo během jejího skladování (Duffková a Mühlbachová, 2016). Aplikace digestátu a zejména fugátu zvyšuje dostupnost N pro rostliny, neboť z celkového množství N je 60 – 80 % v minerální formě (zejména $N-NH_4$) (Loria et al. 2007).

Lze uvést, že v zemědělském sektoru a především tedy v sektoru rostlinné výroby, představují poměrně složitý problém dusíkatá hnojiva jako taková. Například Boehmel et al. (2008) uvádí, že N hnojivo má 41–64 % podíl spotřeby energie při pěstování jednoletých plodin (mezi které kukuřice patří) a podíl 17–45% u trvalých kultur. Intenzita hnojení sledovaných rostlin v této práci byla zvolena na základě již zavedených pěstebních technologií (Lewandowski et al., 2003, Kavka, 2006, Boehmel et al., 2008; Wrobel et al., 2009; Kuk, 2010; Smith a Slater, 2010, Csete et al. 2011; Ust'ak et al., 2012 a Stražil, 2012), přičemž úroveň hnojení minerálním N u kukuřice byla sestavena obdobně jako např. ve studii Boehmel et al. (2008), který uvádí optimální úroveň hnojení minerálním N 120–150 $kg \cdot ha^{-1}$ (ve vztahu k aktuálním půdně-klimatickým charakteristikám) a pro trávy 80–100 $kg \cdot ha^{-1}$ dle Ust'ak et al. (2012). Například Szarvasi-1 dobře reaguje na vyšší dávky N, avšak za předpokladu dodávky P a K hnojiv (Csete et al., 2011), která byla v případě metodikou stanoveného intenzivního ošetření aplikována v dávkách 10 $kg \cdot ha^{-1}$ P a 30 $kg \cdot ha^{-1}$ K (v rámci produkčních let). Při vyšších dávkách N již není prokazatelný významný nárůst fytomasy. Účinnost použitého hnojiva se při zvyšování dávek hnojení snižuje, protože velká část hnojiva není přijata rostlinou a namísto toho se dostává do vody nebo do ovzduší (Niggli et al., 2009), a to právě v podobě tzv.

emisí polních. Jednou z obecných výhod vytrvalých trav je právě to, že vyžadují méně živin a vstupů v podobě přípravků pro chemickou ochranu, než jednoleté plodiny (Massé et al., 2010).

Další sledovanou kategorií v rámci environmentálních dopadů vztažených k sledovaným energetickým rostlinám, byly emise skleníkových plynů na jednotku plochy (ha). Tato kategorie zahrnuje veškeré materiálové a energetické toky v daných letech (v rámci faremní fáze). V tomto případě se do samotného výpočtu nezahrnují hektarové výnosy. Z pohledu prvních čtyř let pěstování by suma emisí vztažená k jednotce plochy odpovídala úrovni 3 262,3 kg CO₂ eq.ha⁻¹ a rok u kukuřice seté a v závislosti na technologii pěstování a roku využití 174,4 – 1 595,6 kg CO₂ eq.ha⁻¹ a rok u vytrvalých rostlin. Přičemž největší podíl představují opět emise polní, které se v průměru prvních čtyřech let pěstování pohybují na úrovni 1 611,9 kg CO₂ eq.ha⁻¹ a rok u kukuřice seté a v závislosti na technologii pěstování a roku využití 384,4 – 666,9 kg CO₂ eq.ha⁻¹ a rok u vytrvalých rostlin (viz Graf 6 a Graf 12). To po přepočtu na CO₂ eq zhruba odpovídá i množství, které ve své studii uvádí Flessa et al. (2002), Šimek et al. (2004) a Šimek a Macková (2015) u porostů jetelotrav. Kukuřice tak v tomto ohledu představuje několikanásobně větší environmentální zátěž v porovnání se zbylými hodnocenými rostlinami.

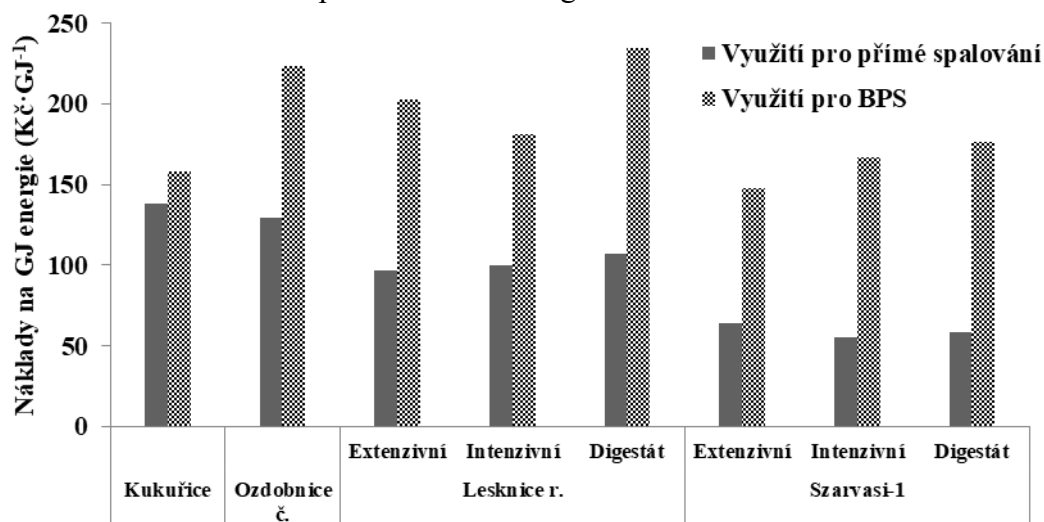
Na základě výsledků této práce tak lze poukázat na možnosti mitigace skleníkových plynů při pěstování energeticky méně náročných vytrvalých rostlin (což potvrzují i některé ze studií jako např. Bellarby et al., 2008 a Lehtomäki, Viinikainen a Rintala, 2008), a to i s relativně uspokojivým výnosovým potenciálem, který lze v delším časovém horizontu srovnávat s kukuřicí setou. Dalším pozitivním přínosem vytrvalých rostlin je trvalý pokryv půdy a sekvestrace uhlíku (Paustian et al, 1998, Clifton-Brown et al 2004, Deckmyn et al., 2004), ale také podpora biologické rozmanitosti (Hope a Johnson, 2003). Z pohledu možností mitigace skleníkových plynů při pěstování kukuřice seté jsou pak řešeny otázky týkající se střídání plodin, zařazování meziplodin do osevních postupů a bezorebné systémy zpracování půdy (Smith et al., 1998, Arman, 2003, Al-Kaisi a Yin, 2004, Antille, 2015), či efektivní management hnojení N (Millar et al., 2010) a hnojení digestátem (Weiland, 2010). Ve světě je také známa možnost snižování emisí skleníkových plynů i prostřednictvím GIS (Fiorese, Guariso, 2010), či prostřednictvím využívání Biochar Sequestration u energetických rostlin (Gaunt, Lehmann, 2008). Ve všech ohledech má biomasa (v tomto případě fytomasa) jako OZE potenciál ke snižování

produkce GHG jen za předpokladu trvale udržitelné produkce (Dornburg et al., 2008), protože využívání obnovitelných zdrojů energie by nemělo zvyšovat množství emisí skleníkových plynů. Obnovitelné zdroje energie, mezi které cílené pěstování energetických rostlin patří, se na zvyšování produkce GHG mohou podílet v každém stádiu jejich životního cyklu. Mezi nejvýznamnější místa, kde se mohou životní cykly obnovitelných zdrojů energie podílet na zvyšování produkce GHG je spotřeba energie a paliv při získávání obnovitelných zdrojů energie a změny schopnosti půdy zadržovat uhlík a dusík (důsledek změn v obhospodařování). Například ve studii porovnávající environmentální dopady využívání zemního plynu a plynu z anaerobní digesce (resp. bioplynu) bylo zjištěno, že zemní plyn má mnohem menší dopady na ekosystém a lidské zdraví, než výroba biometanu, na jehož produkci byla zaměřena i část této práce. Zemědělská činnost totiž významnou měrou přispívá ke škodám na ŽP hlavně kvůli záborům půdy, používáním hnojiv a spotřebou energie (převážně z neobnovitelných zdrojů). Mezi hlavní eventuality zlepšení je často řazeno zvýšení výtěžnosti bioplynu, volba šetrných zemědělských praktik a výhradné pěstování vytrvalých plodin (Serafinová, 2009 a Jury et al., 2010). Následné úspory v produkci GHG u biopaliv by pak měly být vyjadřovány nikoli na kg biopaliva (MJ/kg) - tedy na jednotku produkce, jak je stanovována řada výstupů LCA (Roy et al., 2009), ale ve vztahu k ploše krajiny, ze které byly získány, a času (MJ/ha/rok) (Kočí, 2013). Přitom řada výstupů LCA je však zpravidla cílena na jednotku produkce (Roy et al., 2009). Vysokou závislost zemědělství na neobnovitelných surovinách a z ní do značné míry plynoucí zvýšenou produkcí emisí skleníkových plynů konstatují také Serafinová (2009) a Alluvione, Moretti et al. (2011). Zemědělství však produkuje emise emitací i celou řadou jiných způsobů. Například CO₂ je uvolňován při snižování obsahu organické hmoty v půdě vlivem různých agrotechnických zásahů [snižování hloubky a intenzity zpracování půdy, může vést ke snižování emisí oxidu uhličitého z půdy do ovzduší (Hůla, Procházková et al., 2008)], nebo CH₄ ze zažívacího traktu některých druhů hospodářských zvířat. Z toho lze vyvodit, že množství a složení naší potravy odráží specifické rysy příslušných technologických procesů v zemědělství, a tím i rozdílnou produkci skleníkových plynů. Proto pro zajištění trvale udržitelného rozvoje (podmíněného nesporně i stabilizací antropogenní emise skleníkových plynů) může být změna způsobu výživy obyvatel v průmyslově vyspělých státech neobyčejně významná (Nátr, 2006).

5.4 Ekonomické hodnocení

Ekonomická efektivita pěstování energetických rostlin již byla hodnocena v některých celoevropských (např. Hanegraaf a Biewinga, 1998; BoËrjesson, 1999; Ericsson et al., 2009) a v celé řadě tuzemských studií (Strašil et al., 2003; Kavka et al., 2006; Havlíčková et al., 2008; Ochodek et al., 2008; Strašil, 2009 a jiné). Je obecně obtížné porovnávat výsledky z různých studií v důsledku použití rozdílných metod, předpokladů a vymezeného rámce. V následujícím grafu (Graf 13) jsou zaznamenány potenciální náklady vázající se k zisku 1 GJ energie při zamýšlených směrech využití cíleně pěstovaných energetických rostlin. Data odpovídají téměř pětiletému sledování a samotná ekonomická bilance vychází z metodiky stanovené pro účely této práce (viz kapitola 4.4). Ekonomika pěstování je prioritním bodem při rozhodování o zařazení jednotlivých rostlin ve výrobním procesu, to zda budou trvalé energetické plodiny přijaty zemědělci, velmi závisí na finanční rentabilitě těchto plodin (Ericsson et al., 2009).

Graf 13 - Cenové relace při zisku 1 GJ energie



Cenové relace vycházející z výsledků této práce jsou srovnatelné s cenovými relacemi evropského standardu, které ještě v roce 2009 představovaly hodnotu 5-8 EUR.GJ⁻¹ energie (Ericsson et al., 2009) a slouží jako orientační ukazatel při celkovém zhodnocení.

Náklady na jednotku plochy (ha) při pěstování kukuřice seté bývají v porovnání s jinými energetickými rostlinami nejvyšší (Idel, 2013). V porovnání

nákladů na jednotku získané energie (v tomto případě 1 GJ energie) však často dochází k opačné situaci (Markou et al., 2017), především díky poměrně stabilním a relativně vysokým výnosům. Výsledky tohoto sledování (zaznamenány v Graf 13 a Tabulka 20) ukazují, že při případném využití fytomasy pro účely bioplynové stanice by cena za 1 GJ získané energie odpovídala ceně v rozmezí 148-235 Kč. Ceny jsou adekvátní intenzitě vstupů pěstebního cyklu a zejména pak konečným ziskům fytomasy (resp. potenciálním ziskům energie), přičemž nejvyšší cena za 1 GJ energie by odpovídala pěstování lesknice rákosovité v systému využívajícím hnojení digestátem. Zde bylo dosaženo i nejnižšího průměrného výnosu sušiny (6,3 t.ha⁻¹). Podobně nákladné by též bylo pěstování ozdobnice čínské (224 Kč.GJ⁻¹), což plyne z vysokých nákladů vázaných na zakládání porostu. Ty se mohou v rámci přípravy pozemku, nákupu a výsadby sazenic pohybovat v hodnotách 70 000 – 120 000 Kč.ha⁻¹ (Stražil, 2009). Přesto je pěstování ozdobnice čínské vnímáno jako perspektivní alternativa a v závislosti na intenzitě vstupů a hektarových výnosech lze dosáhnout i zajímavých ekonomických výsledků (Zimmermann et al., 2013). Z pohledu výsledků této práce se pak jako nejlevnější varianta (148 Kč.GJ⁻¹) jeví pěstování Szarvasi-1 v extenzivním režimu a pěstování kukuřice seté (158,60 Kč.GJ⁻¹), a to i přes intenzivní variantu pěstování, tedy s vysokými vstupními náklady (30 000 - 35 000 Kč.ha⁻¹). Důvodem jsou každoroční poměrně vysoké výnosy fytomasy (v Ø 14,4 t.ha⁻¹ sušiny).

Z pohledu zamýšleného využití fytomasy pro účely přímého spalování by byla situace odlišná. Finanční náročnost při zisku 1 GJ energie by dle modelací dosahovala hodnot 56,50 – 138,50 Kč.GJ⁻¹ a nejlevnější variantou by pak vzhledem k intenzitě vstupů a především dosaženým výnosům fytomasy bylo pěstování Szarvasi-1, a možno uvést že ve všech zvolených intenzitách ošetření (intenzivní: 56,50; digestát: 58,40 a extenzivní: 64,20 Kč.GJ⁻¹). Naopak nejnákladnější cestu by představovalo intenzivní pěstování kukuřice seté (138,50 Kč.GJ⁻¹), a to i přes nejvyšší zisky sušiny z jednotky plochy (v Ø 13 t.ha⁻¹ sušiny) v porovnání se zbylými druhy energetických rostlin. Pěstování kukuřice seté v intenzivním, a možno říci i v tradičním konvenčním režimu na sebe váže poměrně vysoké vstupní náklady, které se každoročně opakují. Při pěstování vytrvalých energetických rostlin jsou nejvyšší náklady charakteristické zpravidla jen pro první rok, tedy pro rok založení. V navazujících letech jsou pak porosty prakticky jen přihnojovány a sklizeny. Tím se průměrné náklady na jednotku získané energie výrazně snižují.

Přesto jsou zásadní konečné výnosy fytomasy kukuřice a tedy energetická výtěžnost ($\text{GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$), která byla v rámci sledování této práce 2-3x vyšší v porovnání ozdobnicí čínskou, Szarvasi-1 a lesknicí rákosovitou (viz Tabulka 33).

Cena fytomasy jako paliva (včetně dopravy) je velmi variabilní a je dána hlavně cenami energií zejména na trhu (včetně vlivu energetické politiky a politiky v oblasti životního prostředí) fosilních paliv. Cena nerafinované biomasy (jako je například dřevní štěpka, či biomasa cíleně pěstovaných rostlin), byla v Evropě v roce 2009 zhruba $4\text{--}5 \text{ EUR}\cdot\text{GJ}^{-1}$. Přičemž biomasa z RRD a vytrvalých rostlin se používá téměř výhradně k výrobě tepla a elektřiny (Lewandowski et al., 2000, Ericsson et al., 2009). V podmínkách ČR se ceny za fytomasu pro účely energetiky pohybovaly v posledních 15 letech na hodnotách kolem $35 - 130 \text{ Kč}\cdot\text{GJ}^{-1}$ (Stražil et al., 2003, Havlíčková et al., 2007 a Ericsson et al., 2009). Vysoký rozptyl cen je způsoben například tím, že trh s biomasou vhodnou pro spalování v teplárnách a výtopnách je dosud velmi nevyvinutý a také tím, že cenu biomasy velmi výrazně ovlivňují náklady na dopravu a způsoby úpravy paliva. Konečnou cenu biomasy ovlivňuje především velikost vstupních nákladů (mzdy, doprava, apod.), což platí obecně pro veškeré směry jejího využití. Tyto náklady se mohou v jednotlivých oblastech České republiky výrazně lišit. V ceně se projeví i to, že jednotlivé formy biomasy mají často velmi rozdílné podmínky pro konečné užití. Proto se do budoucna předpokládá, že rozdíly v cenách v jednotlivých lokalitách a u různých forem biomasy budou relativně velké (Havlíčková et al., 2008).

Pro účely této práce byla sestavena modelová ekonomická bilance vycházející z tržní produkce vybraných energetických rostlin a jejich různých intenzit ošetření (viz následující Tabulka 49).

Tabulka 49 - Modelová ekonomická bilance vycházející z tržní produkce

| Pěstování fytomasy pro účely BPS | | | | | |
|---|--|--------------------------------------|--|---|---------------|
| Druh a varianta ošetření | Roční hektarové náklady (Kč.ha ⁻¹) | Ø výnos siláže (t.ha ⁻¹) | Tržní cena (Kč.t ⁻¹ siláže) | Potenciální zisk (Kč.ha ⁻¹) | + dotace SAPS |
| Kukuřice | 33 950 | 46,48 | 700 - 1 200 | 12 530 | 17 311 |
| Ozdobnice č. | 27 444 | 32,13 | 500 - 1 000 | 4 686 | 9 467 |
| Lesknice r. - Extenzivní | 15 735 | 17,23 | 500 - 1 000 | 1 495 | 6 276 |
| Lesknice r. - Intenzivní | 18 933 | 23,52 | 500 - 1 000 | 4 587 | 9 368 |
| Lesknice r. - Digestát | 17 891 | 17,1 | 500 - 1 000 | -791 | 3 990 |
| Szarvasi-1- Extenzivní | 15 735 | 23,3 | 500 - 1 000 | 7 565 | 12 346 |
| Szarvasi-1- Intenzivní | 18 933 | 24,66 | 500 - 1 000 | 5 727 | 10 508 |
| Szarvasi-1- Digestát | 17 891 | 22,5 | 500 - 1 000 | 4 609 | 9 390 |

* Jako tržní cena siláže byla brána jednotná hodnota: 1000 Kč.t⁻¹; Hodnota dotace SAPS vychází z Ø za období 2013 - 2016

| Pěstování fytomasy pro účely přímého spalování | | | | | |
|---|--|---|--|---|---------------|
| Druh a varianta ošetření | Roční hektarové náklady (Kč.ha ⁻¹) | Ø výnos fytomasy (t.ha ⁻¹ ; vlhkost ≤18 %) | Tržní cena (Kč.t ⁻¹ sklizené fytomasy; vlhkost <16 %) | Potenciální zisk (Kč.ha ⁻¹) | + dotace SAPS |
| Kukuřice | 30 843 | 15,9 | 1 050 - 1 250 | -10 968 | -6 187 |
| Ozdobnice č. | 17 780 | 9,4 | 1 050 - 1 250 | -6 030 | -1 249 |
| Lesknice r. - Extenzivní | 6 211 | 5,1 | 1 050 - 1 250 | 164 | 4 945 |
| Lesknice r. - Intenzivní | 7 983 | 6,1 | 1 050 - 1 250 | -1 608 | 3 173 |
| Lesknice r. - Digestát | 7 462 | 5,4 | 1 050 - 1 250 | -712 | 4 069 |
| Szarvasi-1- Extenzivní | 6 211 | 7,4 | 1 050 - 1 250 | 3 039 | 7 820 |
| Szarvasi-1- Intenzivní | 7 983 | 10,3 | 1 050 - 1 250 | 4 892 | 9 673 |
| Szarvasi-1- Digestát | 7 462 | 9,7 | 1 050 - 1 250 | 4 663 | 9 444 |

* Jako tržní cena byla brána jednotná hodnota: 1250 Kč.t⁻¹; Hodnota dotace SAPS vychází z Ø za období 2013 - 2016

* Roční hektarové náklady představují technologické náklady (= variabilní náklady celkem + fixní náklady na stroje) a u vytrvalých rostlin vychází z předpokladu 10 letého pěstování

Do modelové ekonomické bilance byla pro příklad zařazena i dotace SAPS (*Single Area Payment Scheme*) jako jedna z nejstabilnějších dotačních podpor posledních let (viz Tabulka 50). Tržní cena siláže se odvíjí od aktuálních potřeb trhu a kvalitativních parametrů hmoty určené pro silážování. Tržní cena fytomasy určené pro účely přímého spalování se odvíjí od kvalitativních parametrů. Lze je rozdělit následovně: O1 – cíleně pěstovaná fytomasa s cenou 1 250 Kč.t⁻¹ při vlhkosti ≤ 16 % a O2 – ostatní 1 050 Kč.t⁻¹ při vlhkosti ≤ 16 %.

Jako relativně problematická se může jevit cena osiva Szarvasi-1, která je zatím velmi kolísavá a relativně vysoká. Některé zdroje uvádí hodnoty až 700,- Kč za kg, což by při výsevku 35 kg.ha⁻¹, představovalo náklady na setí 24 500 Kč (v 10 letém průměru by se pak náklady na hektar zvyšovaly až o 13 %).

Na základě dosažených výsledků a ekonomických modelací tržní produkce (viz Tabulka 49) lze posoudit ekonomickou efektivitu pěstování vybraných energetických rostlin v obou sledovaných směrech využití. Pokud bychom uvažovali o pěstování vybraných energetických rostlin za účelem prodeje vypěstované fytomasy, představoval by zajímavější variantu prodej pro účely BPS, tedy prodej čerstvě sklizené zelené hmoty. Po vyřešení vhodných odbytových množství, lze sklizenou fytomasu efektivně zpeněžit. Tržní cena čerstvě sklizené fytomasy o obsahu sušiny 28 – 36 % se v posledních letech pohybuje na úrovni 500-1 200 Kč.t⁻¹. Cena přitom odpovídá druhu a kvalitě a nejvyšší bývá zpravidla u fytomasy kukuřice. Tabulka 49 mimo jiné zaznamenává modelové roční hektarové náklady, které představují technologické náklady (= variabilní náklady celkem + fixní náklady na stroje) a u vytrvalých rostlin vychází z předpokladu 10 letého pěstování. Ve vztahu k průměrným výnosům fytomasy získaných v rámci této studie, by bylo dosaženo, s výjimkou pěstování lesknice rákosovité hnojené digestátem (- 4,4 %), ekonomické rentability odpovídající úrovni 9,5 – 36,9 %, přičemž nejvyšších zisků by bylo dosaženo v případě pěstování kukuřice seté. Na základě těchto modelací pak lze vyvrátit Hypotéza 7 (Možno předpokládat, že ekonomická efektivnost vycházející z tržní produkce je vyšší u vytrvalých rostlin než u kukuřice seté - myšleno pěstování pro účely BPS). Ekonomickou efektivitu by navíc výrazně zlepšila dotace SAPS, která za sledované období (2013 – 2016) dosahovala průměrné výše 4 780,80 Kč.ha⁻¹. V případě produkce fytomasy energetických rostlin pro účely přímého spalování se ukazatele tržní produkce jeví v některých případech

neefektivně. Bez dotační podpory by bylo ekonomicky efektivní jen pěstování Szarvasi-1, bez ohledu na intenzitu ošetření.

Tabulka 50 – Vývoj výše podpor v rámci programu SAPS

| Rok | Dotace SAPS (Kč.ha ⁻¹) |
|--------------|------------------------------------|
| 2007 | 2 792 |
| 2008 | 3 073 |
| 2009 | 3 710 |
| 2010 | 4 061 |
| 2011 | 4 687 |
| 2012 | 5 837 |
| 2013 | 6 069 |
| 2014 | 5 997 |
| 2015 | 3 543 |
| 2016 | 3 514 |
| Ø za 2013-16 | 4 780,80 |

* (SAPS - *Single Area Payment Scheme*)

Využití travních porostů a cíleně pěstovaných energetických rostlin se bez dotací jeví v mnoha případech jako ekonomicky nereálné. Využití dostupných dotací ekonomiku pěstování ale výrazně zlepšil (Abrham et al., 2006). Biopaliva se tak na trhu ostatních druhů paliv stávají konkurenceschopné. Podle dostupných zdrojů je možné s využitím všech dostupných dotací vyprodukovat jednu tunu suché hmoty chrastice rákosovité (či jiné cíleně pěstované vytrvalé rostliny) lisované do formy balíků levněji, než je cena netříděného hnědého uhlí přímo u výrobce (bez dopravy). Oba druhy paliva přitom mají srovnatelnou výhřevnost (Štindl et al., 2006). Fytomasa v této formě je vhodná především do velkých kotelen. Obdobně i pelety či brikety z chrastice je možné vyrobit při poskytnutých dotacích za nižší náklady, než se prodává hnědé uhlí u prodejců v maloobchodní síti (Abrham et al., 2006). Ještě v roce 2006 bylo možné pro pěstování energetických trav využívat tyto dotace: jednotnou platbu na plochu (SAPS), doplňkovou platbu (TOP UP), podporu v oblastech LFA nebo NATURA 2000 a podporu pěstování energetických plodin. V současnosti je ale možné využít pouze podpory SAPS a LFA či NATURA 2000. Podpora pěstování energetických plodin (takzvaný uhlíkový kredit) byla v roce 2009 ukončena a v současnosti již nelze podávat žádosti o platbu. V roce 2009 byla vyplácena ve výši 1 132,38 Kč/ha. Kromě jiných podmínek musel zemědělec pro vyplacení této dotace dosáhnout reprezentativního výnosu stanoveného Ministerstvem zemědělství. Reprezentativní výnos pro rok 2009 byl stanoven

například na 7 t.ha⁻¹ pro chrastici rákosovitou a 6 t.ha⁻¹ pro ozdobnici čínskou (Bednár, 2009).

6. Závěr

Cílem doktorské práce bylo porovnat a posoudit vhodnost vybraných energetických rostlin z hlediska výnosových aspektů, ekonomické efektivity v oblasti pěstování, energetického potenciálu a především emisního zatížení prostředí v rámci jejich životního cyklu. Záměrem sledování bylo posouzení možnosti nahrazení kukuřice seté jinou rostlinou, též vhodnou pro energetické účely. Nejvýznamnější zdrojem rostlinné fytomasy pro většinu dnešních bioplynových stanic je stále kukuřičná siláž. Pěstování kukuřice s sebou však nese významné negativní environmentální dopady. Krom všeobecně známé erozní ohroženosti půd se jedná o vysoké energetické vstupy v podobě minerálních hnojiv, látek na ochranu rostlin a jiné doprovodné procesy, které pěstování této jednoleté rostliny obnáší. To vše přispívá k navyšování produkce skleníkových plynů (GHG) v průběhu pěstebního cyklu. Vzhledem k tomu je pak potřeba hledat způsoby, jak produkci emisí GHG snižovat. Jednou z cest může být změna pěstební technologie nebo zařazení jiných, k účelům BPS či k účelům přímého spalování vhodných, energetických rostlin.

Předpokládalo se, že vytrvalé energetické druhy, jako je lesknice rákosovitá (angl. *Reed canary grass*) *Phalaris arundinacea* L., ozdobnice čínská (*Miscanthus x giganteus*) a zejména v podmínkách ČR nově zaváděná *Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. *Szarvasi-1*, lze v delším časovém horizontu pěstovat se stabilním a rentabilním výnosem a zároveň docílit významného snížení emisní zátěže na jednotku produkce i plochy právě v porovnání s kukuřicí setou.

Rozhodujícím faktorem při kvantifikaci emisní zátěže (CO₂ eq) v rámci faremní fáze prostřednictvím *simplified* LCA a dopadové kategorie *Climate change* je pak zvolená intenzita hnojení a výnos fytomasy (resp. výtěžnost energie) na jednotku plochy. V porovnání všech sledovaných rostlin v prvních 4 letech pěstování bylo z tohoto pohledu nejlepších výsledků dosaženo u kukuřice seté (v obou sledovaných směrech využití). Plošná potřeba pro získání stejného množství energie jako z 1 ha kukuřice by tak byla při pěstování sledovaných vytrvalých rostlin poměrně vysoká (1,6 až 3,5 ha). Tím se také potvrdila Hypotéza 5 (Plošná potřeba pro získání stejného množství energie bude vyšší u vytrvalých rostlin). Na druhou stranu vysoké energetické vstupy při pěstování kukuřice v podobě každoročních agrotechnických zásahů, užívání značného množství především dusíkatých hnojiv

a přípravků pro chemickou ochranu rostlin s sebou nesou i jednu z nejvyšších emisních zátěží na jednotku energie (1 GJ) a především pak na jednotku plochy (1 ha) v porovnání se sledovanými vytrvalými rostlinami.

Při správně zvolené intenzitě ošetření je dle dostupných informací možné při pěstování Szarvasi-1 dosáhnout rentabilních výnosů odpovídajících hodnotám 40-60 t.ha⁻¹ zelené hmoty při zhruba 30% obsahu sušiny (tedy až 18 t.ha⁻¹ sušiny). Například v polních pokusech provedených v rámci této práce bylo již v 1. produkčním roce dosaženo výnosů suché hmoty 8,8 - 9,8 t.ha⁻¹ u Szarvasi-1. V letech následných však porosty vykazovaly tendenci k řídnutí, což se projevovalo kolísavě sníženými výnosy dosahujícím v průměru sledovaných let 6,1 - 7,6 t.ha⁻¹ sušiny. K tomu však přispělo i nerovnoměrné rozložení srážek během vegetačních sezón. Na základě těchto výsledků bylo možné vyvrátit hypotézu Hypotéza 6, tedy že výnosový potenciál *Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1 není nižší o více než 10 % ve srovnání s kukuřicí setou využívanou pro energetické účely. Rozdíl ve výnosech představoval hodnotu >40 %. Vzhledem ke zjištění, že se výnosová hladina s přibývajícím roky pěstování výrazněji nezvyšovala ani u porostů lesknice rákosovité a ozdobnice čínské, lze za nepotvrzenou považovat také Hypotéza 4 (Vytrvalé porosty mají vyšší produkci fytohmoty v průměru za více let).

U emisní zátěže hodnocené na jednotku plochy (kg CO₂ eq.ha⁻¹ a rok), jsou emise u obou druhů energetických trav o zhruba 50 - 95 % nižší v porovnání s kukuřicí setou v závislosti na technologii pěstování a roku (rok založení/rok produkční). Z dílčích systémových procesů tvoří největší emisní zátěž, vznikající při výrobě dusíkatých hnojiv, polní emise N₂O (generované po aplikaci N hnojiv) a částečně i provedené agrotechnické operace. Případnou mitigaci CO₂ eq při pěstování kukuřice či vybraných energetických trav pro účely BPS, či účely přímého spalování by bylo možno iniciovat prostřednictvím kvalitnějšího managementu minerálních N hnojiv, změnou pěstební technologie, či zařazením jiných, environmentálně šetrných, energetických rostlin.

Pěstování těchto vytrvalých energetických trav navíc přináší výhody v podobě protierozní ochrany půdy, podpory biodiverzity a při dosažení odpovídajících výnosů sušiny (> 12 t.ha⁻¹ sušiny) i ekonomické efektivnosti. Ekonomická efektivnost pěstování energetických rostlin je složitý problém, o kterém se stále diskutuje. Činnosti spojené s pěstováním a využitím těchto plodin se dotýkají

mnoha hospodářských odvětví (zemědělství, zpracovatelský a lehký průmysl, strojírenství, energetika atd.). Tento problém zasahuje i do oblasti životního prostředí. Některé operace lze poměrně přesně ekonomicky určit, zatímco jiné jsou velmi variabilní. Z toho plynou i výsledky ekonomické modelace provedené pro potřeby této práce. Z výsledků vyplynulo, že nejvýraznější ekonomické efektivity by bylo teoreticky dosaženo při pěstování sledovaných rostlin s cílem prodeje získané fytomasy pro účely bioplynové stanice. V případě produkce fytomasy energetických rostlin pro účely přímého spalování se ukazatele tržní produkce jeví v mnoha případech neefektivně, především díky nízkým výnosům fytomasy a poměrně vysokým vstupním nákladům. Bez dotační podpory by bylo ekonomicky efektivní jen pěstování Szarvasi-1 a to bez ohledu na intenzitu ošetření, avšak s poměrně malými zisky. Pěstování kukuřice seté pro účely přímého spalování nutno hodnotit jako silně nerentabilní, neefektivní a environmentálně nešetrné.

Jedním z hlavních úkolů této práce pak bylo shrnout poznatky o Szarvasi-1, jakožto o v podmínkách ČR nově zaváděné energetické rostlině a zhodnotit možnosti jejího uplanění na základě jejích environmentálních, energetických a ekonomických aspektů. *Elymus elongatus* subsp. *Ponticus* cv. Szarvasi-1 byla v nedávné době zaváděna v některých zemích Evropy (zejména Maďarsko, Německo) jako alternativní energetická rostlina se slibným výnosovým potenciálem. Výnos fytomasy energetické trávy Szarvasi-1 závisí, tak jako u většiny cíleně pěstovaných rostlin, především na dostupnosti živin, struktuře půdy a dostupnosti vody. V podmínkách s běžnou půdní zásobeností živin a odpovídajícím úhrnem srážek, lze dosahovat průměrného výnosu odpovídajícímu 10-15 t.ha⁻¹ sušiny s velkými prostorovými a časovými variacemi v závislosti na průběhu počasí a aktuálních podmínkách prostředí. Přes údaje některých studií, které uvádí výnosy fytomasy dosahující hodnot až 18 t.ha⁻¹ sušiny, se v případě této práce nepodařilo dosáhnout ani hranice rentability, která se pohybuje v rozmezí 10 - 14 t.ha⁻¹ sušiny v závislosti na intenzitě vstupů. Jak ukazují výsledky tohoto sledování, výnosy Szarvasi-1 (v průměru 4 let 6,1 - 8,6 t.ha⁻¹) byly silně pod touto hranicí. Následně provedené kvalitativní analýzy fytomasy Szarvasi-1 ukázaly na možnosti uplatnění v oblasti výroby bioplynu (resp. metanu) a stejně tak i pro účely přímého spalování z pohledu získané energie z jednotky produkce ve srovnání s rostlinami pěstovanými pro tyto účely v podmínkách ČR, ale rozhodujícím faktorem zůstává zisk fytomasy z jednotky plochy a celkové ekonomické zhodnocení. Na základě této práci

dosažených výsledků tak nelze přes významné environmentální benefity pěstování Szarvasi-1 zcela doporučit. Úvahy o zařazení této vytrvalé rostliny by vznášely otázku, zda upřednostňovat ekonomické či environmentální zájmy.

7. Zdroje (dle systému APA)

7.1 Odborná literatura

- [1] Abrham, Z., Andert, D. (2011). Energetický potenciál a ekonomika odpadní zemědělské biomasy z obilovin a olejnin. Výzkumný ústav zemědělské techniky, v.v.i. Praha, Agritech science, 11'.
- [2] Abrham, Z., Kovářová, M., Kuncová, T. (2004). Technology and economy of energy crops. *Research in Agricultural Engineering*, 50(4), 123-129.
- [3] Abrham, Z., Kovářová, M., Ferienčíková, D., Kizeková, M., Ondrášek, L., Zimková, M. (2006). Economy of biomass from grass stands. In *Medzinárodná vedecká konferencia pri príležitosti 70. výročia krmivinárskeho výskumu na Slovensku. Trávne porasty-súčasť horského poľnohospodárstva a krajiny*, 27.-28. septembra 2006, Banská Bystrica, Slovakia. (pp. 1-8). Grassland and Mountain Agriculture Research Institute.
- [4] Acot, P. (2005). *Historie a změny klimatu*. 233 s.
- [5] Adamovics, A., Dubrovskis, V., Plume, I., Cagaš, B., Macháč, R., Nedělník, J. (2009). Biogas Production from Energy Grasses. In: *Alternative Functions of Grassland. Proceedings of the 15th European Grassland Federation Symposium*, Brno, Czech Republic. Organising Committee of the 15th European Grassland Federation Symposium, September, 339–341
- [6] Ahlgren, S., Bernesson, S., Nordberg, Å., Hansson, P. A. (2010). Nitrogen fertiliser production based on biogas–energy input, environmental impact and land use. *Bioresource technology*, 101(18), 7181-7184.
- [7] Ahlgrimm, H. J., Gädeken, D. (1990). Methan. *Klimaveränderungen und Landbewirtschaftung Teil, 1*, 28-46.
- [8] Alaru, M., Olt, J., Kuk, L., Luna-delRisco, M., Lauk, R., & Noormets, M. (2011). Methane yield of different energy crops grown in Estonian conditions. *Agronomy Research*, 9(Special Issue I), 13-22.
- [9] Al-Kaisi, M. M., & Yin, X. (2004). Stepwise time response of corn yield and economic return to no tillage. *Soil and Tillage Research*, 78(1), 91-101.

- [10] Alluvione, F., Moretti, B., Sacco, D., Grignani, C. (2011). EUE (energy use efficiency) of cropping systems for a sustainable agriculture. *Energy*, 36(7), 4468-4481.
- [11] Amon, T., Amon, B., Kryvoruchko, V., Machmüller, A., Hopfner-Sixt, K., Bodiroza, V., Schreiner, M. (2007). Methane production through anaerobic digestion of various energy crops grown in sustainable crop rotations. *Bioresource technology*, 98(17), 3204-3212.
- [12] Andersson, K., Ohlsson, T., Olsson, P. (1994). Life cycle assessment (LCA) of food products and production systems. *Trends in Food Science & Technology*, 5(5), 134-138.
- [13] Anonym 1 (2009). Změna klimatu - o co vlastně jde?: Úvod do problematiky pro mládež. Lucemburk: Úřad pro publikace Evropské unie, ISBN 978-92-79-09539-9.
- [14] Antille, D. L., Chamen, W. C., Tullberg, J. N., & Lal, R. (2015). The potential of controlled traffic farming to mitigate greenhouse gas emissions and enhance carbon sequestration in arable land: a critical review. *Transactions of the ASABE*, 58(3), 707-731.
- [15] Arman, B. (2004). Die Ökobilanz zur Abschätzung von Umweltwirkungen in der Pflanzenproduktion-dargestellt anhand von Praxisversuchen zur konservierenden Bodenbearbeitung und von unterschiedlich intensiv wirtschaftenden konventionellen Betrieben. Dissertation, University of Hohenheim, Stuttgart, Germany.
- [16] Assessment, M. E. (2003). *Ecosystems and human well-being* (Vol. 200). Washington, DC: Island Press.
- [17] Aysu, T. (2012). Supercritical fluid extraction of reed canary grass (*Phalaris arundinacea*). *biomass and bioenergy*, 41, 139-144.
- [18] Bacenetti, J., Negri, M., Fiala, M., & González-García, S. (2013). Anaerobic digestion of different feedstocks: impact on energetic and environmental balances of biogas process. *Science of the Total Environment*, 463, 541-551.
- [19] Backer, E. D., Aertsens, J., Vergucht, S., Steurbaut, W. (2009). Assessing the ecological soundness of organic and conventional agriculture by means of life cycle assessment (LCA): A case study of leek production. *British Food Journal*, 111(10), 1028-1061.

- [20] Bange, H. W. (2000). Global change: It's not a gas. *Nature*, 408(6810), 301-302.
- [21] Bardon, C., Poly, F., Piola, F., Pancton, M., Comte, G., Meiffren, G., & Haichar, F. E. Z. (2016). Mechanism of biological denitrification inhibition: procyanidins induce an allosteric transition of the membrane-bound nitrate reductase through membrane alteration. *FEMS microbiology ecology*, 92(5).
- [22] Barros, V. (2006). *Globální změna klimatu*. Praha: Mladá fronta, 165 s.
- [23] Basset-Mens, C., Van der Werf, H. M. (2005). Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 105(1), 127-144.
- [24] Baumann, H., Tillman, A.M. (2012). *The hitch hiker's guide to LCA: an orientation in life cycle assessment methodology and application*. Sweden: Holmes i Malmo AB, 2012.
- [25] Baumert, K. A., Herzog, T., Pershing, J. (2005). *Navigating the numbers: Greenhouse gas data and international climate policy*. World Resources Inst.
- [26] Berlin, D., Uhlin, H. E. (2004). Opportunity cost principles for life cycle assessment: toward strategic decision making in agriculture. *Progress in Industrial Ecology, An International Journal*, 1(1-3), 187-202.
- [27] Bernas, J., Jelínková, Z. Moudrý, J. jr., Kopecký, M., Moudrý, J. (2015). *Miscanthus – Possibility of greenhouse gas emission mitigation*. In. MendelNet 2015. MENDELU, Brno, p. 183-188, ISBN 978-80-7509-363-9.
- [28] Bernas, J., Kopecký, M., Moudrý, J. jr., Moudrý, J., Jelínková, Z., Konvalina, P. (2014). Comparison of germination of selected energy grasses species within different water regimes. *Lucrări Științifice, seria Agronomie* 57 (1): 29-34
- [29] Bernas, J., Moudrý, J. jr., Jelínková, Z., Kopecký, M., Konvalina, P., Moudrý, J. (2015). Maize production for energy purposes – the emission load. *Lucrări Științifice, seria Agronomie*, vol. 58: 23-28.
- [30] Blengini, G. A., Brizio, E., Cibrario, M., & Genon, G. (2011). LCA of bioenergy chains in Piedmont (Italy): a case study to support public decision makers towards sustainability. *Resources, Conservation and Recycling*, 57, 36-47.
- [31] Boehmel, C., Lewandowski, I., & Claupein, W. (2008). Comparing annual and perennial energy cropping systems with different management intensities. *Agricultural systems*, 96(1), 224-236.

- [32] BoÈrjesson, P. (1999). Erratum to "Environmental effects of energy crop cultivation in Sweden Ð II: Economic evaluation"[Biomass and Bioenergy 16 (1999) 155]. Biomass and Bioenergy, 16(155), 1.
- [33] Bos, J. F., de Haan, J., Sukkel, W., & Schils, R. L. (2014). Energy use and greenhouse gas emissions in organic and conventional farming systems in the Netherlands. NJAS-Wageningen Journal of Life Sciences, 68, 61-70.
- [34] Bouchner, M. (2015). Energetické využití biomasy. Brno, Bakalářská práce. Vysoké učení technické v Brně. Vedoucí práce Ing. Marek Baláš, Ph.D.
- [35] Bouwman, A. F. (1996). Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. Nutrient cycling in agroecosystems, 46(1), 53-70.
- [36] Brandt, U. S., Svendsen, G. T. (2011). A project-based system for including farmers in the EU ETS. Journal of environmental management, 92(4), 1121-1127.
- [37] Braniš, M., Hůnová, I., a kol. (2009). Atmosféra a klima, aktuální otázky ochrany ovzduší, Univerzita Karlova v Praze, Nakladatelství Karolinum, Praha, 280-323 s.
- [38] Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H., Lammel, J. (2004). Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology: I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. European Journal of Agronomy, 20(3), 247-264.
- [39] Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., Barraclough, P., & Kuhlmann, H. (2004). Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems. European Journal of Agronomy, 20(3), 265-279.
- [40] Brunner, P. H., Rechberger, H. (2004). Practical handbook of material flow analysis. The International Journal of Life Cycle Assessment, 9(5), 337-338.
- [41] Buggisch, W., Buggisch, CH. (2009). Klima, Fraus, Plzeň, 48 s.
- [42] Bujdosó, Z., Patkós, C., Kovács, T., Radics, Z., Baros, Z. (2012). The Social Aspects and Public Acceptance of Biomass Giving the Example of a Hungarian Region. International Journal of Renewable Energy Development (IJRED), 1(2), 39-43.
- [43] Cayuela, M. L., Aguilera, E., Sanz-Cobena, A., Adams, D. C., Abalos, D., Barton, L. & Smith, P. (2017). Direct nitrous oxide emissions in Mediterranean

- climate cropping systems: emission factors based on a meta-analysis of available measurement data. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 238, 25-35.
- [44] Clifton-Brown, J. C., Lewandowski, I., Andersson, B., Basch, G., Christian, D. G., Kjeldsen, J. B., ... & Tayebi, K. (2001). Performance of 15 *Miscanthus* genotypes at five sites in Europe. *Agronomy Journal*, 93(5), 1013-1019.
- [45] Clifton-Brown, J. C., Stampfl, P. F., Jones, M. B. (2004). *Miscanthus* biomass production for energy in Europe and its potential contribution to decreasing fossil fuel carbon emissions. *Global change biology*, 10(4), 509-518.
- [46] Consoli, F. (1993). *Guidelines for life-cycle assessment: A Code of Practise*, Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Brusel.
- [47] Cox, M., Nugteren, H., & Janssen-Jurkovičová, M. (Eds.). (2008). *Combustion residues: current, novel and renewable applications*. John Wiley & Sons.
- [48] Csete, S., Farkas, Á., Borhidi, A., Szalontai, B., Salamon-Albert, É., Walcz, I., ... & Pál, R. W. (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. INTECH Open Access Publisher.
- [49] Čížková, H., Rychterová, J., Hamadejová, L., Suchý, K., Filipová, M., Květ, J., & Anderson, N. O. (2015). Biomass production in permanent wet grasslands dominated with *Phalaris arundinacea*: Case study of the Třeboň basin biosphere reserve, Czech Republic. In *The Role of Natural and Constructed Wetlands in Nutrient Cycling and Retention on the Landscape* (pp. 1-16). Springer, Cham.
- [50] ČNI. ČSN EN ISO 14040 (2006a). *Environmentální management – Posuzování životního cyklu – Zásady a osnova*. Český normalizační institut.
- [51] ČNI. ČSN EN ISO 14044 (2006b). *Environmentální management – Posuzování životního cyklu – Požadavky a směrnice*. Český normalizační institut.
- [52] ČNI. ČSN EN ISO 14051 (2012). *Environmentální management - Nákladové účetnictví materiálových toků - Obecný rámec*. Český normalizační institut.
- [53] Darbyshire, S. J. (1997). Tall wheatgrass, *Elymus elongatus* subsp. *ponticus*, in Nova Scotia. *Rhodora*, 161-165.

- [54] Daxbeck, H. et al. (2008). Čtyři dimenze zdravé výživy: zdraví, ekonomie, ekologie, společnost. In. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích: Ministerstvo zemědělství ČR, 51 s.
- [55] de Haes, H. A. U., Jolliet, O., Finnveden, G., Hauschild, M., Krewitt, W., & Müller-Wenk, R. (1999). Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 4(2), 66-74.
- [56] De Klein, C., Novoa, R. S., Ogle, S., Smith, K. A., Rochette, P., Wirth, T. C., ... & Williams, S. A. (2006). N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application. *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, 4, 1-54.
- [57] De Koeijer, T. J., Wossink, G. A. A., Struik, P. C., Renkema, J. A. (2002). Measuring agricultural sustainability in terms of efficiency: the case of Dutch sugar beet growers. *Journal of environmental management*, 66(1), 9-17.
- [58] Deckmyn, G., Muys, B., Garcia Quijano, J., Ceulemans, R. (2004). Carbon sequestration following afforestation of agricultural soils: comparing oak/beech forest to short-rotation poplar coppice combining a process and a carbon accounting model. *Global Change Biology*, 10(9), 1482-1491.
- [59] Demchenko, I. (2015). Obnovitelné zdroje a jejich náklady, CVUT, Bakalářská práce, 47 p.
- [60] Demirbas, A. (2004). Combustion characteristics of different biomass fuels. *Progress in energy and combustion science*, 30(2), 219-230.
- [61] Deublein, D., Steinhauser, A. (2011). *Biogas from waste and renewable resources: an introduction*. John Wiley & Sons.
- [62] Dhillon, R. S., & von Wuehlisch, G. (2013). Mitigation of global warming through renewable biomass. *Biomass and bioenergy*, 48, 75-89.
- [63] Dierschke, H., Briemle, D., 2002. *Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren*. Ulmer-Verlag, Stuttgart, 239 p.
- [64] Diviš, J. (2011). Pěstování kukuřice k energetickým účelům. Výzkumný ústav SILVA TAROUČY pro krajinu a okrasné zahradnictví, vvi, 27 p.
- [65] Dobbie, K. E., McTaggart, I. P., Smith, K. A. (1999). Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: variations between crops and seasons, key

- driving variables, and mean emission factors. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 104(D21), 26891-26899.
- [66] Doležal, P. (2012). *Konzervace krmiv a jejich využití ve výživě zvířat.*: Petr Baštan, Olomouc, 2012, 307 s.
- [67] Dornburg, V., Faaij, A. P. C., Verweij, P. A., Banse, M., Diepen, K. V., Keulen, H. V., Alkemade, R. (2008). *Biomass assessment: assessment of global biomass potentials and their links to food, water, biodiversity, energy demand and economy: inventory and analysis of existing studies: supporting document.* Report/WAB, (500102 014).
- [68] Dorninger, M; Freyer, B. (2008). *Aktuelle Leistungen und zukünftige Potentiale der Ökologischen Landwirtschaft für den Klimaschutz in Österreich*, IFOL, BOKU Wien, 36 s.
- [69] Dubrovský, M., Žalud, Z., & Šťastná, M. (2000). Sensitivity of CERES-Maize yields to statistical structure of daily weather series. *Climatic Change*, 46(4), 447-472.
- [70] Duffková, R. Mühlbachová, G. (2016). *Metodický postup pro efektivní užití digestátu ze zemědělských bioplynových stanic.* Praha, 64 p., ISBN 978-80-87361-62-7.
- [71] Duxbury, J. M., Harper, L. A., Mosier, A. (1993). Contributions of agroecosystems to global climate change. *Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change*, (agriculturaléco), 1-18.
- [72] Dressler, D., Loewen, A., & Nelles, M. (2012). Life cycle assessment of the supply and use of bioenergy: impact of regional factors on biogas production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(9), 1104-1115.
- [73] Ecoinvent (2006). *National Life Cycle Inventory database Ecoinvent, data v1.3.* Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Švýcarsko, 2006
- [74] Eickenscheidt, T., Freibauer, A., Heinichen, J., Augustin, J., & Drösler, M. (2014). Short-term effects of biogas digestate and cattle slurry application on greenhouse gas emissions from high organic carbon grasslands. *Biogeosciences Discussions*, 11(4), 5765-5809.
- [75] Eppel-Hotz, A., & Jodl, S. (1997). Comparative faunistic examination in *Miscanthus* (*Miscanthus x giganteus*), corn (*Zea mays*) and reed (*Phragmites australis*) expanses. Summary of the study. *Muschketat*, LF & Otte, J (1996)

- Vergleichende faunistische Untersuchung in Beständen hochwuchsender Süßgräser (Poaceae). Unpublished.
- [76] Ericsson, K., Rosenqvist, H., & Nilsson, L. J. (2009). Energy crop production costs in the EU. *Biomass and bioenergy*, 33(11), 1577-1586.
- [77] Exnerova, Z. (2015). Agriculture. National Greenhouse Gas Inventory Report of the Czech Republic: Submission under the UNFCCC. Reported Inventories 1990-2013 (Eds E. Krtkova, D. T. Grozeva, M. Beck). Prague, Czech Republic.
- [78] Felten, D., Fröba, N., Fries, J., Emmerling, C. (2013). Energy balances and greenhouse gas-mitigation potentials of bioenergy cropping systems (Miscanthus, rapeseed, and maize) based on farming conditions in Western Germany. *Renewable energy*, 55, 160-174.
- [79] 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.
- [80] Fiorese, G., & Guariso, G. (2010). A GIS-based approach to evaluate biomass potential from energy crops at regional scale. *Environmental Modelling & Software*, 25(6), 702-711.
- [81] Flessa, H., Ruser, R., Dörsch, P., Kamp, T., Jimenez, M. A., Munch, J. C., Beese, F. (2002). Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂, CH₄, N₂O) from two farming systems in southern Germany. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 91(1), 175-189.
- [82] Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R., Fahey, D. W., ... & Nganga, J. (2007). Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. Chapter 2. In *Climate Change 2007. The Physical Science Basis*.
- [83] Fott, P., & Vacha, D. (2011). National Greenhouse Gas Inventory of the Czech Republic. Czech Hydrometeorological Institute, Prague, 270 p.
- [84] Fott, P., Pretel, J., Vácha, D., Neužil, V., & Bláha, J. (2003). Národní zpráva České republiky o inventarizaci emisí skleníkových plynů. ČHMÚ, Praha, 97p..
- [85] Franks, J. R., Hadingham, B. (2012). Reducing greenhouse gas emissions from agriculture: avoiding trivial solutions to a global problem. *Land Use Policy*, 29(4), 727-736.
- [86] Freibauer, A., Rounsevell, M. D., Smith, P., Verhagen, J. (2004). Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma*, 122(1), 1-23.

- [87] Friel, S., Dangour, A. D., Garnett, T., Lock, K., Chalabi, Z., Roberts, I., Haines, A. (2009). Public health benefits of strategies to reduce greenhouse-gas emissions: food and agriculture. *The Lancet*, 374(9706), 2016-2025.
- [88] Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H. J., Doka, G., Dones, R., Heck, T., ... & Spielmann, M. (2005). The ecoinvent database: Overview and methodological framework (7 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 10(1), 3-9.
- [89] Frouz, J., Moldan, B. (2015). Příležitosti a výzvy environmentálního výzkumu. Charles University in Prague, Karolinum Press, 309 s.
- [90] Frydrych, J. (2000). Využití některých trav jako náhrady spontánních úhorů v marginálních oblastech a jevy na ladem ležící půdě z hlediska zemědělského. In *Energetické a průmyslové rostliny VI. : Biomasa- obnovitelný zdroj energie*. 2000., s. 166-167.
- [91] Fuglestvedt, J. S., Berntsen, T. K., Godal, O., Sausen, R., Shine, K. P., Skodvin, T. (2003). Metrics of climate change: Assessing radiative forcing and emission indices. *Climatic Change*, 58(3), 267-331.
- [92] Gattinger, A., Muller, A., Haeni, M., Skinner, C., Fliessbach, A., Buchmann, N., ... & Niggli, U. (2012). Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(44), 18226-18231.
- [93] Gaunt, J. L., & Lehmann, J. (2008). Energy balance and emissions associated with biochar sequestration and pyrolysis bioenergy production. *Environmental Science & Technology*, 42(11), 4152-4158.
- [94] Geißendörfer, H. (2012). Neues Energiepflanzenprojekt gestartet (New energy cropsproject started). *Biogas J. – Sonderheft*, 30–31.
- [95] Ghica, A., & Samfira, I. (2011). Bibliographic study of genetic process in *Phalaris arundinacea*. *Research Journal of Agricultural Science*, 43(4), 65-71.
- [96] Ghica, A., Dragomir, C., Samfira, I. (2012). *Phalaris Arundinacea* a further energetic species. *Research Journal of Agricultural Science*, 44(4), 46-51.
- [97] Gibbs, M. J., Woodbury, J. W. (1993). Methane emissions from livestock manure. Methane and Nitrous Oxide. RIVM Report, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands, 81-91.
- [98] Goedkoop, M. J., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J. V. Z. R., & Van Zelm, R. (2009). A life cycle impact assessment method which

comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level.
Report I: Characterisation. Den Haag.

- [99] Goedkoop, M., De Schryver, A., Oele, M., Durksz, S., & de Roest, D. (2008). Introduction to LCA with SimaPro 7. PRÉ Consultants, The Netherlands.
- [100] Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., van Zelm, R. (2009). ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level, 1.
- [101] 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.
- [102] Graedel, T. E., Graedel, T. E. (1998). Streamlined life-cycle assessment (p. 310). Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall.
- [103] Graedel, T., Allenby, B. (2003). An Introduction to Life Cycle Assessment. In: Graedel, T. and Allenby B. *Industrial Ecology*. New Jersey, Pearson Education. p. 183-196.
- [104] Grieder, C., Dhillon, B. S., Schipprack, W., & Melchinger, A. E. (2012). Breeding maize as biogas substrate in Central Europe: I. Quantitative-genetic parameters for testcross performance. *Theoretical and applied genetics*, 124(6), 971-980.
- [105] Guinée, J. B. (2002). Handbook on life cycle assessment operational guide to the ISO standards. *The international journal of life cycle assessment*, 7(5), 311-313.
- [106] Guo, L. B., & Gifford, R. M. (2002). Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global change biology*, 8(4), 345-360.
- [107] Gustafson, D. I., Jones, J. W., Porter, C. H., Hyman, G., Edgerton, M. D., Gocken, T., Healy, D. (2014). Climate adaptation imperatives: untapped global maize yield opportunities. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 12(4), 471-486.
- [108] 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.

- [109] Haas, G., Wetterich, F., & Geier, U. (2000). Life cycle assessment framework in agriculture on the farm level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 5(6), 345-348.
- [110] Hadders, G., Olsson, R. (1997). Harvest of grass for combustion in late summer and in spring. *Biomass and Bioenergy*, 12(3), 171-175.
- [111] Hanegraaf, M. C., & Biewinga, E. E. (1998). Assessing the ecological and economic sustainability of energy crops. *Biomass and Bioenergy*, 15(4), 345-355.
- [112] Havlíčková, K., Weger, J., Boháč, J., Štěřba, Z., Hutla, P., Knápek, J., Vašíček, J., Stražil, Z., Kajan, M., Lhotský, R. (2008). Rostlinná biomasa jako zdroj energie, Rostlinná biomasa jako zdroj energie. VUKOZ Pruhonice, 83 p.
- [113] Havlíčková, K., Weger, J., Konvalina, P., Moudrý, J., Stražil, Z. (2007). Zhodnocení ekonomických aspektů pěstování a využití energetických rostlin. Vědecká monografie. Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví Průhonice a Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, 92 p.
- [114] Heaton, E. A., Boersma, N., Caveny, J. D., Voigt, T. B., & Dohleman, F. G. (2014). *Miscanthus (Miscanthus× giganteus) for biofuel production*. Extension America's Research-based Learning Network SUA.
- [115] Heaton, E. A., Long, S. P., Voigt, T. B., Jones, M. B., & Clifton-Brown, J. (2004). *Miscanthus for renewable energy generation: European Union experience and projections for Illinois*. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 9(4), 433-451.
- [116] Herrmann, A. (2013). Biogas production from maize: current state, challenges and prospects. 2. Agronomic and environmental aspects. *BioEnergy Research*, 6(1), 372-387.
- [117] Herrmann, C., Idler, C., & Heiermann, M. (2016). Biogas crops grown in energy crop rotations: Linking chemical composition and methane production characteristics. *Bioresource technology*, 206, 23-35.
- [118] Hijazi, O., Munro, S., Zerhusen, B., & Effenberger, M. (2016). Review of life cycle assessment for biogas production in Europe. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 54, 1291-1300.
- [119] Hlávková, H. (1980): *Produkce některých bylinných druhů mokřadních ekosystémů*. Diplomová práce. Praha, VŠZ.

- [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] Hochschorner, E., & Finnveden, G. (2003). Evaluation of two simplified life cycle assessment methods. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(3), 119-128.
- [122] Holečková, M. (2014). Energetické využití biomasy: Bakalářská práce. Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta strojního inženýrství, Energetický ústav, 53 s. 1 příloha. Vedoucí práce Ing. Marek Baláš, Ph.D..
- [123] Houghton, J. (1998). Globální oteplování. Academia, Praha, 228 s.
- [124] Houghton, J. a kol., (1996). Climate Change 1995. The Science of Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, 572 s.
- [125] Houghton, J. T., Meira Filho, L. G., Lim, B., Treanton, K., & Mamaty, I. (1997). Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. v. 1: Greenhouse gas inventory reporting instructions.-v. 2: Greenhouse gas inventory workbook.-v. 3: Greenhouse gas inventory reference manual.
- [126] Houghton, J., (1995). Global Warming: The Complete Briefing. Lion Publishing, Oxford, 192.
- [127] Houghton, J., Jenkins, G., & Ephraums, J. (1990). Climate Change: The IPCC Scientific Assessment Cambridge Univ. Press, Cambridge. 365 s.
- [128] Hromádko, J., Miler, P., Hönl, V., Cindr, M. (2010). Technologie výroby biopaliv druhé generace. *Chem. listy*, 104, 784-790.
- [129] Hubáček, J., Kessler, F., Ludmila, J., Tejnický, B. (1962). *Chemie uhlí*. SNTL Praha
- [130] Hůla, J., Procházková, B. (2008). Minimalizace zpracování půdy. 1. vyd. Praha: Profi Press, 246 p.
- [131] Hur, T., Lee, J., Ryu, J., & Kwon, E. (2005). Simplified LCA and matrix methods in identifying the environmental aspects of a product system. *Journal of environmental Management*, 75(3), 229-237.
- [132] Hutchinson, G. L., & Davidson, E. A. (1993). Processes for production and consumption of gaseous nitrogen oxides in soil. *Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change, (agricultural eco)*, 79-93.

- [133] Change, I. P. O. C. (2001). Climate change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. Geneva, Suíça, 23 p.
- [134] Chantigny, M. H., Rochette, P., Angers, D. A., Bittman, S., Buckley, K., Massé, D., ... & Gasser, M. O. (2010). Soil nitrous oxide emissions following band-incorporation of fertilizer nitrogen and swine manure. *Journal of environmental quality*, 39(5), 1545-1553.
- [135] Charles, R., Jolliet, O., Gaillard, G. and Pellet, D. (2006). "Environmental analysis of intensity level in wheat crop production using life cycle assessment", *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Vol. 113, pp. 216-225.
- [136] Chloupek, O., Procházková, B., & Hrudová, E. (2005). Pěstování a kvalita rostlin. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita.
- [137] Christopher, B. F, Campbell, J. E., Lobell, D. B. (2007). Biomass Energy: The Scale of The Potential Resource. *Trends in Ecology and Evolution* 23(2): 65-72.
- [138] Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC (1996). Climate Change 1995, the Science of Climate Change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- [139] Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC (2001). Climate Change 2001: The Scientific Basis. Cambridge University Press, Cambridge.
- [140] Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC (2015). Climate change 2014: mitigation of climate change (Vol. 3). Cambridge University Press, 78 p.
- [141] Isermann, K. (1994). Agriculture's share in the emission of trace gases affecting the climate and some cause-oriented proposals for sufficiently reducing this share. *Environmental Pollution*, 83(1), 95-111.
- [142] J. Bellarby, B. Foereid, A. Hastings, P. Smith (2009). Cool farming: Climate Impacts of Agriculture and Mitigation Potential (Eds J. Bellarby, B. Foereid, A. Hastings, P. Smith). Scotland, Aberdeen, 44 p.
- [143] Jakubes, J., Bellingová, H., & Šváb, M. (2006). Moderní využití biomasy: Technologické a logistické možnosti. ČEA – Česká energetická agentura.
- [144] Janouchová, R. (2012). Substráty a jejich využití v bioplynových stanicích. In: KAJAN, Miroslav. Sborník konference: Výstavba a provoz bioplynových stanic. Třeboň: ČOV, spol. s.r.o., s. 145-149.

- [145] 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.
- [146] Jensen, A. A., Hunkeler, D., Gaillard, G., Hellweg, S., & Christiansen, K. (2005). LCM 2005-Innovation by Life Cycle Management. September 5-7, 2005, Barcelona, Spain. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 10, 451-453.
- [147] Jílková, J. (2003). Daně, dotace a obchodovatelná povolení – nástroje ochrany ovzduší a klimatu, IREAS, Praha, 156 s.
- [148] Johansson, T. B. (1993). *Renewable energy: sources for fuels and electricity*. Island press.
- [149] Jury, C., Benetto, E., Koster, D., Schmitt, B., & Weltring, J. (2010). Life cycle assessment of biogas production by monofermentation of energy crops and injection into the natural gas grid. *Biomass and Bioenergy*, 34(1), 54-66.
- [150] Kaiser, E. A., Kohrs, K., Kücke, M., Schnug, E., Heinemeyer, O., & Munch, J. C. (1998). Nitrous oxide release from arable soil: importance of N-fertilization, crops and temporal variation. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(12), 1553-1563.
- [151] Kajan, M., Štindl, P., & Procházka, J. (2008). Experiences with anaerobic digestion in the Czech Republic. *Pridobljeno*, 1, 2008.
- [152] Kalač, P., a kol. (2010): *Chemie životního prostředí*. Jihočeská univerzita v ČB. Zemědělská fakulta, 171 s.
- [153] Kaltschmitt, M., & Reinhardt, G. A. (1997). *Nachwachsende Energieträger*. In *Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung*. Vieweg, Braunschweig/Wiesbaden.
- [154] Kalvová, J., Moldan, B. (1996). *Klima a jeho změna v důsledku emisí skleníkových plynů*, Praha: Karolinum, 161 p.
- [155] Kára, J. (2006). Moderní zemědělské bioplynové stanice. *Agromagazín*. 7 (11), 62–65.
- [156] Kára, J., Hutla, P., Pastorek, Z. (2001). Anaerobní fermentace vlhkých organických materiálů – výroba bioplynu. In: *Ekotrend 2001 – trvale udržitelný rozvoj*. – Sborník z mezinárodní konference 28. - 29. 3. 2001, JU ZF, České Budějovice, 207-210 p.
- [157] Kára, J., Pastorek, Z., Příbyl, E., Hanzlíková, I., Andert, D., Gergdová, I., Hutla, P., Měkotová, P., Abrham, Z., Mužík, O., Hlinka, J., Bradna, J. (2007). *Výroba a využití bioplynu v zemědělství*. VÚZT, 117 p.

- [158] Kára, J., Stražil, Z., Hutla, P., & Ustal, S. (2005). Energetické rostliny, technologie pro pěstování a využití. Praha: Výzkumný ústav zemědělské techniky, 81 s. ISBN 80-86884-06-6.
- [159] Kavka, M., Beneš, V., Brant, V., a kol. (2006). Normativy zemědělských výrobních technologií. ÚZPI Praha, 376 p.
- [160] Keppler, F., Hamilton, J. T., Braß, M., & Röckmann, T. (2006). Methane emissions from terrestrial plants under aerobic conditions. *Nature*, 439(7073), 187-191.
- [161] Kim, S., & Dale, B. E. (2002). Allocation procedure in ethanol production system from corn grain I. system expansion. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(4), 237-243.
- [162] Kim, S., Dale, B. E. (2005). "Life cycle assessment of various cropping systems utilized for producing biofuels: Bioethanol and biodiesel." *Biomass & Bioenergy* 29(6): 426-439.
- [163] Kleijn, D., Kohler, F., Báldi, A., Batáry, P., Concepción, E. D., Clough, Y., Kovács, A. (2009). On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 276(1658), 903-909.
- [164] Klimiuk, E., Pokój, T., Budzyński, W., & Dubis, B. (2010). Theoretical and observed biogas production from plant biomass of different fibre contents. *Bioresource technology*, 101(24), 9527-9535.
- [165] Klír, J. (2011). Registrace, uskladnění a aplikace digestátu. In: KAJAN, Miroslav. Sborník z konference: Výstavba a provoz bioplynových stanic. Třeboň: ČOV, spol. s.r.o., s. 137-158.
- [166] Knápek, J., Haas, R., Jílková, J. (2010). Energy for sustainable development II: CZ-AT EEG 2010 : research papers of Czech-Austrian Energy Expert Group. Praha: Alfa Nakladatelství, 2010. ISBN 9788087197363.
- [167] Knápek, J., Ošlejšek, P., Havlíčková, K. (2011). Ekonomika pěstování energetických travin pro bioplynové stanice. In: *Acta Pruhoniciana*. Průhonice: Výzkumný ústav okrasného zahradnictví, 1960-2012, s. 47-54.
- [168] 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.

- [169] Kočí, V. (2009). Posuzování životního cyklu Life Cycle Assessment-LCA. Vodní zdroje Ekomonitor, 263 s.
- [170] Kočí, V. (2010). Příručka základních informací o posuzování životního cyklu: LCA. VŠCHT Praha, 27.
- [171] Kočí, V. (2012). Na LCA založené srovnání environmentálních dopadů obnovitelných, LCA studio, Ústav chemie ochrany prostředí, VŠCHT Praha, 111 p.
- [172] Kočí, V., Judl, J. (2011). Posouzení životního cyklu osobní dopravy Kladno–Praha. Acta Environmentalica Universitatis Comenianae (Bratislava), 19, 179-186.
- [173] Koga, N., Sawamoto, T., Tsuruta, H. (2006). Life cycle inventory-based analysis of greenhouse gas emissions from arable land farming systems in Hokkaido, northern Japan. Soil Science and Plant Nutrition, 52(4), 564-574.
- [174] Koloničný, J., Hase, V. (2011). Využití rostlinné biomasy v energetice. Vysoká škola báňská-Technická univerzita Ostrava.
- [175] Kopecký, M., Bernas, J., Jelínková, Z., Konvalina, P., & Šlachta, M. (2015). Drought impact on the germination of selected energy grass species. Journal of Central European Agriculture, 16(4), 503-515
- [176] Kotovicová, J. (2003). Čistší produkce, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno, 134 s.
- [177] Koukios, E. G. (2002). Biomasa. Výzkumné energetické centrum VŠB-TU Ostrava, 35 p.
- [178] Kramer, K. J., Moll, H. C., & Nonhebel, S. (1999). Total greenhouse gas emissions related to the Dutch crop production system. Agriculture, ecosystems & environment, 72(1), 9-16.
- [179] Kryzeviciene, A., Navickas, K., Venslauskas, K., Zuperka, V., Vliegheer, A. D., & Carlier, L. (2007). Energy potential of reed canary grass as an energy crop in organic agriculture in Lithuania. In Permanent and temporary grassland: plant, environment and economy. Proceedings of the 14th Symposium of the European Grassland Federation, Ghent, Belgium, 3-5 September 2007. (pp. 587-590). Belgian Society for Grassland and Forage Crops.
- [180] Krzywanski, J., Rajczyk, R., Bednarek, M., Wesolowska, M., & Nowak, W. (2013). Gas emissions from a large scale circulating fluidized bed boilers burning lignite and biomass. Fuel processing technology, 116, 27-34.

- [181] Kukk, L., Astover, A., Roostalu, H., Rossner, H., & Tamm, I. (2010). The dependence of reed canary grass (*Phalaris arundinacea* L.) energy efficiency and profitability on nitrogen fertilization and transportation distance. In *Agronomy Research* (Vol. 8, No. Special 1, pp. 123-133). Estonian Research Institute of Agriculture.
- [182] Kukk, L., Roostalu, H., Suuster, E., Rossner, H., Shanskiy, M., & Astover, A. (2011). Reed canary grass biomass yield and energy use efficiency in Northern European pedoclimatic conditions. *Biomass and Bioenergy*, 35(10), 4407-4416.
- [183] Küstermann, B., Kainz, M., Hülsbergen, K. J. (2008). Modeling carbon cycles and estimation of greenhouse gas emissions from organic and conventional farming systems. *Renewable agriculture and food systems*, 23(01), 38-52.
- [184] Labutong, N. (2012). Life-cycle modeling and environmental impact assessment of commercial scale biogas production (Doctoral dissertation, University of Michigan).
- [185] Lackner, M. (2008). Sozialökologische Dimensionen der österreichischen Ernährung. Eine Szenarienanalyse. Wien (Social Ecology Working Paper 103). Klagenfurt, 2008, 59 s.
- [186] Lal, R., & Kimble, J. M. (1997). Conservation tillage for carbon sequestration. *Nutrient cycling in agroecosystems*, 49(1-3), 243-253.
- [187] Lal, R., Kimble, J. M., Follett, R. F., Cole, C. V. (1998). The potential of US cropland to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. CRC Press. 126 p.
- [188] Landström, S., Lomakka, L., Andersson, S. (1996). Harvest in spring improves yield and quality of reed canary grass as a bioenergy crop. *Biomass and bioenergy*, 11(4), 333-341.
- [189] Lantz, A., Lal, R., & Kimble, J. (1999, May). Land use effects on soil carbon pools in two major land resource areas of Ohio, USA. In *Sustaining the global farm. Selected papers from the 10th International Soils Conservation Organization meeting* (pp. 499-502).
- [190] LaSalle, T. J., Hepperly, P. (2008). *Regenerative Organic Farming: A solution to global warming*. Rodale Institute, 1-13.
- [191] Layard, R., Glaister, S. (1994). *Cost-benefit analysis*. Cambridge University Press.

- [192] Leggett, J. (1992). *Nebezpečí oteplování*. Praha: Academia, 360 s.
- [193] Lehtomäki, A., Viinikainen, T. A., & Rintala, J. A. (2008). Screening boreal energy crops and crop residues for methane biofuel production. *Biomass and bioenergy*, 32(6), 541-550.
- [194] Lewandowski, I., Clifton-Brown, J. C., Scurlock, J. M. O., & Huisman, W. (2000). *Miscanthus: European experience with a novel energy crop*. *Biomass and Bioenergy*, 19(4), 209-227.
- [195] 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.
- [196] Lewandowski, I., Weger, J., Van Hooijdonk, A., Havlickova, K., Van Dam, J., & Faaij, A. (2006). The potential biomass for energy production in the Czech Republic. *Biomass and Bioenergy*, 30(5), 405-421.
- [197] Lhotský, R., Kajan, M. (2011). Anaerobic digestion of biomass from permanent grasslands as an alternative to energy plants, *Acta Pruhoniana* 97: 69–75, 2011
- [198] Libra, M., Poulek, V. (2007). *Zdroje a využití energie*. Česká zemědělská univerzita. 1. vyd. V Praze: Česká zemědělská univerzita, 141 s.
- [199] Lomborg, B. (2003). *The skeptical environmentalist: measuring the real state of the world (Vol. 1)*. Cambridge: Cambridge University Press.
- [200] Loria, E. R., Sawyer, J. E., Barker, D. W., Lundvall, J. P., & Lorimor, J. C. (2007). Use of anaerobically digested swine manure as a nitrogen source in corn production. *Agronomy Journal*, 99(4), 1119-1129.
- [201] MacKenzie, A. F., Fan, M. X., & Cadrin, F. (1998). Nitrous oxide emission in three years as affected by tillage, corn-soybean-alfalfa rotations, and nitrogen fertilization. *Journal of environmental quality*, 27(3), 698-703.
- [202] Malaťák, J., Plíštil, D., Jevič, P., Příkryl, M. (2005). Energetické rostliny. In *Využití fytomasy pro energetické účely*. p. 17.
- [203] Malaťák, J., Vaculík, P. (2008). *Biomasa pro výrobu energie (Biomass for Energy Production)*. Prague, Czech University of Life Sciences Prague, 206.
- [204] Mancinelli, R., Marinari, S., Di Felice, V., Savin, M. C., & Campiglia, E. (2013). Soil property, CO₂ emission and aridity index as agroecological indicators to assess the mineralization of cover crop green manure in a Mediterranean environment. *Ecological indicators*, 34, 31-40.

- [205] Markou, G., Brulé, M., Balafoutis, A., Kornaros, M., Georgakakis, D., & Papadakis, G. (2017). Biogas production from energy crops in northern Greece: economics of electricity generation associated with heat recovery in a greenhouse. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 19(4), 1147-1167.
- [206] 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.
- [207] Massé, D., Gilbert, Y., Savoie, P., Bélanger, G., Parent, G., & Babineau, D. (2010). Methane yield from switchgrass harvested at different stages of development in Eastern Canada. *Bioresource technology*, 101(24), 9536-9541.
- [208] Mast, B., Lemmer, A., Oechsner, H., Reinhardt-Hanisch, 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.
- [209] McEniry, J., Finnan, J., King, C., & O'Kiely, P. (2012). The effect of ensiling and fractionation on the suitability for combustion of three common grassland species at sequential harvest dates. *Grass and Forage Science*, 67(4), 559-568.
- [210] McKendry, P. (2002). Energy production from biomass (part 1): overview of biomass. *Bioresource technology*, 83(1), 37-46.
- [211] McTaggart, I. P., Akiyama, H., Tsuruta, H., & Ball, B. C. (2002). Influence of soil physical properties, fertiliser type and moisture tension on N₂O and NO emissions from nearly saturated Japanese upland soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 63(2-3), 207-217.
- [212] Meehl, G. A., Stocker, T. F., Collins, W. D., Friedlingstein, P., Gaye, A. T., Gregory, J. M., ... & Raper, S. C. (2007). Global climate projections. *Climate change*, 3495, 747-845.
- [213] Menardo, S., Bauer, A., Theuretzbacher, F., Piringer, G., Nilsen, P. J., Balsari, P., ... & Amon, T. (2013). Biogas production from steam-exploded miscanthus and utilization of biogas energy and CO₂ in greenhouses. *BioEnergy Research*, 6(2), 620-630.
- [214] Menichetti, E., & Otto, M. (2008). Energy balance and greenhouse gas emissions of biofuels from a life-cycle perspective. *Biofuels: Environmental Consequences and Interactions with Changing Land Use. Proceedings of the Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) International Biofuels Project Rapid Assessment*, Ithaca NY: University of Cornell, 81-109.

- [215] Metelka, L., & Tolasz, R. (2009). Klimatické změny: fakta bez mýtů. Univerzita Karlova v Praze, Centrum pro otázky životního prostředí. 35 s.
- [216] Millar, N., Robertson, G. P., Grace, P. R., Gehl, R. J., & Hoben, J. P. (2010). Nitrogen fertilizer management for nitrous oxide (N₂O) mitigation in intensive corn (Maize) production: an emissions reduction protocol for US Midwest agriculture. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 15(2), 185-204.
- [217] Miller, R. E., Blair, P. D. (2009). *Input-output analysis: foundations and extensions*. Cambridge University Press.
- [218] Minovsky, O., Krtková, E., Fott, P. (2013): National Greenhouse Gas Inventory of the Czech Republic. Czech Republic, Czech Hydrometeorological Institute, Prague, 327 p.
- [219] Mishan, E. J., Quah, E. (2007). *Cost-benefit analysis*. Routledge.
- [220] Moeller, H. B., Nielsen, L., Christensen, T. B. (2007): Biogas production from different types of biomass and grass species from meadows. *Nordic Association of Agricultural Scientists*, Copenhagen, p. 87–88.
- [221] Moldan, B. (2010). *Konference OSN o životním prostředí a rozvoji Rio de Janeiro: 3-14 června 1992, Dokumenty a komentáře*. Praha: Management Press. 260 s.
- [222] 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.
- [223] Mondelaers, K., Aertsens, J., & Van Huylenbroeck, G. (2009). A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. *British food journal*, 111(10), 1098-1119.
- [224] Mori, A., Hojito, M., Kondo, H., Matsunami, H., & Scholefield, D. (2005). Effects of plant species on CH₄ and N₂O fluxes from a volcanic grassland soil in Nasu, Japan. *Soil Science & Plant Nutrition*, 51(1), 19-27.
- [225] Mosier, A., Kroeze, C., Nevison, C., Oenema, O., Seitzinger, S., & Van Cleemput, O. (1998). Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutrient cycling in Agroecosystems*, 52(2-3), 225-248.

- [226] Moudrý Jr., J. (2014). Emise skleníkových plynů při pěstování rostlin v konvenčním a ekologickém systému hospodaření. České Budějovice, Habilitační práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 161 p.
- [227] Moudrý Jr., J., Jelínková, Z., Pleh, R., Moudrý, J., Konvalina, P., Hyšpler, R. (2013). The emissions of greenhouse gases produced during growing and processing of wheat products in the Czech Republic. *J Food Agric Environ*, 11(1), 1133-1136.
- [228] Moudrý, J., Stražil, Z. (1998). Energetické plodiny v ekologickém zemědělství. Spolek poradců, 53 p.
- [229] Musil, P. (2009). Globální energetický problém a hospodářská politika-se zaměřením na obnovitelné zdroje. Nakladatelství CH Beck.
- [230] Mužík, O., Kára, J. (2009). Možnosti výroby a využití bioplynu v ČR. *Biom. cz.*
- [231] MZE, (2013). Možnosti energetického využití biomasy: ukázka praktických opatření z Akčního plánu pro biomasu v ČR na období 2012-2020. Praha: Ministerstvo zemědělství, 2013, 66 s.
- [232] Nadeem, S., Hansen, S., Bleken, M. A., & Dörsch, P. (2012). N₂O emission from organic barley cultivation as affected by green manure management. *Biogeosciences*, 9(7), 2747.
- [233] Nátr, L. (2006). Země jako skleník. Proč se bát CO₂?. 142 s.
- [234] Nemecek, T., & Erzinger, S. (2005). Modelling representative life cycle inventories for Swiss arable crops (9 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 10(1), 68-76.
- [235] Nemecek, T., Heil, A., Huguenin, O., Meier, S., Erzinger, S., Blaser, S., ... & Zimmermann, A. (2007). Life cycle inventories of agricultural production systems. Final report ecoinvent v2. 0 No, 15.
- [236] Nemešová, I., Pretel, J. (1998). Skleníkový efekt a životní prostředí. MZe ve spolupráci s ČHMÚ a ústavem fyziky atmosféry AV ČR, 76 s.
- [237] Niggli, U., Fleissbach, A., Hepperly, P., & Scialabba, N. (2011). Zemědělství s nízkými emisemi skleníkových plynů: mitigační a adaptační potenciál trvale udržitelných zemědělských systémů.
- [238] Niggli, U., Fließbach, A., Hepperly, P., & Scialabba, N. (2009). Low greenhouse gas agriculture: mitigation and adaptation potential of sustainable farming systems. *Ökologie & Landbau*, 141, 32-33.

- [239] Nilsson, D., Rosenqvist, H., & Bernesson, S. (2015). Profitability of the production of energy grasses on marginal agricultural land in Sweden. *Biomass and Bioenergy*, 83, 159-168.
- [240] Nishiguchi, S., Tabata, T. (2016). Assessment of social, economic, and environmental aspects of woody biomass energy utilization: Direct burning and wood pellets. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 57, 1279-1286.
- [241] Nitsch, H., Osterburg, B., Roggendorf, W., & Laggner, B. (2012). Cross compliance and the protection of grassland—illustrative analyses of land use transitions between permanent grassland and arable land in German regions. *Land Use Policy*, 29(2), 440-448.
- [242] Nosek, V. (2016). Ekonomická analýza využití biomasy v malých zdrojích. CVUT, Bakalářská práce, 47 p.
- [243] Ochodek, T., Koloničný, J., & Janásek, P. (2006). Potenciál biomasy, druhy, bilance a vlastnosti paliv z biomasy. ISBN, 80, 248-1207.
- [244] Ochodek, T., Koloničný, J., Branc, M. (2007). Technologie pro přípravu a energetické využití biomasy. VŠB–Technická univerzita Ostrava, Výzkumné energetické centrum, Ostrava.
- [245] Ochodek, T., Koloničný, J., Branc, M. (2008). Ekonomika při energetickém využívání biomasy. Ostrava, 116 s. ISBN 978-80-248-1751-4 Operační program životní prostředí [online]. www.opzp.cz.
- [246] Ochodek, T., Koloničný, J., Branc, M., & Janásek, P. (2008). Ekonomika při energetickém využívání biomasy-metodická příručka. VŠB-TU Ostrava, Výzkumné energetické centrum.
- [247] Oslaj, M., Mursec, B., & Vindis, P. (2010). Biogas production from maize hybrids. *Biomass and bioenergy*, 34(11), 1538-1545.
- [248] Owens, J. W. (1996). LCA impact assessment categories. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 1(3), 151-158.
- [249] Pachauri, R. K., Allen, M. R., Barros, V. R., Broome, J., Cramer, W., Christ, R., ... & Dubash, N. K. (2014). Climate change 2014: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (p. 151). IPCC.
- [250] Panoutsou, C. (2007). Socio-economic impacts of energy crops for heat generation in Northern Greece. *Energy Policy*, 35(12), 6046-6059.

- [251] 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.
- [252] Park, K., Shin, D., & Yoon, E. S. (2011). The cost of energy analysis and energy planning for emerging, fossil fuel power plants based on the climate change scenarios. *Energy*, 36(5), 3606-3612.
- [253] Pastorek, Z. (2005). Legislativní podpora využití biomasy. In *Zemědělská technika abiomasa 2005*. Praha: VÚZT, 2005. s. 7-10.
- [254] Pastorek, Z., Kára, J., Jevič, P. (2004). *Biomasa, obnovitelný zdroj energie*. Praha, FCC Public, 286 p.
- [255] Paustian, K. A. O. J. H., Andrén, O., Janzen, H. H., Lal, R., Smith, P., Tian, G., Woomer, P. L. (1997). Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. *Soil use and management*, 13(s4), 230-244.
- [256] Paustian, K., Cole, C. V., Sauerbeck, D., & Sampson, N. (1998). CO₂ mitigation by agriculture: an overview. *Climatic change*, 40(1), 135-162.
- [257] Peter, M., Edwards, P. J., Jeanneret, P., Kampmann, D., & Lüscher, A. (2008). Changes over three decades in the floristic composition of fertile permanent grasslands in the Swiss Alps. *Agriculture, ecosystems & environment*, 125(1), 204-212.
- [258] Petříková, V., Sladký, V., Stražil, Z., Šafařík, M., Ust'ak, S., Váňa, J. (2006): *Energetické plodiny*. 1. vyd. Praha: Profi Press, 127 p.
- [259] Pimentel, D., Hepperly, P., Hanson, J., Douds, D., & Seidel, R. (2005). Environmental, energetic, and economic comparisons of organic and conventional farming systems. *BioScience*, 55(7), 573-582.
- [260] Poeschl, M., Ward, S., Owende, P. (2010). Prospects for expanded utilization of biogas in Germany. *Renewable and sustainable energy reviews*, 14(7), 1782-1797.
- [261] Poeschl, M., Ward, S., Owende, P. (2012). Environmental impacts of biogas deployment–Part II: life cycle assessment of multiple production and utilization pathways. *Journal of Cleaner Production*, 24, 184-201.
- [262] Pohořelý, M., Jeremiáš, M., Kameníková, P., Skoblia, S., Svoboda, K., & Punčochář, M. (2012). Zplyňování biomasy. *Chem. Listy*, 106, 264-274.

- [263] Porvaz, P., Mati, R., Kotorová, D., & Jakubová, J. (2008). Pestovanie ozdobnice čínskej (*Miscanthus sinensis* Andress.) na energetické účely. Metodická príručka. Michalovce, 2008, 32 s. ISBN 978-80-88872-93-1.
- [264] Prather, M., Derwent, R., Ehhalt, D., Fraser, P., Sanhueza, E., & Zhou, X. (1994). Other trace gases and atmospheric chemistry. *Climate change*, 94, 77-126.
- [265] Pretel, J. (2012) Ekologie Hospodárnost: Současná realita globální změny klimatu. *Pro-energy*, 3: 44-49
- [266] Quaschnig, V. (2010). *Obnovitelné zdroje energií*. Grada Publishing as, 290 p.
- [267] Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G., Rydberg, T., Pennington, D. W. (2004). Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment international*, 30(5), 701-720.
- [268] Reed, T. B., & Gaur, S. (2009). *An atlas of thermal data for biomass and other fuels*. Biomass Energy Foundation Press. 2nd Edition, 259 p.
- [269] Rees, M. (2005). *Naše poslední hodina: přežije lidstvo svůj úspěch?*. Dokořán. 232 s.
- [270] Rehl, T., & Müller, J. (2011). Life cycle assessment of biogas digestate processing technologies. *Resources, Conservation and Recycling*, 56(1), 92-104.
- [271] Remtová, K., Příbylová, M. (2001). *Využití metody LCA v České republice: LCA příručka pro zpracovatele*, Praha: VŠE Praha, 2001. 81p.
- [272] Robertson, G. P., & Vitousek, P. M. (2009). Nitrogen in agriculture: balancing the cost of an essential resource. *Annual Review of Environment and Resources*, 34, 97-125.
- [273] Roy, P., Nei, D., Orikasa, T., Xu, Q., Okadome, H., Nakamura, N., & Shiina, T. (2009). A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *Journal of food engineering*, 90(1), 1-10.
- [274] Rudolpt, W. (2013). *Sanfte Sanierer und grüne Rohstoffpumpe*. *Biogas Journal* ročník 16, vol. 6, p. 66 – 69.
- [275] Ryvolová, I., & Zemplerová, A. (2010). *Ekonomie obnovitelných zdrojů energie-příklad větrné energie v České republice*. *Politická ekonomie*, 58(6), 814-825.

- [276] 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.
- [277] Sauerbeck, D. R. (2001). CO₂ emissions and C sequestration by agriculture—perspectives and limitations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60(1-3), 253-266.
- [278] Scurlock, J. M. O. (1999). *Miscanthus: a review of European experience with a novel energy crop* (No. ORNL/TM-13732). Oak Ridge National Lab., TN (US).
- [279] Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R. A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., Yu, T. H. (2008). Use of US croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science*, 319(5867), 1238-1240.
- [280] Sebastián, F., Royo, J., & Gómez, M. (2011). Cofiring versus biomass-fired power plants: GHG (Greenhouse Gases) emissions savings comparison by means of LCA (Life Cycle Assessment) methodology. *Energy*, 36(4), 2029-2037.
- [281] Severin, M., Fuß, R., Well, R., Garlipp, F., & Van den Weghe, H. (2016b). Soil, slurry and application effects on greenhouse gas emissions.
- [282] Severin, M., Fuß, R., Well, R., Hähndel, R., & Van den Weghe, H. (2016a). Greenhouse gas emissions after application of digestate: short-term effects of nitrification inhibitor and application technique effects. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 62(7), 1007-1020.
- [283] Sheng, C., & Azevedo, J. L. T. (2005). Estimating the higher heating value of biomass fuels from basic analysis data. *Biomass and Bioenergy*, 28(5), 499-507.
- [284] Shield, I. F., Barraclough, T. J. P., Riche, A. B., & Yates, N. E. (2012). The yield response of the energy crops switchgrass and reed canary grass to fertiliser applications when grown on a low productivity sandy soil. *Biomass and Bioenergy*, 42, 86-96.
- [285] Scharf, R.; Sladká, H; Tóthová, L. (2007). *Agroenvironmentální programy České republiky 2007-2013*. Praha: Informica, 28 s.
- [286] 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.
- [287] Scheer, H. (2007). *Energy autonomy: the economic, social and technological case for renewable energy*. Earthscan. V. A. 321 p.

- [288] Schobben, M., Stebbins, A., Ghaderi, A., Strauss, H., Korn, D., & Korte, C. (2016). Eutrophication, microbial-sulfate reduction and mass extinctions. *Communicative & integrative biology*, 9(1), e1115162.
- [289] Schulz, H., Eder, B. (2001). *Biogas – praxis*. Freiburg, Ökobuch Verlag, Staufen bei Freiburg, 187 p.
- [290] Schwarz, K. U., Kjeldsen, J. B., Münzer, W., & Junge, R. (1998). Low cost establishment and winter survival of *Miscanthus x giganteus*. In *Low cost establishment and winter survival of Miscanthus x giganteus* (pp. 947-950).
- [291] Sims, R. E., Hastings, A., Schlamadinger, B., Taylor, G., & Smith, P. (2006). Energy crops: current status and future prospects. *Global Change Biology*, 12(11), 2054-2076.
- [292] 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.
- [293] Smith, K. A., McTaggart, I. P., & Tsuruta, H. (1997). Emissions of N₂O and NO associated with nitrogen fertilization in intensive agriculture, and the potential for mitigation. *Soil use and management*, 13(s4), 296-304.
- [294] Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., Scholes, B. (2008). Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 363(1492), 789-813.
- [295] Smith, P., Powlson, D. S., Glendining, M. J., & Smith, J. U. (1998). Preliminary estimates of the potential for carbon mitigation in European soils through no-till farming. *Global Change Biology*, 4(6), 679-685.
- [296] Smith, R., & Slater, F. M. (2010). The effects of organic and inorganic fertilizer applications to *Miscanthus*× *giganteus*, *Arundo donax* and *Phalaris arundinacea*, when grown as energy crops in Wales, UK. *Gcb Bioenergy*, 2(4), 169-179.
- [297] Smyth, B. M., Murphy, J. D., & O'Brien, C. M. (2009). What is the energy balance of grass biomethane in Ireland and other temperate northern European climates?. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 13(9), 2349-2360.
- [298] Solomon, S. (Ed.). (2007). *Climate change 2007-the physical science basis: Working group I contribution to the fourth assessment report of the IPCC (Vol. 4)*. Cambridge University Press.

- [299] Sorda, G., Sunak, Y., & Madlener, R. (2013). An agent-based spatial simulation to evaluate the promotion of electricity from agricultural biogas plants in Germany. *Ecological Economics*, 89, 43-60.
- [300] Součková, H., Moudrý, J. (2006). *Nepotravinářské využití fytomasy*. 1. vyd. České Budějovice: Jihočeská univerzita, Zemědělská fakulta, 95 s. ISBN 80-7040-857-X.
- [301] Soukupová, J., Bakoš, E., Doležalová, M., Kaplanová, B., Kulhavý, V., Neshybová, J. (2011). *Ekonomika životního prostředí*, Masarykova univerzita, Brno, 330 s.
- [302] Staud, T., Reimer, N. (2008). *Zachraňme klima - Ještě není pozdě*. [s. l.]. Praha: Knižní klub, 288 s.
- [303] Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N. D., Herzon, I., Van Doorn, A., Ramwell, C. (2009). Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe—a review. *Journal of environmental management*, 91(1), 22-46.
- [304] Straková, M., Straka, J., Michalíková, L., Plevová, K. (2007). *Kapesní atlas trav*. Rousínov, Ministerstvo zemědělství, 46 s.
- [305] Stražil, Z. (2008). *Zdroje biomasy pro energetické využití (spalování) a výhled jejího uplatnění*. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., 3 p.
- [306] Stražil, Z. (2009). *Základy pěstování a možnosti využití ozdobnice (Miscanthus)*. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., 2009, 52 p.
- [307] Stražil, Z. (2012). Evaluation of reed canary grass (*Phalaris arundinacea* L.) grown for energy use. *Research in Agricultural Engineering*, 58(1), 119-130.
- [308] Stražil, Z., Kohoutek, A., Diviš, J., a kol. (2011). *Trávy jako energetická surovina*. České Budějovice, Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i. ve spolupráci se Zemědělskou fakultou Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích, 36 s.
- [309] Stražil, Z.; Moudrý, J.; Kalinová, J. (2003). *Produkce a ekonomika vybraných energetických rostlin*. In *Sborník z konference Udržitelné poľnohospodárstvo a rozvoj vidieka*. p. 333-335.
- [310] Svendsen, G. T. (2011). How to include farmers in the emission trading system?. *ICROFS news*, (1), 10-11.
- [311] Szabó, G., Fazekas, I., Szabó, S., Szabó, G., Buday, T., Paládi, M., ... & Kerényi, A. (2014). The carbon footprint of a biogas power plant. *Environmental Engineering and Management Journal*, 13(11), 2867-2874.

- [312] Šantrůček, J. (2007). Encyklopedie pícninářství. CZU, Praha, 157 s.
- [313] Šarapatka, B., & Niggli, U. (2008). Zemědělství a krajina: cesty k vzájemnému souladu. Univerzita Palackého v Olomouci, 271 s.
- [314] Šimek, M. (2003). Základy nauky o půdě: Biologické procesy a cykly prvků. Jihočeská univerzita, Biologická fakulta.
- [315] Šimek, M. a Macková, J. (2015). Degradace půdy a emise skleníkových plynů z půd a ze zemědělství - nutné zlo?. Středisko společných činností AV ČR, v.v.i.: Strategie AV21/Rozmanitost života a zdraví ekosystémů, (1), 46 p.
- [316] Šimek, M., Elhottová, D., Klimeš, F., & Hopkins, D. W. (2004). Emissions of N₂O and CO₂, denitrification measurements and soil properties in red clover and ryegrass stands. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(1), 9-21.
- [317] Šimon, J., Stražil, Z. (2000). Perspektivy pěstování plodin pro nepotravinářské účely: (studijní zpráva). Ústav zemědělských a potravinářských informací. 50 s.
- [318] Šnobl, J. (2004). Rostlinná výroba IV.: (chmel, len, konopí, využití biomasy k energetickým účelům). Vyd. 1. V Praze: Česká zemědělská univerzita, Agronomická fakulta, Katedra rostlinné výroby, 2004, 119 s.
- [319] Šnobl, J; Štaud, J; Vašák, J; Zimolka, J. (2004). Rostlinná výroba IV. : Chmel, len, konopí, využití biomasy k energetickým účelům, 119 p.
- [320] Štindl, P., Kolář, L., Kužel, S. (2006). Spalné teplo biomasy a jeho výpočet z elementárního složení. In: *Agroregion 2006 – Zvyšování konkurenceschopnosti v zemědělství (Půda – základ konkurenceschopnosti zemědělství)*, pp. 136–140, České Budějovice, Czech Republic.
- [321] Šúri, M. (2004). Electricity generation from the viewpoint of renewable energy sources. *Život. prostr.*, 38(5).
- [322] Thompson, M., Ellis, R., & Wildavsky, A. (1990). *Cultural theory*. Westview Press.
- [323] Thorup-Kristensen, K., Magid, J., Jensen, L. S. (2003). Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Advances in agronomy*, 79, 227-302.
- [324] Thrane, M. (2006). LCA of Danish Fish Products. New methods and insights (9 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(1), 66-74.
- [325] Tiedje, J. M. (1988). Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. *Biology of anaerobic microorganisms*, 717, 179-244.

- [326] Toma, Y., Kimura, S. D., Hirose, Y., Kusa, K., Hatano, R. (2007). Variation in the emission factor of N₂O derived from chemical nitrogen fertilizer and organic matter: A case study of onion fields in Mikasa, Hokkaido, Japan. *Soil science and plant nutrition*, 53(5), 692-703.
- [327] Trenberth, K. E. (1992). *Climate system modeling*. Cambridge University Press, 788s.
- [328] Twidell, J., Weir, T. (2015). *Renewable energy resources*. Routledge, 602 p.
- [329] Ust'ak, S. (2005). Technické a ekonomické aspekty pěstování a využití biomasy pro energetické a průmyslové účely. In *Zemědělská technika a biomasa 2005*. p. 35-40.
- [330] Ust'ak, S., Stražil, Z., Váňa, V., Honzík, R. (2012). Pěstování chřastice rákosovité *Phalaris arundinacea* L. pro výrobu bioplynu. Praha, Výzkumný ústav rostlinné výroby, 24 s.
- [331] Van der Oost, R., Beyer, J., Vermeulen, N. P. (2003). Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental toxicology and pharmacology*, 13(2), 57-149.
- [332] Van Vuuren, D. P., Cofala, J., Eerens, H. E., Oostenrijk, R., Heyes, C., Klimont, Z., Amann, M. (2006). Exploring the ancillary benefits of the Kyoto Protocol for air pollution in Europe. *Energy Policy*, 34(4), 444-460.
- [333] Van Zeijts, H., Leneman, H., Sleswijk, A. W. (1999). Fitting fertilisation in LCA: allocation to crops in a cropping plan. *Journal of Cleaner Production*, 7(1), 69-74.
- [334] Váňa, J., Ust'ak, S. (2006). Možnosti zajištění trvale udržitelné výroby bioetanolu. In *Sborník referátů z odborné konference „Energetické a průmyslové rostliny IX.“* CZ Biom a VÚRV (Vol. 15, No. 2006, pp. 7-16).
- [335] 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.
- [336] Vávrová, K., Weger, J., Nikl, M., Knápek, J. (2014). Metodika stanovení potenciálu biomasy pro energetické využití v krizových situacích.
- [337] Vázquez-Rowe, I., Golkowska, K., Lebuf, V., Vaneckhaute, C., Michels, E., Meers, E., ... & Koster, D. (2015). Environmental assessment of digestate treatment technologies using LCA methodology. *Waste Management*, 43, 442-459.

- [338] Venendaal, R., Jørgensen, U., Foster, C. A. (1997). European energy crops: a synthesis. *Biomass and Bioenergy*, 13(3), 147-185.
- [339] Vitousek, P. M. (1994). Beyond global warming: ecology and global change. *Ecology*, 75(7), 1861-1876.
- [340] Vogel, E., Deumlich, D., Kaupenjohann, M. (2016). Bioenergy maize and soil erosion—Risk assessment and erosion control concepts. *Geoderma*, 261, 80-92.
- [341] Watson, R. T., Meira Filho, L. G., Sanhueza, E., Janetos, A. (1992). Greenhouse gases: sources and sinks. *Climate change*, 25-46.
- [342] Watson, R. T., Rodhe, H., Oeschger, H., Siegenthaler, U. (1990). Greenhouse gases and aerosols. *Climate change: the IPCC scientific assessment*, 1, 17.
- [343] Weber, E. (2003). *Invasive plant species of the world: a reference guide to environmental weeds*. CABI publishing.
- [344] Weger, J. (2012). Možnosti pěstování biomasy jako energetického zdroje v Ústeckém kraji. Průhonice: Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, 78 s.
- [345] Weidema, B. P., Bauer, C., Hischer, R., Mutel, C., Nemecek, T., Reinhard, J., ... & Wernet, G. (2013). Overview and methodology: Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- [346] Weidema, B., Wenzel, H., Petersen, C., Hansen, K. (2004). The product, functional unit and reference flows in LCA. Danish Environmental Protection Agency, *Environmental News*, (70).
- [347] Weiland, P. (2003). Production and energetic use of biogas from energy crops and wastes in Germany. *Applied biochemistry and biotechnology*, 109(1-3), 263-274.
- [348] Weiland, P. (2010). Biogas production: current state and perspectives. *Applied microbiology and biotechnology*, 85(4), 849-860.
- [349] Weinzettel, J. (2008). Posuzování životního cyklu (LCA) a analýza vstupů a výstupů (IOA): vzájemné propojení při získávání nedostupných dat. Disertační práce. Praha, ČVUT, fakulta elektrotechnická, 151 s.
- [350] West, T. O., Marland, G. (2002). A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 91(1), 217-232.

- [351] Wilkinson, M. (2015). Maize Cultivars for Anaerobic Digestion and Animal Nutrition in Europe. *International Journal of Agricultural Management*, 4 (4), 144–151.
- [352] Williams, A., Audsley, E., Sandars, D. (2006). Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities: Defra project report IS0205. 97 p.
- [353] Wrobel, C., Coulman, B. E., & Smith, D. L. (2009). The potential use of reed canarygrass (*Phalaris arundinacea* L.) as a biofuel crop. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B–Soil and Plant Science*, 59(1), 1-18.
- [354] Zegada-Lizarazu, W., Monti, A. (2011). Energy crops in rotation. A review. *Biomass and Bioenergy*, 35(1), 12-25.
- [355] Zimmermann, J., Styles, D., Hastings, A., Dauber, J., & Jones, M. B. (2014). Assessing the impact of within crop heterogeneity ('patchiness') in young *Miscanthus* × *giganteus* fields on economic feasibility and soil carbon sequestration. *Gcb Bioenergy*, 6(5), 566-576.
- [356] Zimolka, J. (2008). Kukuřice: hlavní a alternativní užitkové směry. Profi Press.
- [357] Zou, J., Huang, Y., Lu, Y., Zheng, X., & Wang, Y. (2005). Direct emission factor for N₂O from rice–winter wheat rotation systems in southeast China. *Atmospheric Environment*, 39(26), 4755-4765.
- [358] Žalud, Z. (2009). Změna klimatu a české zemědělství-dopady a adaptace. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně. 270 s.

7.2 Internetové zdroje

- [1] Agris. (2011). Pěstování energetických rostlin i v roce 2011 na vzestupu [online]. APIC-AK, 2011 [cit. 2016-02-07]. Dostupné z: http://www.agris.cz/zemedelstvi/pestovani-energetickych-rostlin-i-v-roce-2011-na-vzestupu-?id_a=172784
- [2] Bednár, J. (2009). Podpora obnovitelných zdrojů energie v agrárním sektoru. Biom.cz [online]. 2009-07-08 [cit. 2017-09-08]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/podpora-obnovitelnych-zdroju-energie-v-agrarnim-sektoru>>. ISSN: 1801-2655.

- [3] Bufka, A., Rosecký, D. (2013). Ministerstvo průmyslu a obchodu. Obnovitelné zdroje energie v roce 2012. Praha: Oddělení datové podpory koncepcí Ministerstvo průmyslu a obchodu ČR, listopad 2013. Dostupné z: <http://download.mpo.cz/get/49392/55707/604683/priloha001.pdf>
- [4] Bufka, A., Rosecký, D. (2016). Obnovitelné zdroje energie v roce 2014, Ministerstvo průmyslu a obchodu ČR. Dostupné z: <http://www.szutest.cz/dokumenty/obnovitelne-zdroje-energie-v-roce-2014-podrobna-analyza.pdf>.
- [5] CZ Biom: Podpora obnovitelných zdrojů v novém programovém období Evropské unie 2014 – 2020. Biom.cz [online]. 2015-01-26 [cit. 2016-01-28]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/podpora-obnovitelnych-zdroju-v-novem-programovem-obdobi-evropske-unie-2014-2020>>. ISSN: 1801-2655.
- [6] Česká bioplynová asociace. Národní technologická platforma pro bioplyn [online]. České Budějovice: GBA, 2015 [cit. 2016-08-10]. Dostupné z: <http://www.czba.cz/>
- [7] Ecoinvent (2010). The ecoinvent Database. Ecoinvent Centre [online]. [cit. 2016-12-18]. dostupná z URL: <www.ecoinvent.ch>
- [8] Ecoinvent (2017). Ecoinvent Centre [online]. [cit. 2017-07-12]. Dostupné z: <http://www.ecoinvent.org/database/database.htm>
- [9] Ecoinvent Centre (2007). Swiss Centre for Life Cycle Inventories official web page, [online]. [cit. 2016-12-18]. dostupná z URL: www.ecoinvent.ch
- [10] ERÚ[online]. (2014). Jihlava: Energetický regulační úřad, [cit. 2016-02-07]. Dostupné z: <http://www.eru.cz/cs/>
- [11] Eurostat (2017). Early estimates of CO₂ emissions from energy use In 2016, CO₂ emissions in the EU estimated to have slightly decreased compared with 2015 [online]. Eurostat Press Office, 2017 [cit. 2017-05-04]. Dostupné z: <http://ec.europa.eu/eurostat/documents/2995521/8010076/8-04052017-BP-EN.pdf/7b7462ca-7c53-44a5-bafb-23cc68580c03>
- [12] Fuksa, P. (2009). Netradiční využití biomasy v praxi. Biom.cz [online]. 2009-07-15 [cit. 2016-06-14]. Dostupné z WWW: <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/netradicni-vyuziti-biomasy-v-praxi>.

- [13] Gebauer, P. (2007). Role větrné energetiky v ČR: Plnění cílů vs. přínos pro energetickou bilanci. [online] http://www.stop-vetrnikum.webz.cz/download/vetrne_elektrarny.mpo.pdf.
- [14] Geißendörfer, H. (2013). Perennierende Gräser - Leistungsstarke Alternative zu Energiemais?. In: Landwirtschaftliches Bildungszentrum Triesdorf [online]. Triesdorf, [cit. 2014-02-24]. Dostupné z: http://www.aelfwb.bayern.de/erwerbsskombination/41827/linkurl_0_3.pdf
- [15] Heinz, M. (2013). Triesdorfer Energiepflanzenversuche – Erfahrungen aus vier Anbaujahren. Triesdorfer Energiepflanzentag [online]. [cit. 2014-02-20]. Dostupné z: http://www.triesdorf.de/images/stories/fachinfos/heinz_triesdorf.pdf
- [16] Hofbauer, J. (2009). Možnosti energetického využití netradičních plodin. Biom.cz [online]. 2009-03-11 [cit. 2016-06-14]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/moznosti-energetickeho-vyuziti-netradicnich-plodin>>. ISSN: 1801-2655.
- [17] Honsová, H. (2013). Pěstování kukuřice na výrobu bioplynu. Biom.cz [online]. 2013-09-16 [cit. 2013-10-06]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/pestovani-kukurice-na-vyrobu-bioplynu>>. ISSN: 1801-2655.
- [18] Hope, A., & Johnson, B. (2003). English Nature. General Committee of Council. Discussion Paper on Biofuels.< www.english-nature.org.uk.
- [19] Humer, J., Schrabauer, J. (2009). Trockenheitstolerante Futter- und Energiegräser auf dem Prüfstand. [online] 2009 [cit. 2016-08-29]. Dostupné z: <<http://noe.lko.at/?id=2500%2C1485932%2C%2C>>.
- [20] Hutla, P. (2004). Chrastice rákosovitá - pěstování a možnosti využití. Biom.cz [online]. 2004-03-10 [cit. 2014-11-30]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/chrastice-rakosovita-pestovani-a-moznosti-vyuziti>>. ISSN: 1801-2655.
- [21] Idel, S. (2013). Energiegras soll Mais ersetzen. [online] 2013 [cit. 2018-02-09]. Dostupné z: <http://www.nwzonline.de/oldenburg-kreis/wirtschaft/energiegras-soll-mais-ersetzen_a_6,2,739225373.html>.
- [22] Intergovernmental Panel on Climate Change 1997: Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Reference Manual, Vol. 3. Available from URL: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6.htm>

- [23] Jelínek, L., Medonos, T. (2011). Energetické, ekonomické a ekologické hodnocení biopaliv. Biom.cz [online]. 2011-09-12 [cit. 2014-07-26]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/energeticke-ekonomicke-a-ekologicke-hodnoceni-biopaliv>>. ISSN: 1801-2655.
- [24] Kolář, L. (2009). Agrochemická hodnota organické hmoty odpadů z fermentorů při výrobě bioplynu. Biom.cz [online]. 2009-05-06 [cit. 2015-08-17]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/agrochemicka-hodnota-organicke-hmoty-odpadu-z-fermentoru-pri-vybere-bioplynu>>. ISSN: 1801-2655.
- [25] Kuncová, T. (2004). Ekonomika pěstování chrastice rákosovité. Biom.cz [online]. 2004-08-09 [cit. 2016-06-14]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/ekonomika-pestovani-chrastice-rakosovite>>. ISSN: 1801-2655.
- [26] Life cycle assessment: LCA [online]. © ETC Consulting Prague s.r.o., 2013 [cit. 2013-10-09]. Dostupné z: <http://www.lca.cz/cz>
- [27] Martin, V. (2013) Riesenweizengras als Alternative für die Biogasanlage? [online] 2013 [cit. 2016-08-29]. Dostupné z: <<http://www.agrarheute.com/ernte-energiegras>>.
- [28] Moudrý, J. (2007). Energetické rostliny: Multimediální texty. [online]. [cit. 2013-12-19]. Dostupné z: <http://www2.zf.jcu.cz/~moudry/EKOENERGETIKA/>
- [29] Murtinger, K. (2007). Možnosti využití biomasy. Biom.cz [online]. 2007-05-02 [cit. 2016-06-14]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/moznosti-vyuziti-biomasy>>.
- [30] Neff, R. (2013). Szarvasi zeigte am hessischen Standort auch Schwächen. [online] 2013 [cit. 2016-08-29]. Dostupné z: <<http://www.lw-heute.de/szarvasi-zeigte-hessischen-standort-schwaechen>>.
- [31] Petříková, V. (2005). Energetická biomasa z polních kultur. Biom.cz [online]. 2005-05-11 [cit. 2016-06-14]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/energeticka-biomasa-z-polnich-kultur>>. ISSN: 1801-2655.
- [32] Petříková, V. (2012). Bioplyn – kukuřice – krmný šťovík. Biom.cz [online]. 2012-03-19 [cit. 2016-08-23]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/bioplyn-kukurice-krmny-stovik>>. ISSN: 1801-2655.
- [33] Preol. (2017). Bilance skleníkových plynů [online]. Lovosice: PREOL, 2017 [cit. 2017-08-31]. Dostupné z: <https://www.preol.cz/info-pro-verejnost/bilance-sklenikovych-plynu>

- [34] Procházka, J., Dohányos, M., Kajan, M., Diviš, J. (2013). Produkce bioplynu z kukuřice. Česká bioplynová asociace. Dostupné z: <http://www.czba.cz/produkce-bioplynu-z-kukurice.html>
- [35] Raclavská, H., Frydrych, J., Andert, D. (2013). Význam popelovin v travní biomase pro energetické účely. Biom.cz [online]. 2013-09-23 [cit. 2013-10-06]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/vyznam-popelovin-v-travni-biomase-pro-energeticke-ucely>>. ISSN: 1801-2655.
- [36] Serafinová, Ch. (2009). Možnosti aplikace metody LCA pro energetické procesy využívající odpadní biomasu. Biom.cz [online]. 2009-06-03 [cit. 2016-06-07]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/moznosti-aplikace-metody-lca-pro-energeticke-procesy-vyuzivaji-odpadni-biomasu>>.
- [37] Schrabauer, J. (2013). Unterschiedliche Gräserarten für die energetischen Nutzung – Versuchsergebnisse aus Österreich. Triesdorfer Energiepflanzentag [online]. 2013 [cit. 2014-02-20]. Dostupné z: http://www.triesdorf.de/images/stories/fachinfos/schrabauer_oesterreich.pdf
- [38] Váňa, J. (2007). Využití digestátů jako organického hnojiva. Biom.cz [online]. 2007-04-25 [cit. 2016-08-11]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/vyuziti-digestatu-jako-organickeho-hnojiva>>. ISSN: 1801-2655.
- [39] Vláda ČR. 2008. Evropská komise vydala balíček návrhů k dosažení cílů v boji s globálním oteplováním. Dostupné na <http://www.vlada.cz/scripts/detail.php?id=30226>.
- [40] Völklein, M. (2013). Durchwachsende Silphie, Riesenweizengras – Erfahrungen eines Praktikers. Triesdorfer Energiepflanzentag [online]. 2013 [cit. 2014-02-20]. Dostupné z: http://www.triesdorf.de/images/stories/fachinfos/voelklein_praktiker.pdf
- [41] Žůrková, J. (2014). Ohlédnutí za rolí biomasy ve výrobě tepla ve Švédsku. Biom.cz [online]. 2014-12-29 [cit. 2015-01-05]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/ohljednuti-za-rol-biomasy-ve-vyrobe-tepla-ve-svedsku>>. ISSN: 1801-2655.

8. Seznam použitých zkratek a pojmů

| | |
|--------------------|--|
| * | Označení legendy |
| APA | <i>American Psychological Association</i> ; Citační norma |
| Ar | Argon |
| BBOT | Kalibrační standard |
| BMPs | <i>Best management practices</i> ; Šetrné hospodaření ve vztahu k produkci skleníkových plynů |
| BPS | Bioplynová stanice |
| CBA | <i>Cost benefit analysis</i> ; Analýza přínosů a nákladů |
| CC | <i>Climate change</i> ; Změna klimatu |
| CEA | <i>Cost effectiveness analysis</i> |
| CFC | Chlor-fluorované uhlovodíky |
| CIO | Oxid chlornatý |
| CML | Centrum voor Milieuwetenschappen Leiden |
| CO | Oxid uhelnatý |
| CO ₂ eq | Ekvivalentní vyjádření oxidu uhličitého. Umožňuje přímé srovnání různých skleníkových plynů, resp. jejich celkového radiačního potenciálu. Plyny (např. N ₂ O a CH ₄) mají různý potenciál oteplovacího účinku a proto se přepočítávají na emise CO ₂ eq |
| COP | <i>Conference of Parties</i> ; Konference smluvních stran |
| ČNI | Český normalizační institut |
| Denitrifikace | Anaerobní proces, při kterém se dusičnany přeměňují (redukují) na oxid dusný (N ₂ O) či plynný dusík (N ₂). |

| | |
|--------------------------|---|
| | Tento proces zapříčiňují specializované bakterie, či některá archa a houby |
| Dusíkatá hnojiva | Hnojiva jak minerální, tak organická, v tuhé i tekuté podobě, která rostlinám jako živinu poskytují zejména dusík |
| Ecoinvent | Evropská databáze pro aplikaci LCA |
| EF | Emisní faktor |
| EIA | <i>Environmental impact assessment</i> ; Vyhodnocení vlivů na životní prostředí |
| Emise skleníkových plynů | Uvolňování skleníkových plynů do atmosféry |
| EPD | <i>Environmental product declaration</i> |
| ERA | <i>Environmental risk assessment</i> ; Analýza environmentálních rizik |
| ETS | <i>Emission trading system</i> |
| EZ | Ekologické zemědělství |
| F plyny | <i>Fluorinated gases</i> (F-gases); fluorované plyny |
| FAR | Fotosynteticky aktivní záření |
| FROV | Fakulta rybářství a ochrany vod |
| GHG | <i>Greenhouse gases</i> ; Skleníkové plyny |
| GIS | Geografický informační systém |
| GW | <i>Global warming</i> ; Globální oteplování |
| GWP | Globální oteplování [kg CO ₂ eq] |
| HFC | Fluorované uhlovodíky |
| HHV | <i>Higher heating value</i> ; Spalné teplo |

| | |
|--------------------------|--|
| CH ₄ | Metan |
| INO | Inokulum - Kultura mikrobů (nebo tkáň) přenesená na živnou půdu |
| Intenzivní var. ošetření | Agrotech. operace, intenzita ošetření a dávky hnojiv dle běžně uplatňovaných konvenčních pěstitelských technologií |
| IOA | <i>Input-output analysis</i> ; Analýza vstupů a výstupů |
| IPCC | <i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i> |
| IR | Infračervené záření je elektromagnetické záření s vlnovou délkou větší než viditelné světlo, ale menší než mikrovlnné záření |
| KJ | Kogenerační jednotka |
| LCA | <i>Life cycle analysis</i> ; Posuzování životního cyklu |
| LCC | <i>Life cycle costing</i> ; Náklady životního cyklu |
| LCI | <i>Life cycle inventory</i> ; Inventarizace životního cyklu |
| LCIA | <i>Life Cycle Impact Assessment</i> ; posuzování dopadů |
| LFA | <i>Less favoured areas</i> ; Méně příznivé oblasti pro zemědělství |
| LHV | <i>Lower heating value</i> ; Výhřevnost |
| MEŘO | Methylester řepkového oleje je látka, která se vyrábí esterifikací |
| MFA | <i>Material flow analysis</i> ; Analýza materiálových toků |
| Minerální hnojivo | Často jako průmyslové hnojivo v různých skupenstvích, jednosložkové či vícesložkové |
| N ₂ | Dusík; <i>Dinitrogen</i> |

| | |
|-----------------------------|---|
| N ₂ O | Oxid dusný |
| NaOH | Hydroxid sodný |
| Nitrifikace | Anaerobní proces, při kterém dochází k oxidaci amoniaku přes dusitany na dusičnany. Je to jeden z nejdůležitějších procesů koloběhu dusíku a jsou do něj zapojeny půdní bakterie a některá archea |
| NMVOC | Nemetanové těkavé organické sloučeniny |
| NO | Oxid dusnatý |
| OECD | <i>Organisation for Economic Co-operation and Development</i> ; Organizace pro hospodářskou spolupráci a rozvoj |
| Organické hnojivo | Též označováno jako statkové a zahrnuje např. hnůj, močůvku, kompost či posklizňové zbytky. Kromě minerálních živin dodává půdě i organickou složku |
| OZE | Obnovitelný zdroj energie |
| PFC | Zcela fluorované uhlovodíky |
| pH | Záporný dekadický logaritmus koncentrace vodíkových iontů |
| PM | <i>Particulate matter</i> ; Částice |
| Q _s ^r | Spalné teplo (kJ.kg ⁻¹) |
| Q _u | Výhřevnost (MJ.kg ⁻¹) |
| ReCiPe | Metodika umožňující současně charakterizaci na úrovni midpointové i endpointové |
| Režijní náklady | Režie, přesněji režijní náklady představují v ekonomice společné náklady konkrétního podniku, které nelze vyjádřit jako jednicové, to jest přiřadit jednotlivým výrobkům či službám |

| | |
|--------------------|--|
| RRD | Rychle rostoucí dřeviny |
| SAPS | <i>Singl area payment schéma</i> ; Jednotná platba na plochu |
| SEA | <i>Strategic environmental assessment</i> |
| Sekvestrace uhlíku | Dlouhodobé uložení uhlíku např. v oceánech, v půdě, v rostlinné biomase či v geologických útvech |
| SF ₆ | Fluorid sírový |
| SFA | <i>Substance flow analysis</i> |
| SimaPro | <i>SimaPro has been the world's leading LCA software package</i> ; Software pro aplikaci metody LCA |
| Skleníkové plyny | Plyny vyskytující se v atmosféře a přispívající k tzv. skleníkovému efektu atmosféry. Patří mezi ně především CO ₂ , CH ₄ a N ₂ O |
| SO ₂ | Oxid siřičitý |
| TCD | Tepelně vodivostní detektor |
| TTP | Trvalý travní porost |
| UNEP | <i>United Nations Environment Programme</i> |
| UNFCCC | <i>United Nations Framework Convention on Climate Change</i> ; Rámcová úmluva OSN o změně klimatu |
| VŠCHT | Vysoká škola chemicko-technologická |
| WMO | <i>World Meteorological Organization</i> |
| WO ₃ | Oxid wolframový |
| ŽP | Životní prostředí |

9. Přílohy

9.1 Seznam grafů

| | |
|--|-----|
| Graf 1 – Vývoj plynu ze substrátu (nápočtové ml CH ₄ v testu)..... | 114 |
| Graf 2 – Emisní zátěž (kg CO ₂ eq) vázaná na jednotku produkce (GJ) – pěstování pro účely BPS..... | 115 |
| Graf 3 - Podíl emisí (%) na jednotlivých procesech při pěstování vytrvalých trav (Szarvasi-1; Lesknice r.) | 117 |
| Graf 4 - Podíl emisí (%) na jednotlivých procesech při pěstování ozdobnice čínské v průběhu prvních čtyř let pěstování (včetně založení porostu) | 117 |
| Graf 5 - Podíl emisí (%) na jednotlivých procesech při pěstování kukuřice seté | 118 |
| Graf 6 - Emise na jednotku plochy | 119 |
| Graf 7- Spalné teplo a výhřevnost sušiny fytohmoty stanovené na základě elementární analýzy | 128 |
| Graf 8 - Emisní zátěž (kg CO ₂ eq) vázaná na jednotku produkce (GJ) – pěstování pro účely přímého spalování | 135 |
| Graf 9 - Podíl emisí na jednotlivých procesech při pěstování trav (Szarvasi-1; Lesknice r.)..... | 137 |
| Graf 10 - Podíl emisí na jednotlivých procesech při pěstování ozdobnice čínské... | 138 |
| Graf 11 - Podíl emisí na jednotlivých procesech při pěstování kukuřice seté | 138 |
| Graf 12 - Emise na jednotku plochy - spalování..... | 139 |
| Graf 13 - Cenové ralace při zisku 1 GJ energie | 148 |

9.2 Seznam tabulek

| | |
|--|-----|
| Tabulka 1 - Efekt látek znečišťujících ovzduší a skleníkových plynů..... | 30 |
| Tabulka 2 - Emise z výroby syntetických hnojiv..... | 34 |
| Tabulka 3 - Energetická výtěžnost vybraných energetických rostlin..... | 66 |
| Tabulka 4 - Výsledky stanovení energetické hodnoty vybraných druhů trav - 1. seč..... | 66 |
| Tabulka 5 - Chemické složení a vlastnosti bioplynu..... | 70 |
| Tabulka 6 - Výhřevnost plyných paliv..... | 70 |
| Tabulka 7 - Inventarizace dat – ilustrační linka..... | 81 |
| Tabulka 8 - Metodika IPCC Tier 1 pro výpočty emisí N ₂ O..... | 84 |
| Tabulka 9 - Parametry použité při výpočtu IPCC Tier 1 metodiky..... | 85 |
| Tabulka 10 - Výčet midpointových a endpointových dopadových kategorií zahrnutých v metodě ReCiPe 2008..... | 88 |
| Tabulka 11 - Přehled spojení mezi midpointovými a endpointovými kategoriemi dopadu..... | 89 |
| Tabulka 12 - Teplotní a srážkové charakteristiky - České Budějovice..... | 92 |
| Tabulka 13 - Charakteristika pozemku..... | 92 |
| Tabulka 14 - Metodika hnojení v roce založení porostu..... | 95 |
| Tabulka 15 - Metodika hnojení v produkčních letech..... | 95 |
| Tabulka 16 – Elementární analýza sušiny využívaného digestátu..... | 96 |
| Tabulka 17 - Přehledová tabulka – ozdobnice čínská..... | 97 |
| Tabulka 18- Metodika hnojení ozdobnice čínské v produkčních letech..... | 97 |
| Tabulka 19 - Metodika hnojení kukuřice seté..... | 98 |
| Tabulka 20 – Souhrnné výsledné hodnoty – Ø ze sklizní – využití pro BPS..... | 104 |

| | |
|--|-----|
| Tabulka 21 – LSD test – vliv ročníku na průměrný výnos fytomasy ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) a na průměrnou výtěžnost energie ($\text{GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$) ve srovnání intenzivních variant ošetření (kukuřice, ozdobnice č., lesknice r. a Szarvasi-1)..... | 106 |
| Tabulka 22 – LSD test – vliv druhu na průměrný výnos fytomasy ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) a na průměrnou výtěžnost energie ($\text{GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$) ve srovnání intenzivních variant ošetření (kukuřice, ozdobnice č., lesknice r. a Szarvasi-1)..... | 107 |
| Tabulka 23 – Jednorozměrné testy významnosti pro průměrný výnos fytomasy ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) a pro průměrnou výtěžnost energie ($\text{GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$) ve srovnání intenzivních variant ošetření (kukuřice, ozdobnice č., lesknice r., Szarvasi-1) (analýza -Anova)..... | 107 |
| Tabulka 24 – LSD test – vliv intenzity ošetření na průměrný výnos fytomasy ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) a na průměrnou výtěžnost energie ($\text{GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$) ve srovnání lesknice r. a Szarvasi-1..... | 108 |
| Tabulka 25 – LSD test – vliv druhu na průměrný výnos fytomasy ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) a na průměrnou výtěžnost energie ($\text{GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$) ve srovnání lesknice r. a Szarvasi-1..... | 108 |
| Tabulka 26 – Jednorozměrné testy významnosti pro průměrný výnos fytomasy ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) a průměrnou výtěžnost energie ($\text{GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$) ve srovnání lesknice r. a Szarvasi-1 (analýza variance – Anova)..... | 109 |
| Tabulka 27 – Termíny sečí vytrvalých rostlin a kukuřice seté | 109 |
| Tabulka 28 – LSD test – průměrný výnos sušiny ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) vytrvalých rostlin (lesknice r., Szarvasi-1, ozdobnice č.) v rámci jednotlivých sečí..... | 110 |
| Tabulka 29 - Ø obsah sušiny ve fytomase při sklizni (%)..... | 110 |
| Tabulka 30 - Výsledky hodnocení vzorků siláží..... | 111 |
| Tabulka 31 - Výtěžnost CH_4 v součtu prvních 4 let pěstování v závislosti na výnosu fytomasy ($\text{m}^3 \text{CH}_4 - \Sigma$ za 4 roky)..... | 113 |
| Tabulka 32 - Ø hodnoty objemové hmotnosti..... | 113 |
| Tabulka 33 – Souhrnné výsledné hodnoty - Ø ze sklizní – využití pro přímé spalování..... | 122 |

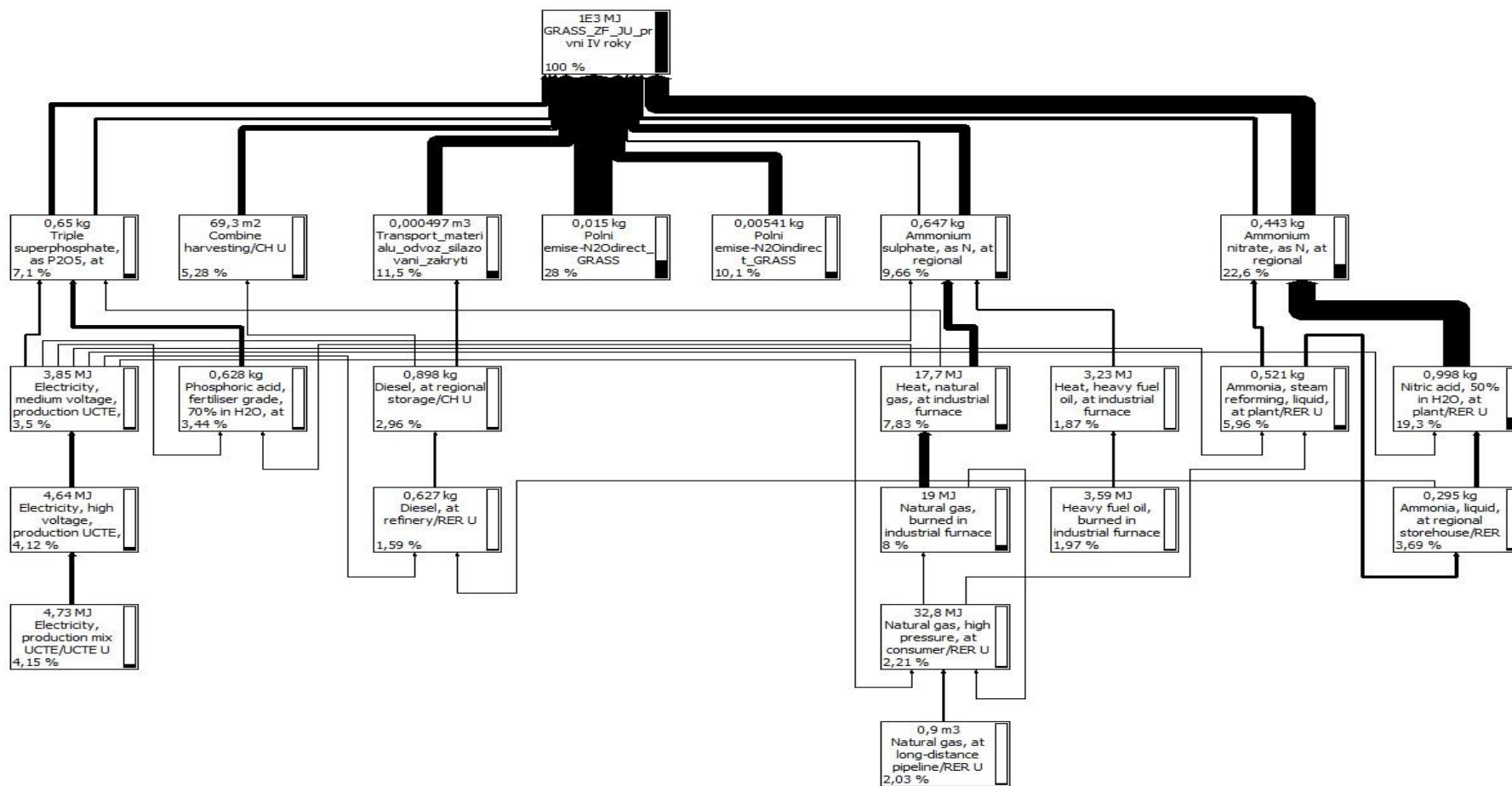
| | |
|---|-----|
| Tabulka 34 – LSD test – vliv ročníku na průměrnou výtěžnost energie (GJ.ha ⁻¹) a průměrný výnos fytomasy (kg.ha ⁻¹) ve srovnání intenzivních variant ošetření (kukuřice, ozdobnice č., lesknice r. a Szarvasi-1)..... | 124 |
| Tabulka 35 – LSD test – vliv druhu na průměrný výnos fytomasy (kg.ha ⁻¹) a na průměrnou výtěžnost energie (GJ.ha ⁻¹) ve srovnání intenzivních variant ošetření (kukuřice, ozdobnice č., lesknice r. a Szarvasi-1)..... | 125 |
| Tabulka 36 – Jednorozměrné testy významnosti pro průměrný výnos fytomasy (kg.ha ⁻¹) a na průměrnou výtěžnost energie (GJ.ha ⁻¹) ve srovnání intenzivních variant ošetření (ozdobnice č., lesknice r., Szarvasi-1) (analýza variance – Anova)..... | 125 |
| Tabulka 37 – LSD test – vliv intenzity ošetření na průměrný výnos fytomasy (kg.ha ⁻¹) a na průměrnou výtěžnost energie (GJ.ha ⁻¹) při pěstování lesknice r. a Szarvasi-1 | 126 |
| Tabulka 38 – LSD test – vliv druhu na průměrný výnos fytomasy (kg.ha ⁻¹) a na průměrnou výtěžnost energie (GJ.ha ⁻¹) ve srovnání lesknice r. a Szarvasi-1... | 126 |
| Tabulka 39 – Jednorozměrné testy významnosti pro průměrný výnos fytomasy (kg.ha ⁻¹) a průměrnou výtěžnost energie (GJ.ha ⁻¹) ve srovnání lesknice r. a Szarvasi-1 (analýza variance – Anova)..... | 127 |
| Tabulka 40 – Výsledky elementární analýzy (CHNS) (Ø obsah prvků ve vzorku)... | 127 |
| Tabulka 41 - Ø obsah sušiny ve fytomase při sklizni (%)..... | 129 |
| Tabulka 42 – Termíny sečí vytrvalých rostlin a kukuřice seté | 129 |
| Tabulka 43 – Kolerace, elementární analýza a vliv na energetické vlastnosti paliv | 130 |
| Tabulka 44 - LSD test – Faktor intenzity ošetření lesknice r. a Szarvasi-1 a jeho vliv na energetické aspekty vybraných fytopaliv | 131 |
| Tabulka 45 - Hodnocení vlivu jednotlivých faktorů vázaných na energetickou efektivnost lesknice r. a Szarvasi-1 (analýza variance – Anova) v rámci rozdílných intenzit (variant) ošetření | 132 |
| Tabulka 46 - LSD test – Faktor druhu a jeho vliv na energetické aspekty vybraných fytopaliv | 133 |

| | |
|---|-----|
| Tabulka 47 - Hodnocení vlivu druhu (kukuřice s., ozdobnice č., lesknice r., Szarvasi-1) na energetickou efektivnost (analýza variance – Anova)..... | 134 |
| Tabulka 48 - Výtěžnost energie v součtu prvních 4 let pěstování v závislosti na výnosu fytomasy (GJ - Σ za 4 roky)..... | 135 |
| Tabulka 49 - Modelová ekonomická bilance vycházející z tržní produkce..... | 151 |
| Tabulka 50 – Vývoj výše podpor v rámci programu SAPS..... | 153 |

9.3 Seznam obrázků

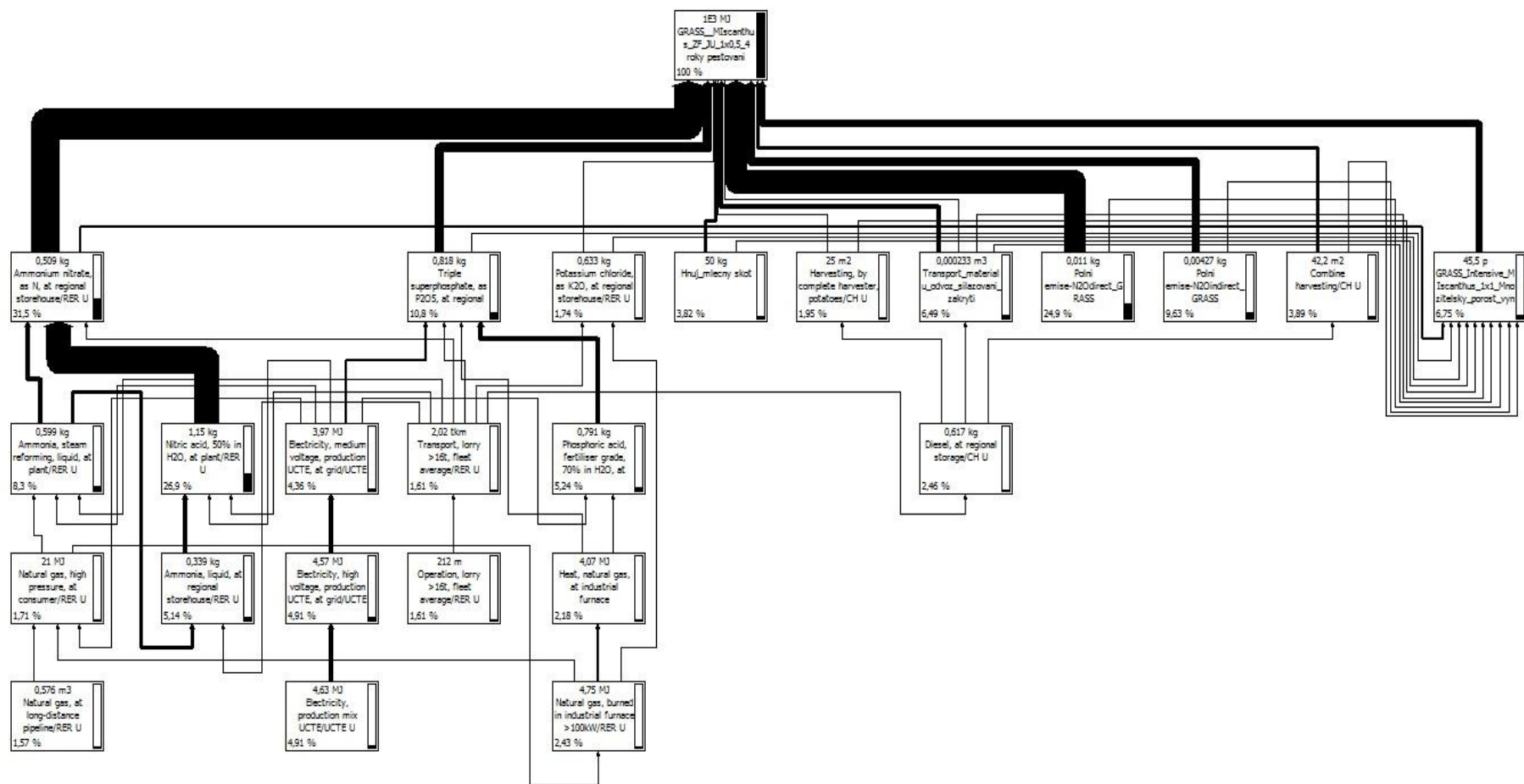
| | |
|---|-----|
| Obrázek 1 - Schéma fází LCA | 39 |
| Obrázek 2 - Ilustrační nákres „Hranice systému,,..... | 79 |
| Obrázek 3 - Vzájemné vztahy mezi parametry inventarizační analýzy, midpointovými a endpointovými dopadovými kategoriemi | 89 |
| Obrázek 4 - Charakteristika stanoviště – zásobenost živinami..... | 93 |
| Obrázek 5 – Síť energetických toků při intenzivním pěstování vybraných trav (chrastice rákosovitá, Szarvasi-1) pro účely BPS | 205 |
| Obrázek 6 - Síť energetických toků při intenzivním pěstování ozdobnice čínské pro účely BPS..... | 206 |
| Obrázek 7 - Síť energetických toků při intenzivním pěstování kukuřice seté pro účely BPS..... | 207 |
| Obrázek 8 – Síť energetických toků při intenzivním pěstování vybraných trav (chrastice rákosovitá, Szarvasi-1) pro účely přímého spalování..... | 208 |
| Obrázek 9 - Síť energetických toků při intenzivním pěstování ozdobnice čínské pro účely přímého spalování | 209 |
| Obrázek 10 - Síť energetických toků při intenzivním pěstování ozdobnice čínské pro účely přímého spalování | 210 |

Obrázek 5 – Síť energetických toků při intenzivním pěstování vybraných trav (chrastice rákosovitá, Szarvasi-1) pro účely BPS



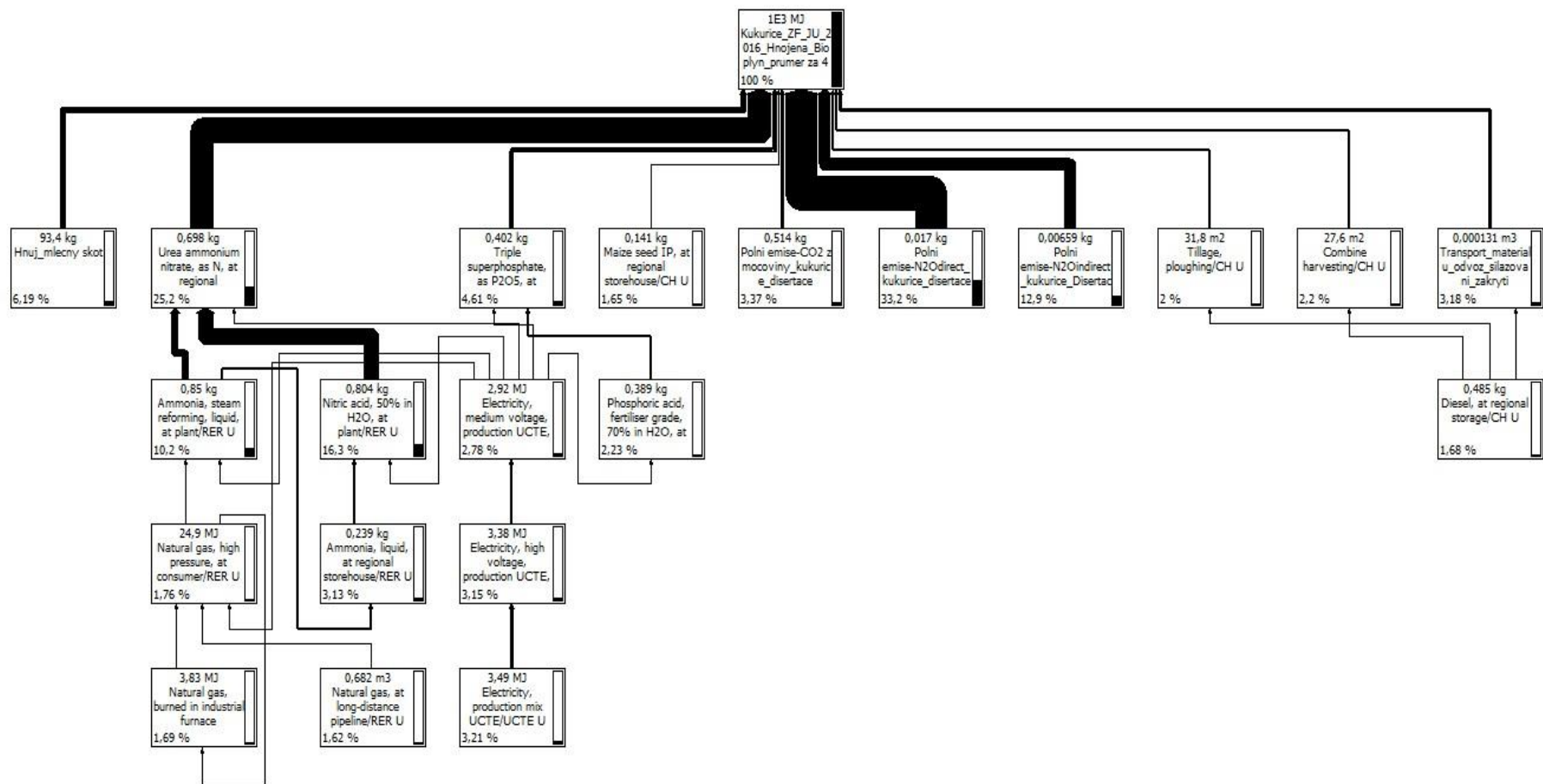
* Obrázek představuje síť jednotlivých energetických toků podílejících se na produkci jednotky energie

Obrázek 6 - Síť energetických toků při intenzivním pěstování ozdobnice čínské pro účely BPS



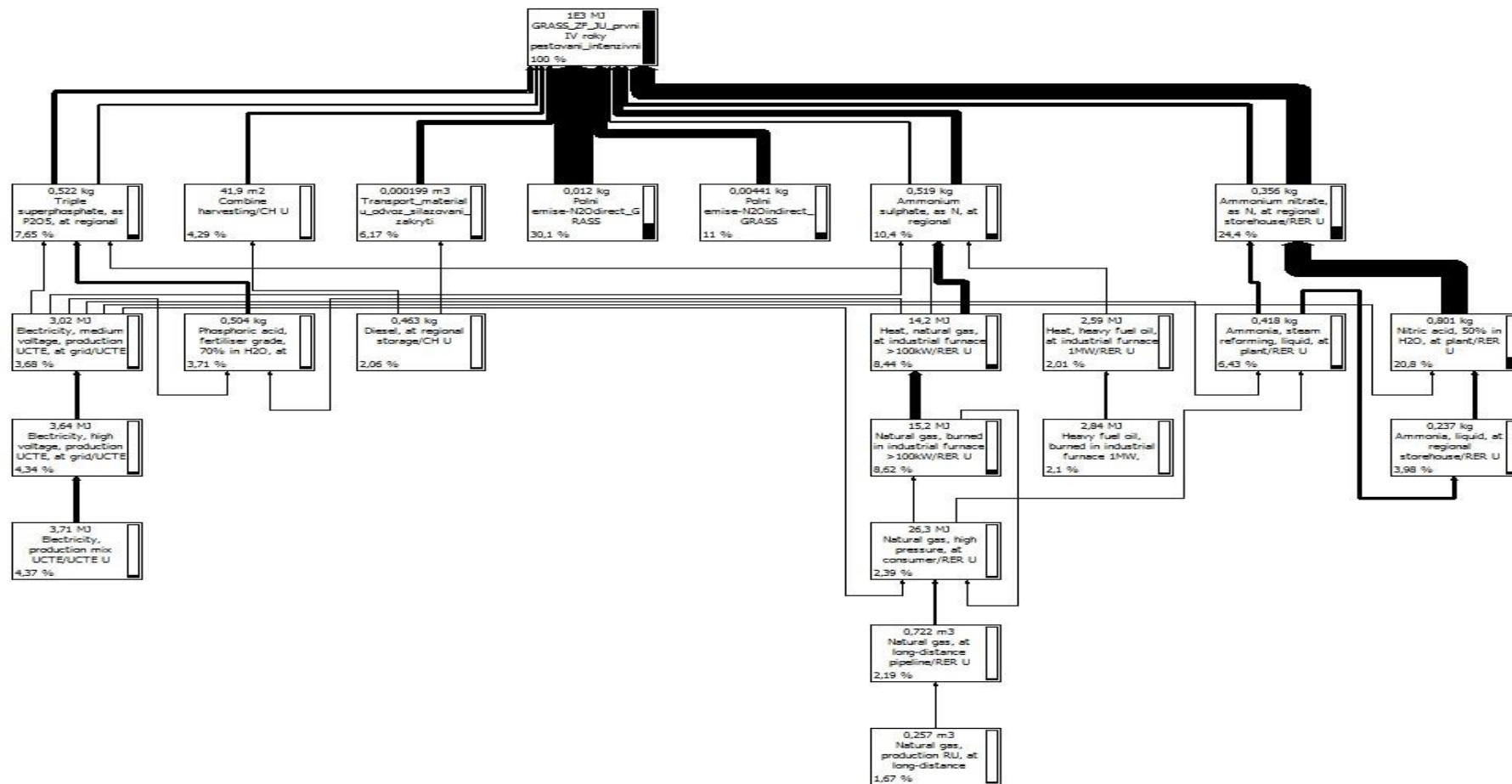
* Obrázek představuje síť jednotlivých energetických toků podílejících se na produkci jednotky energie

Obrázek 7 - Síť energetických toků při intenzivním pěstování kukuřice seté pro účely BPS



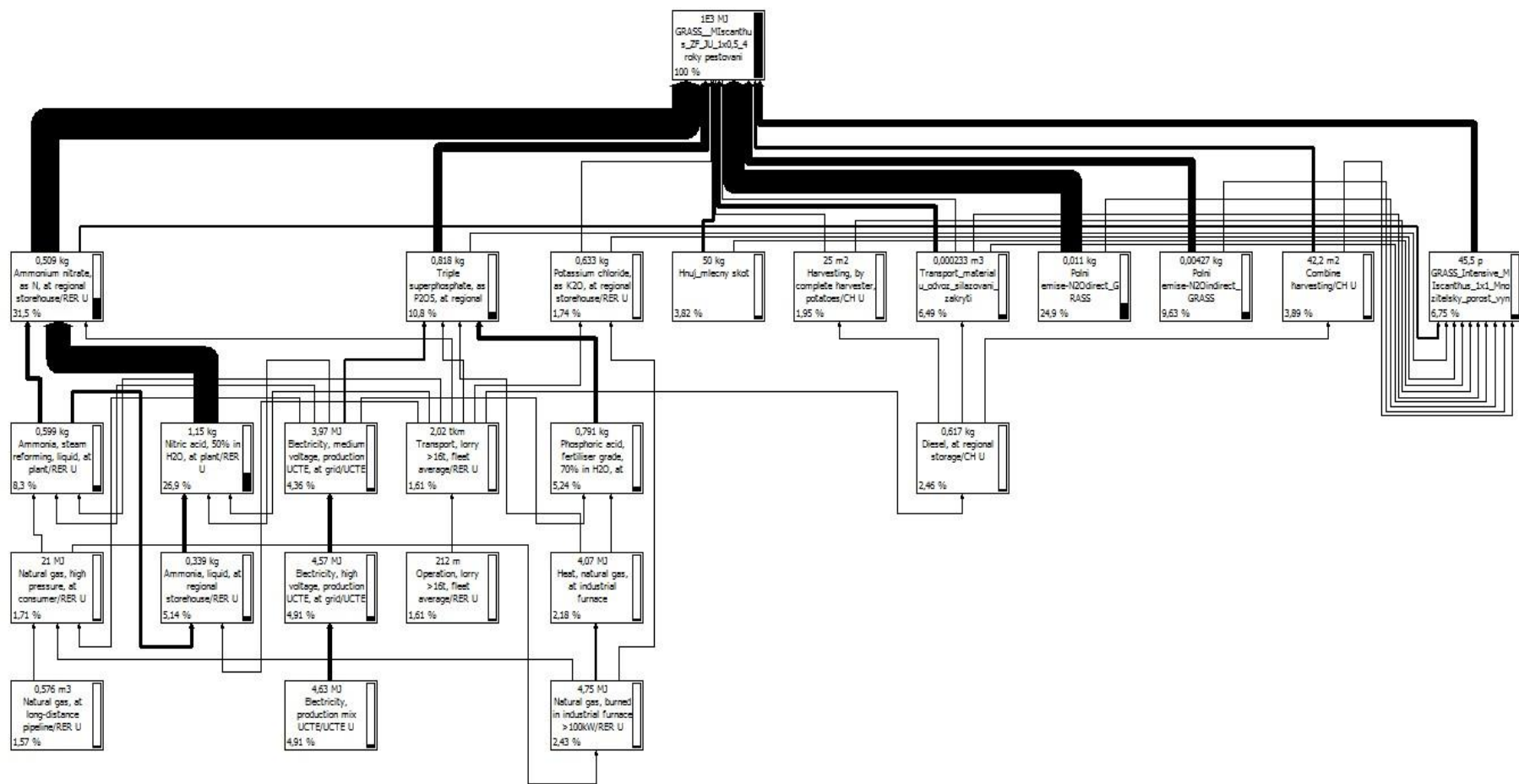
* Obrázek představuje síť jednotlivých energetických toků podílejících se na produkci jednotky energie

Obrázek 8 – Síť energetických toků při intenzivním pěstování vybraných trav (chrastice rákosovitá, Szarvasi-1) pro účely přímého spalování



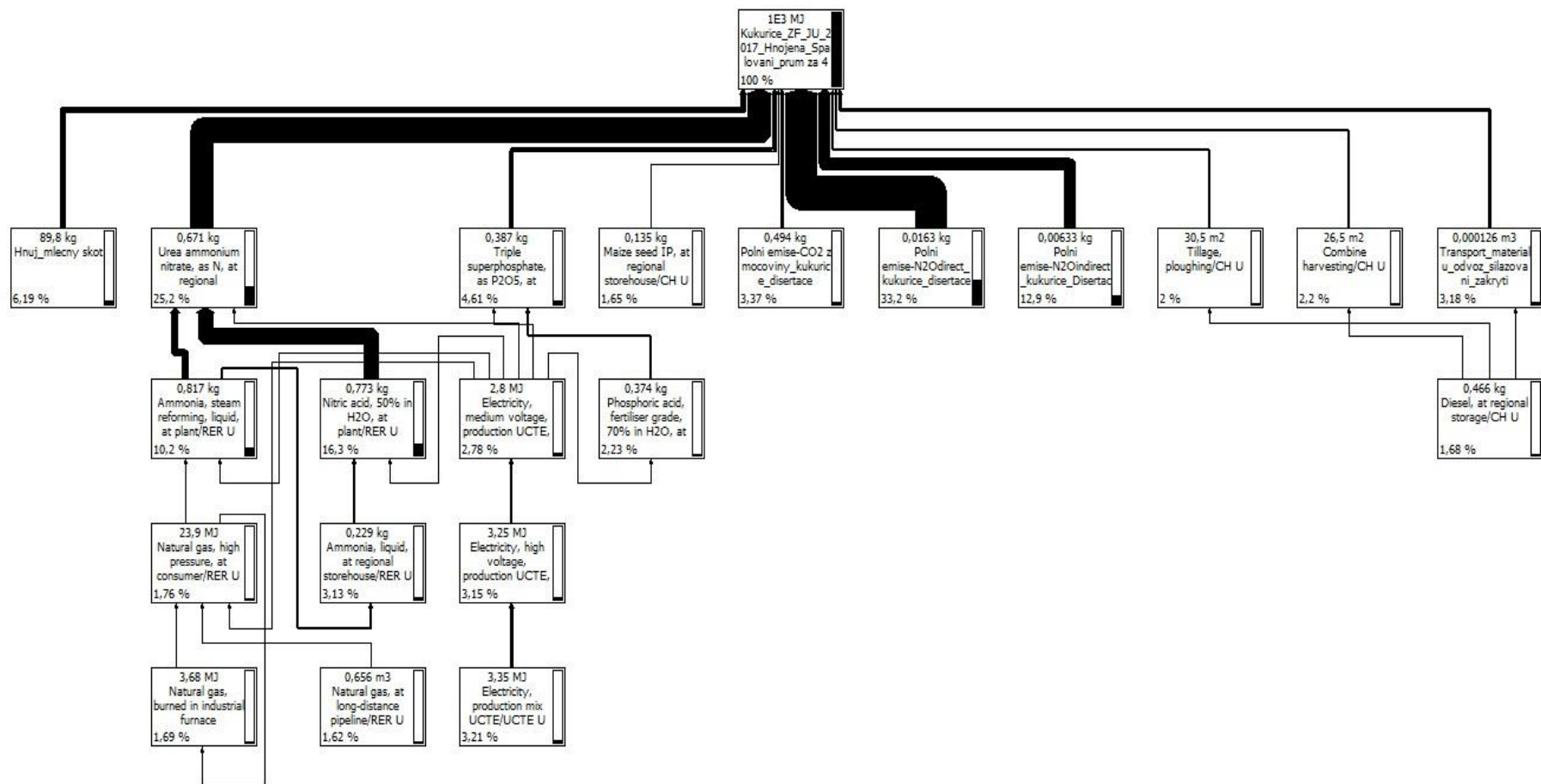
* Obrázek představuje síť jednotlivých energetických toků podílejících se na produkci jednotky energie

Obrázek 9 - Síť energetických toků při intenzivním pěstování ozdobnice čínské pro účely přímého spalování



* Obrázek představuje síť jednotlivých energetických toků podílejících se na produkci jednotky energie

Obrázek 10 - Síť energetických toků při intenzivním pěstování ozdobnice čínské pro účely přímého spalování



* Obrázek představuje síť jednotlivých energetických toků podílejících se na produkci jednotky energie