



Zemědělská
fakulta
Faculty
of Agriculture

Jihočeská univerzita
v Českých Budějovicích
University of South Bohemia
in České Budějovice

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Katedra: Agroekosystémů

Diplomová práce

Hodnocení environmentálních dopadů při produkci vybraných olejnin

Autorka práce: Bc. Miroslava Plánská

Vedoucí práce: Ing. Jaroslav Bernas Ph.D

České Budějovice
2021

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem autorem této kvalifikační práce a že jsem ji vypracoval(a) pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu použitých zdrojů.

V Českých Budějovicích dne

.....
Podpis

Abstrakt

Diplomová práce se zabývá vyhodnocením environmentální zátěže, která se vztahuje k běžně uplatňovaným pěstitelským postupům olejnin (slunečnice roční - *Helianthus annuus*, řepka olejná - *Brassica napus*, konopí seté - *Cannabis sativa*,) při využití metody posuzování životního cyklu. Práce se zabývá komparací těchto olejnin v případě produkce 1 litru potencionálně vytěžitelného kuchyňského oleje. Pro účely práce byla stanovena funkční jednotka produkce (1 litr oleje) a jednotka plochy (ekvivalentní jednotka plochy potřebná pro získ stejného množství oleje). Při hodnocení environmentálních aspektů byla v rámci vybraných dopadových kategorií největší environmentální zátěž spojena s produkcí a užitím hnojiv, použitím chemické ochrany rostlin a agrotechnickými operacemi.

Klíčová slova: Hodnocení vlivů na životní prostředí (LCA), olejnin, zemědělská produkce

Abstract

The diploma thesis deals with the evaluation of the environmental load, which is related to the standard cultivation practices of oil crops (sunflower - *Helianthus annuus*, oilseed rape - *Brassica napus*, hemp - *Cannabis sativa*) by using the life cycle assessment method. The work deals with the comparison of these oil crops in the case of the production of 1 liter of potentially extractable cooking oil. For the purposes of the work, the functional unit of production (1 liter of oil) and the unit of area (equivalent unit of area needed to obtain the same amount of oil) were determined. In the evaluation of environmental aspects, within the selected impact categories, the greatest environmental load was associated with the production and use of fertilizers, the use of chemical plant protection, and agrotechnical operations.

Keywords: Life cycle assessment (LCA), oil crops, agricultural production

Poděkování

Tímto bych chtěla poděkovat vedoucímu diplomové práce Ing. Jaroslavu Bernasovi, Ph.D. za jeho vstřícnost, trpělivost a pomoc při vypracování práce, zejména při získávání a zpracování dat.

Obsah

Úvod.....	7
1 Literární přehled.....	8
1.1. Struktura rostlinné produkce.....	8
1.2. Pěstování olejnin v ČR.....	10
1.1.1 Řepka olejná (<i>Brassica napus</i>).....	11
1.1.2 Slunečnice roční (<i>Helianthus annuus</i>).....	13
1.1.3 Konopí seté (<i>Canabis sativa</i>).....	16
1.3 Hodnocení environmentálních aspektů v zemědělství.....	17
1.3.1 Metoda posuzování životního cyklu (LCA).....	20
1.3.2 Legislativní rámec posuzování životního cyklu.....	22
1.3.3 Fáze posuzování životního cyklu.....	22
2 Cíle práce.....	24
2.1 Hypotézy.....	24
3 Metodika.....	25
3.1 Definice cílů a rozsahu práce.....	25
3.1.1 Hranice systému.....	25
3.1.2 Funkční/definovaná jednotka.....	26
3.1.3 Inventarizace dat.....	28
3.2 Hodnocení dopadů na životní prostředí.....	28
3.2.1 Stanovení polních emisí.....	29
4 Výsledky a diskuse.....	30
4.1 Environmentální zatížení vázané k produkci 1 litru oleje.....	31
4.2 Environmentální zatížení vázané k jednotce plochy.....	38
4.3 Shrnutí výsledků environmentálního zatížení.....	45
Závěr.....	46
Zdroje.....	47

Seznam použitých zkratek.....	58
-------------------------------	----

Úvod

V současné době je velmi diskutovaným tématem stav životního prostředí v souvislosti s probíhající klimatickou změnou. Čím dál tím více je ve společnosti otevřeným tématem celková kontaminace životního prostředí, která mimo jiné značně souvisí se zemědělskou produkcí. Zemědělství tak spadá mezi antropogenní činnost s největším plošným dopadem na agroekosystémy. Z pohledu této práce k nejsilnějším vstupům řadíme hnojiva, ochranu rostlin a agrotechnické operace.

Jsou vyvíjeny různé metody a postupy, jak efektivně určit dopad na životní prostředí, ale jen velmi málo metod zahrnuje požadovanou komplexitu. Proto se stává metoda LCA (*Life Cycle Assessment*) jednou z nejlepších v posuzování životního cyklu, s veškerou kvantifikací produktu. Tento nástroj posuzuje životní cyklus produktu a jeho dopady na více složek životního prostředí, díky čemuž zabraňuje přenášení environmentální zátěže z jedné oblasti do oblasti jiné. Poté můžeme zohlednit celý životní cyklus produktu a získané výsledky mohou posloužit jako inspirace pro environmentálně šetrnější systémy hospodaření.

Tato diplomová práce se zabývá porovnáváním produkce rostlinných olejů, kdy je vybrána funkční jednotka vztahující se na jednotku produkce (1 litr potenciálně vytěžitelného oleje) a jednotku plochy (ekvivalentní jednotka plochy potřebná pro získání stejného množství oleje) řepky olejné (*Brassica napus*), slunečnice roční, (*Helianthus annuus*) a konopí setého (*Canabis sativa*). Předpokládaným způsobem lisování je uvedeno dvoustupňové za studena.

V této práci jsou použita inventarizační data z databáze Ecoinvent. Pro modelaci produktových systémů hodnocených v této práci byl využit software SimaPro 9.1.1.1 s integrovanou databází Ecoinvent v3.5. Výsledky byly generovány a data, která byla poskytnuta slouží k vyhodnocení vlastností a nároků na vstupy jednotlivých rostlin. Vybraný modelační princip pro vypracování byl *from cradle-to-farm gate*. LCA je tak zaměřeno na období od získání surovin až po opuštění výrobního procesu. Zohledněné vstupy se promítají v rámci pěstebního cyklu a generují environmentální zátěž mezi dopady na složky životního prostředí, přičemž v této diplomové práci byly zvoleny kategorie *climate change*, *ozone depletion*, *terrestrial acidification*, *freshwater eutrophication*, *marine eutrophication*, *human toxicity*, *terrestrial ecotoxicity*, *freshwater ecotoxicity*, *marine ecotoxicity*, *water depletion*, *metal depletion*, *fossil depletion*.

1 Literární přehled

1.1. Struktura rostlinné produkce

Zemědělská výroba byla optimalizována téměř výhradně pro zisk, nyní se derou do popředí environmentální cíle, kvůli kterým je zemědělství pod tlakem. Za důležité je pokládána udržitelnost systémů zemědělské výroby, a to jak z hlediska ekonomiky, tak životního prostředí (Glendining et al., 2009). Udržitelné zemědělství znamená schopnost agroekosystému zůstat dlouhodobě produktivními (Backer et al., 2009). V České republice je veškerá produkce zaměřena na produkci potravin, krmiv a surovin pro potravinářský a farmaceutický průmysl s řadou dalších odvětví (MZe, 2009). Vico a Davis (2019) ve své publikaci dodává, že zemědělství je ústředním bodem pro zdroj potravin, krmiv a biomasy. Současně vyvíjí často až neudržitelnou poptávku po přírodních zdrojích, kde hrozí potencionální negativní efekt. Očekává se, že populační růst, bohatší stravovací režim, rostoucí mezinárodní obchod a změna klimatu zvýší poptávku po zdrojích.

Zemědělská půda v ČR se rozpíná cca na 4,2 mil. ha⁻¹, z níž je rozhodující část 3 mil. ha⁻¹, což je přibližně 71 %, které zaujímá orná půda. V rámci osevních postupů jsou zde střídány jednotlivé plodiny podle pěstitelských oblastí a vlastního zaměření produkce (MZe, 2009). Struktura plodin a jejich střídání je z agroekologického hlediska zásadní. Účelná skladba plodin je považována za jeden z rozhodujících faktorů pro úspěšné hospodaření (Vlach a Javůrek, 2008) a bylo zdokumentováno jako zásadní faktor ovlivňující složení mikrobiální komunity v půdě (Valetti et al., 2016). Łukowiak et al., (2016) uvádí, že takovéto střídání plodin může zlepšit jejich celkovou produktivitu a snižovat účinek škůdců a chorob, které zasahují plodiny (Hilton et al., 2013). Přičemž dopad předchozí plodiny, můžeme označit za synergický, antagonistickeý nebo neutrální. Proto je výběr vhodné plodin je pro danou sekvenci nesmírně důležitý. Zejména kvůli vlivu konkrétních rostlin na fyzikální, chemické a biologické vlastnosti půdy (Łukowiak et al., 2016). Brankatschk (2015), dodává, že ovlivňujícím faktorem se stává čas, výskyt a dostupnost mikro a makroživin, struktura půdy, fytosanitární podmínky a přítomnost plevelů. Postupy managementu vyžadují podrobné informace o změnách živin v půdě, aby bylo možné efektivněji zvládat další požadavky na úrodnost následné plodiny (Łukowiak et al., 2016). Rotace plodin často zahrnovaly pěstování čtyř nebo pěti různých plodin v osevním postupu. S nástupem zintenzivnění zemědělské produkce v posledních desetiletích je více specializovaná pouze na jeden

nebo dva druhy plodin a nouze o obměňování plodin je kompenzována pomocí vstupů ve formě hnojiv a pesticidů (Hilton et al., 2013). Skupinou nejvíce pěstovaných a důležitých plodin jsou převážně obiloviny pokrývající více než polovinu osevních ploch. Rostlinné komodity produkují obiloviny, olejninu, luskoviny a píce. Trvalé kultury a trvalé travní porosty se rozléhají na ploše 978 tis. ha⁻¹, zahrady a ovocné sady zaujímají 209 tis. ha⁻¹, vinice 19 tis. ha⁻¹ a nejmenší pěstební plochu tvoří chmelnice 10 tis. ha⁻¹ (MZe, 2009).

Snížení množství a kvality rostlinných zbytků a počtu vyšších druhů rostlin může směřovat ke snížení rozsahu stanovišť a požitiny pro půdní organismy (FAO, 2017). Přispívá tak k využití potenciálu stanoviště pěstovaných plodin a agrotechnických opatření (Vlach a Javůrek, 2008). Velmi podstatný je proto transformační proces směřující k „holistickým“ přístupům, jako je agroekologie, agrolesnictví, klimaticky přijatelné zemědělství a jeho zachování tradičních znalostí (FAO, 2017). Kladen je důraz na posílení konkurenceschopnosti českého zemědělství a potravinářství ve všech regionech a výrobních oblastech. Dále je kladen důraz na zlepšení fungování vnitrostátní výrobní vertikály od prvovýroby až ke konečným spotřebitelům, zvýšit nákladovou efektivitu a snížit energetickou náročnost výroby. Pomoci by měly nové a vyspělejší intenzivní technologie (Zukalová et al., 2012). Užitečným nástrojem, široce používaným v moderním zemědělství je bilance živin, kdy postup jejich rozpočítání je založen na datech kvantifikujících vstupy a výstupy živin v systému (Łukowiak et al., 2016).

Ekonomický růst a populační dynamika jsou hlavní hnací silou ke strukturální změně ekonomiky. Napříč regiony klesá podíl zemědělství, celkové produkce a zaměstnanosti různými rychlostmi, přičemž představuje jisté výzvy. Ačkoliv zemědělské investice a technologické inovace zvyšují produktivitu, růst výnosů zpomalil na nižší sazby. Potřebnému zrychlení růstu produktivity brání degradace přírodních zdrojů, ztráta biodiverzity a šíření přeshraničních škůdců a chorob rostlin, které se pak stávají rezistentními vůči antimikrobiálním látkám. Toto zvýšení požadavků na zemědělství pravděpodobně povede k intenzivnější konkurenci o přírodní zdroje, zvýšení emisí a skleníkových plynů, odlesňování až k degradaci půdy (FAO, 2017).

1.2. Pěstování olejnin v ČR

Olejnin jsou rostliny, které ve svých plodech, semenech či jiných částech hromadí tuky, a to v takovém množství, že je ekonomické je průmyslově zpracovávat. Hlavním přínosem pěstování je produkce oleje pro potravinářské nebo technické účely. Skupina plodin, pod názvem olejnin má ze všech rostlinných komodit nejbouřlivější rozvoj (Vašák et al., 2011). Olejnin patří v České republice k ceněným plodinám. Výrazně diverzifikují možnosti zemědělských podniků, ve smyslu pěstování pestré skladby rostlinných druhů. Řada z nich patří k plodinám zlepšujícím vlastnosti půd. Působí jako přerušovače osevních sledů, často přetížených obilninami. V rámci pěstovaných olejnin má u nás zcela mimořádné postavení řepka olejná, zejména ve své ozimé formě. Ve srovnání s řepkou ozimou je řepka jarní citlivější vůči nepříznivému počasí, a zvláště pak napadení škůdci v době vzcházení a v začátku květu (Vlach a Javůrek, 2008). Rostlinné oleje jsou sloučeniny tří řetězců mastných kyselin a glycerolu. Čím více obsahují mastné kyseliny dvojně vazby, tím se olej stává více tekutějším. V České republice a v zemích mírného pásma se nejčastěji pěstují jednoleté druhy. Pokud se zaměříme na konkrétní plodiny řešené zde, jednoletým druhem bude hlavně řepka olejná (*Brassica napus*) z čeledi brukvovité. Zdrojem slunečnicového oleje z čeledi hvězdnicovité je slunečnice roční (*Helianthus annuus*). Do skupiny olejnin, také řadíme konopí seté (*Canabis sativa*), které je známo i jako přadná rostlina (Kalač a Míka, 1997). Z hlediska pěstování, zpracování a spotřeby olejnin v České republice dle definičních údajů pro marketingový rok 2017/2018 bylo oseto olejninami 479,5 tis. ha⁻¹ půdy. Meziročně se plocha pro pěstování olejnin rozrostla o 2 %. Český statistický úřad udává, že sklizeň dosahovala 1269 tis. t⁻¹, což značí meziroční snížení produkce o 207 tis. t⁻¹, a to představuje 14 %, přičemž se snížil i výnos (MZe, 2019). Obecně je nezbytné udržovat kontinuitu v pěstování ostatních zemědělských komodit, kdy nejvýznamnější olejninou pěstovanou v ČR je řepka olejná, hned za touto plodinou je slunečnice roční. Z hlediska celosvětového měřítka obě spadají mezi pět nejpěstovanějších olejnin (Zukalová a kol., 2012). MZe (2019) uvádí, že z obecného hlediska v České republice byla řepka olejná nejpěstovanější olejninou (394,3 tis. ha⁻¹), následoval ji mák (32,6 tis. ha⁻¹), poté se zařadila slunečnice (21,6 tis. ha⁻¹) a hořčice (11,8 tis. ha⁻¹). Plochy, kde se pěstovala sója, zaznamenaly pokles (10,6 tis. ha⁻¹). U lnu olejného, byl monitorován také pokles rozlohy pěstovaných ploch (1,5 až 1,7 tis. ha⁻¹).

Olej ze semen olejnin je možné získat dvěma způsoby, které je možné i kombinovat. Semena se běžně lisují pomocí hydraulických nebo šnekových lisů. První zmíněné jsou typické diskontinuálním lisováním, vhodnější pro menší šarže. Šnekové lisy jsou nejvíce rozšířené a využívané (Savoire et al., 2013). Lisy se vyrábí v různých technických provedeních s ohledem na přizpůsobení konkrétní skupiny semen, přičemž je důležitá tvrdost, olejnatost, velikost apod. Existují ve variantách předlisů, které pracují při tlaku 5-16 MPa a dolisů, které pracují při tlaku až 40 MPa. Předlisování se používá u surovin bohatých na olej, ve vyšší kvalitě s nižší teplotou (tlaky: 30-40 bar, teplota: 95-110 °C), obvykle se získá 65 % oleje. Tyto oleje jsou označovány jako produkované za studena (Burg, 2014). Efektivita produkce olejů je různá, nejdůležitějším parametrem se při lisování stává obsah oleje ve vstupních semenech, jenž ovlivňuje jeho výtěžnost (Jokic et al., 2016). Z pohledu producentů se ukazatelem ekonomické efektivnosti stává hodinový výkon lisu. Ten se zvyšuje se zvyšující se rotací šneku, ovšem ne přímo úměrně. Vyšší rychlosti způsobují, že je účinnost lisu nižší, z důvodu většího množství sedimentu produkovaného v oleji. Extrakce je tedy nedokonalá, čímž se zvyšuje obsah oleje i v pokrutinách (Rombaut et al., 2015). Výsledkem je potom nastavení si individuálních potřeb pro každého výrobce v lisovacím procesu. Ve výliscích se podíl oleje pohybuje mezi 5-30 procenty a hodnota sedimentu v lisovaném oleji je od 5 do 20 % (Labuckas et al., 2014). Výkon lisů se běžně pohybuje od 10 kg hod⁻¹ a u nejmenších variant stojí až po 25 000 kg hod⁻¹ zpracovaného materiálu u největších lisů. Lis je volen podle výkonu při zohlednění dostupnosti vstupní suroviny, sezonnosti produkce, možnosti uskladnění před lisováním, cíleného objemu produkce, ale i možnosti zpracování necílových surovin a výrobu sekundárních produktů za účelem využití produkční kapacity (Santos et al., 2019).

1.1.1 Řepka olejná (*Brassica napus*)

Hlavní olejninou pěstovanou v České republice je ozimá řepka, co se týče rozsahu osevních ploch a zároveň hektarového výnosu (Zukalová et al., 2012). Plodina je charakterizována dobrou rentabilitou, což v posledních letech vedlo k rozšiřování jejích ploch (MZe, 2019). Jarní forma řepky olejné je pouze doplňující plodinou (Bečka, 2013). Řepku nazýváme potravinářskou surovinou, vyrábí se z ní jedlý olej a má své využití také v krmivářství. Vašák (2000) zmiňuje, že olejnatost řepky je 42 %. Může sloužit také jako pícnina a její zelená hmota najde využití i v zeleném hnojení (Zimolka, 2000). Řepkový olej je možné zpracovávat rovněž v chemickém průmyslu, kde

slouží jako zdroj obnovitelné energie místo fosilních zdrojů (Šmidrkal et al., 2008). Tohoto energetického využití dosáhneme chemickou reakcí řepkového oleje a methylalkoholu, čímž získáme metylester řepkového oleje (MEŘO), který je následně využíván jako alternativní palivo podobající se motorové naftě (Baranyk2010). Proto z důvodu o zavedení povinného přimíchávání biosložek do pohonných hmot došlo ke zvýšení zájmu k pěstování řepkového semene. Došlo tak ke zvýšení poptávky, kvůli čemuž narostly osevní plochy řepky olejné. V České republice se pro výrobu methyl esteru řepkového oleje zpracuje přibližně 400 tis. t řepkového semene (MZe, 2019). Současné studie, které mají za cíl analyzovat emise skleníkových plynů různých biopaliv, jsou většinou vypracovány v souladu, anebo na základě, mezinárodní normy pro hodnocení životního cyklu (LCA) výrobků a služeb (Jevič et al., 2009). Certifikovaná bionafta z hlediska emisí skleníkových plynů, může s dalšími obnovitelnými palivy a moderními motory, výrazně přispět k dekarbonizaci silniční dopravy, zemědělství a lesnictví (MZe, 2019). Otázkou však zůstává, kam se bude ubírat problematika využívání těchto biopaliv a jak dlouhý časový úsek tuto zátěž naše životní prostředí a půda ještě vydrží (Zukalová et al., 2012). Na druhou stranu, Abrham a Andert (2012), ve své publikaci uvádějí, že biopaliva ze slámy jsou z hlediska energetického i ekonomického potenciálu uváděná jako vhodný obnovitelný zdroj a představují vhodné palivo k fosilním zdrojům. Využíváním těchto biopaliv není negativně ovlivněna potravinová bezpečnost a ani vliv na kvalitativní půdní vlastnosti. Takovéto energetické zpracování slámy v zemědělském podniku vytváří nové pracovní příležitosti a zvyšuje jeho stabilitu v rámci ekonomiky a také zajišťuje energetickou soběstačnost. Rentabilita pěstování řepky a cena řepkového semene v ČR průběhem let nejprve rostla a poté klesala, následně začala setrvale růst. Snížení nákladů ovlivňuje zejména cena dusíkatých hnojiv a také některá úsporná opatření v technologii pěstování řepky (MZe, 2019).

Řepce se nejlépe daří na hlubokých hlinitých půdách, s dostatkem humusu, vápníku a hořčíku. Ozimá forma se vysévá v srpnu a mezi vhodné předplodiny patří ozimý ječmen, rané odrůdy pšenice a na půdách s nižší úrodou je vhodný i jetel a jarní směsky (Bečka, 2013). Je hodnocena jako zlepšující plodina, jenž zmírňuje negativní biologický vliv vysokého podílu pěstování obilovin na orné půdě. Nejčastěji se tedy řadí do osevního postupu mezi dvě obilniny (Bečka et al., 2005). MZe (2019) zaznamenalo, že pěstitelé, kteří dosáhli nejvyššího výnosu, pěstovalo řepku se zastoupením 25-30 % v osevním postupu, přičemž obvyklé rozmezí se udává 10-25 %. Tato sku-

tečnost poukazuje na to, že lze pěstovat řepku i s vyšším osevním zatížením, bez negativního dopadu na výnos, za předpokladu dodržení správné agrotechniky, optimálního hnojení a dostatečnou ochranou před škodlivými organismy. Řepka olejná má zlepšující efekt na půdní fosfor a stabilitu výnosu v celé sekvenci pěstování (Łukowiak et al., 2016). Hilton et al., (2013) uvádí, že zvýšení intenzity řepky olejné v rotacích na bázi pšenice významně ovlivňuje společenstva půdních hub. Bennett et al., (2014) dodávají, že byla rovněž pozorována snížená diverzita mezi půdními houbovými a rhizosférickými bakteriálními komunitami, spojenými s rostlinami rodu *Brassica*.

Pro marketingový rok 2018/19 bylo vyseto 411, 8 tis. ha⁻¹ řepky olejné a předpokládaná produkce dosahovala 1383 tis. t⁻¹. Semeno je stále dobře obchodovatelné, zájem je proječován na tuzemském i zahraničním trhu (MZe, 2019). Vašák et al. (2006), ve své publikaci zmiňují, že kolem roku 2020 má dojít k nasycení poptávky po potravinářských tucích a je očekáván pokles ceny semene řepky o 69,26 %. Dále pak ekonomika řepky bude záviset na výnosech semene nad 4-5 t ha⁻¹ při nákladech kolem 18 tisíc. Kč/ha⁻¹. Ovšem Vašák (2000) zmiňuje, že výnos semene ve standardním systému hospodaření dosahuje 3,2 t ha⁻¹. V EU se stala řepka bezkonkurenčně první využívanou olejninou, konkrétně v ČR se počítá 70-100 kg semenné produkce na obyvatele, tím v současné době převyšuje i výrobu slunečnice přibližně 3,8krát. V bilanci výroby a užití semene řepky olejné v České republice se zaměřením na semeno můžeme říci, že za rok 2018/19, dle kvalifikovaného odhadu MZe ČR jako ukazatel průmyslového zpracování dosáhl 1250 tis. t⁻¹ z toho pro zpracování MEŘO bylo 420 tis. t⁻¹ a pro vlastní spotřebu k potravinářským účelům bylo použito 515 tis. t⁻¹ (MZe, 2019).

1.1.2 Slunečnice roční (*Helianthus annuus*)

Slunečnice roční patří mezi teplomilné a suchovzdorné rostliny, přičemž pro nás je podstatná semenná forma olejového typu (Bečka et al., 2005). Pěstováním slunečnice se u nás zabývají tradiční podniky, a tak od roku 2007 se její osevní plochy pohybují na úrovni kolem 26 tis. ha⁻¹ (Zukalová et al., 2012). Řadíme ji mezi tržní plodiny, její význam v zemědělství ČR ovšem klesá. Výnos semene ve standardní systému hospodaření je 3,2 t ha⁻¹ (Vašák, 2000). Olejový typ je zajímavý a zároveň žádaný, obsah kyseliny olejové dosahuje nad 82 % (Zukalová et al., 2009) a olejnatost slunečnice činí 44 % (Vašák, 2000). V současné době, je produkce slunečnice v České republice, po-

dobně jako ve světovém měřítku druhou nejvýznamnější pěstovanou olejinou (Zukalová et al., 2009). Přesto bilance výroby a užití semene slunečnice poukazuje na vývoj snižujícího se vývozu a stoupajícího dovozu (MZe, 2019). Z jedlých olejů se zde značně používá slunečnicový olej, který je za studena lisován. Obsahuje vysoký podíl nenasycených matných kyselin, zejména kyselinu olejovou a linolovou (Leung, 2009).

Slunečnice je plodinou, která velmi citlivě reaguje na dodržování střídání plodin v osevním postupu. V opačném případě se nevhodné rozložení plodin projeví výskytem a šířením chorob, což může vést ke zhoršení kvality a množství nažek. Zde i minimalizace při přípravě půdy má jistý negativní efekt. Následkem je delší životnost vytrvalých stádií hub v půdě. V osevních postupech se celkově pěstuje ve větším procentickém zastoupení řepka olejná a ostatní plodiny, které napadají shodné choroby jako slunečnice. Neměla by tedy následovat na stejném pozemku dříve, než za 8 let při maximálním zastoupení v osevním postupu 12 %. Po řepce je zase vhodné zařadit slunečnici po 4-5 letech. Doporučovanou předplodinou se stává ozimá pšenice nebo jiné hustě seté obilniny či kukuřice (Kulovaná, 2001).

MZe (2019) dále uvádí, že pěstební plochy slunečnice zaznamenávaly v průběhu let z hlediska marketingu meziroční snížení ploch o 6 %. Výnos v řadách let klesá, pohybuje se kolem $2,35 \text{ t ha}^{-1}$. Průměrné roční ceny zemědělských výrobců slunečnicového semene v uplynulých letech prošly prudkým vývojem. Objem dovozu převyšuje vyvážené množství slunečnicového semene a údaje o zahraničním obchodu hlásí dlouhodobý růst dovozu a mírný růst vývozu, až stagnaci. Vývoz zaznamenal pokles z cca 34 tis. t^{-1} na cca 23 tis. t^{-1} což představuje propad o 29 %. Mezi hlavní příčinu můžeme zařadit změny v osevních postupech. Ty směřují především ve prospěch zvyšování osevních ploch kukuřice pro bioplynové stanice a zavedení tzv. greeningu (ozeleňování) do praxe. Při respektování požadavků na klimatické a půdní podmínky a také vhodnou volbou hybridů je možné získat vysoce rentabilní komoditu (Zukalová et al., 2012). Vašák (2000) zmiňuje, že důležitým faktorem je i úroveň ochrany proti houbovým chorobám. Přesto výnos, obsah oleje a výtěžek ze slunečnice určuje vztah mezi rokem plodiny, hybridem a její hustotou. Nejvyšší výtěžky a nejvyšší obsah oleje byly získány v poměrně suchých letech, kdy byla příznivá teplota a dostatečné srážky. Naopak nejnižší výnos a výtěžek oleje spadá pod období se srážkami nadprůměrnými (Szabo, 2008).

U půdoochranných technologií, či v aridnějších oblastech se v ČR rozšiřují technologie zakládání pásů tzv. striptill. Cílem zmíněné technologie je zvýšit energetické a ekonomické efektivity pěstebních systémů. Využití se nalezne u slunečnice a řepky ozimé, dále pak kukuřice, sóji, a cukrovky. Šetrnost technologie vyhovuje protierozní ochraně půdy, šetří vodu a je ekonomicky efektivní, protože ke zpracování pásů půdy dochází pouze na 25 % celkové plochy pozemku. Pásky se podryjí v podorňiční vrstvě, provzdušní a hnojí do půdního profilu, přičemž je vytvořen pás přibližně 25 cm široký. Při použití agrotechnického úkonu striptill je docíleno teplejšího a více provzdušněného set'ového lůžka. Posklizňové zbytky jsou též ponechány na povrchu půdy i v meziřádkovém prostoru. Díky tomu je zabráněno nadměrnému vysychání půdy a zároveň se poskytne ochrana před větrnou a vodní erozí půdy (MZe, 2019). Slunečnice roční vyžaduje hluboké, humózní, strukturní, hlinitopísčité a písčitohlinité půdy, nejlépe černozemního typu. Na umístění v osevním postupu nemá speciální požadavky, řazená bývá obvykle mezi dvě obilniny. Sama je špatnou předplodinou, protože značně vyčerpává půdu. Po sobě by neměla být pěstována dříve než za 5-7 let, kvůli riziku přenosu houbových chorob (Černý et al., 2013). Na jednom metru čtverečním je uváděn optimální počet rostlin 5 až 6, což představuje 50 až 60 tis. rostlin na hektar. Podle svazu pěstitelů a zpracovatelů olejnin (SPZO) je v ČR obvykle přes 90 % ploch slunečnice zakládáno dle ročníku, s přihlédnutím na aktuální polní vzcházejivost. Dále se přihlíží na optimální počet jedinců podle půdních a klimatických podmínek, ohledy jsou hodnoceny i s ohledem na specifické požadavky pěstovaných hybridů (MZe, 2019). Slunečnice, která se pěstuje primárně na semeno je náročnější na lepší půdní a klimatické podmínky. Z této informace vyplývá, že výběr vhodného hybridu pro oblast, ve které se rozhodneme ji pěstovat je velmi náročný. V ČR je rozdělujeme na tři oblasti pěstování. Do první řadíme teplejší oblast s průměrnou roční teplotou 8,8 – 9,2 °C a nadmořskou výškou do 250 m (kukuřičná, až teplejší řepařská výrobní oblast). Druhá je chladnější oblast s průměrnou teplotou 8,1 – 8,6 °C a nadmořskou výškou do 300 m (řepařská výrobní oblast). Jako poslední řadíme okrajovou oblast s průměrnou roční teplotou minimálně 7,8 °C a nadmořskou výškou do 400 m (Zukalová et al., 2012).

Výživa pro slunečnice je významná především u mikroelementů. Plodina má vysoké nároky v průběhu pěstebního cyklu. Zejména je podstatné zajistit prvky jako je bór, zinek a molybden. Podle konkrétních půdních podmínek pak i na další stopové prvky. Půdní vlastnosti a mikroelementy jsou do jisté míry závislé na jejich příjmu

kořeny (Zukalová et al., 2009). Hlisnikovský et al. (2008) dospěli k závěru, že slunečnici lze pěstovat s aplikačním množstvím až 60 kg dusíku na hektar na vysoce produktivních půdách v České republice. Nárůst aplikace N by mohl snížit výtěžek nažky.

1.1.3 Konopí seté (*Canabis sativa*)

Na území ČR je zakázáno pěstovat neschválené a neověřené odrůdy, všechny tedy podléhají specializovanému orgánu státní zprávy, kterým je ÚKZÚZ – Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský (Honzík et al., 2012). Konopí je velmi přizpůsobivou rostlinou, dá se tedy pěstovat v oblastech s různou zeměpisnou šířkou, řadí se však mezi teplomilné plodiny. V průběhu vegetačního období potřebuje 250-300 mm srážek, platí však, že by celkové množství srážek nemělo klesnout pod 50 mm. V jedné studii o zavlažování Cosentino et al. (2013) uvedli, že v jižní Evropě, kde je konopí zavlažováno, došli k množství spotřeby vody pohybujícímu se mezi 250 až 450 mm ha⁻¹. Nejvhodnější pro pěstování jsou úrodné, hluboké a dobře zpracovatelné půdy, nebo hlinité a hlinitopísčité s nízkou hladinou spodní vody. Půdy by rovněž měly být dobře zásobeny živinami, obzvláště dusíkem a draslíkem (Kocourková et al., 2014). Konopí si neklade zvláštní požadavky na předplodinu (Honzík et al., 2012). Většina herbicidů je pro konopí fytotoxická, což vylučuje postemergentní ošetření herbicidy (Legros et al., 2013). Bylo pozorováno, že zařazením mezi jiné plodiny může konopí zmírnit napadení pozemku hlísticemi a obtížných plevelů a zároveň posílit půdní mikroflóru (Desalnis et al., 2013). Konopí vyniká odolností vůči škůdcům, jeho využití při pěstování na semeno je jako meziplodina. Ovšem při zvýšení výměry pozemku, lze očekávat rovněž silnější infekční tlak škůdců a chorob. Přestože je možné jej pěstovat několik let po sobě na jedné ploše, není to vhodné z hlediska rotace plodin a je nutné dodržet agrotechnická opatření (Conrad, 2001). Prvním úkonem je podzimní orba následuje obvyklá jarní příprava a přihnojení v rozmezí 60-100 kg N ha⁻¹ a 30-60 kg K ha⁻¹. Vzhledem k tomu, že se zabýváme pěstováním konopí na semeno, provádí se ještě přihnojení fosforem, a to ve stejném hmotnostním rozmezí jako v případě draslíku uvedeného výše. Rovněž v období podzimu je možné přihnojovat chlévskou mrvou nebo kompostem v dávce 30-40 t ha⁻¹ (Honzík et al., 2012). Doporučované předplodiny jsou jetelotrávy, okopaniny či obiloviny (Conrad, 2001). Například mezi zelím a kapustou, jelikož odpuzuje bělásky. Přispívá ke zlepšení kvality půdy tím, že odpadové tlející listy vytvářejí mikroklima, které vzniká mezi stonky. Lze jej také použít k odplevelení půd, díky čemuž se půda připraví pro pěstování následných plodin. Jako

předkultura se upotřebuje pro velice náročné plodiny (Kubánek, 2009). Plochy, kde je konopí pěstováno většinou nevyžadují ošetření pesticidy (Honzík et al., 2012). Hlavními přednostmi konopí je rychlý a efektivní nárůst rostlinné hmoty v relativně krátkém časovém úseku. V případě kombinace pěstebních podmínek a vhodně zvolené odrůdy, je možné docílit výnosu až 25 t suché nadzemní hmoty na jeden hektar (Struik et al., 2000). Toto tvrzení je v souladu s Amaducci et al. (2014) zmiňuje že, skutečný výtěžek biomasy s proudem agronomické technologie sklizně za květu činí asi 8 000 kg ha⁻¹ suché hmoty. Přičemž EU v roce 2012 ve statistickém přehledu uvedla průměrný výnos kolem 7000 kg ha⁻¹ fytomasy. Podmínky České republiky umožňují hranici výnosu kolem 10 t suché hmoty na jeden hektar (Tošovská a Buchtová, 2010). Ovšem hmotnost a výnos semen, pro které je zde ceněn, dosahuje ve standardním systému hospodaření 0,5 t ha⁻¹ (Vašák, 2000). Milovský (2008) uvádí, že konopný olej má zlatavě zelenou barvu, s typicky konopnou vůní a jemnou oříškovou chutí. Z 1000 kg semen je možné získat přibližně 260 kg čistého oleje. Vlastnosti, díky kterým je ceněn, popisuje Nissen et al. (2010) ve své publikaci. V Evropě, tudíž i v ČR, je povoleno pěstování odrůd s obsahem psychoaktivní látky THC nižší, než 0,3 %. Tyto odrůdy nazýváme bezkanabinooidní (Honzík et al., 2012). Někteří autoři uvádějí, že své nepostradatelné uplatnění nalezne v potravinářství, nebo ve farmaceutickém či chemickém oboru. Konopí je možné využít jako obnovitelný zdroj energie, buď pro produkci suché spalitelné biomasy tuhých paliv, anebo jako surovinu pro produkci bioplynu (Prade et al., 2011). Surovina, která se nejvíce z rostliny získává je vlákno (Broeck et al., 2008). Využití najde v textilním průmyslu a více se začíná využívat při tvorbě kompozitních materiálů a ve stavebnictví, nebo automobilovém průmyslu (Schafer a Honermeier, 2006).

1.3 Hodnocení environmentálních aspektů v zemědělství

Globální potravinový systém si žádá velké množství vody, dusíku, oxidu uhličitého a zatěžování půdy (Davis et al., 2016). Evropská unie má snahu stát se prvním klimaticky neutrálním kontinentem, pod názvem Zelená dohoda pro Evropu. Má se jednat o novou strategii růstu, které má za cíl přeměnit EU na spravedlivou a prosperující společnost, kde bude konkurenceschopná ekonomika s účinně využívajícími zdroji, a to prostřednictvím přechodu na čisté oběhové hospodářství. V tomto plánu je kladen důraz také v zábraně ztráty biologické rozmanitosti a snížit znečištění (EU, 2019 –

2024a). Globální hybné síly poptávky po potravinách s poptávkou po mezinárodním obchodu s potravinami funguje jako interakce mechanismů, které spojují výběr jednotlivých spotřebitelů s dopady samotné produkce potravin na životní prostředí. Stává se, že jsou někdy až geograficky vzdálené (Vico a Davis, 2019).

Brenttrup, (2012) uvádí, že ekologická stopa rostlinné výroby zahrnuje širokou škálu různých dopadů, které je nutno si vytyčit. Propojení místních a globálních aspektů zemědělské produkce je obzvláště výrazné v suchých oblastech. Z tohoto důvodu se za výsledné mnohdy pokládá konkurence na požadavky vodních zdrojů (Vico a Davis, 2019). Posuzování životního cyklu (LCA) je vynikajícím nástrojem pro odhad účinků na životní prostředí způsobených produkty a procesy od „kolébky do hrobu“ čili „*cradle to grave*“ nebo „kolébky k bráně“ čili „*from cradle-to-farm gate*“. (Reap et al., 2008). Nejdůležitější u analýzy od kolébky po hrob je, že zahrnuje holistický přístup, který přináší dopady na životní prostředí do jednoho soudržného rámce a nezáleží na tom, kde a kdy tyto dopady nastaly nebo nastanou. Skutečností zůstává, že přístup a konečná spotřeba výrobku je hnací silou ekonomiky. Konečná spotřeba tak nabízí klíčové příležitosti pro nepřímé environmentální řízení. Může se tak dít buď v celém řetězci, nebo v síti jednotlivých procesů, souvisejících s produktem (de Bruijn et al., 2002). Hodnocení spotřeby zdrojů a emisí způsobených poskytováním dané služby během celého cyklu produktů, touto variantou (Birkved a Hauschild, 2006). Pojem „produkt“ je chápán v nejširším slova smyslu, zahrnuje zboží i služby a také zahrnuje strategické úrovně (de Bruijn a kol., 2002).

Aby se zajistil požadovaný růst plodin, aplikují se často dusíkatá hnojiva v nadbytku. Tento akt vede ke ztrátám dusíku z půd, přičemž se následně uvolňuje do vod a ovzduší, protože pro cyklus dusíku jsou podstatné mikrobiální přeměny dusíkatých látek (Šimek, 2003). Management hnojení je vhodné monitorovat a hospodárně a účelně využívat hnojiva (Massé et al., 2010). Anorganická i organická hnojiva představují často hlavní zdroj dusíku v mnoha agroekosystémech a velmi ovlivňuje antropogenní činnost globálního cyklu dusíku (Šimek, 2003). Oproti tomu Davis et al. (2016) publikuje, že průměrné „stopy“ neboli „*footprints*“ současného stravování můžeme zjistit, že živočišná výroba a její produkty představují 43-87 % environmentální zátěže na jednotlivce, což je více než v případě rostlinné stravy.

Pro dosažení cíle Evropské unie, je nezbytné přijmout opatření ve všech odvětvích našeho hospodářství. Zejména jde o investici do technologií s šetrností k životnímu prostředí, podporovat průmysl ve vývoji inovací, zavést čistší a zároveň levnější

a zdravější formy soukromé veřejné dopravy, dekarbonizovat odvětví energetiky a zajistit vyšší energetickou účinnost budov. Jako poslední bod je zmíněna spolupráce s mezinárodními partnery na zlepšení celosvětových norem v oblasti životního prostředí (EU, 2019 – 2024a).

Opatření s cílem, která komise EU přijme:

- Používání pesticidů v zemědělství přispívá ke znečištění půdy, vody i ovzduší. Opatřením by se dalo do roku 2030 snížit o 50 % využívání chemických pesticidů a snížit množství používání těch nejnebezpečnějších také o polovinu.
- Ke znečištění ovzduší, půdy a vodních zdrojů patří i nadměrný výskyt živin v životním prostředí, jehož negativní dopad se projevuje na biodiverzitě a na klimatu. Opatřením by se stalo snížení ztráty živin alespoň o 50 %, aniž by docházelo ke snižování úrodnosti půdy. Zároveň by se usilovalo do roku 2030 o snížení používání hnojiv přibližně o 20 %.
- Antimikrobiální rezistence se jeví jako další problém, do roku 2030 by se prodej těchto látek pro hospodářská zvířata a akvakulturu měl snížit o 50 %.
- Poslední bod se zaměřuje na ekologické zemědělství, které je třeba pro svou šetrnost k životnímu prostředí nadále rozvíjet. EU by rozvoj podpořila a zajistila tak, aby do roku 2030 bylo ekologickým systémem hospodaření obhospodařováno 25 % celkové zemědělské půdy (EU, 2019 – 2024b).

Plnění potravinových potřeb je pro rostoucí a ekonomicky vyspělejší lidskou populaci hlavní výzvou, zdroje planety jsou omezené. Termínem udržitelná intenzifikace označujeme preferovaný přístup k otázkám globální bezpečnosti potravin. Zvyšování výnosů plodin, při minimalizaci dopadů na životní prostředí a zachování schopnosti využívat půdu i pro budoucí generace (Davis et al., 2016). Z článku Glendining et al. (2009), vyplývá, že současné zemědělství na orné půdě EU je udržitelné dvěma způsoby. Za prvé realistickými cenami produktů a za druhé určitým stupněm subvence. Dále pak zmiňuje, produktivitu na jednotku plochy půdy a emise skleníkových plynů, které zahrnují i spotřebu primární energie a jsou nosnými tlaky na udržitelnost

zemědělství. Rebitzer et al. (2004) dodává, že udržitelný rozvoj vyžaduje metody a nástroje, které budou porovnávat dopady lidské činnosti na životní prostředí, pro poskytování zboží a služeb. Oba tyto pojmy můžeme shrnout pod termín „výrobky“. Celkově environmentální aspekty dopadu zahrnují dopady emisí do životní prostředí a prostřednictvím spotřeby zdrojů. Řadíme sem například využívání půdy, těžbu, výrobu materiálů a produktů, spotřebu v průběhu používání a životnost výrobků. Šarapatka a Niggli (2008) zemědělství řadí mezi antropogenní činnost s největším plošným dopadem na agroekosystémy. Je nejrozšířenějším typem biotopu suchozemského typu a zabírá přibližně třetinu souše.

1.3.1 Metoda posuzování životního cyklu (LCA)

Koncept hodnocení životního cyklu životního prostředí (LCA – *life cycle assessment*) byl vyvinut z myšlenky komplexního environmentální hodnocení výrobků, což bylo koncipováno v Evropě a USA koncem šedesátých let 20. století. Původně, bylo LCA používáno jako nástroj poradcům pro životní prostředí (Russel et al., 2005). A původní koncept hodnocení životního cyklu LCA byl vyvinut, aby odpověděl na otázky týkající se dopadu produktů a služeb na životní prostředí. Komplikace může nastat, pokud jsou hodnoceny nové produkty nebo procesy. V takovém případě následuje přezkoumání metodologických problémů a návrh doporučení pro nejvhodnější řešení (Hospido et al., 2010). Důležitým je, uvědomit si, že ve srovnávacích studiích LCA se nejedná samo o sobě o produkty, které tvoří základ pro srovnání, ale o funkce, které konkrétní produkty poskytují (de Bruijn et al., 2002). Potenciál LCA je velký, podpora vývoje produktů a procesů se zlepšuje. Použijeme-li LCA metodu v rané fázi výzkumu, může přispět ke srovnání nového zpracování se stávajícími komerčními alternativami a také pomoci při identifikaci environmentálních hotspotů (Hetherington et al., 2014). Standardizovaná metodika LCA je v dnešní době používána hlavně k porovnání různých alternativ. Jednat se může o služby nebo produkty, kde jsou určovány jejich environmentální oblasti (Brentrup, 2012). Hlavní uplatnění LCA analýza nalezne u problémů souvisejících s konkrétním produktem, porovnání variant vylepšení daného produktu, navrhování nových produktů a výběr mezi řadou srovnatelných produktů (de Bruijn et al., 2002). Posuzování životního cyklu se za poslední tři desetiletí rychle rozvinulo a LCA analýza byla doplněna o metody a databáze (Finnvenden et al., 2009). Řetězec složek zemědělské výroby je analyzován pomocí hodnocení cyklu životního prostředí

(Glendining et al., 2009). Systém se snaží určit rozsah látkových a energetických bilancí a určit rozsah a velikost komplexního negativního dopadu na životní prostředí. Jedná se zde o existenci celého životního cyklu hodnoceného systému, kde se negativní vlivy posuzují od surovin, jejich získávání, transport, úpravu, vlastní výrobu výrobku a jeho spotřebu s konečnou likvidací (Remetová a Příbylová, 2001). Mezinárodní obchod s potravinami a krmivy pro hospodářská zvířata v tomto kontextu znamená, že evropský zákazník může ovlivnit využití půdy na druhé straně zeměkoule. LCA se tak stala podstatným tématem v oblasti environmentálního managementu (Guinée a Heijungs, 2000). Zároveň je považována za nezbytnou pro dosažení cílů udržitelnosti (Curran, 2000). Environmentální politika se v dnešní době zaměřuje na přechod k udržitelným modelům výroby a spotřeby, k čemuž dochází různými způsoby na rozdílných úrovních (Guinée et al., 2006). Environmentální posouzení využití půdy v rámci LCA musí vycházet z údajů o dopadu konkrétní plodiny pěstované na konkrétním místě. Indikátory jako je dopad plodiny na půdní organickou hmotu, půdní rychlost eroze, stav rostlinných živin v půdě atd. je třeba vybrat (Mattson et al., 2000). Z těchto tvrzení vyplývá, že jedním z motivů LCA je získat úplný obraz o dopadech produktu nebo služby, na základě těchto informací najít nejlepší řešení pro jejich zlepšení, kdy je nutné se vyhnout přesunutí negativního dopadu v jiné oblasti (Guinée a Heijungs, 2000).

Obecně je LCA metodika pro posuzování všech dopadů na životní prostředí, které jsou spojeny s výrobkem nebo procesem prostřednictvím účtování a hodnocení jeho emisí a spotřeby zdrojů, je tedy podstatné vzít v úvahu celý výrobní systém (Brenttrup et al., 2004). Vliv emisí a spotřebovávání zdrojů přispívají k celé řadě environmentálních dopadů. Řadíme sem změnu klimatu, vyčerpávání stratosférického ozonu, tvorbu troposférického ozonu (smog), eutrofizaci, acidifikaci, toxicitu pro lidské zdraví a ekosystémy, vyčerpání zdrojů, využívání vody a půdy, mimo jiné je sem řazen i hluk. Proto je LCA tak důležitým nástrojem, pomůže vypočítat ukazatele výše zmíněných potenciálních dopadů na životní prostředí, které jsou spojeny s produkty. Díky této informaci jsme pak schopni podpořit identifikaci příležitostí pro prevenci znečištění a snížení spotřeby zdrojů. Zároveň se zohledňuje celý životní cyklus produktu a je brán v úvahu (Rebitzer et al., 2004). Dále LCA hodnotí environmentální dopady produktu na základě posouzení vlivu materiálových a energetických toků, které jsou v rámci systému vyměňovány s životním prostředím (Haas et al., 2000). Například u rostlinné výroby zahrnuje analýza činnost v terénu, dále pak všechny dopady spojené

s výrobou surovin. Mezi takovéto vstupy řadíme hnojiva, minerály, látky na ochranu rostlin, semena, agrotechniku a fosilní paliva (Brentrup et al., 2004). Při součtu výstupů, se porovná poměr vstupů a systém můžeme považovat za udržitelný, pokud hodnota výstupů převyšuje hodnoty vstupů. V opačném případě by nám klesala výnosová křivka, přičemž optimální úroveň udržitelnosti se nachází na maximu této křivky (Glendining et al., 2009).

1.3.2 Legislativní rámec posuzování životního cyklu

Myšlení životního cyklu je v politické agendě a praxi často používáno. Teoreticky existuje široká škála možností v rámci politiky, prakticky jsou některé z nich implementovány v reálném světě. Podle právních předpisů však neexistuje jednoznačná vědecká preference (Lehmann et al., 2015). Mezinárodní organizace pro normalizaci (ISO) při formálním úkolu metodiky standardizace hraje svou roli a bude i nadále. Směrnice LCA, včetně normy pro LCA je sestavena touto organizací, což může být použito pro metodické volby v rámci LCA (Tillman, 2000). Zde je LCA definováno jako „kompilace a vyhodnocení vstupů, výstupy a potenciálními dopady systému výrobku a na životní prostředí během jeho životního cyklu“. Je tedy nástroj pro analýzu environmentální zátěže produktů ve všech fázích životního cyklu. Zahrnuje tedy těžbu zdrojů, výrobu materiálů, části produktu a samotný produkt a jeho použití, dále pak likvidace či opětovné použití (de Bruijn et al., 2002). Na téma LCA v rámci řady ISO 14040 bylo vydáno několik mezinárodních standardů. Za hlavní z nich považujeme ten z roku 1997: „Environmentální management – životní cyklus hodnocení – Zásady a rámec“, jenž specifikuje nejpodstatnější myšlenku LCA. Podle ISO 14040 hodnocení životního cyklu kompilací a hodnocením vstupů a výstupů, potenciální dopady systému výrobku na životní prostředí během jeho životního cyklu. V praxi se LCA málokdy zabývá všemi dopady na prostředí, znamená to tedy, že biotické zdroje často nejsou zahrnuty. Uplatňování LCA na zemědělské systémy, kde nejsou zohledněny zvláštní charakteristiky, nemusí být plně funkční (Guinée et al., 2006).

1.3.3 Fáze posuzování životního cyklu

Důraz v LCA je kladen na diskusi o její metodice. Vysvětlují se tak čtyři metodické fáze, mezi které řadíme definici cíle a rozsahu, inventarizační analýzu, posouzení dopadů a interpretace (Curran, 2000). Kroky jsou rozlišné, v každé fázi se diskutují s

ohledem na problémy týkající se metodologie a bývají ilustrovány krátkými příklady (Guinée a Heijungs, 2000). Pro poskytnutí přehledu metodiky LCA a jejích fází je uveden stručný úvod do metodického rámce podle normy ISO 14040, kde jsou hlavní prvky každé fáze (Hauschild, 2018). Environmentální dopady jsou zde hodnoceny ve vztahu k předem definovaným problémům životního prostředí a spadají do kategorie dopadu (Kočí, 2009). Ústředním bodem hodnocení životního cyklu se stává rozhodování, ve smyslu, že LCA může být použito jako podpora rozhodování, tak i ve smyslu, že různé metodické volby v LCA jsou relevantní pro různé zakomponování do systému (Tillman, 2000). Klíčovým požadavkem v jakémkoli použití se stává odrážení environmentální změny způsobené rozhodnutím. Potřeba rozlišování metodik LCA pro použití v různých aplikacích vzniká z několika zásadních charakteristik rozhodnutí, které má být podporováno (Wenzel, 1998). Zároveň bylo uznáno jako účinný nástroj pro hodnocení dopadů regionálních aktivit na životní prostředí, přičemž hlavním problémem se stává, vzít v potaz a zohlednit reflektování regionální charakteristiky, protože je nezbytné, aby se přiblížila co nejvíce realitě (Yi et al., 2007). Mezi zmíněné charakteristiky řadíme environmentální důsledek rozhodnutí, což je povaha a rozsah environmentální změny způsobené rozhodnutím. Jako další je sociální a ekonomický důsledek rozhodnutí. Poslední charakteristikou bude kontext, ve kterém je rozhodnutí přijímáno, a to včetně osob s pravomocí rozhodovat a zúčastněných stran, které implicitně ovlivňují posouzení dopadu a jeho závažnost (Wenzel, 1998). Aspekty dat, softwaru a postupů se diskutují samostatně. V závěru jsou řešeny aplikace LCA a budoucí výhled (Guinée a Heijungs, 2000).

2 Cíle práce

Olejniny mají v podmínkách České republiky již dlouholetou tradici. Jejich zavádění na ornou půdu však díky vysokým požadavkům na vnější vstupy (hnojiva, ochrana rostlin či agrotechnické požadavky) přináší také významné dopady na životní prostředí. Cílem diplomové práce je vypracování literárního přehledu zaměřeného na aktuální problematikou pěstování řepky olejky, konopí setého a slunečnice roční pro účely produkce potravinářského oleje a prostřednictvím metody pro hodnocení dopadů na životní prostředí definovat environmentální aspekty vázané k jejich životnímu cyklu. Součástí environmentálního hodnocení je definice cíle a rozsahu sledovaného rámce, inventarizace dat sledovaného rámce, vyhodnocení environmentálních dopadů a interpretace dat.

2.1 Hypotézy

Pro účely diplomové práce byly vymezeny předpoklady, které odpovídají datovému souboru literárního přehledu.

1. Hypotéza: Na základě inventarizace dat vázaných k intenzivním pěstitelským postupům lze předpokládat, že nejvýznamnější dopady na životní prostředí v rámci vybraných dopadových kategorií bude mít pěstování řepky olejky
2. Hypotéza: Nejvýraznějším emisním tokem (v %) spojeným s dopadovou kategorií *Climate Change* a kvantifikovaným prostřednictvím zvolené metody, jsou tzv. polní emise.

3 Metodika

3.1 Definice cílů a rozsahu práce

První fáze spočívá ve vymezení definice cílů a rozsahu, prakticky se rozhoduje, jaké fáze životního cyklu budou analyzovány, zde musí být vše jasně definováno, co a jak bude posuzováno (Kočí a Judl, 2011). Především se jedná o jasnou specifikaci produktu, který je posuzován, jde o jeho funkci, na základě které, bude specifikována a kvantifikována tzv. funkční jednotka (Kočí, 2009).

Cílem studie je vyhodnocení environmentální zátěže vztahující se k běžně uplatňovaným pěstitelským postupům vybraných olejnin (slunečnice roční, řepka olejná, konopí seté). Získané výsledky mohou sloužit jako motivační prostředek pro environmentálně šetrnější systémy hospodaření. Výsledky mohou být dále zdrojem informací pro zemědělské subjekty, které se zabývají problematikou pěstování olejnin. Dle standardizovaných norem LCA (ISO 14040, 2006a a 2006b) jsou analyzovány a vyhodnoceny výsledky pěstování s cílem kvantifikovat environmentální dopady a identifikovat klíčové procesy (ČNI, 2006a, 2006b).

3.1.1 Hranice systému

V první fázi je též důležité určit referenční tok. Ten představuje množství produktu, které je potřebné k naplnění funkční jednotky. Studie LCA a její komplexnost určují hranice systému. Slouží především k oddělení podstatných a nepodstatných procesů životního cyklu produktu (Kočí, 2009).

Studie je založena na technologických postupech zabývajících se pěstováním slunečnice roční, řepky olejné a konopí setého, které jsou sestaveny na základě tzv. primárních a sekundárních dat. Primární data se vztahují k běžně uplatňovaným pěstitelským postupům a byla převzata z Normativ zemědělských výrobních technologií (Kavka et al., 2006; Agronormativy, 2015). Sekundární data pro procesy byla převzata z databáze Ecoinvent v3.5 (Wernet et al., 2016) a Agri-footprint v4.0 (Durlinger et al., 2017). Datové rozpětí odpovídá podmínkám střední Evropy a časové rozpětí pro data sekundární odpovídá období od roku 2015 do roku 2021. V modelovém systému jsou zahrnuty agrotechnické operace od předset'ové přípravy po sklizeň hlavního produktu, transport zemědělské techniky, množství spotřebovaného osiva, výroba a užití prostředků na ochranu rostlin, výroba a aplikace hnojiv, až po sklizeň a odvoz hlavního

produktu z místa sklizně a technické zpracování produkce. Procesy odpadového hospodářství nejsou v této studii zahrnuty. Transportní vzdálenost od podniku na pole nepřekračuje 10 km a je v této práci obsažena.

3.1.2 Funkční/definovaná jednotka

Funkční jednotka musí být pro všechny posuzované systémy stejná. Kvantifikuje zvolenou funkci a poskytuje základ, ke kterému se vztahují vstupy a výstupy modelování produktového systému (Weidema et al., 2004). Pro splnění patřičné funkce musí být měřitelná v konkrétních jednotkách. Zde je funkční definovanou jednotkou litr (Kočí, 2009).

V rámci studie je vybrána funkční jednotka/definovaná jednotka vztahující se na jednotku plochy a jednotku produkce. Jednotku produkce představuje 1 litr potenciálně vytěžitelného oleje a dále ekvivalentní jednotka plochy potřebná pro získání stejného množství oleje. Environmentální dopady hodnocených procesů jsou rozděleny do dvou nebo více procesů, a proto je uplatněna alokační metoda (*Mass allocation*).

Tabulka 3.1: Inventarizační tabulka - hlavní výstupy

	Řepka olejka	Slunečnice roční	Konopí seté
Produkce slámy (kg ha⁻¹)	4200	7000	9000
Produkce semena (kg ha⁻¹)	3500	2800	600
Čistá produkce oleje (l ha⁻¹)	1294	1084	190
Produkce výlisků (kg ha⁻¹)	2206	1716	410
Předpokládaná olejnatost semene (%)	42	44	36
Předpokládaná olejnatost výlisku (%)	12	12	12
Ekv. plochy pro stejnou produkci oleje (ha)	1	1,2	6,8

* předpokládaný způsob lisování: dvoustupňový za studena

V Tabulce 3.1 jsou zaznamenány hlavní výstupy u vybraných olejnin. Konopí se stává plodinou s největším množstvím posklizňových zbytků, resp. nadzemní fytomasy (9000 kg ha^{-1}) a zároveň s nejnižší produkcí semen (600 kg ha^{-1}), přičemž k produkci stejného množství semene je potřeba až sedminásobně větší plocha v porovnání s řepkou. Na druhou stranu produkce slámy slunečnice je nižší (průměrně 7000 kg ha^{-1}). Její využití se najde především v ponechání posklizňových zbytků na poli, stejně jako u řepky olejné, kde bývá průměrná produkce kolem 4200 kg ha^{-1} (Agronormativy, 2015). Tím je zároveň do půdy vpraveno mnoho živin posklizňovými zbytky. Vstupy inventarizace jsou následně využity při modelování produktového systému a hodnocení environmentálních dopadů.

Tabulka 3.2: Alokace hlavních výstupů inventarizace

	sláma (%)	výlisky (%)	olej (%)
Řepka olejka	54,55	28,65	16,80
Slunečnice roční	71,43	17,51	11,06
Konopí seté	93,75	4,27	1,98

* *mass allocation principle* - procentuální vyjádření pro podíl environmentálního zatížení produktu

Při alokaci hlavních výstupů musíme zohlednit i procentuální vyjádření slámy a výlisku, aby nám vznikl konkrétní údaj o výstupu oleje. Znamená to, že environmentální dopady jednoho procesu se rozdělí mezi více produktů. Tudíž je nezbytné při pěstování zohlednit všechny vstupy, které do pěstebního procesu zahrneme. Vstupy jsou vázány do celé rostliny, ne pouze na vypěstování semene, proto rozdělujeme výrobní faktory mezi jednotlivé směry (sláma, výlisek, olej). Tak se stává alokace hlavních výstupů inventarizace komplexní. Kočí (2009) navíc zmiňuje, že součástí alokace by mělo být ověření, zda se nenarušuje fyzikální zákony, konkrétně zákon zachování hmoty a energie. Poukazuje se tak na environmentální dopady jednotlivých alokovaných podílů, které by měly dát vždy 100 %. Informace týkající se alokačního přístupu jsou součástí Tabulky 3.2.

3.1.3 Inventarizace dat

Tato fáze slouží ke zjištění a vyčíslení všech materiálových a energetických toků, které do životního prostředí vstupují. Zejména ty, které jej opouštějí a působí v životním prostředí. Podstatou se stává modelování produktového systému. Sběr dat je zde nedílnou součástí, kde se zjišťují informace o jednotlivých procesech životního cyklu produktu (Jury et al., 2010). Výstupem z této analýzy je soubor dat, který shrnuje materiálové toky vstupující a vystupující přes hranice produktového systému. Tím zjistíme, jaká množství, jakých látek do cyklu produktu dostávají během celého cyklu, formou různých emisí a množstvím přírodních surovin, která byla spotřebována. Tento soubor dat nazýváme ekovektorem produktu a prezentujeme jej v tzv. inventarizačních tabulkách (Kočí, 2009). Výsledky inventarizace přehlednou formou sdělují, kolik konkrétních látek z okolního prostředí do systému vstupuje a kolik vystupuje. Všechny provedené operace jednotlivých stádií životního cyklu je nutné zmapovat v inventarizaci a zapojit je do konečného a výsledného ekovektoru produktu (Rebitzen et al., 2004).

Pro vypracování diplomové práce je vybrán modelační princip *from cradle-to-farm gate*. Životní cyklus je zaměřen na období od získání surovin až po opuštění výrobního procesu. V tomto případě se jedná o pěstební procesy. Fáze užívání produktu a jeho odstranění nejsou vzhledem k charakteru této studie v hodnocení zahrnuty. V této práci jsou použita inventarizační data z databáze Ecoinvent (Wernet et al., 2016). Pro modelaci produktových systémů hodnocených v této práci byl využit software SimaPro 9.1.1.1 s integrovanou databází Ecoinvent v3.5. Charakter inventarizovaných dat a podrobnosti o jejich sběru jsou popsány v kapitole Definice cílů a rozsahu.

3.2 Hodnocení dopadů na životní prostředí

Hodnocení potenciálních dopadů na životní prostředí je zaměřeno na environmentální dopady produktů. Jedná se o snahu co nejpřesněji zmapovat materiálové a energetické toky, které souvisejí s celým životním cyklem daného produktu. Zároveň jde o zhodnocení možných environmentálních dopadů a principem se stává hodnocení těchto dopadů produktů, který by mohl být pro jednu emitovanou látku (Kočí, 2009).

Pro výpočet míry environmentálního zatížení je použita metoda posuzování životního cyklu, která je definována pomocí norem (ČSN, 2006a; ČSN, 2006b). Výsledky studie se vztahují k vybraným dopadovým kategoriím vyjádřených specifickými

kými ukazateli. Pro účely diplomové práce byly zvoleny následující dopadové kategorie: *climate change* (100 years IPCC 2007; kg CO₂ eq), *ozone depletion* (kg CFC-11 eq) *terrestrial acidification* (kg SO₂ eq), *freshwater eutrophication* (kg P eq), *marine eutrophication* (g N-eq), *terrestrial ecotoxicity* (g 1,4-DB-eq), *freshwater ecotoxicity* (g 1,4-DB-eq), *water depletion* (m³-eq), *human toxicity* (kg 1,4-DBeq), *metal depletion* (kg Fe eq) and *fossil depletion* (kg oil eq). Zvolené dopadové kategorie odpovídají požadavkům zemědělské LCA (Dijkman et al., 2018). Modelační hodnocení jednotlivých dopadových kategorií je realizováno prostřednictvím specializovaného software s využitím integrované metody ReCiPe Midpoint (H) V1.13 / Europe Recipe H. Pro modelace pěstebního cyklu byl zvolen *Cut-off System Model approach*.

Na základě této práce jsou vyhodnocovány výsledky pěstování vybraných olejnin pro účely zisku potravinářského oleje. V rámci zvolené metodiky a dat, získaných při pěstování (vstupy a výstupy pěstebního cyklu), je možné sestavit životní cyklus v rámci faremní fáze (od předset'ového zpracování půdy po sklizeň, odvoz sklizeného materiálu a jeho zpracování) a stanovit dopady na životní prostředí vyjádřené odpovídajícími dopadovými kategoriemi.

3.2.1 Stanovení polních emisí

Výroba, užití či aplikace dusíkatých hnojiv (organických i anorganických) vede k produkci tzv. přímých a nepřímých emisí N₂O, CO₂, NH₃, NO³⁻ and NO_x (vyjádřeny jako CO₂, N₂O, a amoniak). Při monitorování polních a zemědělských emisí bylo zohledněno následující: vápnění, NH₃ a NO_x volatilizace NO³⁻ vyplavování do spodních vod a ztráty dusíku při vyplavování a povrchovým odtokem. Emisní zátěž byla stanovena v souladu s metodikou: Tier 1 (De Klein, 2006; IPCC, 2006), dle Nemecek a Kägi (2007) a podle *the National greenhouse gas inventory report of the Czech Republic (the agricultural section)* (Exnerová, 2017). Byly rovněž kvantifikovány emise fosforu vznikající v důsledku jeho vyplavování a povrchového odtoku dle metodiky Německ a Kägi (2007). Produkce pesticidů, respektive jejich účinných látek, a jejich distribuce byla zohledněna na základě údajů z databáze Ecoinvent (Wernet et al., 2016), ale nebyl zohledněn osud pesticidů v životním prostředí. Dopady kategorií toxicity nelze tedy z tohoto pohledu považovat za plnohodnotné.

4 Výsledky a diskuse

Výsledky se zaměřují na standardní pěstitelské postupy a aktuální problematiku v průběhu pěstování slunečnice roční, řepky olejné a konopí setého a využitých vstupů, se kterými jsou spojeny dopady na životní prostředí. Cílem diplomové práce bylo pomocí metody LCA vyhodnotit environmentální dopady pěstování vybraných olejnin, které se pojí s produkcí rostlinného oleje. Na základě údajů inventarizace a modelací životního cyklu zmíněných rostlin bylo možno kvantifikovat environmentální zatížení vázané k produkci 1 litru potravinářsky využitelného oleje. Environmentální hodnocení bylo definováno dle cílů a rozsahu sledovaného rámce, inventarizace dat, vyhodnocení dopadů na životní prostředí a interpretace dat.

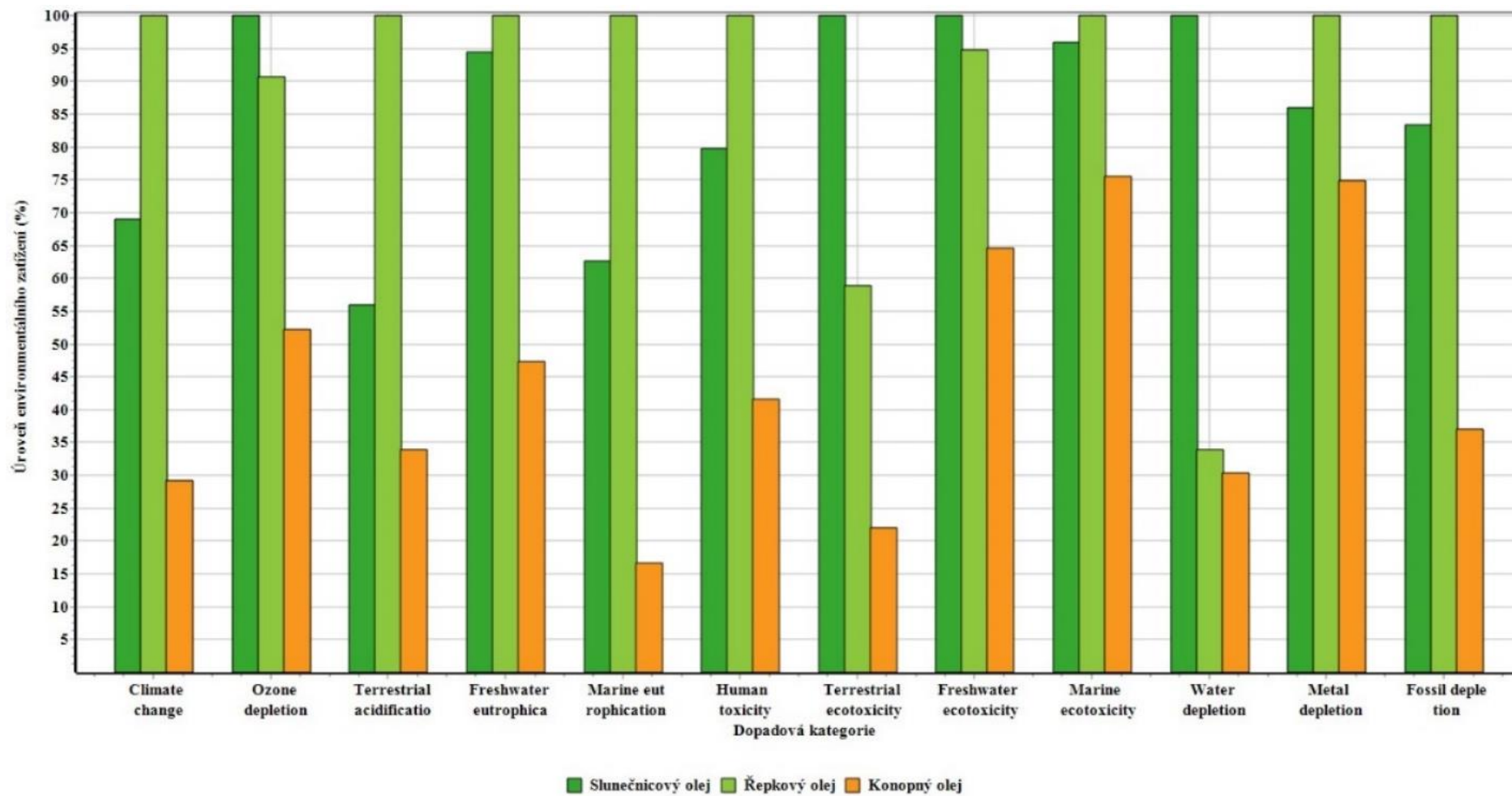
Tabulka 4.1: Dopadové kategorie environmentálního zatížení (překlad)

<i>climate change</i> - klimatická změna
<i>ozone depletion</i> – poškozování ozonové vrstvy
<i>terrestrial acidification</i> - suchozemské okyselování
<i>freshwater eutrophication</i> - sladkovodní eutrofizace
<i>marine eutrophication</i> - mořská eutrofizace
<i>human toxicity</i> - toxicita pro člověka
<i>terrestrial ecotoxicity</i> - suchozemská ekotoxicita
<i>freshwater ecotoxicity</i> - sladkovodní ekotoxicita
<i>marine ecotoxicity</i> - mořská ekotoxicita
<i>water depletion</i> - znečištění vody
<i>metal depletion</i> - opotřebování strojů
<i>fossil depletion</i> - spotřeba fosilních paliv

4.1 Environmentální zatížení vázané k produkci 1 litru oleje

Kvantifikací vstupů při komparaci vybraných olejnin je možné určit environmentální dopady a stanovit zásadní procesy během jejich pěstování. Vygenerovaná data poukazují na zatížení životního prostředí při vztažení funkční jednotky k jednotce produkce (1 litr). V závislosti na jednotku funkční/definovanou zatížení v dopadových kategoriích mezi rostlinami výrazně diferencuje.

Graf 4.1: Charakterizace úrovně environmentálního zatížení při produkci 1litru oleje



Graf 4.1 znázorňuje úroveň environmentálního zatížení, která je vázána s pěstováním olejnin. Je patrné, že nejvyšší hodnoty se pojí se získáním 1 litru řepky olejné, což je v souladu s hypotézou 1 (Na základě inventarizace dat vázaných k intenzivním pěstitelským postupům lze předpokládat, že nejvýznamnější dopady na životní prostředí v rámci vybraných dopadových kategorií bude mít pěstování řepky olejky). Pěstební technologie řepky olejné představuje nejvyšší zatížení životního prostředí (funkční jednotka produkce) v rámci 8 dopadových kategorií z celkových dvanácti posuzovaných. V rámci čtyř zbylých kategorií *ozone depletion*, *terrestrial ecotoxicity*, *freshwater ecotoxicity*, *water depletion* se váže nejvyšší zatížení k produkci slunečnicového oleje. Kategorie *climate change* je nejvíce ovlivněna produkcí a využitím dusíkatých hnojiv, zpracováním půdy, sklizní a samotným zpracováním oleje. Kategorie *terrestrial acidification*, je ovlivněna zejména produkcí a aplikací hnoje a kejdy skotu. V porovnání se slunečnicí dosahuje řepka v dopadové kategorii *terrestrial acidification* přibližně o 45 % vyšší environmentální zatížení. V dopadové kategorii *marine eutrophication* může za podíl environmentálního zatížení především využívání dusíkatých a fosforečných hnojiv či kejdy. V rámci dopadové kategorie *freshwater eutrophication* je zatížení podobné, navíc se zde podílí přípravky na chemickou ochranu rostlin. V rámci *freshwater eutrophication*. Ortiz-Reyes a Anex (2018) zmiňují, že u zemědělských systémů je obtížné posoudit hodnocení LCA. Uvádí, že v běžné praxi je eutrofizační potenciál hodnocen pomocí na základě půdně klimatických faktorů prostředí. Dopadová kategorie *metal depletion* je ovlivněna zejména agrotechnickými operacemi (především orba a setí). *Fossil depletion* zase nejvíce ovlivňuje aplikace N hnojiv, sklizeň, zpracování půdy, pojezdy na pozemku a také zpracování oleje.

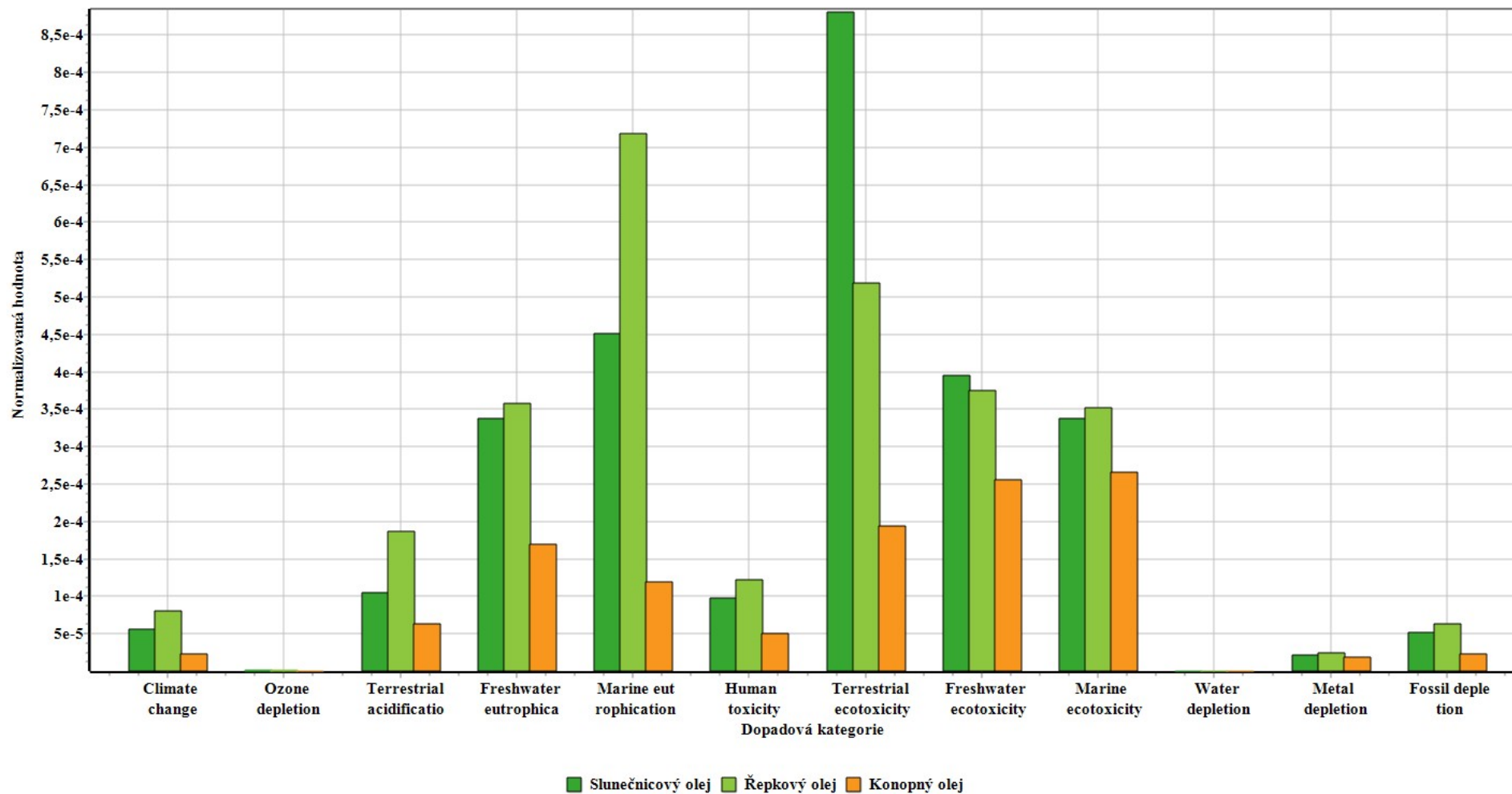
Tzv. polními emisemi (kapitola 3.2.1.) jsou nejvíce ovlivněny kategorie *climate change*, *marine eutrophication*, *freshwater eutrophication* a *water depletion*. Přičemž mezi největší znečišťovatele v zemědělském sektoru Hasler a kol., (2015) řadí výrobu a používání hnojiv, zejména dusíkatých a produkované emise, které za tímto procesem stojí. Což je v souladu s hypotézou 2 (Nejvýraznějším emisním tokem (v %) spojeným s dopadovou kategorií *Climate Change* a kvantifikovaným prostřednictvím zvolené metodiky, jsou tzv. polní emise).

Úroveň environmentálního zatížení slunečnice roční se pohybuje od 55 % do 100 % v rámci všech dvanácti dopadových kategorií. Pro porovnání Figueiredo et al.

(2012), v jedné ze svých studií sděluje, že životní cyklus slunečnicového oleje je nejvíce ovlivněn pěstební částí jako takovou. Ta ovlivňuje všechny posuzované dopadové kategorie ze 70 % až 99 %. V kategoriích *terrestrial ecotoxicity* a *water depletion* jsou hlavními zdroji environmentálního zatížení posklizňové zpracování (technologie lisování za studena), užití fungicidů a herbicidů. Významná je také aplikace dusíkatých hnojiv. Dopadové kategorie, které jsou posuzovány v zemědělských LCA, jsou často nejvíce ovlivněny produkcí a aplikací hnojiv, kultivací půdy uvolňováním z půdy, a spotřebou fosilních paliv (Figueiredo a kol., 2012). Dopadová kategorie *terrestrial ecotoxicity* při pěstování slunečnice roční nese nejsilnější zatížení. Především se v tomto případě podílí používání dusíkatých hnojiv, fungicidů, herbicidů a lisování slunečnicového oleje. Oproti tomu řepka má v této dopadové kategorii téměř o 41 % nižší úroveň zatížení životního prostředí. Dopadovou kategorií *ozone depletion* pak ovlivňují faktory jako je zpracování půdy (orba), hnojení tuhými statkovými hnojivy, dusíkatými hnojivy a použití fungicidů s herbicidy. V porovnání s řepkou olejnou má také dopadová kategorie *freshwater ecotoxicity* odlišnou stopu než slunečnice. Na základě získaných výsledků lze uvést, že hlavním faktorem je využívání dusíkatých hnojiv, orba a setí. Další převyšující kategorií je *freshwater eutrophication*, se kterou se pojí použití fosforečných hnojiv a dusičnanu amonného, s čím se Matsuura (2017) se ve své publikaci shoduje. Uvádí, že systém pěstování slunečnice má vliv na kategorie *human toxicity*, *freshwater eutrophication*, *climate change* a *terrestrial acidification* v souvislosti s emisemi z dusíkatých látek a fosfátových hnojiv. Toto tvrzení nepopírá ani Figueiredo a kol. (2012), který ve své studii zmiňuje, že nejvyšší dopady na *freshwater eutrophication* by se řadily k závlahovým pěstebním systémům při kultivaci půdy a používání hnojiva P_2O_5 a byly by až 30krát vyšší než u nezavlažovaných systémů pěstování slunečnice (kde nedošlo k žádnému vstupu hnojiva). To znamená, že používání hnojiv dominuje u hodnocení environmentálních dopadů u *freshwater eutrophication* vod. S čímž je s hypotézou 2 v souladu (Nejvýraznějším emisním tokem (v %) spojeným s dopadovou kategorií *Climate Change* a kvantifikovaným prostřednictvím zvolené metodiky, jsou tzv. polní emise). Mezi zdroje tohoto environmentálního zatížení můžeme zařadit také aplikaci fungicidů, herbicidů a insekticidů. Hauschild (2000) ještě dodává, že mezi hlavní očekávaný dopad v kategorii *human toxicity* patří používání pesticidů a také vystavení ekosystémů přímé (založena na detekci dané noxy nebo produktu její biotransformace v organismu) a nepřímé (založena na nález látky) expozici, prostřednictvím potravinových řetězců.

Pěstování konopí setého se ve vztahu k životnímu prostředí na Grafu 4.1 jeví jako environmentálně přijatelnější, v porovnání s řepkou a slunečnicí. Zátěž do životní prostředí se pohybuje od 16 % do 75 %, dle uvažované kategorie. Nejvyšší zátěž se projektuje do mořské *marine ecotoxicity* a *metal depletion*, kde dosahuje v obou případech shodného environmentálního zatížení, které činí 75 %. Za kategorií *metal depletion* stojí především zpracování půdy, setí a sklizeň. V kategorii *marine ecotoxicity*, má vliv zpracování půdy, produkce semene k setí, sklizeň, aplikace LAD (ledek amonný s dolomitem) a celkové používání dusíkatých hnojiv, plus konečná výroba oleje lisováním. Další environmentální zatížení je vyjádřeno prostřednictvím dopadové kategorie *freshwater ecotoxicity*, kterou především zapříčiňuje zpracování a kultivace půdy, hnojení dusíkatými hnojivy, setí, sklizeň a zpracování semen na olej. Van der Werf (2004) navrhuje, že pro snížení dopadů produkce konopí by bylo vhodné zaměřit se na problematiku eutrofizace, která je spojena právě se vstupy hnojiv. Jako druhotný cíl, by mělo být snížení klimatické zátěže a acidifikace půd. Za zemědělsky zajímavé pokládá omezení zpracování půd, díky čemuž by se snížila spotřeba energie a zároveň acidifikace půd, díky čemuž by se snížily emise, se kterými je vázána *climate change*. Dále pak zmiňuje opatření vedoucí k poklesu vyluhování NO_3 , protože by se jimi eutrofizace výrazně snížila.

Graf 4.2: Normalizovaná hodnota environmentální úrovně zatížení při produkci 1litru oleje



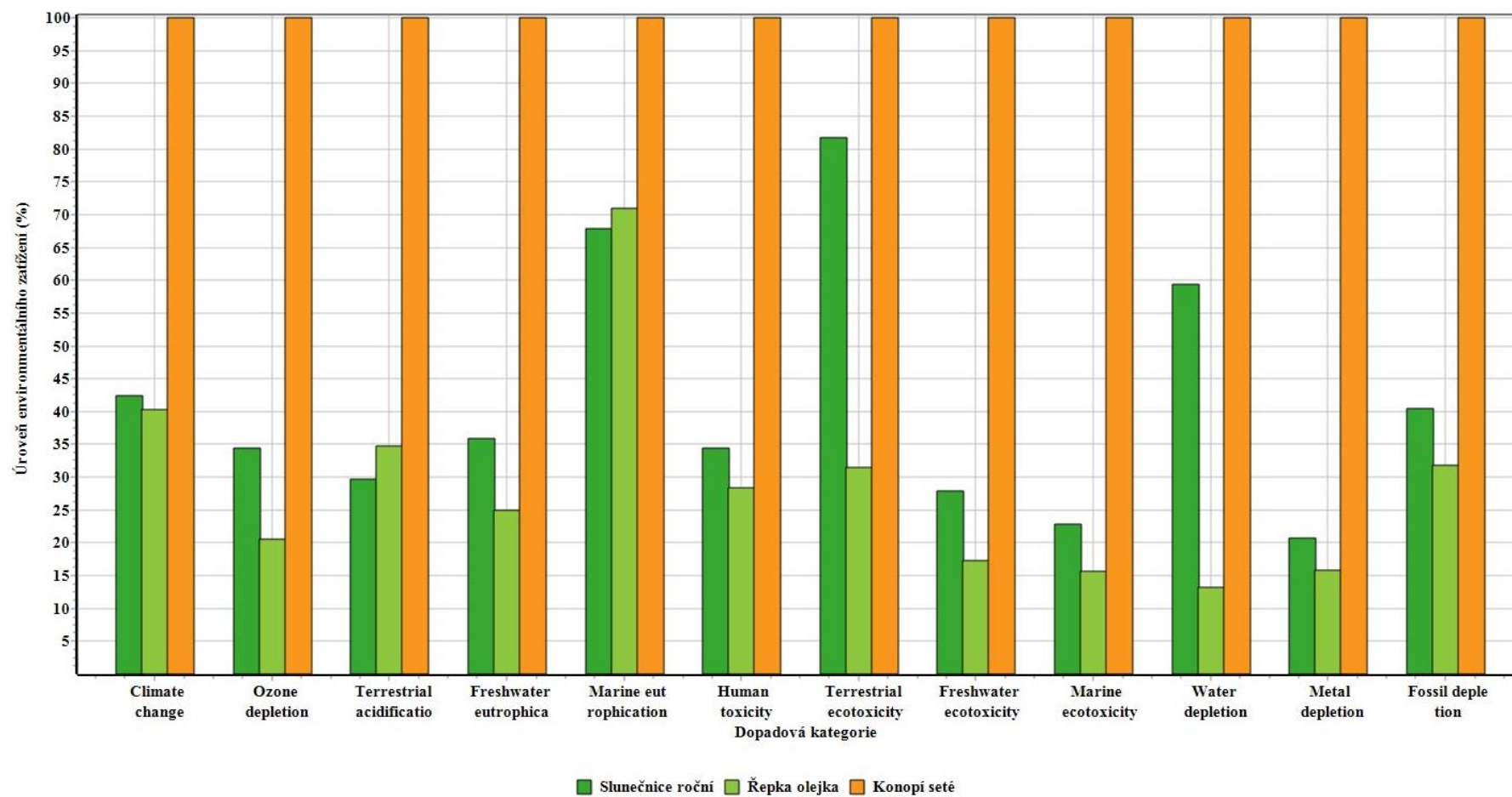
Díky informacím o všech zúčastněných procesech, jejich vstupech a výstupech je možné vypočítat ekovektor produktového systému. Data jsou vztažena k různým velikostem vstupů a výstupů, a tak se použijí hodnoty referenčního toku. Data z praxe, obvykle určená pro jiné objemy výroby použití proto musíme normalizovat. Normalizace procesu spočívá v převedení hodnot vstupů a výstupů procesů získaných z praxe, na jednotkové hodnoty výstupu hlavního produktu daného procesu (Kočí, 2009).

Graf 4.2 je zaměřen na normalizaci výsledků kde jsou dopadové kategorie *terrestrial ecotoxicity* (slunečnice roční) a *marine eutrophication* (řepka olejná) nejvíce ovlivněny. Ve zbylých kategoriích se dopad na životní prostředí mezi těmito dvěma plodinami téměř shoduje. Za nejvíce dotčené kategorie dopadu se můžeme označit *eutrophication* a *ekotoxicity*, kde k hlavním vstupům řadíme používání dusíkatých a fosforečných hnojiv. Hasler et al. (2015) dodává, že díky optimalizované strategii hnojení lze ekologickou zátěž snížit až o 15 %. Jelikož aplikační dávky dusíku silně ovlivňují výsledky LCA, je nezbytné, aby bylo používáno správné množství N a aby při výrobě dusíkatých hnojiv byla používána nejlepší dostupná technika. Součástí každého LCA potravinářských a zemědělských produktů by navíc mělo být pečlivé zvážení typu hnojiva, protože to velmi ovlivňuje dopad na výsledky LCA. Uvádí, že tyto vstupy v pěstebním cyklu se značně váží k dopadové kategorii *freshwater eutrophication*. Chemická ochrana rostlin je zase klíčovým procesem v rámci kategorií *ecotoxicity*. Což potvrzuje Lundie et al. (2007) ve své studii, kde prezentuje, že dopadové kategorie vnitrostátní *freshwater ecotoxicity* a *terrestrial ecotoxicity* dominují v používání pesticidů. Dále pak Birkved a Hauschild (2006) ve svém článku pojednávají o modulárním modelu PestLCI, který slouží k odhadu emisí pesticidů z polní aplikace, které se následně dostanou do různých složek životního prostředí. Odhaduje aplikované množství pesticidu, které je emitováno do ovzduší, povrchových a podzemních vod podle typu a doby aplikace, druhu plodiny a fenologické fáze, geologických a meteorologických podmínek, oblasti použití a vlastnostech účinné látky v pesticidu. Naopak dle zjištěných dat v této práci *ozone* a *water depletion* nejsou tak významně ovlivněny v porovnání s jinými. Publikace Deimling et al. (2008) poukazuje na skutečnost, že dopady na životní prostředí, podle IPPC (*Integrated Pollution Prevention and Control*) z roku 2007 například odhadují, že zemědělství představuje 10-12 % celkových globálních a antropogenních emisí skleníkových plynů.

4.2 Environmentální zatížení vázané k jednotce plochy

Kvantifikací vstupů při komparaci vybraných olejnin je možné určit environmentální dopady a stanovit zásadní procesy během jejich pěstování. Vygenerovaná data poukazují na zatížení životního prostředí při vztažení funkční jednotky k jednotce plochy (ekvivalentní jednotka plochy potřebná pro získání stejného množství oleje). V závislosti na jednotku funkční/definovanou se zatížení v dopadových kategoriích mezi rostlinami výrazně diferencuje

Graf 4.3: Charakterizace funkční jednotka/definovaná jednotka vztahující se na jednotku plochy



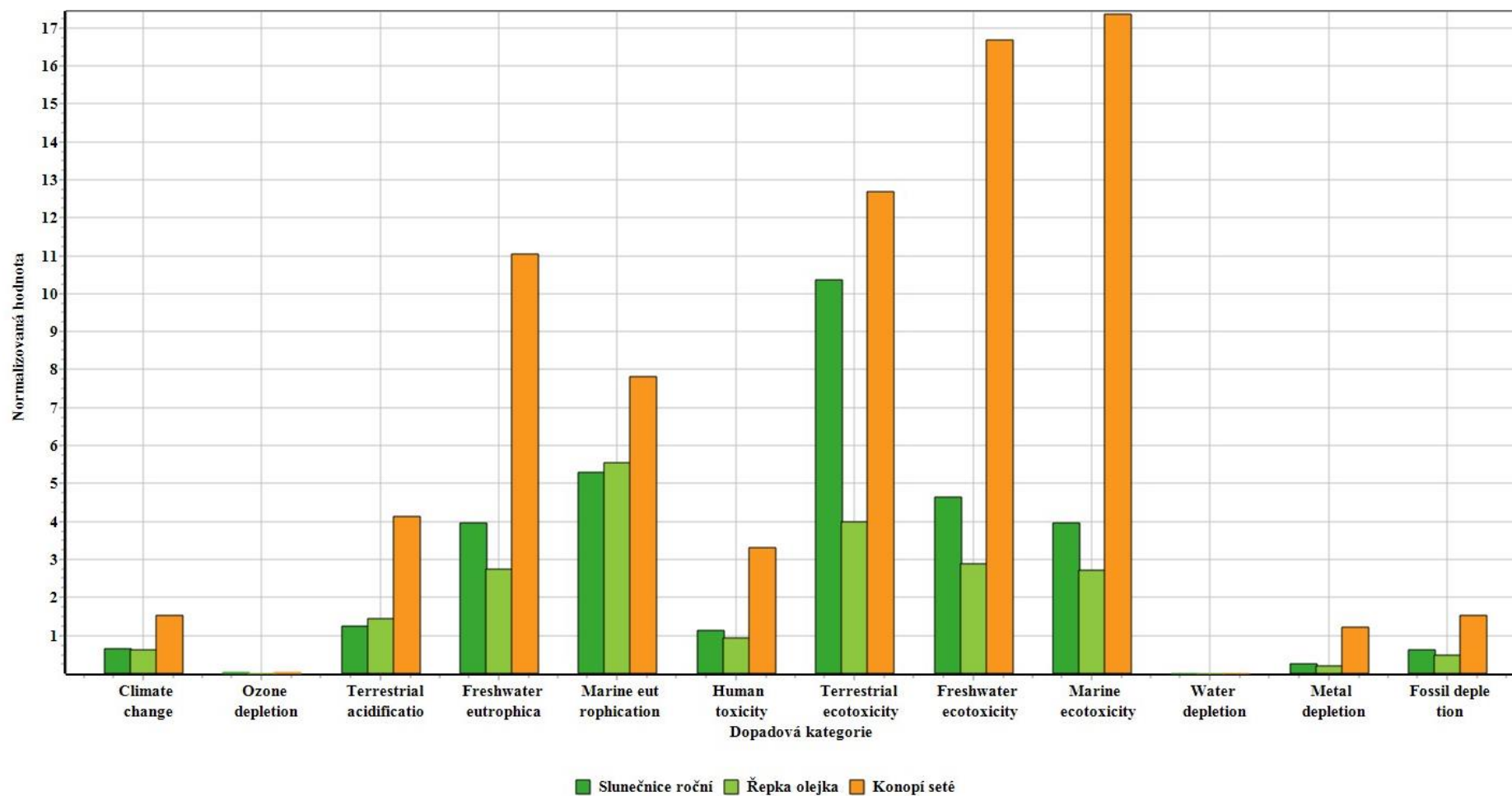
Při zhodnocení výsledků vztahujících se k funkční jednotce na Grafu 4.3, máme ekvivalentní jednotku plochy, potřebnou pro získání stejného množství oleje (1 litr). V tomto případě je s řepkou spojena nejnižší zátěž na životní prostředí, díky vysoké produkci semene. V deseti dopadových kategoriích z dvanácti se jeví jako environmentálně přijatelnější. Basori et al. (2014) se shoduje, že průmysl agroekosystému je nucen zajistit vysokou kvantitativní a kvalitativní produktivitu požadovanou trhem. V tu chvíli je vyžadováno velké využití fosilních paliv, která často ovlivňují subsystém životního prostředí. To je způsobeno zejména výrobou, transportem a aplikací hnojiv. Agroekosystém má proto značný dopad na životní prostředí v místním i globálním měřítku. Hnojení dusíkem tedy představuje jeden z hlavních zemědělských postupů, při kterém vzniká velké množství emisí, které ovlivňují složky životního prostředí znečišťujících látek v atmosféře, půdě i vodě. Environmentální zatížení spojené s *marine eutrophication* při získání 1 litru řepkového oleje dosahuje 71 % úrovně. Odráží se tady používání dusíkatých hnojiv a kejdy. Stejně tak v dopadové kategorii *terrestrial acidification* má řepka vyšší environmentální zatížení než slunečnice, obzvláště kvůli použití dusíkatých hnojiv, hnoje, kejdy a zpracováním půdy. Rozhodující může být výběr vhodného hnojiva a podle Hasler et al. (2015) je možné touto cestou snížit emise v kategoriích dopadu jako jsou *climate change*, *terrestrial acidification*, *freshwater eutrophication*, *fossil depletion*.

Úroveň environmentálního zatížení v případě získání 1 litru slunečnicového oleje, vykazuje nejvyšší hodnotu dopadu v kategorii *terrestrial ecotoxicity*. V tomto případě je environmentální zatížení u slunečnice vyšší přibližně o polovinu v porovnání s řepkou. Další environmentální zatížení je vyjádřeno prostřednictvím dopadové kategorie *marine eutrophication*, kde se hlavní zatížení pojí s aplikací N hnojiv, chemickou ochranou fungicidy a herbicidy. Deimling et al. (2008) zmiňuje, že dopady eutrofizace v důsledku používání hnojiv mohou způsobit rozsáhlá poškození vodního života. V případě dopadové kategorie *water depletion* převyšuje produkce slunečnicového oleje nad řepkovým přibližně o 45 %. Shodují se též výsledky ve studii od Iriarte et al. (2010) které naznačují, že ve srovnání s pěstováním slunečnice, má produkce řepky lepší vliv na životní prostředí, především co se týče spotřeby vody. Minerální hnojiva u obou zmíněných plodin způsobují významný dopad na životní prostředí. Jeho analýza LCA naznačuje, že těžba těchto surovin a jejich následná výroba jsou klíčové fáze. Obdobné environmentálního zatížení se pojí s Grafem 4.3, při komparaci mezi vyprodukováním 1 litru slunečnicového a řepkového oleje v kategoriích *climate*

change, ozone depletion, terrestrial acidification, freshwater eutrophication, human toxicity, freshwater ecotoxicity, marine ecotoxicity, metal depletion, fossil depletion. Pod tzv. polní emise, pojící se s pěstováním slunečnice bychom pak řadili kategorie *climate change, freshwater eutrophication, marine eutrophication a water depletion.* Přičemž většina z nich je výrazně ovlivněna vstupy hnojiv, s čímž souhlasí Brenttrup a Pallière (2008) a označují průmysl výroby hnojiv za zdroj oxidu uhličitého a dalších skleníkových plynů. Na druhou stranu konstatují, že emise skleníkových plynů během výroby hnojiv by neměly být hodnoceny bez posouzení benefitů, které mohou plynout užíváním hnojiv v zemědělské výrobě. Například v případě dopadové kategorie *climate change* bychom mezi nejvýznamnější vstupy přiřadili zpracování půdy, především orbu, poté setí a sklizeň. Významný dopad by se pojal také použití dusíkatých hnojiv, transportem a zpracováním oleje. S tímto tvrzením není hypotéza 2 v rozporu (Nejvýraznějším emisním tokem (v %) spojeným s dopadovou kategorií *Climate Change* a kvantifikovaným prostřednictvím zvolené metodiky, jsou tzv. polní emise).

Největší plochu, pojící se získáním 1 litru oleje, zaujímá konopí seté. Veškeré úrovně environmentálního zatížení převyšují řepku i slunečnici, a to v každé z dopadových kategoriích. V porovnání s Grafem 4.1, kde se nejčtenější environmentální zátěž poutala pěstováním řepky, poté slunečnice a nejnižšího environmentálního dopadu dosahovalo konopí seté, je zde výrazný zvrat. Příčinou je nejnižší výnos semene a produkce oleje ve srovnání s řepkou a slunečnicí.

Graf 4.3: Normalizace funkční jednotka /definovaná jednotka vztahující se na jednotku plochy



Jestliže, že se stanovená funkční jednotka vztahuje k jednotce plochy, vykazuje vyprodukování 1 litru konopného oleje nejsilnější environmentální zatížení. Pěstování konopí zatěžuje všechny dopadové kategorie *ecotoxicity*. S čímž se pojí zejména vstupy spojené s použitím dusíkatých hnojiv a herbicidů, zpracování půdy, množstvím spotřebovaného osiva, setím, sklizní a zpracováním oleje. Vzhledem k tomu Vašíčková a kol. (2019) upozorňují na skutečnost, že chemická ochrana plodin a osud pesticidů, je obtížné posoudit a zaznamenat, protože není možné, určit vliv metabolitů na životní prostředí. Bez úplného posouzení a kvantifikace pesticidů nelze posoudit dopad na jednotlivé složky životního prostředí a nelze plně posoudit dopady toxicity. K tomuto tvrzení Hauschild (2000) ještě dodává, že inventarizační analýza zemědělského systému rostlinné produkce obvykle poskytne informace o množství různých pesticidů nebo jejich účinných látek, která je na plodinu aplikována. Následující environmentální zatížení je vyjádřeno prostřednictvím dopadové kategorie *eutrophication*, která je ovlivňována zejména používáním hnojiv (dusíkatých) a chemickou ochranou, obzvláště ve formě herbicidů a insekticidů. K čemuž Hasler et al. (2015) dodává, že produkce hnojiv způsobuje dopady i v jiných kategoriích, jako je *climate change*, *fossil depletion* a *acidification*, hlavně při výrobě a aplikaci těchto hnojiv. Toto tvrzení nevyvrací hypotézu 2 (Nejvýraznějším emisním tokem (v %) spojeným s dopadovou kategorií *Climate Change* a kvantifikovaným prostřednictvím zvolené metodiky, jsou tzv. polní emise).

V případě produkce 1 litru řepkového oleje, lze při vztažení výsledků k jednotce plochy dosáhnout nižších environmentálních dopadů v deseti dopadových kategoriích. Nejsilnější environmentální zátěž se pojí s kategorií *terrestrial acidification*. K výraznému zatížení v této dopadové kategorii dochází při agrotechnických opatřeních, použitím dusíkatých hnojiv, kejdy skotu a hnoje. V rámci dopadové kategorie *marine eutrophication*, se k významným vstupům řadí použití dusíkatých a fosforečných hnojiv a kejdy. Řepka olejná, v intenzivním pěstitelském postupu, se díky svému výnosu a vysoké výlísnosti oleje, jeví jako nejméně zatěžují plodina. Na základě získaných hodnot, ve vztahu k jednotce plochy, nelze stanovenou hypotézu 1 (Na základě inventarizace dat vázaných k intenzivním pěstitelským postupům lze předpokládat, že nejvýznamnější dopady na životní prostředí v rámci vybraných dopadových kategorií bude mít pěstování řepky olejky) potvrdit. Podle Sleeswijk et al. (2008) ve všech ne-toxických kategoriích dopadu, které závisí na emisích, plně dominují hromadné emise těchto látek nebo skupin látek: CO₂, CH₄, SO₂, NO_x, NH₃, PM10 (poléťavý prach),

NMVOC (nemethanové těkavé organické látky) a (H) CFC ((hydro)chlorofluorouhlovodíky – měkké freony) do ovzduší a emise dusíku se sloučeninami fosforu do sladké vody. Oproti tomu u emisích souvisejících s toxicitou jsou zásadní: pesticidy, organické látky, sloučeniny kovů a některé specifické anorganické látky.

Pěstování slunečnice roční na se jeví v 9 dopadových kategoriích environmentálně náročnější v porovnání s vyprodukovaním stejného množství řepkového oleje. Výsledky poukazují na značné dopady v kategorii *terrestrial ecotoxicity*, způsobené aplikací fungicidů a herbicidů, použitím dusíkatých hnojiv a samotným lisováním oleje. Což dále specifikuje Hauschild (2000) a uvádí, že pole je považováno za součást technosféry, přičemž emise ze zemědělských produktů se dostávají do prostředí, které obklopuje pole. Údaje o emisích pesticidů mohou být uchovány v národních a mezinárodních statistikách používání pesticidů, ovšem poskytují pouze informace o aplikované dávce. Zmíněná dopadová kategorie se jeví na Grafu 4.1, 4.2 a 4.3 jako silně zatěžující životní prostředí v souvislosti produkce 1 litru slunečnicového oleje. Dále pak výrazné zatížení vykazuje kategorie *marine eutrophication*, se kterou se pojí zpracováním půdy, chemickou ochranou rostlin, aplikací dusíkatých a fosforečných hnojiv.

4.3 Shrnutí výsledků environmentálního zatížení

Obecně lze říci, že kategorie *climate change* je spojena především s tzv. polními emisemi a výrobou hnojiv, jejich vstupy a aplikací. S tímto tvrzením hypotéza 2 plně souhlasí (Nejvýraznějším emisním tokem (v %) spojeným s dopadovou kategorií *Climate Change* a kvantifikovaným prostřednictvím zvolené metodiky, jsou tzv. polní emise). Dle vygenerovaných dat řepka vykazuje největší emisní zátěž v případě vázané k jednotce produkce, následuje slunečnice a konopí. Ovšem ve chvíli, kdy se environmentální zatížení váže k jednotce plochy, je tomu naopak. Z tohoto důvodu nelze potvrdit hypotézu 1 (Na základě inventarizace dat vázaných k intenzivním pěstitelským postupům lze předpokládat, že nejvýznamnější dopady na životní prostředí v rámci vybraných dopadových kategorií bude mít pěstování řepky olejky). Environmentální zatížení vyjádřené prostřednictvím dopadové kategorie *eutrophication* ovlivňuje používání hnojiv, zejména s dusíkatými a fosforečnými, kdy je voda obohacována o živiny dusíku a fosforu. Zde by se jednalo o nepřírozenou eutrofizaci, spojenou s antropogenní činností. Dopadovou kategorii *acidification* primárně ovlivňují vstupy a hnojiv (dusíkatých) a vliv mají též agrotechnické operace. S kategorií *toxicity* je vázána zejména chemická ochrana rostlin, využívání herbicidů, pesticidů, insekticidů apod. V případě *water depletion* řadíme vodu využitelnou při produkci a čištění semen. Dopadové kategorie *fossil depletion* a *metal depletion* jsou ovlivněny využitím mechanizace a také počtem pojezdů, které je zapotřebí vykonat při pěstování těchto olejnin.

Závěr

Předložená diplomová práce se zabývá hodnocením environmentálního zatížení vázaného na produkci oleje řepky olejné, slunečnice roční a konopí setého. Vybrané olejiny byly vyhodnoceny pomocí LCA metody, sloužící k vyčíslení environmentálních dopadů vázajících se s produkcí 1 litru oleje, v rámci celého životního cyklu rostliny.

Při vztažení výsledků k výnosové funkční jednotce hodnotíme konopí seté jako nejméně zatěžující životní prostředí. Oproti tomu řepka vykazuje v 8 dopadových kategoriích z dvanácti nejsilnější zatížení, tudíž v tomto případě by byla s hypotézou 1 v souladu (Na základě inventarizace dat vázaných k intenzivním pěstitelským postupům lze předpokládat, že nejvýznamnější dopady na životní prostředí v rámci vybraných dopadových kategorií bude mít pěstování řepky olejky).

Jsou-li porovnány environmentální dopady vázající se k jednotce plochy, potřebné pro zisk stejného množství oleje (Graf 4.3 a 4.4), generované výsledky u konopí setého dosahují nejsilnější zátěže, naopak nejnižší zatížení vykazuje produkce 1 litru řepkového oleje. V tomto případě nemůžeme potvrdit hypotézu 1. Pro objektivnější prezentaci výsledků se doporučuje využít jednotky obě. Tímto srovnáním se vyvrací hypotéza 1.

Oproti tomu hypotéza 2 (Nejvýraznějším emisním tokem (v %) spojeným s dopadovou kategorií *Climate Change* a kvantifikovaným prostřednictvím zvolené metodiky, jsou tzv. polní emise) je v souladu ve všech případech. Pojí se totiž s výrobou, užitím a aplikací dusíkatých hnojiv, která je značně ovlivněna prostřednictvím dopadových kategoriích *climate change*, *eutrophication* a *ecotoxicity*. Emise fosforečných hnojiv byly rovněž kvantifikovány mezi polní emise a jejich vznik se pojí zejména v důsledku vyplavování fosforu. Na druhou stranu v této diplomové práci nelze považovat dopady kategorií *toxicity* za plnohodnotné, protože zde nebyl zohledněn osud v rámci chemické ochrany rostlin.

Zdroje

- [1] Abrham, Z., & Andert, D. (2012). *Energetický potenciál a ekonomika odpadní zemědělské biomasy z obilovin a olejnin*.
- [2] Adnan, M., Gul, S., Batool, S., Fatima, B., Rehman, A., Yaqoob, S., & Aziz, M. A. (2017). *A review on the ethnobotany, phytochemistry, pharmacology and nutritional composition of Cucurbita pepo L*. The Journal of Phytopharmacology.
- [3] Agronormativy (2015). *Normativy pro zemědělskou a potravinářskou výrobu: AgroConsult*. <http://www.agronormativy.cz/>. Accessed 5 April 2019.
- [4] Amaducci, S., Scordia, D., Liu, F.H. & Zhang, Q., (2014). *Key cultivation techniques for hemp in Europe and China*. Industrial Crops and Products.
- [5] 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.
- [6] Baranyk, P. (2010). *Olejníny*. Profi Press, s. r. o., Praha 2, 205 s. ISBN 978-80-86726-38-0.
- [7] Basosi, R., Spinelli, D., Fierro, A., & Jez, S. (2014). *Mineral nitrogen fertilizers: environmental impact of production and use*. Fertil. Compon. Uses Agric. Environ. Impacts, Nova science publishers. Lopez-Valdez, F and Fernandez-Luqueños, F, New York.
- [8] Bečka, D., Vašák, J., Zupalová, H., Mikšík, V. (2005). *Komplexní pěstitelské technologie pro řepku ozimou. Řepka, mák, slunečnice a hořčice*.
- [9] Bečka, David. (2013). *Řepka ozimá: inovace pěstitelské technologie: certifikovaná metodika*. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze. ISBN 978-80-213-2382-7.
- [10] Bennett, A. J., Hilton, S., Bending, G. D., Chandler, D., and Mills, P. (2014). *Impact of fresh root material and mature crop residues of oilseed rape (Brassica napus) on microbial communities associated with subsequent oilseed rape*. Biol. Fertil. Soils.
- [11] Birkved, M., & Hauschild, M. Z. (2006). *PestLCI—a model for estimating field emissions of pesticides in agricultural LCA*. Ecological modelling.

-
- [12] Birkved, M., & Hauschild, M. Z. (2006). *PestLCI—a model for estimating field emissions of pesticides in agricultural LCA*. Ecological modelling.
- [13] Brankatschk, G., & Finkbeiner, M. (2015). *Modeling crop rotation in agricultural LCAs—challenges and potential solutions*. Agricultural Systems.
- [14] Brenttrup, F. (2012). *Life cycle assessment of crop production*. In *Green technologies in food production and processing*. Springer, Boston, MA.
- [15] Brenttrup, F., & Pallière, C. (2008). *GHG emissions and energy efficiency in European nitrogen fertiliser production and use*. In *Proceedings-International Fertiliser Society*. International Fertiliser Society.
- [16] Brenttrup, 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.
- [17] Broeck, H.C., Maliepaard, C., Ebskamp, M.J., Toonen, M.A., and Koops, A.J. (2008) Differential expression of genes involved in C1 metabolism and lignin biosynthesis in wooden core and bast tissues of fibre hemp (*Cannabis sativa* L.) Plant Science.
- [18] Burg, Patrik. (2014). *Studium biologicky aktivních látek v semenech a letorostech révy vinné a možnosti získávání oleje ze semen: The study of biologically active compounds in grapevine seeds and annual shoots and possibilities obtaining oil from the seeds : původní vědecká práce*. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 2014. Folia Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis. ISBN 978-80-7509-165-9.
- [19] Condrat, Chris. (2001). *Konopí pro zdraví: fakta o léčivých účincích marihuany*. Praha: Pragma. ISBN 80-7205-834-7.
- [20] Cosentino, S. L., Riggi, E., Testa, G., Scordia, D. & Copani, V., (2013). *Evaluation of European developed fibre hemp genotypes (*Cannabis sativa* L.) in semi-arid Mediterranean environment*. Industrial Crops and Products.
- [21] Curran, M. A. (2000). Life cycle assessment. Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology.

-
- [22] Černý, I., Veverková, A., Kovár, M., & Mátyás, M. (2013). *The variability of sunflower (*Helianthus annuus L.*) yield and quality influenced by wheater conditions*. Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis.
- [23] Davis, K. F., Gephart, J. A., Emery, K. A., Leach, A. M., Galloway, J. N., & D'Odorico, P. (2016). *Meeting future food demand with current agricultural resources*. Global Environmental Change.
- [24] de Bruijn, H., van Duin, R., & Huijbregts, M. A. (2002). *Main characteristics of LCA*. Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards.
- [25] De Klein C, Novoa RS, Ogle S, Smith KA, Rochette P, Wirth TC, McConkey BG, Mosier A, Rypdal K, Walsh M, Williams SA. (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.
- [26] Deimling, S., Shonfield, P., & Bos, U. (2008). *LCA and carbon footprints in agro-food: From theory to implementation in the food industry*. Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector.
- [27] Deppe, Carol. *Nezdoľný zahradník: pěstování potravin a soběstačnost v nejistých časech: pět potravin nutných pro přežití a prosperitu: brambory, kukuřice, fazole, dýně a vejce*. (2017). Přeložil Pavla Kosinová. Praha: DharmaGaia. ISBN 978-80-7436-071-8.
- [28] Desalnis, F., Warner, P. & Cerruti, N., (2013). *Hemp: Agronomics and cultivation*.
- [29] Dijkman TJ, Basset-Mens C, Antón A, Núñez M. (2018). *LCA of food and agriculture*. In Life Cycle Assessment. Springer, Cham.
- [30] Durlinger B, Koukouna E, Broekema R, Van Paassen M, Scholten J. (2017). *Agri-footprint 4.0*.
- [31] EU, *Evropská komise, Zelená dohoda pro Evropu* (2019 – 2024a). Dostupné na: https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal_cs
- [32] EU, *Přechod ke zdravějšímu a udržitelnějšímu potravinovému systému EU – základ Zelené dohody pro Evropu*. Od zemědělce ke spotřebiteli naše potraviny,
-

naše zdraví, naše planeta, naše budoucnost (2019 – 2024b). Dostupné na:
https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal/actions-being-taken-eu/farm-fork_cs

- [33] Exnerova Z, Beranova J (2017) Agriculture (CRF sector 3). In: Krtkova E (ed) *National Greenhouse Gas Inventory Report of The Czech Republic* (reported inventories 1990–2015), 1st edn. Czech Hydrometeorological Institute, Prague, Czech Republic, pp 225-252.
- [34] FAO. Food and Agriculture Organization, (2017). *The future of food and agriculture – Trends and challenges*. Rome. ISBN 978-92-5-109551-5.
- [35] Figueiredo, F., Geraldine Castanheira, E., & Freire, F. (2012). *LCA of sunflower oil addressing alternative land use change scenarios and practices*. In *Proceedings of the 8th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector* (LCA Food 2012).
- [36] Finnveden, G., Hauschild, M. Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., & Suh, S. (2009). *Recent developments in life cycle assessment*. Journal of environmental management.
- [37] Glendining, M. J., Dailey, A. G., Williams, A. G., Van Evert, F. K., Goulding, K. W. T., & Whitmore, A. P. (2009). *Is it possible to increase the sustainability of arable and ruminant agriculture by reducing inputs?* Agricultural Systems.
- [38] Guinée, J. B., & Heijungs, R. (2000). *Life cycle assessment*. Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology.
- [39] Guinée, J., van Oers, L., de Koning, A., & Tamis, W. (2006). *Life cycle approaches for Conservation Agriculture*.
- [40] Haas, G., Wetterich, F., & Geier, U. (2000). *Life cycle assessment framework in agriculture on the farm level*. The International Journal of Life Cycle Assessment.
- [41] Hasler K, Bröring S, Omta SWF, Olf HW (2015). *Life cycle assessment (LCA) of different fertilizer product types*. Eur J Agron.
- [42] Hauschild, M. (2000). *Estimating pesticide emissions for LCA of agricultural products*. Agricultural data for life cycle assessments.
- [43] Hauschild, M. Z. (2018). *Introduction to LCA methodology*. In *Life Cycle Assessment*. Springer, Cham.

-
- [44] Hilton, S., Bennett, A. J., Keane, G., Bending, G. D., Chandler, D., Stobart, R., & Mills, P. (2013). *Impact of shortened crop rotation of oilseed rape on soil and rhizosphere microbial diversity in relation to yield decline*.
- [45] Hlisnikovský, L., Kunzová, E., Hejcman, M., Škarpa, P., & Menšík, L. (2016). *Effect of Nitrogen, Boron, Zinc and Molybdenum Application on Yield of Sunflower (*Helianthus annuus* L.) on Greyic Phaeozem in the Czech Republic*.
- [46] Honzík, R., Bielková, M., Muñoz, J., Váňa, V., (2012). *Pěstování konopí setého *Cannabis sativa* L. pro výrobu bioplynu*. Certifikovaná metodika pro praxi, Praha, Rostlinná produkce a technologie - výrobní technologie a sumární ukazatele v RV.
- [47] IPCC, (2006). *IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories*. In Eggleston HS, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K (eds) *The national greenhouse gas inventories programme*, IGES, Japan.
- [48] Iriarte, A., Rieradevall, J., & Gabarrell, X. (2010). *Life cycle assessment of sunflower and rapeseed as energy crops under Chilean conditions*. *Journal of Cleaner Production*.
- [49] ISO 14040 (2006a). *Environmental management—Life cycle assessment—Principles and framework*. International Organization for Standardization: Geneva, Switzerland.
- [50] ISO 14044 (2006b). *Environmental management—Life cycle assessment—Requirements and guidelines*; International Organization for Standardization: Geneva, Switzerland.
- [51] Jevič, P., Dubrovin, V., Hutla, P., & Šedivá, Z. (2009). *Agrární bioprodukty jako udržitelný zdroj surovin a obnovitelných paliv – současný stav a vývoj*. VUZT Praha.
- [52] Jokic, S., Moslavac, T., Aladić, K., Bilić, M., Ačkar, Đ., & Šubarić, D. (2016). *Hazelnut oil production using pressing and supercritical CO₂ extraction*. Hemijska industrija.
- [53] Jury, C., Benetto, E., Koster, D., Schmitt, B., & Welfring, J. (2010). *Life cycle assessment of biogas production by monofermentation of energy crops and injection into the natural gas grid*. *Biomass and Bioenergy*.
-

-
- [54] Kalač, P., Míka, V. (1997). *Přirozené škodlivé látky v rostlinných krmivech. 1 vydání*. Praha: ÚZPI.
- [55] Kavka M, Beneš V, Brant V. (2006). *Normativy zemědělských výrobních technologií*. Institute of Agriculture Economics and Information. Praha, Czech Republic.
- [56] Kocourková, B., Pluháčková, H., & Růžičková, G. (2014). *Pěstování speciálních plodin*. Mendelova univerzita v Brně.
- [57] Kočí, V., Judl, J. (2011). *Posouzení životního cyklu osobní dopravy Kladno–Praha*. Acta Environmentalica Universitatis Comenianae (Bratislava).
- [58] Kočí, Vladimír. *Posuzování životního cyklu Life Cycle Assessment - LCA*. Chrudim: Vodní zdroje Ekomonitor, 2009. ISBN 978-80-86832-42-5.
- [59] Kubánek, Vladimír. (2009). *Konopí a mák*. Brno: Tribun. ISBN 978-80-7399-895-0.
- [60] Kulovaná., E. (2001). *Agrotechnika slunečnice. Svaz pěstitelů a zpracovatelů olejin*, Praha. Dostupné na: <https://www.uroda.cz/agrotechnika-slunecnice/>
- [61] Labuckas, D., Maestri, D., & Lamarque, A. (2014). *Effect of different oil extraction methods on proximate composition and protein characteristics of walnut (Juglans regia L.) flour*. LWT-Food Science and Technology.
- [62] Legros, S., Picault, S. & Cerruti, N., (2013). *Factors affecting the yield of industrial hemp*. In Bouloc (2013).
- [63] Lehmann, A., Finkbeiner, M., Broadbent, C., & Balzer, R. T. (2015). *Policy options for life cycle assessment deployment in legislation. In Life cycle management*. Springer, Dordrecht.
- [64] Luengo, María. (2009). *El libro del saber culinario / The book of culinary*. ISBN 978- 842-0687-841.
- [65] Łukowiak, R., Grzebisz, W., & Sassenrath, G. F. (2016). *New insights into phosphorus management in agriculture—A crop rotation approach*. Science of the Total Environment.
-

-
- [66] Lundie, S., Huijbregts, M. A., Rowley, H. V., Mohr, N. J., & Feitz, A. J. (2007). *Australian characterisation factors and normalisation figures for human toxicity and ecotoxicity*. Journal of Cleaner Production.
- [67] 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.
- [68] Matsuura, M. I. F., Dias, F. R., Picoli, J. F., Lucas, K. R. G., de Castro, C., & Hirakuri, M. H. (2017). *Life-cycle assessment of the soybean-sunflower production system in the Brazilian Cerrado*. The International Journal of Life Cycle Assessment.
- [69] Mattsson, B., Cederberg, C., & Blix, L. (2000). *Agricultural land use in life cycle assessment (LCA): case studies of three vegetable oil crops*. Journal of cleaner production.
- [70] MZe (2009). Ministerstvo zemědělství dostupné na: <http://eagri.cz/public/web/mze/zemedelstvi/roslinna-vyroba/>
- [71] Miovsky, Michal. (2008). *Konopí a konopné drogy: Adiktologické kompendium*. Praha: Grada. ISBN 978-80-247-0865-2.
- [72] Murkovic, M., Hillebrand, A., Winkler, J., Leitner, E., & Pfannhauser, W. (1996). *Variability of fatty acid content in pumpkin seeds (Cucurbita pepo L.)*. Zeitschrift für Lebensmittel-Untersuchung und Forschung.
- [73] Nemecek T, Kägi T (2007) *Life cycle inventories of Swiss and European agricultural production systems. Final report ecoinvent V2.0 No. 15a*. Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station ART, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zürich and Dübendorf, Switzerland, retrieved from: www.ecoinvent.ch
- [74] Ortiz-Reyes, E., & Anex, R. P. (2018). *A life cycle impact assessment method for freshwater eutrophication due to the transport of phosphorus from agricultural production*. Journal of cleaner production.
- [75] Prade, T., Svensson, S.-E., Andersson, A., and Mattsson, J.E. (2011) *Biomass and energy yield of industrial hemp grown for biogas and solid fuel*. Biomass & Bioenergy.
- [76] Ratnam, N., Najibullah, M., & Ibrahim, M. D. (2017). A review on Cucurbita pepo. *Int. J. Pharm. Phytochem. Res*, 1190-1194.

-
- [77] Reap, J., Roman, F., Duncan, S., & Bras, B. (2008). *A survey of unresolved problems in life cycle assessment*. The International Journal of Life Cycle Assessment.
- [78] 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.
- [79] Remtová, K., Příbylová, M. (2001). *Využití metody LCA v České republice: LCA příručka pro zpracovatele*, Praha: VŠE Praha.
- [80] Rombaut, N., Savoire, R., Thomasset, B., Castello, J., Van Hecke, E., & Lanoisellé, J. L. (2015). *Optimization of oil yield and oil total phenolic content during grape seed cold screw pressing*. Industrial Crops and Products.
- [81] Russell, A., Ekvall, T., & Baumann, H. (2005). *Life cycle assessment introduction and overview*. Journal of Cleaner Production.
- [82] Santos, O. V., Carvalho Jr, R. N., da Costa, C. E. F., a da Silva Lannes, S. C. (2019). *Chemical, chromatographic-functional, thermogravimetric-differential and spectroscopic parameters of the sapucaia oil obtained by different extraction methods*. Industrial crops and products.
- [83] Savoire, R., Lanoisellé, J. L., & Vorobiev, E. (2013). *Mechanical continuous oil expression from oilseeds: a review*. Food and Bioprocess Technology.
- [84] Schafer, T., and Honermeier, B. (2006) *Effect of sowing date and plant density on the cell morphology of hemp (Cannabis sativa L.)*. Industrial crops and products.
- [85] Schöner, Brigitte a Hans Streicher. (2005). *Tykve: nejlepší odrůdy: pěstování, využití v kuchyni, dekorace*. Přeložil Eva Pekárková. Čestlice: Rebo Productions CZ. Zahrada plus. ISBN 80-7234-392-0.
- [86] Sleeswijk, A. W., van Oers, L. F., Guinée, J. B., Struijs, J., & Huijbregts, M. A. (2008). *Normalisation in product life cycle assessment: An LCA of the global and European economic systems in the year 2000*. Science of the total environment.
-

-
- [87] Struik, P., Amaducci, S., Bullard, M., Stutterheim, N., Venturi, G., and Cromack, H. (2000) *Agronomy of fibre hemp (Cannabis sativa L.) in Europe. Industrial Crops and Products*.
- [88] Svoboda, Jiří a Jaroslav Polák. (2007). *Metodika komplexní ochrany tykvovitě zeleniny proti viru žluté mozaiky cukety - Zucchini yellow mosaic virus (ZYMV)*. Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby. ISBN 978-80-87011-41-6.
- [89] Szabo, A. (2008). *Study of plant density response in sunflower (Helianthus annuus L.) production*. Cereal Research Communications.
- [90] Šarapatka, B., & Niggli, U. (2008). *Zemědělství a krajina: cesty k vzájemnému souladu*. Univerzita Palackého v Olomouci.
- [91] Šimek, M. (2003). *Základy nauky o půdě: Biologické procesy a cykly prvků*. Jihočeská univerzita, Biologická fakulta.
- [92] Šmidrkal, J., Filip, Vladimír., Bělohav, Zdeněk., Zámostný, P., & Hönig, Vladimír. (2008). *Současný stav a perspektivy využití rostlinných olejů*. Chemické listy.
- [93] Tillman, A. M. (2000). *Significance of decision-making for LCA methodology*. Environmental Impact Assessment Review.
- [94] Tošovská, M., Buchtová, I., (2010) *Situační a výhledová zpráva len a konopí*. ISBN 978-80-7084-900-7, ISSN 1211-7692.
- [95] Valetti, L., Iriarte, L., and Fabra, A. (2016). *Effect of previous cropping of rapeseed (Brassica napus L.) on soybean (Glycine max) root mycorrhization, nodulation, and plant growth*. Eur. J. Soil Biol.
- [96] Van der Werf, H. M. (2004). *Life cycle analysis of field production of fibre hemp, the effect of production practices on environmental impacts*. Euphytica.
- [97] Vašák, J. a kol.: Řepka. Agrospoj Praha (2000). Zpracoval: Prof. Ing. Jan Vašák, CSc., Ing. Jarmila Peterová, CSc., *Rostlinná produkce a technologie - výrobní technologie a sumární ukazatele v RV*.
- [98] Vašák, J., (2000). *Řepka*, Agrospoj Těšnov, Praha.

-
- [99] Vašák, J., Bečka, D., Mikšík, V., Tylová, E., Soukup, A., Kroutil, P., & Šimka, J. (). *Analýza výnosů ozimé řepky a první prognóza pro rok 2011*. Olejníny, svět a ČR.
- [100] Vašák, J., Bečka, D., Zukalová, H., a Mikšík, V. (2006). *Rizika a možnosti produkce řepky*. Sborník z konference „Prosperující olejníny“.
- [101] Vašíčková J, Hvězdová M, Kosubová P, Hofman J. (2019). *Ecological risk assessment of pesticide residues in arable soils of the Czech Republic*.
- [102] Vico, G., & Davis, K. F. (2019). *Ecohydrology of Agroecosystems: Interactions Between Local and Global Processes*. In Dryland Ecohydrology. Springer, Cham.
- [103] Vlach, M., & Javůrek, M. (2008). *Rostlinná produkce s ohledem na agroekologická hlediska*. Výzkumný ústav rostlinné výroby.
- [104] Weidema, B., Wenzel, H., Petersen, C., Hansen, K. (2004). *The product, functional unit and reference flows in LCA*. Danish Environmental Protection Agency, Environmental News.
- [105] Wenzel, H. (1998). *Application dependency of LCA methodology: key variables and their mode of influencing the method*. The International Journal of Life Cycle Assessment.
- [106] Wernet G, Bauer C, Steubing B, Reinhard J, Moreno-Ruiz E, Weidema B. (2016). *The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology*. The International Journal of Life Cycle Assessment.
- [107] Yi, I., Itsubo, N., Inaba, A., & Matsumoto, K. (2007). *Development of the interregional I/O based LCA method considering region-specifics of indirect effects in regional evaluation*. The International Journal of Life Cycle Assessment.
- [108] Zimolka, J. (2000). *Speciální produkce rostlinná – rostlinná výroba (Polní a zahradní plodiny, základy pícninářství)*, MZLU. Brno.
- [109] Zukalová, H., Bečka, D., Vašák, J., Kunzová, E., & Škarpa, P. (2012). *Významné faktory ovlivňující kvalitu olejin*. Sborník z konference „Prosperující olejníny“.
- [110] Zukalová, H., Škarpa, P., & Kunzová, E. (2009). *Slunečnice – druhá nejvýznamnější olejnina v ČR*. In Collection of conference “Prosperující olejníny”.
-

Seznam tabulek

Tabulka 3.1: Inventarizační tabulka - hlavní výstupy

Tabulka 3.2: Alokace hlavních výstupů inventarizace

Tabulka 4.1: Dopadové kategorie environmentálního zatížení (překlad)

Seznam použitých zkratk

LCA - Posuzování životního cyklu (anglicky: *life cycle assessment*)

ÚKZÚZ - Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský

SPZO - Svaz pěstitelů a zpracovatelů olejnin

ISO - Mezinárodní organizace pro normalizaci

ČNI - Český normalizovaný institut

ČSN - Chráněné označení českých technických norem

IPPC - Integrovaná prevence a omezování znečištění

FAO - Organizace pro výživu a zemědělství

PM10 - polétavý prach

NMVOC - nemethanové těkavé organické látky

(H) CFC - ((hydro)chlorofluoruhlovodíky – měkké freony)