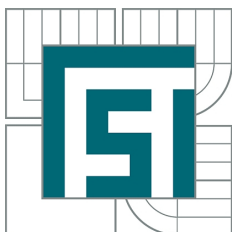


VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ
BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY



FAKULTA STROJNÍHO INŽENÝRSTVÍ
ÚSTAV PROCESNÍHO A EKOLOGICKÉHO INŽENÝRSTVÍ
FACULTY OF MECHANICAL ENGINEERING
INSTITUTE OF PROCESS AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING

UDRŽITELNOST SYSTÉMŮ ODPADOVÉHO HOSPODÁRSTVÍ WASTE MANAGEMENT SYSTEM SUSTAINABILITY

DIPLOMOVÁ PRÁCE
MASTER'S THESIS

AUTOR PRÁCE
AUTHOR

Bc. ADAM BRAVENÝ

VEDOUCÍ PRÁCE
SUPERVISOR

Ing. MARTIN PAVLAS, PhD.

Vysoké učení technické v Brně, Fakulta strojního inženýrství

Ústav procesního a ekologického inženýrství

Akademický rok: 2013/14

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

student(ka): Bc. Adam Bravený

který/která studuje v **magisterském studijním programu**

obor: **Procesní inženýrství (3909T003)**

Ředitel ústavu Vám v souladu se zákonem č.111/1998 o vysokých školách a se Studijním a zkušebním řádem VUT v Brně určuje následující téma diplomové práce:

Udržitelnost systémů odpadového hospodářství

v anglickém jazyce:

Waste management system sustainability

Stručná charakteristika problematiky úkolu:

Stěžejní částí práce je posouzení udržitelnosti vybraných systémů odpadového hospodářství se zaměřením na nakládání se směsným komunálním odpadem. Vzhledem ke komplexnosti problému, bude práce sumarizovat již dříve publikované výsledky a závěry hodnocení provedené pomocí metody LCA. Zkušenosti ze zahraničí budou následně aplikovány na území ČR s cílem porovnat jednotlivé koncepční směry (spalování s využitím energie, mechanicko-biologická úprava s následným spalováním lehké frakce) na základě vybraných kritérií, které přímo souvisejí s jejich udržitelností. V dílčích bodech bude provedena původní analýza LCA resp. srovnávací výpočty. Výsledky budou zpracovány také ve formě uzpůsobené pro širší odbornou veřejnost.

Cíle diplomové práce:

- Úvod do problematiky LCA
- Popis a výběr perspektivních směrů nakládání s směsným komunálním odpadem v podmínkách ČR
- Rešerše publikovaných prací v oblasti aplikace LCA v odpadovém hospodářství
- Posouzení předpokladů platnosti výsledků v podmínkách ČR
- Specifikace vhodných srovnávacích kritérií a provedení dílčího hodnocení udržitelnosti na základě zvolených kritérií
- Prezentace výsledků

Seznam odborné literatury:

- [1] J. den Boer et al.: LCA-IWM: A decision support tool for sustainability assesment of waste management systems. Waste management 27 (2007), str. 1032 –1045.
- [2] Curran M.A.:Life Cycle Assessment Handbook: A Guide for Environmentally Sustainable Products, Wiley-Scrivener; 1 edition (October 16, 2012), 978-1118099728
- [3] Waste Management, ed.: Karl J. Thomé-Kozmiensky, Luciano Pelloni, 978-3-935317-70-2, 2011

Vedoucí diplomové práce:Ing. Martin Pavlas, Ph.D.

Termín odevzdání diplomové práce je stanoven časovým plánem akademického roku 2013/14.

V Brně, dne



prof. Ing. Petr Stehlík, CSc.
Ředitel ústavu

prof. RNDr. Miroslav Doupovec, CSc., dr. h. c.
Děkan

Abstrakt

Tato diplomová práce navrhuje způsob, kterým lze hodnotit udržitelnost systémů odpadového hospodářství. V úvodní části je uvedeno zhodnocení současného stavu odpadového hospodářství v ČR a jsou představeny perspektivní směry nakládání se směsným komunálním odpadem (SKO). Následuje řešeršní část, ve které jsou shrnuty dosavadní vědecké práce hodnotící udržitelnost pomocí metody Life Cycle Assessment (LCA). Stěžejní částí práce je návrh způsobu implementace LCA do stávajícího systému NERUDA, hodnotícího udržitelnost odpadových systémů z finančního hlediska. V práci je ukázáno, jakým způsobem lze tyto dva koncepty propojit a získat účinný aparát pro celkové hodnocení udržitelnosti.

Summary

The thesis proposes a new approach to assess sustainability of waste management systems. In the first part current mixed municipal waste (MSW) management system of the Czech republic is reviewed and promising MSW treatment techniques are introduced. In the second part a summary of literature on Life Cycle Assessment (LCA) approach to assess sustainability of MSW systems is provided. A new sustainability assessment model is proposed by implementing LCA to a current tool called NERUDA used to optimize waste management costing. It is demonstrated how to connect these two concepts in order to acquire a powerful tool for sustainability assessment.

Klíčová slova

Udržitelnost, směsný komunální odpad, systém odpadového hospodářství, Life Cycle Assessment, skládkování, skládkovací poplatek, energetické využívání odpadu, spalování, mechanicko-biologická úprava, NERUDA.

Keywords

Sustainability, mixed municipal waste, waste management system, Life Cycle Assessment, landfilling, gate fee, waste-to-energy, incineration, mechanical-biological treatment, NERUDA.

BRAVENÝ, A. *UDRŽITELNOST SYSTÉMŮ ODPADOVÉHO HOSPODÁŘSTVÍ*. Brno: Vysoké učení technické v Brně, FAKULTA STROJNÍHO INŽENÝRSTVÍ, 2014. 54 s. Vedoucí diplomové práce Ing. Martin Pavlas, PhD.

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracoval samostatně s použitím odborné literatury a pramenů dle seznamu, jenž je uveden na konci této práce.

Bc. Adam Bravený

Děkuji vedoucímu této práce za profesionální a zároveň velmi lidský přístup ke studentovi. Děkuji vzdělávacímu systému ČR za možnost nastudovat tuto problematiku na studijním pobytu v zahraničí.

Bc. Adam Bravený

Obsah

1 Úvod	5
2 Směsný komunální odpad	7
2.1 Produkce směsného komunálního odpadu	7
2.2 Srovnání s ostatními státy EU27	7
2.3 Zpracování směsného komunálního odpadu	8
2.3.1 Skládkování	9
2.3.2 Mechanicko-biologická úprava	10
2.3.3 Energetické využití SKO přímým spalováním	11
2.4 Současný stav nakládání s SKO	12
2.5 Legislativa a koncepce v ČR	14
2.6 Závazky ČR (vůči EU)	15
2.6.1 Směrnice o skládkách odpadů 31/99/ES	15
2.6.2 Směrnice o odpadech č. 98/2008	15
3 Life Cycle Assessment (LCA)	16
3.1 Metodika LCA	17
3.1.1 Stanovení účelu a rozsahu studie	17
3.1.2 Inventarizační analýza životního cyklu	18
3.1.3 Posuzování dopadů	20
3.1.4 Interpretace	23
3.1.5 Výpočet LCA v praxi	23
3.2 Popis matematického aparátu LCA	24
3.2.1 Leontiefův otevřený model	24
3.2.2 Základní analýza vlivů (Basic Contribution Analysis)	26
4 Shrnutí dosavadních prací na téma LCA a SKO	28
5 Hodnocení udržitelnosti systémů odpadového hospodářství	30
5.1 Představení systému NERUDA	30
5.2 LCA – předpoklady před výpočtem	31
5.2.1 Skládkování	32
5.2.2 Mechanicko-biologická úprava s následným energetickým využitím výhřevné frakce a skládkováním podsítné frakce	32
5.2.3 Zařízení na energetické využití odpadu přímým spalováním a čiště- ním spalin	32
5.2.4 Doprava po silnici, resp. po železnici	33
5.3 Zavedení nového parametru – sumy normalizovaných vlivů	33
5.4 Vzorový výpočet LCA pro stanovení hodnoty SNV	34
5.4.1 Definice cílů studie LCA	34
5.4.2 Volba funkční jednotky	34
5.4.3 Volba metodiky, definice srovnávacích kritérií	34
5.4.4 Posouzení platnosti výsledků v podmínkách ČR	34
5.4.5 Výpočty	35
5.4.6 Interpretace výsledků	36

5.5	Návrh implementace výpočtů LCA do programu NERUDA	37
5.5.1	Prezentace výsledků	39
5.6	Možnosti dalšího vylepšení modelu pro zpřesnění výsledků	41
6	Závěr	43
7	Literatura	44
8	Přílohy	50

Seznam použitých zkratek

ADF	Abiotic Depletion Factor
AP	Acidification Potential
CFC	Chlor-fluorované uhlovodíky
ČR	Česká republika
ČSÚ	Český statistický úřad
DALY	Disability Adjusted Life Years
EI99	Eco-Indicator 99
EP	Eutrophication Potential
ES	Evropské společenství
EU	Evropská unie
EU27	27 států Evropské unie
FAETP	Freshwater Aquatic Ecotoxicity Potential
GWP	Global Warming Potential
HTP	Human Toxicity Potential
ISOH	Integrovaný systém odpadového hospodářství
LCA	Life Cycle Assessment
LCI	Life Cycle Inventory
LCIA	Life Cycle Inventory Assessment
LF	lehká frakce
MAETP	Marine Aquatic Ecotoxicity Potential
MBÚ	Mechanicko-biologická úprava
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
NMVOC	Nemethanové těkavé organické sloučeniny
NO _x	skupina oxidů dusíku
ODP	Ozone depletion potential
OSN	Organizace spojených národů
PAH	Polycyklické aromatické uhlovodíky

PM	Prachové částice
POCP	Photochemical Ozone Creation Potential
POH	Plán odpadového hospodářství
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
SKO	směsný komunální odpad
SNV	suma normalizovaných vlivů
TTP	Terrestrial Toxicity Potential
UFN	účelová funkce NERUDY
WHO	Světová zdravotnická organizace
WRAP	Waste Resources Action Programme
ZEVO	Zařízení na energetické využití odpadu
ŽP	Životní prostředí

1. Úvod

Zpracování či odstranění směsného komunálního odpadu (SKO) je v současné době celosvětově jedním z nejvýznamnějších a nejkontroverznějších urbanistických témat, nejen pro vládní orgány. Spolu s narůstající populací a zároveň zvyšující se životní úrovní roste i produkce veškerých odpadů. Od roku 1962 se celosvětově zvýšila produkce SKO o 185 % [1]. V posledních desetiletích se proto stále více států, počínaje těmi vyspělými, zajímá o to, jakým způsobem je s odpadem nakládáno a jestli je nastavený systém udržitelný. Přestože existují obecná pravidla v jakém pořadí preferovat způsoby uložení, resp. zpracování SKO [2], je vhodné systematicky porovnávat konkrétní způsoby či zařízení mezi sebou a tak určit ten nejvhodnější pro konkrétní časoprostorové podmínky. Tyto vědecky podložené závěry by posléze měly sloužit rozhodovacím orgánům, které by měly mít snahu preferovat řešení, která jsou dlouhodobá, dlouhodobě udržitelná.

Zhodnocení udržitelnosti jakéhokoliv procesu je citlivé téma. Už samotné slovo „udržitelnost“ lze vyložit různými způsoby. Nejčastěji je udržitelnost, neboli trvalá udržitelnost, popisována jako schopnost udržovat způsob života do nekonečna. Klasická definice ze zprávy Komise OSN pro životní prostředí a rozvoj (tzv. Zpráva Brundtlandové z roku 1987) zní:

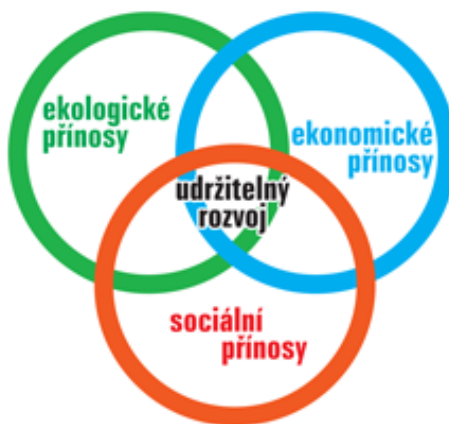
„Udržitelný rozvoj je takový rozvoj, který zajistí potřeby současných generací, aniž by bylo ohroženo splnění potřeb generací příštích, a niž by se to dělo na úkor jiných národů.“

Později z diskuse na Světové konferenci k udržitelnému rozvoji v Johannesburgu (2002) vyplynuly „tři pilíře udržitelnosti“ a nutnost nastolení rovnováhy mezi nimi. Tedy vznikl požadavek, aby ekonomický rozvoj (první pilíř) byl vyvážen péčí o životní prostředí a uvážlivé nakládání se surovinovými zdroji (druhý pilíř) a zároveň kultivací společenských institucí a péčí o občany (třetí, sociální pilíř). Graficky je tato definice znázorněna na obrázku 1.1. Aby mohla být rovnováha mezi pilíři dlouhodobá, je třeba se vyvarovat vyčerpání potřebných zdrojů pro život. V případě problematiky odpadů by mělo být cílem odpad znovu využít nebo odstranit tak, aby nezabraňoval stávajícímu životu nebo vzniku života nového. V praxi se jedná například o to, aby odpad nebyl zpracováván takovým způsobem, který by negativně ovlivňoval stávající živé organismy, nebo který by omezoval existenci zemědělské půdy, nutné pro jejich zásobování. Řešením tohoto problému se dlouhodobě zabývalo a zabývá množství odborníků po celém světě. Cílem vědecké obce zabývající se problematikou odpadů a jeho spalováním by měla být podpora vhodných řešení vědeckými pracemi, technologickými výpočty a fakty. To znamená mít kompletní znalosti daných systémů, technologií či procesů a umět číselně vyjádřit jejich vstupy a výstupy, ale velmi účelné je také umět jednotlivé systémy porovnat.

Jedním z vhodných způsobů, pomáhající zhodnotit udržitelnost procesů či systémů, nebo čistě porovnat jakékoliv systémy mezi sebou, je Life Cycle Assessment (LCA) - Metoda posuzování životního cyklu. Dokazují to například Baccini a Brunner [3], zkoumající vliv člověka na své prostředí, Finnveden a Moberg [4] shrnující metody hodnocení životního prostředí a jeho změn, nebo Asase et al. [5], přímo aplikující LCA na dva odlišné systémy odpadového hospodářství. Tato metoda je ve světě rozšířená a uznávaná a je také definována evropskými normami EN ISO 14040:2006 a ISO 14044:2006.

V České republice je odpadový systém stále nedokonale vyvinutý a trvale neudržitelný, 56,5 % SKO je odvezeno na skládky [6]. Na území ČR je oficiálně evidováno celkem 182 legálních skládek odpadu (stav k r. 2010) [7]. Za vhodnější alternativu je považováno materiálové, energetické využití odpadu, či jejich kombinace. Jako konkrétní příklady lze uvést: recyklace materiálů z odpadu, kompostování, mechanicko-biologická úprava či termické zpracování odpadu. Je jasné, že je potřeba přejít k těmto alternativním metodám, které trvale uložený odpad minimalizují či jej znovu využívají, avšak stále existuje množství překážek. Prvotními překážkami jsou zřejmě špatné povědomí veřejnosti i příslušníků rozhodovacích orgánů o pokročilých technologiích a z toho plynoucí opozice vůči novým návrhům či neochota investorů vynaložit velké finanční částky na nové technologie. V neposlední řadě také existují časové prodlevy spojené s vytvořením nové legislativy.

V úvodu této práce jsou představeny perspektivní směry nakládání s SKO v podmínkách ČR, následuje část věnovaná samotné metodice LCA a shrnutí relevantních publikovaných prací týkajících se aplikace LCA na systémy odpadového hospodářství (OH). Zároveň je krátce představen stávající systém hodnocení udržitelnosti odpadového hospodářství NERUDA, který je dlouhodobě využívaným nástrojem na Ústavu procesního a ekologického inženýrství Fakulty strojního inženýrství VUT v Brně. Na základě těchto znalostí je poté představen návrh implementace LCA do NERUDy a tím vytvořen nový koncept pro hodnocení udržitelnosti.



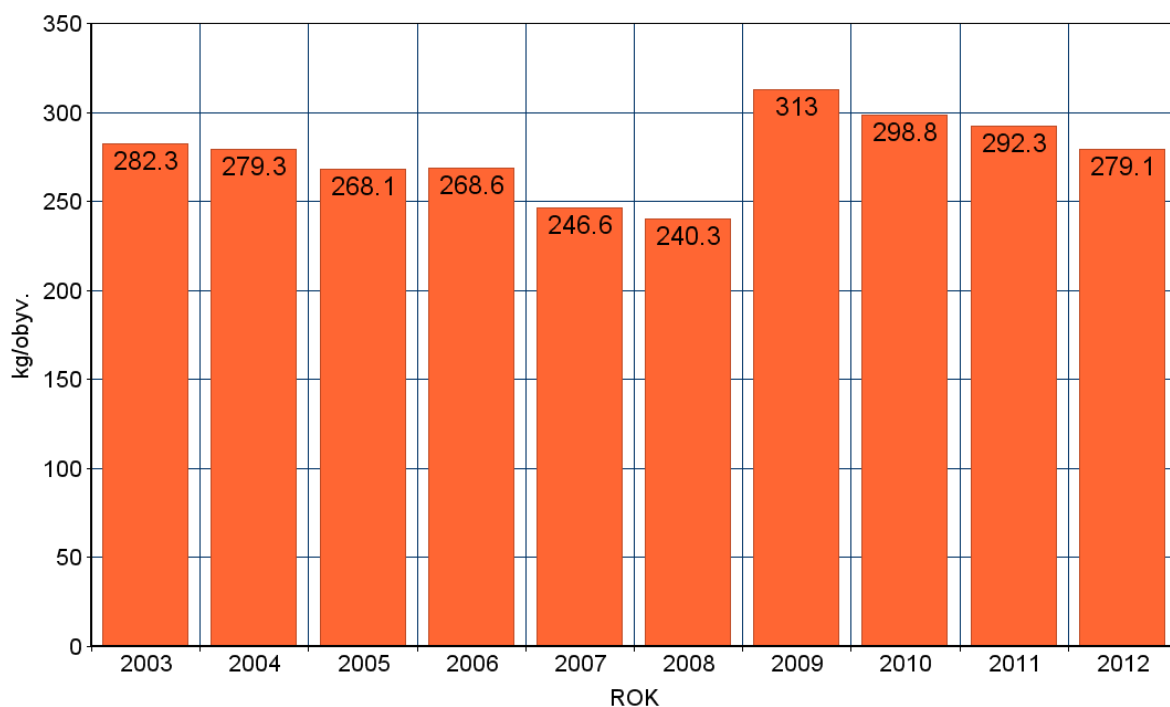
Obrázek 1.1: Tři pilíře udržitelného rozvoje.

2. Směsný komunální odpad

SKO je část komunálního odpadu, kterou nelze běžně vytrídít a připravit tak k recyklaci. V České republice jde o veškerý zbytkový, nevytríděný odpad, pocházející nejčastěji z domácností a malých firem, produkujících odpad zejména při nevýrobní činnosti [6]. Tento odpad není dále žádným způsobem tříděn a je dopraven přímo na místo k jeho uložení, nebo dalšímu zpracování.

2.1. Produkce směsného komunálního odpadu

Celkové roční množství vyprodukovaného SKO v ČR čítá 2 932 787 t (v roce 2012, ze kdy je vedena zatím poslední platná statistika). Na jednoho obyvatele ČR v roce 2012 připadalo 279,1 kg směsných komunálních odpadů. Meziročně (2011-2012) došlo k poklesu produkce SKO o 2,2 % [6]. Stejně jako v předchozích letech došlo k poklesu podílu směsných komunálních odpadů na celkové produkci komunálních odpadů, a to o 0,4 p.b. na hodnotu 56,5 %. Jak se množství SKO (v kg na obyvatele) měnilo mezi roky 2003 a 2012, lze vyčíst z obrázku 2.1.

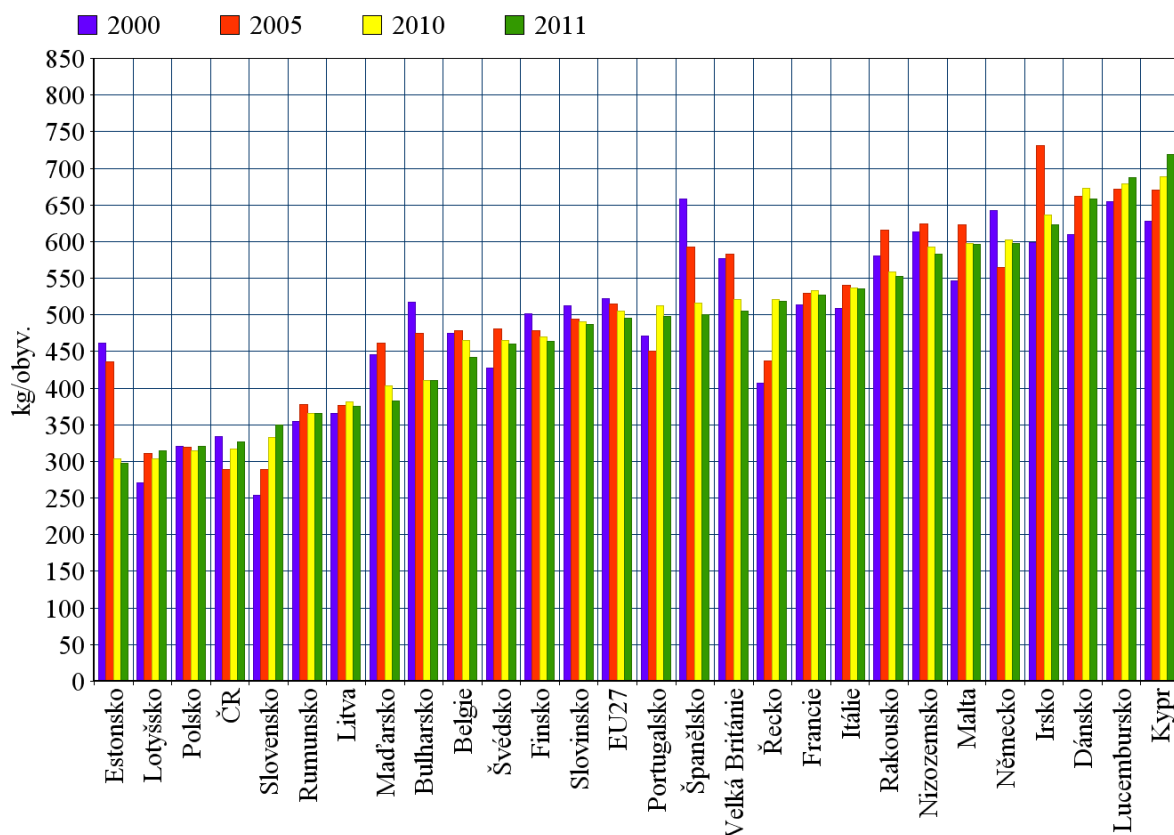


Obrázek 2.1: Vývoj produkce SKO v ČR mezi roky 2003 a 2012 [6]

2.2. Srovnání s ostatními státy EU27

V porovnání s produkcí SKO ostatních států EU27 si Česká republika vede nadprůměrně (patří mezi nejméně produkující státy), avšak míra tvorby odpadů úzce koresponduje s nevyspělostí ekonomiky a nižší životní úrovní [ac], která je zde stále podprůměrná [8]. Porovnání jednotlivých členských států EU včetně časového vývoje mezi vybranými roky lze vidět na obrázku 2.2.

Problematika komunálních odpadů je v jednotlivých členských státech řešena odlišně a odlišné jsou také samotné definice komunálního odpadu. Za ČR podkladová data do Eurostatu zasílá ČSÚ, přičemž odchylky dat mezi ČSÚ a ISOH¹ jsou způsobeny rozdílnými metodikami a způsoby sběru a zpracování dat. Z tohoto hlediska je nejvíce přínosné spíše porovnání, k jakému posunu dochází mezi různými časovými horizonty a zda je ve všech sledovaných zemích vývoj obdobný. [8]



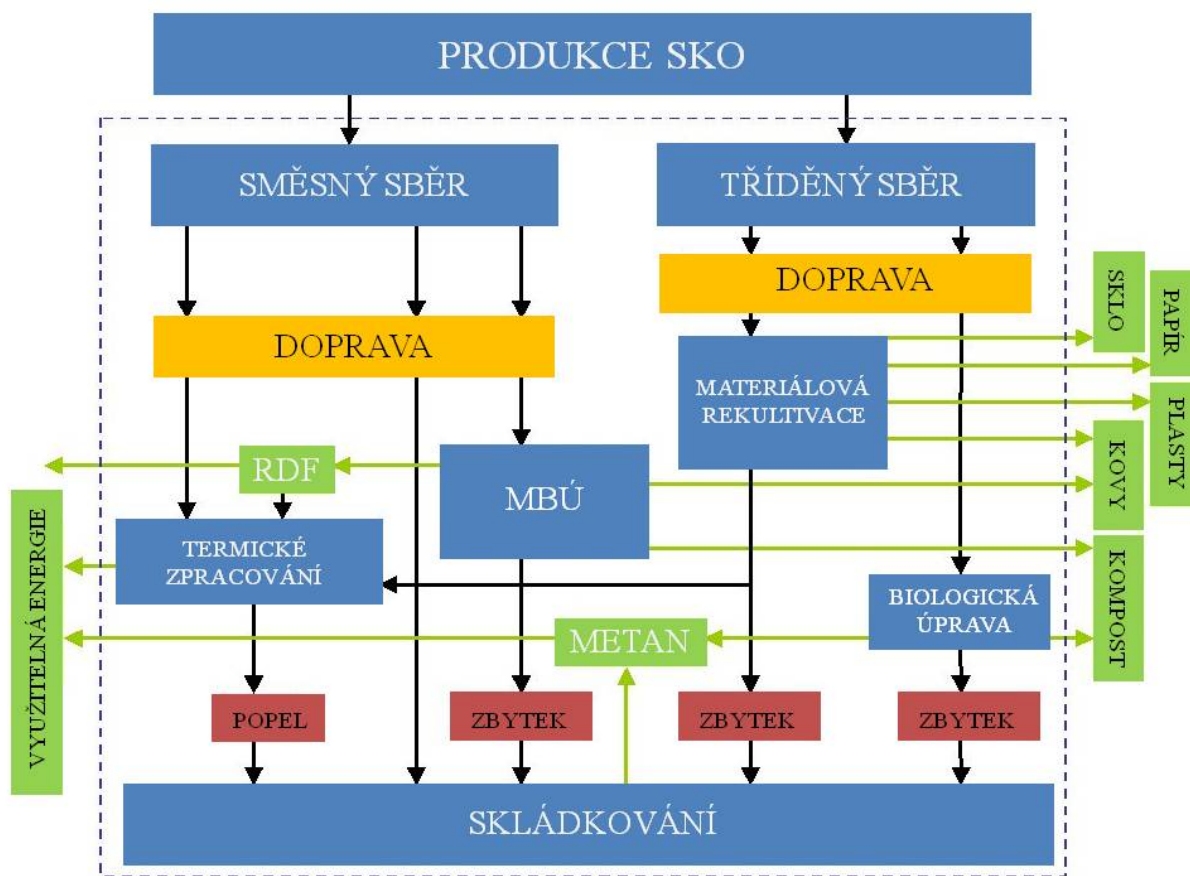
Obrázek 2.2: Porovnání členských států EU včetně časového vývoje

2.3. Zpracování směsného komunálního odpadu

Způsobů, kterými lze naložit s SKO, je celá řada a existuje nespočet drobných modifikací. Často se způsoby mohou kombinovat a proto se především pro účely jejich hodnocení agregují do tzv. integrovaných systémů nakládání s odpadem (schéma viz obrázek 2.3). V rámci těchto systémů lze rozlišit některé základní kategorie, jakými jsou skládkování, mechanicko-biologická úprava a energetické využití spalováním.

V této práci je SKO uvažován jako zbytkový, tedy recyklace není uvažována. Jednotlivé způsoby zpracování SKO uvažované v této práci jsou zvlášť rozebrány v následujících podkapitolách.

¹ISOH – Integrovaný systém odpadového hospodářství je celostátní databázový informační systém, obsahující data o produkci a nakládání s odpady a údaje o zařízeních pro úpravu, využívání a odstraňování odpadů.



Obrázek 2.3: Příklad pokročilého systému nakládání s SKO

2.3.1. Skládkování

Dle normy ČSN 838030 („Základní podmínky pro navrhování a výstavbu skládek“) je skládka technickým zařízením určeným k odstraňování odpadů trvalým a řízeným uskladněním na zemi nebo do země. Při ukládání odpadů musí být odpady uloženy podle druhů, kategorií a chemických vlastností tak, aby nemohlo dojít k nežádoucí vzájemné reakci za vzniku škodlivých látek nebo k narušení těsnosti, stability a konstrukce skládky. Skládky se dělí dle technického zabezpečení a provozování do následujících skupin [9]:

- Skupina S – inertní odpad (S–IO) je určena pro inertní odpady kategorie ostatní odpad, jejichž vodní výluh nepřekračuje v žádném z ukazatelů limitní hodnoty třídy vyluhovatelnosti II. a limitní hodnoty obsahu organických škodlivin v sušině.
- Skupina S – ostatní odpad (S–OO) je určena pro kategorie ostatní odpad, jejichž vodní výluh nepřekračuje v žádném z ukazatelů limitní hodnoty třídy vyluhovatelnosti III., pro upravené odpady kategorie ostatní odpad, jejichž přijatelnost na jednotlivý skupina skládek nelze hodnotit na základě jejich vodného výluhu
- Skupina S – nebezpečný odpad (S–NO) je určena pro odpady kategorie nebezpečný odpad.

Skládkování má, podobně jako ostatní způsoby odstraňování odpadu, své postupy a technologie. Odpad je ukládán buď do otevřených prohlubní, nebo se vrší nad úroveň

terénu. Oba způsoby lze kombinovat. Zvláštním případem jsou skládky podzemní, využívající přirozené nebo uměle vytvořené dutiny pod povrchem země (hlubinná injektáž). Každá skládka má několik ochranných vrstev. Základem je těsnicí vrstva, která brání úniku tzv. skládkových vod a výluhů do okolního prostředí a podzemních vod. Skládky jsou také vybaveny odvodňovací vrstvou, která prostřednictvím drenážního potrubí odvádí skládkovou vodu do speciálně zabezpečené jámy. Skládková voda je vlastně srážková voda, která naprší na plochu skládky a prosákne uloženým odpadem. Ze skládky se odebírá i skládkový plyn (bioplyn, který tvoří metan a oxid uhličitý, doplněný stopovými příměsemi), který vzniká při rozkladu biologických složek a který je možno dále energeticky využít.^[10]

Skládkování stále patří k nejčastějšímu způsobu zpracování směsného komunálního odpadu v ČR [8]. Dle Integrovaného systému odpadového hospodářství (ISOH, 2012) bylo uloženo na skládku cca 54 % z celkové produkce SKO. Skládky přitom představují v systému hospodaření s odpadem poslední preferovaný článek v řetězci možných způsobů odstraňování odpadů a jsou tedy považovány za neperspektivní (viz. kapitola 2.5).

2.3.2. Mechanicko-biologická úprava

V české právní úpravě je mechanicko-biologická úprava ukotvena vyhláškou č. 482/2005 Sb., o stanovení druhů, způsobů využití a parametrů biomasy při podpoře výroby elektřiny z biomasy a definuje tuto technologii v § 2 písmena h) jako „úpravu směsného komunálního odpadu a průmyslového odpadu svou charakteristikou a složením podobným komunálnímu odpadu, spočívající v kombinaci mechanických a jiných fyzikálních postupů, jako jsou například rozdrobení a třídění, s biologickými postupy, jako jsou zejména hnití a fermentace, k oddělení některých složek obsažených v těchto odpadech a k jejich biologické stabilizaci.“ V referenčním dokumentu BAT (Best Available Technique)², je podrobně popsán účel MBÚ následovně:

MBÚ je navrhovaná za účelem využití materiálů a stabilizace organické frakce zbytkového odpadu. Praktické výhody zařízení MBÚ jsou ve snížení:

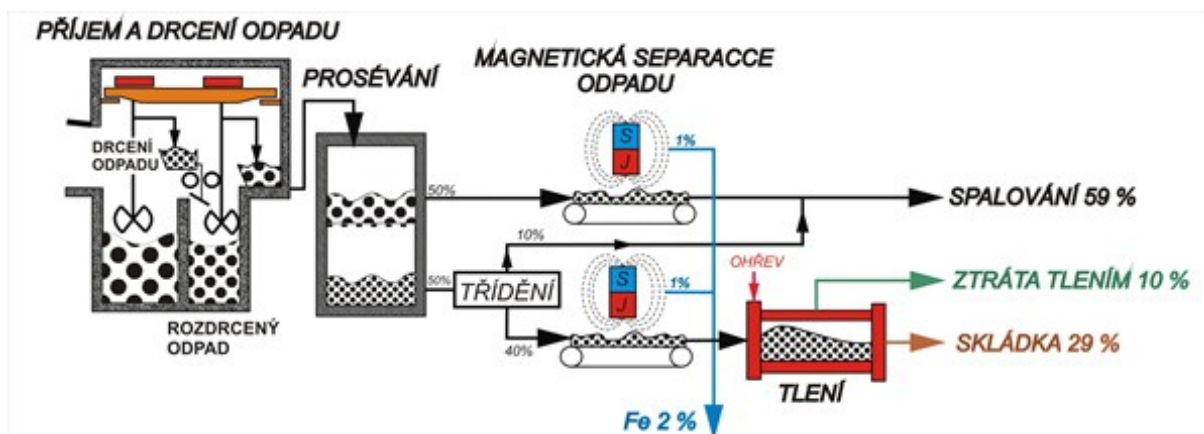
- objemu odpadu,
- organické hmoty odpadu, která by byla jinak odstraněna (skládkováním nebo spalováním).

Z obecných definic vyplývá, že pod pojem MBÚ spadá mnoho variant zařízení. Existuje celá řada technologických variant mechanicko-biologické úpravy, které lze dle technologického postupu dělit do tří skupin (dělení dle Německa [12]):

- mechanicko – biologická úprava,
- mechanicko – biologická stabilizace (biosušení),
- mechanicko – fyzikální úprava (fyzikální sušení).

²Dle zákona č. 76/2002 Sb., o integrované prevenci a omezování znečištění, jsou nejlepší dostupné techniky, BAT – Best Available Techniques, definované jako nejúčinnější a nejpokročilejší stadium vývoje technologií a činností a způsobů jejich provozování, které ukazují praktickou vhodnost určitých technik navržených k předcházení, a pokud to není možné, tak k omezování emisí a jejich dopadů na životní prostředí [11].

V praxi se jedná o kombinaci mechanických, fyzikálních a biologických postupů, kdy se z odpadu nejprve vytrídí velké části biologicky nerozložitelného materiálu (kovy, plasty, sklo, apod.) a poté se odpad biologicky stabilizuje. Schéma celého procesu je uvedeno na obrázku 2.4. Biologická stabilizace odpovídá procesu kompostování, neboli aerobní fermentaci, kdy se hmota rozkládá za přístupu vzduchu. Takto stabilizované odpady již na skládce nepodléhají biologickému rozkladu, čímž je výrazně snížena tvorba skleníkových plynů, zejména metanu (CH_4), zápachu, nebezpečných výluhů apod. Tento materiál se používá jako rekultivační substrát k rekultivaci skládek. [13]



Obrázek 2.4: Obecné blokové schéma MBÚ [14]

Jedním z výstupů linky na mechanicko-biologickou úpravu odpadů může být nadsítná, tzv. lehká frakce (LF). LF je vysoce výhřevné certifikované palivo, které je v zahraničí používáno v elektrárnách, teplárnách nebo cementárnách. Avšak i v zahraničí se od MBÚ již částečně upouští kvůli malé využitelnosti produktů úpravy. Kompost (podsítná frakce) je také znečištěný malými kousky plastů, skla, kovů apod. Například v Německu není po LF dostatečně velká poptávka, tudíž se zde v současné době musí za její zpracování platit.

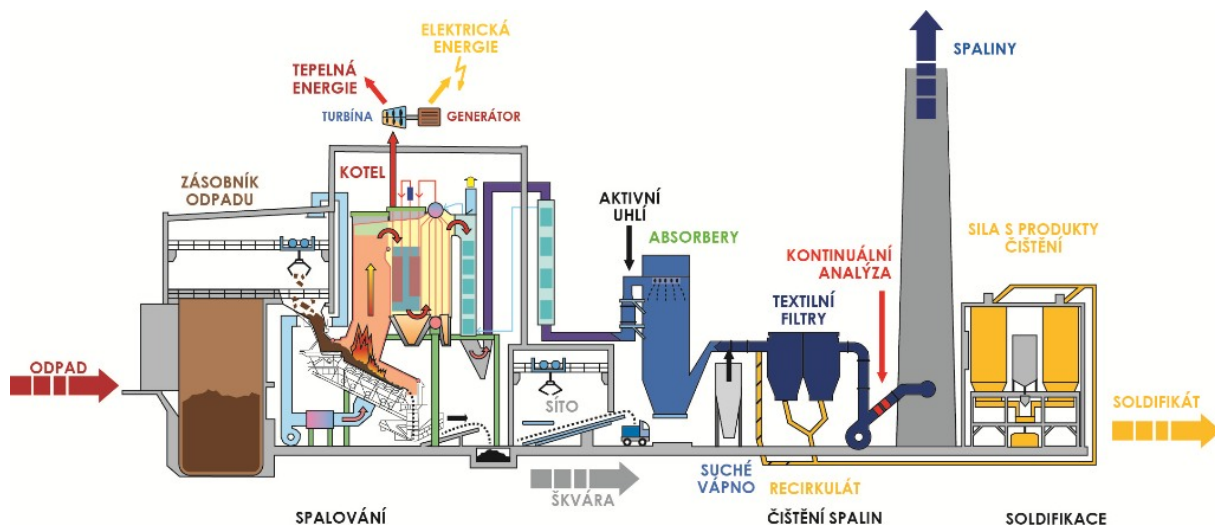
Již několik let je v regionech ČR uvažováno vybudování zařízení MBÚ, přesto zde zatím prakticky žádné zařízení tohoto typu není v provozu. Důvodem, kromě výše zmíněných, může být fakt, že se stále nepodařilo nastavit podmínky a legislativu tak, aby mohla být MBÚ na území ČR ekonomicky, efektivně a legálně provozována. Podmínkou je existence zařízení, které by bylo schopné zpracovat LF. Jak již bylo zmíněno, může se jednat o cementárny, existující teplárny, nebo nejlépe speciálně stavěné monozdroje, které jsou však velmi nákladné. [15]

2.3.3. Energetické využití SKO přímým spalováním

Dle Nařízení vlády č. 352/2002 Sb. o emisních limitech a dalších podmínkách pro spalování odpadu je spalovna odpadu každá technická jednotka se zařízením určeným ke spalování odpadu s využitím nebo bez využití vzniklého tepla, přímým oxidačním spalováním, jakož i se zařízením určeným pro jiné způsoby tepelného zpracování (pyrolýzu; zplyňování; plazmové procesy, pokud jsou vzniklé látky následně spáleny). Spoluspalovacím zařízením je zařízení, jehož hlavním účelem je využití energie nebo výroba hmotných výrobků a které používá odpad způsobem obdobným jako základní nebo přídavné palivo. Jedná se

o kontrolovatelný proces oxidace tuhých, kapalných nebo plyných látek na CO_2 , vodu, popel a další látky, které jsou obsaženy v kouřových plynech a popelu.

Kogenerační spalovny, vyrábějící teplo i elektrickou energii (obecné schéma viz obrázek 2.5), se zkráceně nazývají zařízení na energetické využití odpadu (ZEVO). Mezi systémy čištění spalin jsou velké rozdíly a obecně platí: čím nižší emise, tím nižší účinnost výroby elektrické energie a tepla a tím méně uspořených emisí při výrobě tepla v klasických teplárnách [17].



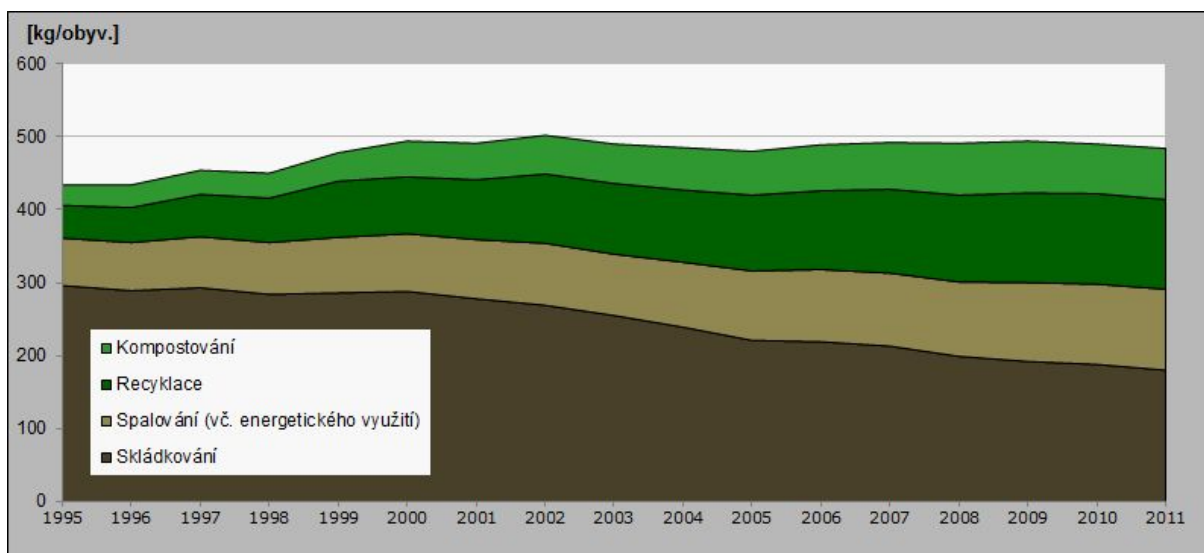
Obrázek 2.5: Obecné schéma zařízení na energetické využití odpadu [16]

Přestože legislativa a tržní prostředí alternativním technologiím nenahrává, v České republice již dlouhodobě existují 3 zařízení na energetické využití odpadu. ZEVO Malešice (Praha) s celkovou kapacitou 300 000 tun odpadu za rok, Termizo a.s. Liberec o kapacitě 96 000 tun odpadu za rok a nedávno zmodernizovaná nejstarší spalovna v ČR, Sako Brno a.s., o kapacitě 240 000 tun odpadu za rok. [18]

V současnosti jsou již ve fázi projektu či výstavby další zařízení EVO, zůstává však otázkou, zda nově vzniklý systém pokryje veškerý objem produkovaného energeticky využitelného odpadu a tedy kolik takových zařízení, o jaké kapacitě je pro dané území potřeba. Stejně tak je na zvážení, zda není vhodné do systému zahrnout i jiné druhy zařízení na zpracování odpadu, například již dříve zmíněnou MBÚ.

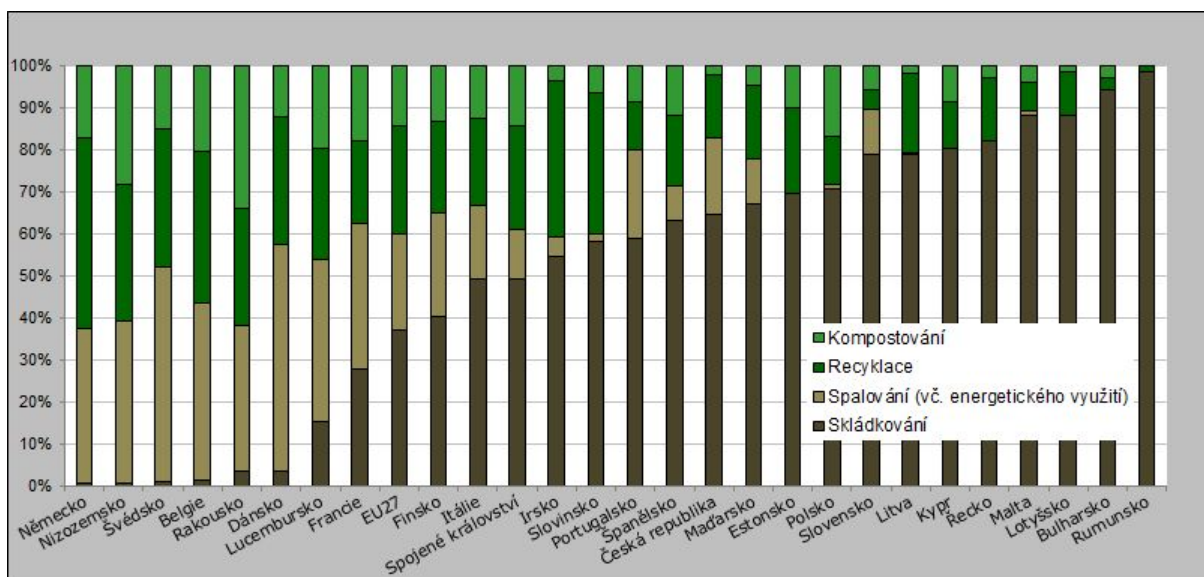
2.4. Současný stav nakládání s SKO

Jak je vidět z grafu na obrázku 2.6, vývoj současného odpadového systému se ubírá správným směrem, avšak pro zachování udržitelnosti je nutné celý systém nastavit tak, aby se způsoby změnily výrazněji. Jako příkladné státy se jeví zejména Německo, Nizozemsko, Švédsko, Švýcarsko. Tyto státy naprosto omezily skládkování tím, že jej finančně znevýhodnily, v případě Švýcarska bylo dokonce skládkování od roku 2000 úplně zakázáno. Tím vlády těchto zemí nepřímo podpořily zpracování umožňující opětovné využití materiálu z odpadu (recyklaci či kompostování), nebo v případech, kdy to není možné, využití energie spalováním odpadu v sofistikovaných ZEVO. Zdá se, že tento přístup je správný, je krokem k udržitelnosti a jde jen o to najít způsob, jakým se k podobnému přístupu dopracovat i v ČR.



Obrázek 2.6: Vývoj podílu druhů zpracování SKO v ČR od r. 1995 do 2011 [6]

Z porovnání ČR s ostatními státy EU27 je patrné, že poměry ve způsobech nakládání lze změnit výrazně k lepšímu. ČR patří stále k nejvíce skládkujícím státům v EU (obrázek 2.7).



Obrázek 2.7: Podíly druhů zpracování SKO v jednotlivých státech EU [6]

Zkušenosti vyspělých států by však měly vést k obezřetnosti, protože záleží i na tom, jak a kde je daný materiál recyklován. Velké množství odpadu, především plastů [19] či vysloužilé elektroniky [8], je k recyklaci přepravováno do rozvojových zemí (Čína, Indie, Ghana, Pákistán atd.), kde recyklace probíhá za nepříjemných podmínek. Trendem nejspíše bude přechod od kvantity ke kvalitě, tzn. snaha o recyklaci jednotlivých kusů odpadu (ideálně v místě vzniku odpadu), tak aby byla větší kontrola nad způsobem znovuvyužití odpadu.

2.5. Legislativa a koncepce v ČR

Zákonné předpisy pro problematiku odpadů obecně jsou ukotveny v zákonu č. 185/2001 Sb.. Tento zákon zapracovává příslušné předpisy dle Směrnice Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 98/2008 a definuje mj. co vše je odpad, práva a povinnosti všech subjektů týkající se nakládání s odpadem, nařizuje zřízení dlouhodobých Plánů odpadového hospodářství (POH, viz dále), nařizuje stanovení Katalogu odpadů. Katalogem odpadů je myšlena vyhláška č. 381/2001 Sb., ve které je uvedeno přesné rozdělení veškerých odpadů.

Dle Směrnice Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 98/2008 (dále jen Směrnice o odpadech č. 98/2008), je správný postup při zpracování odpadu a vytváření systémů na jeho zpracování následující:

1. předcházení vzniku,
2. příprava k opětovnému použití,
3. recyklace,
4. jiné využití, například energetické využití,
5. odstranění.

Bod 1) vede k celkovému snížení množství, body 2) a 3) se snaží maximalizovat separovaný sběr a přípravu takto vybraných využitelných složek. V případě úspěchu se sníží množství SKO k dalšímu využití či odstranění. V této práci se řeší SKO jako zbytkový, tj. zabývá se pouze body 4) a 5). V případě zde uvažovaných systémů pro SKO je předpokládána preference způsobů nakládání s odpadem následující:

1. energetické využití či MBÚ,
2. uložení na skládku.

Za součást legislativy odpadů lze také považovat dokument Strategie udržitelného rozvoje České republiky [21], ve kterém jsou uvedeny základní cíle k dosažení udržitelnosti rozvoje. Vychází ze všeobecných definic OSN, závěrů ze summitů v Lisabonu (2000), Göteborgu (2001) a Barceloně (2002).

Ministerstvo životního prostředí ČR (MŽP) vytváří Plán odpadového hospodářství (POH) České republiky, který stanovuje konkrétní cíle a opatření pro nakládání s odpady na území České republiky. Závazná část POH byla vyhlášena v nařízení vlády č. 197/2003 Sb.. V POH jsou zahrnuty cíle pro nakládání s odpady stanovené závaznými předpisy ČR a EU. Mezi cíle POH patří mimo jiné zvýšení skládkovacího poplatku, výstavba nových spaloven (ZEVO), či výraznější přerozdělování prostředků v oblasti OH. Platnost POH ČR je stanovena na deset let, tedy na roky 2003-2013 [22]. Nový POH na další období nebyl zatím stanoven a bude zpracován s účinností od roku 2015. Draft POH pro období 2015-2025 lze již nalézt na webových stránkách MŽP. [23]

Dále existuje projekt Integrovaný systém nakládání s odpadem (ISNO), řešený společností SITA CZ a.s., za účelem zejména centralizovat řízení toků odpadů v regionech a obcích. Mezi cíle projektu patří návrh opatření pro podporu udržitelného užívání zdrojů, doporučení postupů vedoucích ke zkvalitnění nakládání s odpady, tedy konkrétně snížit množství skládkovaného biologicky rozložitelného komunálního odpadu (BRKO) a zvýšit procento komunálního odpadu, který je dále energeticky využit [24].

2.6. Závazky ČR (vůči EU)

Závazky, které MŽP stanovuje ve svých zákonech (například v zákonu č. 185/2001 Sb.), jsou dané směrnicemi EU. Ty jsou pro problematiku odpadů značně rozsáhlé, proto jsou zde chronologicky uvedeny jen zásadní údaje pro tuto práci.

2.6.1. Směrnice o skládkách odpadů 31/99/ES

Směrnice nařizuje minimalizaci množství odpadu na skládkách – EU stanovuje termíny týkající se redukování množství odpadu určeného ke skládkování. Pro Českou republiku (a ostatní „nové“ členské státy) to znamená:

- do roku 2010 musí prokázat, že skládkuje o 25 % méně biologicky rozložitelných odpadů než v roce 1995,
- do roku 2013 musí prokázat, že skládkuje o 50 % méně biologicky rozložitelných odpadů než v roce 1995.
- do roku 2020 musí prokázat, že skládkuje o 65 % méně biologicky rozložitelných odpadů než v roce 1995.

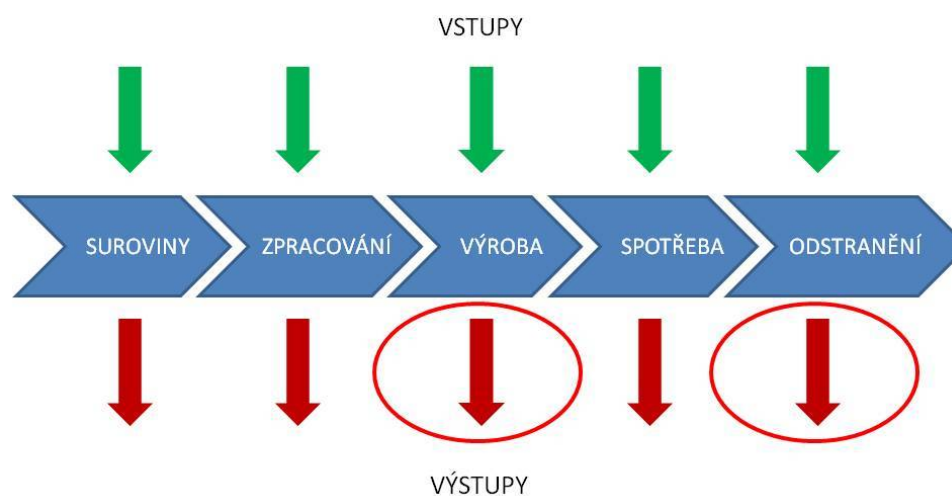
2.6.2. Směrnice o odpadech č. 98/2008

Dle této směrnice je ukládáno členským státům EU zřídit národní Programy předcházení vzniku odpadů do prosince 2013, pokud nemají stanoven jiný právoplatný ekvivalentní plán. Platnost posledního Plánu odpadového hospodářství ČR však vypršela právě v roce 2013, proto bylo nutné podat návrh Programu předcházení vzniku odpadů zvlášť. Podrobnější údaje k závazkům lze nalézt ve Směrnici o odpadech č. 98/2008, nebo například právě v návrhu Programu předcházení vzniku odpadů. [25]

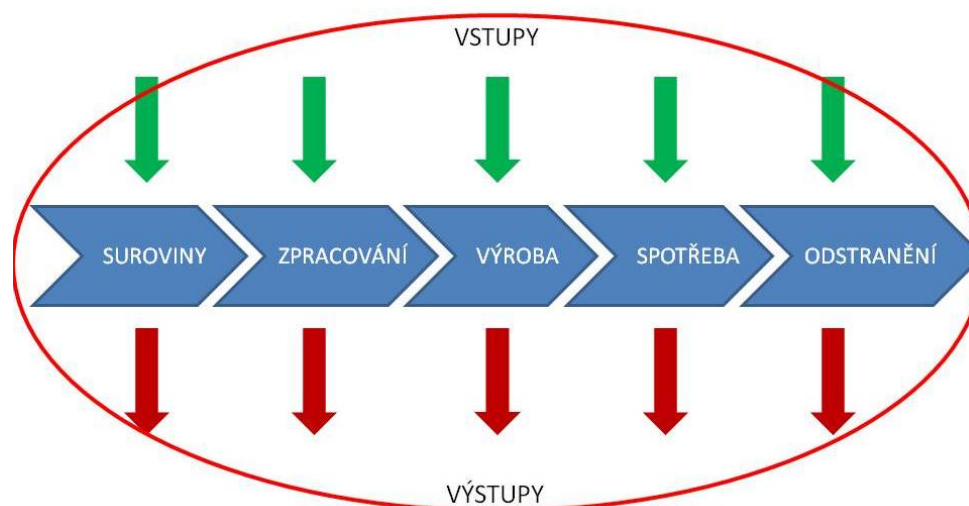
Ve směrnici č. 98/2008 je také velmi často zmiňováno, že by odpadové systémy a jejich udržitelnost by měla být hodnocena z hlediska celého jejich životního cyklu. Jak již bylo uvedeno, jednou z metod, jak analyzovat vliv jakéhokoli procesu či systému je metoda zvaná Life Cycle Assessment (LCA). V následujících kapitolách je představena metodika LCA a dále návrh, jakým způsobem lze tuto metodu využít praxi pro hodnocení udržitelnosti systémů odpadového hospodářství.

3. Life Cycle Assessment (LCA)

LCA jako nástroj vznikl kvůli potřebě zhodnotit vliv na okolní prostředí jakéhokoliv výrobku, procesu či systému holistickým přístupem, tedy z pohledu celého jeho životního cyklu [26]. Mnoho studií, např. Tabasová et al. [27] nebo Chao et al. [28] porovnává například emise CO₂ pouze při vlastním provozu zařízení, podle čehož je zařízení také dále hodnoceno. Pokud porovnáváme dva různé způsoby nakládání s odpadem, je pravděpodobné, že se jejich environmentální stopa bude v jednotlivých fázích životního cyklu lišit. Celkový vliv na životní prostředí zjistíme však pouze tehdy, pokud do analýzy zahrneme všechny fáze životního cyklu včetně jejich elementárních vstupů a výstupů, které mají na ŽP nezanedbatelný vliv. V praxi to znamená, že pro hodnocení uvažujeme zátěže po celém životním cyklu, od těžby základních surovin, přes jejich zpracování, výrobu konkrétního produktu, jeho spotřebu a jeho následnou konečnou likvidaci. To lze například za pomoci LCA. Schematicky lze komplexnost LCA znázornit pomocí obrázků 3.1 a 3.2.



Obrázek 3.1: Běžný přístup k hodnocení



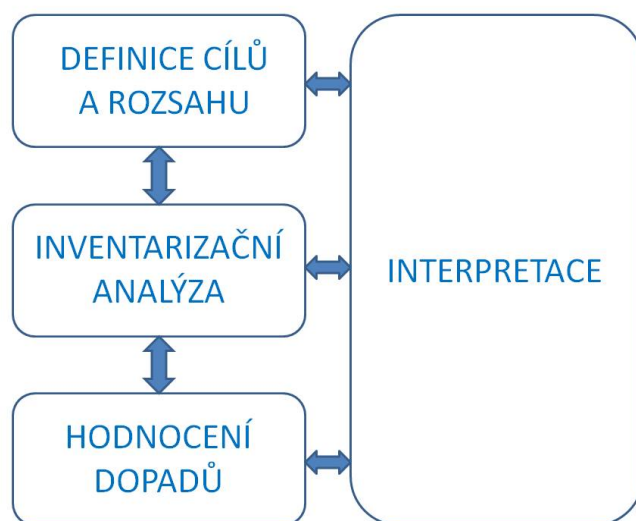
Obrázek 3.2: Přístup za použití LCA

3.1. Metodika LCA

Dle normy ISO 14040:2006 je každá studie LCA je složena ze čtyř základních fází (částí) [29]:

1. stanovení účelu a rozsahu studie
2. inventarizační analýza životního cyklu (LCI),
3. hodnocení dopadů (LCIA),
4. interpretace výsledků.

Provázanost těchto čtyř částí je znázorněna na obrázku 3.3 a jsou samotné podrobně popsány v následujících podkapitolách.



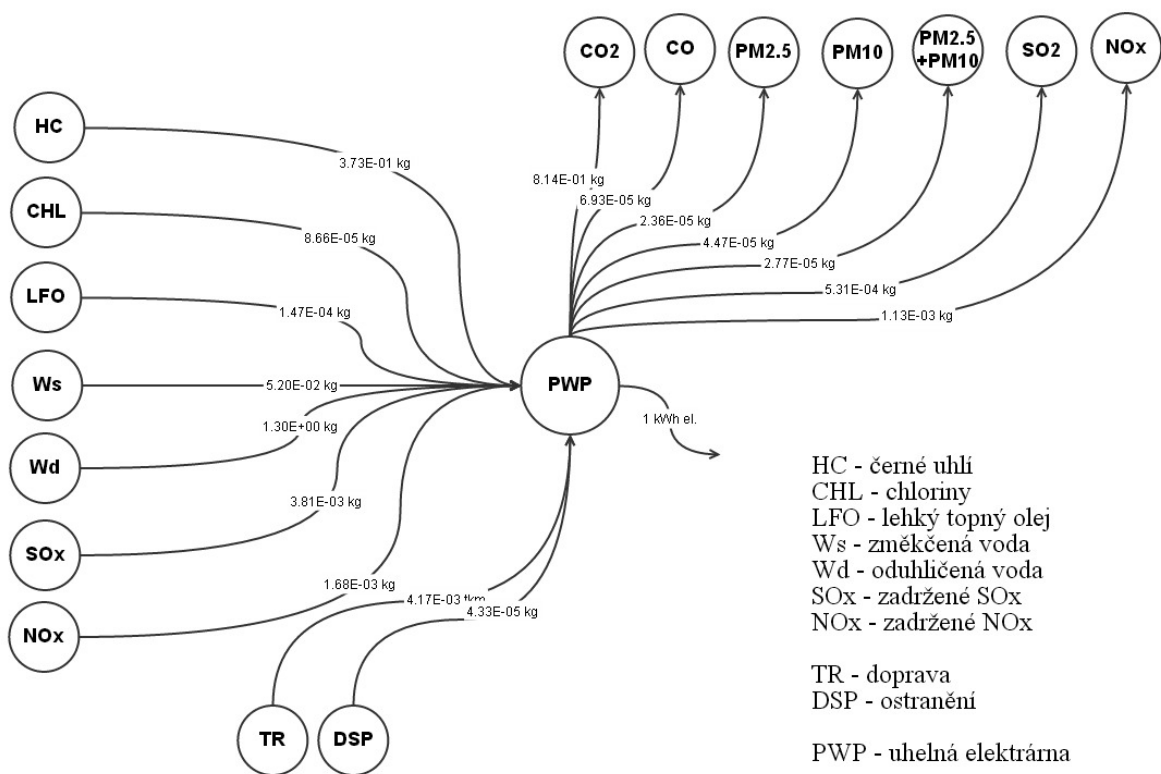
Obrázek 3.3: Provázanost základních částí LCA [29]

3.1.1. Stanovení účelu a rozsahu studie

V první fázi je zmíněn účel analýzy, k čemu budou výsledky použity, pro jakou cílovou skupinu jsou výsledky určeny. Dále je zde zvolena tzv. funkční jednotka, která je kvantitativním vyjádřením funkce, kterou zkoumaný objekt (proces) představuje. Například v případě LCA studie provozu nákladního automobilu by funkční jednotkou mohl být 1 kilometr ujetý při přepravě zboží. Pomocí této jednotky lze následně také srovnávat výsledky mezi analýzami, protože jsou k ní veškeré vstupní i výstupní hodnoty vztaženy. V této fázi jsou také určeny hranice zkoumaného systému, tedy míra zjednodušení skutečnosti. Snahou, logicky, je zkoumat co nejjednodušší systém, avšak při současném zaručení dostatečné relevantnosti výsledků analýzy. Například, v případě zkoumání dopravy osobním automobilem, lze, v odůvodněném případě, z procesů vynechat jeho výrobu, či stavbu silnice, po které automobil jezdí. Avšak jeho spotřebu energie či emise skleníkových plynů je nanejvýš vhodné zahrnout.

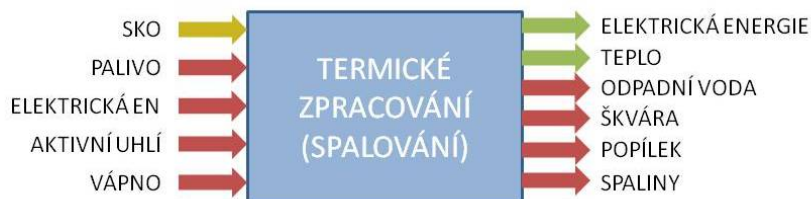
3.1.2. Inventarizační analýza životního cyklu

Tato druhá fáze již představuje samotný inventář vstupních dat (LCI), tedy popis vzájemných vztahů jednotlivých procesů a z nich plynoucích zátěží pro okolí (typický příklad zátěže jsou emise). Obvykle je vytvořeno grafické schéma podobné tomu na obrázku 3.4. Jde o schéma převzaté z hodnocení uhelné elektrárny. Obsahuje veškeré uvažované procesy a materiálové či energetické toky mezi nimi.



Obrázek 3.4: Příklad konkrétního schématu pro uhelnou elektrárnu.

Při aplikaci LCA na systémy odpadového hospodářství by bylo nutné vytvořit velmi rozsáhlé a rozvětvené schéma. Úplné grafické schéma by bylo velmi těžké vytvořit. Proto se v této oblasti použití běžně není uvedeno. Pro účely odpadového hospodářství postačí schéma s agregovanými vstupy a výstupy, podobné tomu na obrázku 3.5.



Obrázek 3.5: Schéma vstupů a výstupů zařízení na termické zpracování odpadu

Zde je velmi důležité zmínit, jakým způsobem jsou data popisující zkoumané zařízení získána. Vzhledem k tomu, že pro výpočet je nutné zcela přesně popsat zkoumaný systém, veškerým procesům a tokům mezi nimi dodat hodnoty (jak na vstupu, tak na výstupu), často se jedná o časově velmi náročnou práci. Lze však říci, že od nejelementárnějších

3. LIFE CYCLE ASSESSMENT (LCA)

procesů, do určité úrovně inventáře se data pro různé analýzy příliš nemění, lze je tedy uchovat pro další použití a není je již potřeba zvlášť sbírat. Typicky to můžou být data o tom, kolik železné rudy je třeba vytěžit pro výrobu 1 tuny oceli nebo jaké zátěže sebou nese samotná těžba železné rudy (například 1 tuny). Taková data jsou sbírána a ukládána do databází a bývají v rámci inventáře pro LCA nazývány procesy v pozadí. Jak podrobně (rozvětvené) toto pozadí inventáře je, záleží na konkrétní databázi.

Existuje množství databází, lišící se cenou, rozsahem a kvalitou dat. Podobně jako u metodik lze rozlišit různé povahy databází a vhodnost jejich použití pro určitý účel či oblast zájmu. Výčet nejpoužívanějších databází včetně jejich krátké charakteristiky je uveden v tabulce 3.1.

Označení	Cena	Popis
BioEnergieDat	zdarma	Bioenergetické procesy založené na geograficko-ekonomických podmínkách Spolkové republiky Německa. Vyvinuto v rámci výzkumného projektu BioEnergie-Dat s podporou německé vlády v letech 2010-2012.
EcoInvent	2500 EUR	EcoInvent je světově nejznámější a nejrozšířenější LCA databáze. Používá ji cca 4500 uživatelů ve 40ti státech světa. Obsahuje data o průmyslových procesech, dodávkách energie, těžbě surovin, materiálových zdrojích, chemických substancích, kovech, zemědělství, odpadovém hospodářství a dopravě.
ELCD	zdarma	Databáze spravovaná evropským institutem Joint Research Centre. Poslední verze z 9/2013.
GaBi	individ.	Databáze se skládá z 5000 menších datových sad sebraných během globální spolupráce s průmyslem, firmami, společnostmi atd.
LC-Inventories.ch	500 EUR	Tato databáze představuje opravy a rozšíření pro databázi EcoInvent.
Ökobaumat	300 EUR	Databáze konstrukčních materiálů vytvořenou pro potřeby Německé vlády. Obsahuje datové sady na dopravní a urbanistické analýzy.
NEEDS	zdarma	Databáze obsahuje inventáře pro hodnocení budoucích dodávek elektrické energie v rámci Evropy. Zahnuje informace o dopravních službách, dodávkách elektřiny a materiálů.

Tabulka 3.1: Přehled běžně dostupných databází (LCI)

Databáze tedy tvoří „pozadí“ inventáře pro samotné provedení LCA. Na opačném konci procesního schématu jsou naopak již procesy s konkrétními poptávkami a zátěžemi pro okolí. Například jakou spotřebu elektřiny má spalovna pro svůj provoz, nebo jaké množství popílku při svém provozu produkuje. Tyto data je nanejvýš vhodné získat pro konkrétní výpočet a zadat do výpočtu ručně. Důležité je poznamenat, že v inventáři jsou všechna data vztažena ke zvolené funkční jednotce a tudíž je nutné před výpočtem veškerá data upravit v tomto smyslu. Obecně platí, čím více sebraných (specifických) dat, tím je

výsledek přesnější a lépe odpovídá skutečnosti. Příkladem jednoduché LCI pro příklad větrné elektrárny (s funkční jednotkou vyrobený 1 MWh) je tabulka 3.2.

	jednotka	na 1 MWh
Vstupy:		
CO	kg	3,4E-1
CO ₂	kg	4,0E+1
Hg	kg	2,2E-6
CH ₄	kg	1,5E-1
NMVOC	kg	8,0E-2
NO _x	kg	1,1E-1
PAH	kg	1,7E-4
PM	kg	1,1E-1
SO ₂	kg	1,5E-1
Výstupy:		
HCl	kg	1,9E-3
²²⁸ Ra	kBq	2,8E-2
²²⁰ Rn	kBq	8,7E-3
sulfáty	kg	1,2E-1
amoniak	kg	6,9E-4
rozloha	m ²	8,1E+0
Zdroje:		
ropa	MJ	2,5E+2
černé uhlí	MJ	2,4E+2
lignit	MJ	1,1E+1
zemní plyn	MJ	9,4E+1

Tabulka 3.2: Příklad jednoduchého LCI

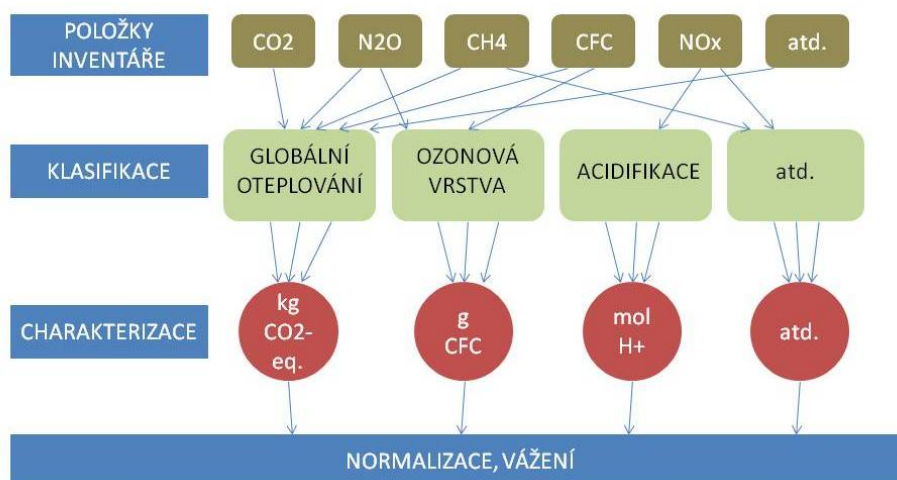
3.1.3. Posuzování dopadů

V této fázi dochází nejdříve ke klasifikaci (přidělení) jednotlivých prvků inventáře příslušným oblastem popisu životního prostředí dle použité metodiky. Použitá metodika také určuje další kroky při charakterizaci, která následuje po klasifikaci. Při charakterizaci jsou jednotlivé zátěže resp. vlivy kvalitativně ohodnoceny – je jim přidělena jednotka. Každá zátěž je definovaná svojí specifickou jednotkou (v podobě ekvivalentu), který zohledňuje různé příspěvky jednotlivých látek daným kategoriím. Jinými slovy jsou v tomto kroku vynásobeny položky z inventáře příslušnými charakterizujícími faktory vyjadřující míru přispění daného typu zátěže dané kategorii, za účelem zjištění konkrétního potenciálu vlivu na konkrétní kategorii. Tyto kroky jsou znázorněny na obrázku 3.6.

Popis jednotlivých metodik LCIA je téma pro samostatnou, velmi rozsáhlou práci. Mezi nejpoužívanější metodiky patří CML 2001, Eco-Indicator 99, ReCiPe 2008 nebo EPS 2000. Z rozdílnosti metodik plyne i rozdílná vhodnost použití dle účelu LCA či povahy dané tematiky. Obecně lze na jakýkoliv zkoumaný systém či proces použít jakoukoliv metodiku, avšak často je jedna metodika pro daný účel nejvhodnější.

Vzhledem k tomu, že jakoukoliv metodiku LCA lze obecně aplikovat na široké spektrum systémů či procesů, existuje v jejich rámci vždy celá řada kategorií. Způsob klasifi-

3. LIFE CYCLE ASSESSMENT (LCA)



Obrázek 3.6: Schéma inventarizační analýzy

kace a s ním spojený počet a druh kategorií závisí na použité metodice LCA. Obecně se jsou rozlišovány 2 stupně dělení do kategorií: tzv. *midpoint level* a tzv. *endpoint level*.

Tzv. *midpoint level* je standartní klasifikace a charakterizace dle zvolených oblastí ŽP, na které má daný proces či tok vliv, například globální oteplování s jednotkou kg CO₂-eq.. Na úrovni *endpoint level* dále tyto kategorie vlivu třídí dle své povahy a vlivy jsou kvalitativně převedeny na jednotky, které mají již přímý vliv na člověka či jeho okolí (například počet ztracených či zmařených let života člověka).

Například dle metodiky CML 2001 jsou vlivy pro jejich hodnocení rozděleny do kategorií úrovně *midpoint level* následovně [29]:

- globální oteplování (GWP), kg CO₂-eq.
- úbytek stratosférického ozónu (ODP), kg R11-eq.,
- úbytek neobnovitelných fosilních zdrojů, MJ
- úbytek neobnovitelných (abiotických) prvků (ADF), kg Sb-eq.
- humánní toxicita (HTP), kg DCB-eq.,
- sladkovodní ekotoxicita (FAETP), kg DCB-eq.,
- mořská ekotoxicita (MAETP), kg DCB-eq.,
- terestrická ekotoxicita (TTP), kg DCB-eq.,
- acidifikace (AP), kg SO₂-eq.
- eutrofizace (EP), kg Phosphate-eq.
- tvorba fotooxidačních látek (POCP), kg Ethene-eq.
- využívání krajiny (pokles množství využitelné krajiny), area*time

Rovnice 3.1 představuje příklad odvození hodnoty přispění směsi 40 kg CO₂ a 80 g CH₄ ke kategorii globálního oteplování (GWP) dle CML2001. Množství (hmotnost) látek je vynásobena charakterizujícím faktorem přispění ke GWP (následný zlomek představuje pouze jednotku, nikoliv hodnoty). Z rovnice lze vyčíst, že metan je z pohledu globálního oteplování považován za 21krát nebezpečnější než oxid uhličitý.

$$40 \text{ kg} \cdot CO_2 \cdot 1 \left[\frac{kgCO_2eq.}{kgCO_2} \right] + 0.08 \text{ kg} \cdot CH_4 \cdot 21 \left[\frac{kgCO_2eq.}{kgCH_4} \right] = 41,7kgCO_2eq. \quad (3.1)$$

Za účelem jednoduchého srovnání se v této fázi provádí také normalizace dat či tzv. vážení (weighting) dle použité metodiky. Vážení je volitelný krok sloužící k vyrovnání sociálního významu jednotlivých kategorií vlivu (například globální oteplování vs. acidifikace). Tyto kroky jsou součástí zmíněných metodik a jsou v nich popsány. Podrobněji je zde rozebrána normalizace a vážení dle metodiky Eco-Indicator 99 (EI99).

Metodika Eco-Indicator 99

EI99 byla vyvinuta mimo jiné za účelem zjednodušení interpretace a vážení výsledků z charakterizace [31]. Aplikací EI99 je získána pouze jedna hodnota-indikátor, se kterou lze jednoduše pracovat.

Vzhledem k tomu, že normalizace a vážení jsou velmi citlivé kroky a data, se kterými pracují jsou získána empiricky vždy pro určitý časový rámec, existují z hlediska EI99 tři časová hlediska hodnocení [32]:

- **egaliteriánské (E)**, dlouhodobá perspektiva, není vyžadováno mnoho ověřených poznatků;
- **individualistické (I)**, krátkodobá perspektiva, jsou zahrnuta pouze ověřená (vědecká) data;
- **hierarchistické (H)**, vyvažuje egaliteriánský a individuální přístup, jako validní data postačí konsensus odborníků.

Tato metodika zahrnuje 11 kategorií vlivu (*midpoint level*), rozdělených do 3 kategorií škody (*endpoint level*) [32]:

1. **Škoda na lidském zdraví**, vyjádřena počtem ztracených či zmařených let života člověka, s jednotkou DALY (Disability Adjusted Life Years), používanou mimo jiné například Světovou zdravotnickou organizací WHO.
2. **Škoda na kvalitě ekosystému**, vyjádřena ztrátou živočišných a rostlinných druhů v určité oblasti za určitý časový úsek (např. % rostlinných druhů za rok).
3. **Škoda na zdrojích**, vyjádřena množstvím energie, potřebné k vyrovnání deficitu globálního oteplování, kg CO₂-eq., různé časové horizonty.

Jak odpovídají kategorie vlivu kategoriím škody (přechod z *midpoint level* na *endpoint level*) dle EI99 je zřejmé z tabulky 3.3.

Kategorie škody (<i>endpoint level</i>)	Kategorie vlivů (<i>midpoint level</i>)
Škoda na zdraví člověka	karcinogenní efekty respirační efekty anorg. respirační efekty org. změna klimatu radiace poškození ozonové vrstvy
Škoda na ekosystému	ekotoxikita acidifikace využívání krajiny
Škoda na zdrojích	minerální zdroje fosilní zdroje

Tabulka 3.3: Kategorizace dle EI-99. [32]

Normalizace dle EI99 není prováděna, jako obvykle, na úrovni midpoint level, ale přímo vzhledem ke kategorii škody (endpoint level). Normalizační faktory pro hierarchistický přístup dle EI99 jsou uvedeny příloze A (v tabulce 8.1). Postup výpočtu spočívá ve vydělení výsledku charakterizace normalizačním faktorem. Takto normalizované hodnoty lze již srovnávat s jinými odpovídajícími (také normalizovanými) hodnotami, například z jiné LCA používající stejnou metodiku.

Posledním (volitelným) krokem je vážení. Nejčastější metodou je pomocí vážících faktorů. Tyto faktory jsou pro všechna 3 časová hlediska uvedeny v tabulce 8.2 přílohy A.

3.1.4. Interpretace

Poslední fází LCA je prezentace a interpretace výsledků. Její úroveň závisí na účelu analýzy, jejím rozsahu a také schopnostech a zkušenostech analyzujícího. Lze však postupovat dle určitých základních pravidel, například:

- postihnout nejvýznamnější zdroje emisí,
- odhalit procesy či subsystémy s největšími emisemi/vlivy,
- zhodnotit, jak mohou být výsledky ovlivněny počátečními předpoklady,
- zvážit, v jaké míře je výsledek ovlivněn užitím neurčitých dat (uncertainty analysis),
- na základě výsledků navrhnout možné změny ve zkoumaném systému.

3.1.5. Výpočet LCA v praxi

Pro obecný výpočet LCA existuje celá řada softwarových nástrojů, jejichž uživatelská přístupnost je přibližně stejná, avšak jejich možnosti a využitelnost se velmi liší. Mezi nejpoužívanější programy patří SimaPro a GaBi, nástroje používané i odborníky zabývající se LCA. Nejrozšířenějším neplaceným nástrojem je OpenLCA. Existuje také mnoho laboratorních systémů, jako například SW Arda, vyvíjený pro akademické potřeby univerzity NTNU (Trondheim, Norsko) či výpočtové systémy přímo na míru (WASTE). Tyto programy však zprostředkovávají pouze samotný výpočet a je nutné jim dodat:

- inventář vstupních dat, obsahující veškeré procesy, toky mezi nimi a jejich hodnoty,
- metodiku (CML 2001, Eco-Indicator 99 či ReCiPe 2008 a jiné).

Vzhledem ke komplexnosti výpočtu LCA by měl každý, kdo provádí výpočet vědět, jak tyto programy fungují, jaký matematický aparát za nimi stojí. V následující kapitole je představen matematický model, na kterém jsou používané programy založeny.

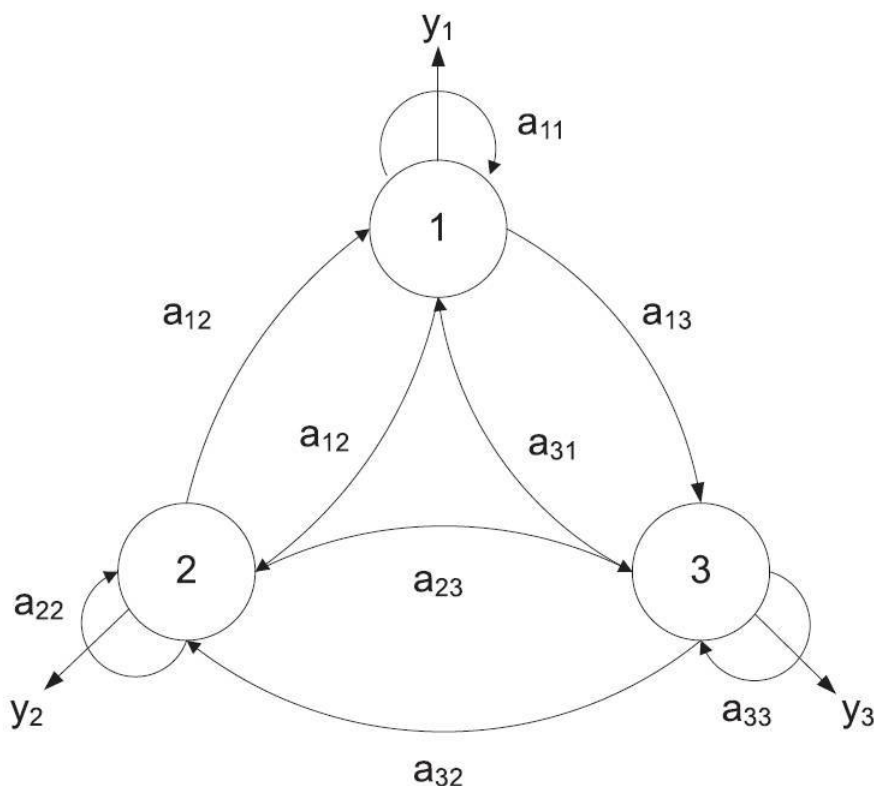
3.2. Popis matematického aparátu LCA

Provázanost zkoumaných procesů a proudů v rámci systému lze obvykle popsat lineární algebrou. Matematické modely pro popis lineárních systémů existovaly již před vznikem LCA a zabývá se jimi mnoho vědeckých prací. V této práci je použit model, který vyvinul držitel Nobelovy ceny za ekonomii Vasilij Leontief. Z výpočetního hlediska lze říci, že jde o jednoduché operace s maticemi, často velmi rozsáhlými.

3.2.1. Leontiefův otevřený model

Na obrázku 3.7 je znázorněn modelový systém, skládající ze tří procesů (1, 2, 3), požadavky na toky mezi nimi (a_{ij}) a externí poptávka po produktech procesů (y_{ij}). Hodnota parametru a_{ij} představuje množství požadované procesem i od procesu j .

$$a_{ij} = \frac{\text{požadované množství procesem } i}{\text{výstup procesu } j} \quad (3.2)$$



Obrázek 3.7: Procesy – jejich vzájemné požadavky a výstupy

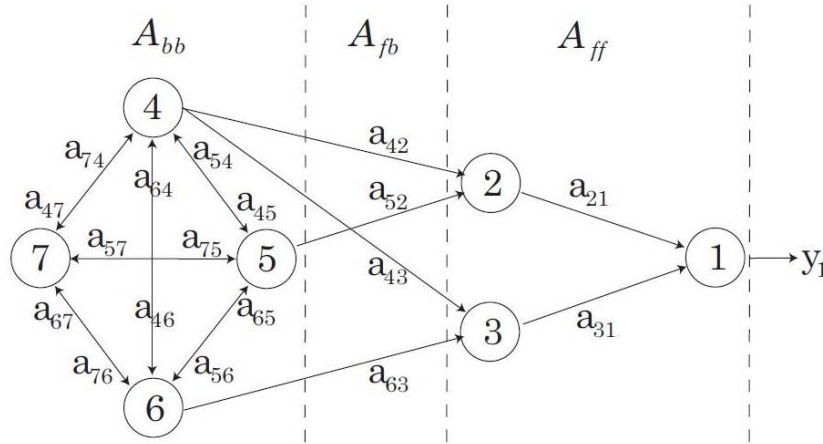
3. LIFE CYCLE ASSESSMENT (LCA)

Pro jeden proces lze veškeré požadavky zapsat vektorem 3.3, pro celý systém pak čtvercovou maticí 3.4. Matice A je nazývána jako *matice požadavků*.

$$a_{i1} = \begin{bmatrix} a_{11} \\ a_{21} \\ a_{31} \end{bmatrix} \quad (3.3)$$

$$A = \begin{bmatrix} a_{11} & a_{12} & a_{13} \\ a_{21} & a_{22} & a_{23} \\ a_{31} & a_{32} & a_{33} \end{bmatrix} \quad (3.4)$$

V kapitole 3.1.2 bylo zmíněno, že požadavky jsou zpravidla složeny z pozadí (obecná data) a popředí (specifická, sebraná data). Na obrázku 3.8 je příklad obecného systému a je zde naznačeno, kde jsou procesy pozadí (A_{bb}) a procesy popředí (A_{ff}) a požadavky na toky mezi nimi (A_{fb}).



Obrázek 3.8: Provázanost procesů v pozadí s procesy v popředí

Výsledkem je matice požadavků A složená ze submatic A_{ff} , A_{fb} a A_{bb} , se kterou se pracuje jako s běžnou maticí požadavků uvedenou výše.

$$A_{ij} = \begin{bmatrix} a_{ff} & a_{fb} \\ a_{bf} & a_{bb} \end{bmatrix} \quad (3.5)$$

Dále je třeba nastavit rovnováhu mezi požadavky a produkty. Je zaveden vektor výstupů (x), který představuje výstupní produkty jednotlivých procesů. Pro jeden proces lze tuto rovnováhu zapsat rovnicí:

$$\underbrace{x_1}_{\text{produkce}} = \underbrace{a_{11}x_1 + a_{12}x_2 + a_{13}x_3}_{\text{poptávka}} \quad (3.6)$$

Parametr x_1 na levé straně rovnice představuje výstup (produkcí) procesu 1, nutný k pokrytí poptávky. Poptávka (pravá strana rovnice) je složena ze dvou komponent. Vnitřní poptávka, což je poptávka po produktech mezi jednotlivými procesy v rámci systému a externí poptávka představuje požadavek na množství výstupních produktů systému. Externí (vnější) poptávkou je typicky zvolená funkční jednotka.

Pro celý systém vypadá zápis následovně:

$$\underbrace{\begin{bmatrix} x_1 \\ x_2 \\ x_3 \end{bmatrix}}_{\text{výstup}} = \underbrace{\begin{bmatrix} a_{11} & a_{12} & a_{13} \\ a_{21} & a_{22} & a_{23} \\ a_{31} & a_{32} & a_{33} \end{bmatrix}}_{\text{vnitřní poptávka}} \underbrace{\begin{bmatrix} x_1 \\ x_2 \\ x_3 \end{bmatrix}}_{\text{vstup}} = \underbrace{\begin{bmatrix} y_1 \\ y_2 \\ y_3 \end{bmatrix}}_{\text{vstup}} \quad (3.7)$$

nebo ve zkrácené podobě:

$$\underbrace{x}_{\text{výstup}} = \underbrace{Ax}_{\text{vnitřní poptávka}} = \underbrace{y}_{\text{vstup}} \quad (3.8)$$

V rovnici 3.8 je známá matice požadavků A a vektor externí poptávky y . Zbývá tedy zjistit vektor x , tedy výstupy z procesů. Lze jej jednoduše odvodit, jak je ukázáno ve výrazu 3.9.

$$x = Ax + y \Leftrightarrow (I - A)x = y \Leftrightarrow (I - A)^{-1}y \quad (3.9)$$

Pro další výpočty bude výhodné zapsat výraz v následující podobě rovnice 3.10:

$$L = (I - A)^{-1} \Rightarrow x = Ly \quad (3.10)$$

Písmeno L představuje tzv. Leontiefovou inverzní matici. Na rozdíl od matice požadavků, ve které člen a_{ij} vyjadřuje požadavek procesu i na jednotku výstupu procesu j , představují členy matice l_{ij} výstupní množství procesu i , potřebné pro jednotku výstupu z procesu j .

$$L = \begin{bmatrix} 1 - a_{11} & -a_{12} & -a_{13} \\ -a_{21} & 1 - a_{22} & -a_{23} \\ -a_{31} & -a_{32} & 1 - a_{33} \end{bmatrix}^{-1} = \begin{bmatrix} l_{11} & l_{12} & l_{13} \\ l_{21} & l_{22} & l_{23} \\ l_{31} & l_{32} & l_{33} \end{bmatrix} \quad (3.11)$$

Koeficient l_{21} představuje požadovaný výstup procesu 2 pro proces 1, vztažený na jednotku externí poptávky. Tedy zatímco sloupce v matici L představují výstupy požadované jednotlivými procesy vztažené na jednotku vnější poptávky, vektor x obsahuje požadované výstupy pro konkrétní vnější poptávku.

Existují dvě podmínky pro použitelnost sebraných dat, potažmo matice $(I-A)$. Za prvé, matice $(I-A)$ musí být invertibilní, tzn. její determinant musí být různý od nuly. Za druhé musí být veškeré procesy ve zkoumaném systému samoudržitelné. To lze ověřit tzv. Hawkins-Simonovou podmínkou, která říká, že determinant matice musí být kladný.

$$\det(I - A) > 0 \quad (3.12)$$

3.2.2. Základní analýza vlivů (Basic Contribution Analysis)

Cílem LCA a je pro zkoumaný systém spočítat celkové emise a zátěž životního prostředí vztažené na jednotku vnější poptávky (funkční jednotku). Pro tento výpočet je zapotřebí sestavit matici zátěží, nazvanou pracovně S (z angl. Stressor).

Termín zátěž je technicky nadřazený termínu emise, protože se předpokládá, že proces má obecně i jiné účinky na životní prostředí než emise. Jako příklad lze uvést využití půdy.

Matice S představuje soubor veškerých zátěží spojených s veškerými výstupy procesů zkoumaného systému. Jednotlivé sloupce matice zátěží lze vidět jako vektory zátěží spojených s jednotkovým výstupem z jednoho konkrétního procesu. Matici zátěží je nutné

3. LIFE CYCLE ASSESSMENT (LCA)

vytvořit podobně jako matici požadavků (A), tedy empiricky, sběrem dat, výpočtem či využít z již vytvořených databází.

$$S = \begin{bmatrix} s_{11} & \cdots & s_{1,pro} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ s_{1,str} & \cdots & s_{str,pro} \end{bmatrix}. \quad (3.13)$$

Pro odvození zátěže způsobené celkovou vnější poptávkou platí tento vztah:

$$e = Sx = SLy = S(I - A)^{-1}y \quad (3.14)$$

Dále by bylo například možné jednoduchými počty zjistit míru zátěže konkrétními procesy a zjistit tak, jaká část životního cyklu zkoumaného systému má největší vliv na ŽP. Tento výpočet je základem LCA prováděných po celém světě. V následující kapitole je shrnutí výsledků a závěrů těch nejzásadnějších prací, které se týkají hodnocení systémů nakládání se směsným komunálním odpadem.

4. Shrnutí dosavadních prací na téma LCA a SKO

V posledních třech desetiletích se mnoho výzkumných pracovišť, včetně mezinárodní asociace zabývající se tvorbou norem (ISO), či Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), zasloužilo o rozvoj metodiky LCA. Od roku 1990, kdy SETAC stanovil obecnou metodiku pro provádění LCA [33], se LCA jako nástroj velmi rychle rozšířil a vzniklo mnoho vědeckých studií založených právě na LCA. Ačkoliv tento nástroj byl vyvinut primárně pro hodnocení environmentální stopy konkrétních produktů [34], mnoho autorů ukázalo, že je použitelný i při hodnocení procesů či technologií a pro optimalizaci [35].

Právě na přelomu tisíciletí, zřejmě s rostoucím zájmem o problematiku odpadů, se začaly objevovat studie LCA aplikované na odpadové hospodářství. Ačkoliv normy ISO 14040 a ISO 14044, dále upřesňující charakter prováděných LCA, byly stanoveny až v roce 2006, již v roce 2001 byla publikována velmi přehledná LCA studie Becaliho et al. [36] porovnávající 3 různé systémy nakládání s odpadem v aglomeraci města Palerma v Itálii. V práci pojaté z hlediska energetického využití odpadu dle očekávání pohořel systém založený na skládkování, ale co je zajímavé, termické zpracování odpadu zde předčilo jednu z variant MBÚ. Na rozdíl od závěrů Becaliho, výsledky, které uvedli Finnveden et al. [37] či Tan a Khoo [38], ukazují nižší zátěž ŽP recyklací i MBÚ než termickým zpracováním odpadu. Skládkování vychází nejhůře ve všech případech.

Zajímavé výsledky přináší dvě studie, Finnveden et al. [37] a McDougall et al. 2001 [39], které zkoumají vliv fáze výstavby infrastruktury či samotného zařízení na celkové výsledky LCA. Je zde uvedeno pravidlo, že environmentální zátěž této fáze se pohybuje okolo 10 % celkové zátěže provozu systému. Mezi významné publikované práce patří LCA srovnávající systémy nakládání s odpadem, soustředící se na konkrétní materiály v odpadu, např. Björklund a Finnveden, [40]. Další z takových studií, obsahující 55 samostatných LCA, nazvaná Waste Resources Action Programme (WRAP)(2006), hodnotí vliv recyklace na životní prostředí. WRAP dokazuje, že materiálová recyklace má pro většinu zkoumaných materiálů výrazně menší ekologickou zátěž než skládkování či termické zpracování odpadu [41].

Závěry Winklera a Bilitewského potvrzují nutnost přesného definování rozsahu a použité metodiky, aby byly výsledky věrohodné [42]. V jejich srovnání šesti běžně používaných metodik jsou použita shodná vstupní data pro modely skládkování, spalování a recyklace platné pro město Drážďany (Německo). Vědci společně došli k závěru, že vypočítané zátěže, především ty spojené s toxicitou a těžkými kovy, se dle použité metodiky významně liší. Volají po zvýšení transparentnosti těchto modelů. K podobným závěrům došli již dříve, avšak v menším rozsahu a v případě odlišné problematiky, také Denison [43] a Finnveden and Ekvall [44].

Za povšimnutí stojí rozdíl v přístupu autorů k přepravě SKO. Hong et al. [45] například tvrdí, že při srovnávání různých systémů nakládajících se stejným odpadem je zátěž vždy stejná a tudíž není třeba ji zahrnovat do analýzy. Mendes et al. [46] s odkazem na dřívější studie zdůvodňuje zanedbání vlivů dopravy tím, že její vliv je relativně zanedbatelný. Finnveden a Ekvall dospěli k závěru, že dopravu SKO lze z LCA vynechat v případě, je-li dostatečně efektivní [44].

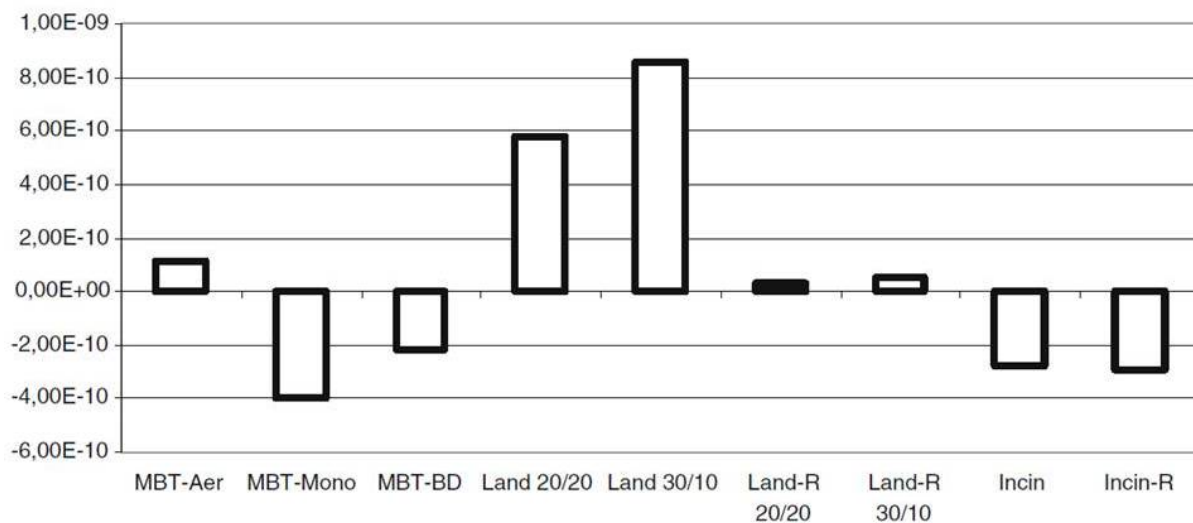
4. SHRUTÍ DOSAVADNÍCH PRACÍ NA TÉMA LCA A SKO

V některých případech může mít zanedbání některé části cyklu velmi významný vliv na celkový výsledek, jak dokazuje Consonni et al. [47] Zanedbáním emisí skleníkových plynů vytvořených při konstrukci velké spalovny odpadu může znamenat nižší GWP o 50-300 %, ačkoliv fáze konstrukce stále představuje 10krát menší zátěž než vlastní provoz. Moberg et al. [48] zmiňují, že neurčitost výsledků některých kategorií vlivů je větší než v ostatních případech. To je zřejmě i důvodem, proč téměř ve všech LCA jsou srovnávány příslušné kategorie acidifikace a globální oteplování a naopak jsou zřídka srovnávány kategorie spojené s toxicitou.

Zřejmě nejhodnotnější článek vzhledem k této práci představuje studie LCA srovnávající systémy zpracovávající SKO přímo na území ČR od Kočího a Trečákové [49]. V ní je srováno celkem 7 modelových systémů:

- spalování s náhradou strusky (Incin-R),
- spalování bez náhrady strusky (Incin),
- skládkování se spalováním skládkového plynu bez dalšího využití (Land),
- skládkování s energetickým využitím skládkového plynu (Land-R),
- mechanicko-biologická úprava (MBÚ) s aerobní úpravou (MBT-Aer),
- mechanicko-biologická stabilizace (biosušení) se spalováním lehké frakce (MBT-BD),
- mechanicko-biologická stabilizace (biosušení) se spalováním lehké frakce v monozdroji (MBT-Mono).

Výsledky této studie jsou přehledně znázorněny v obrázku 4.1. Zajímavé je, že skládkování spolu s MBÚ s aerobní úpravou dopadly nejhůře, naopak MBÚ s biosušením a následným využitím lehké frakce nejlépe. Lze tedy vyvodit závěr, že výsledky aplikované na MBÚ nelze v žádném případě generalizovat.



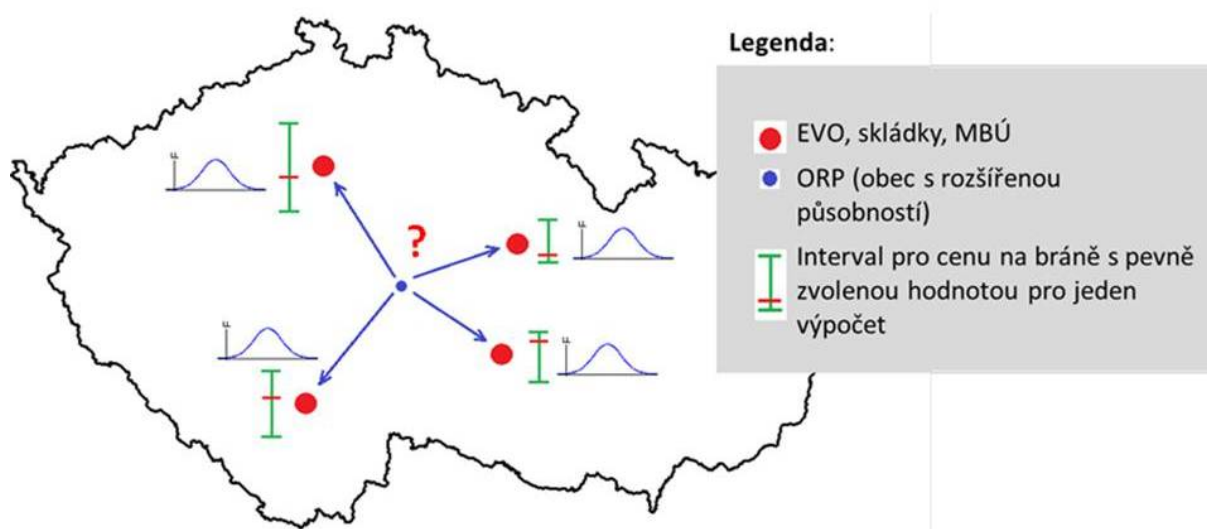
Obrázek 4.1: Srovnání technologií nakládání s odpadem pro podmínky ČR. [49]

5. Hodnocení udržitelnosti systémů odpadového hospodářství

V této kapitole je využito dosavadních znalostí metodiky LCA a publikovaných prací k návrhu aparátu hodnotícího udržitelnost způsobů nakládání s odpadem. Tento aparát má za cíl rozšířit stávající výpočtu nazvaném NERUDA, který je na ÚPEI vyvíjen právě pro hodnocení z pohledu udržitelnosti.

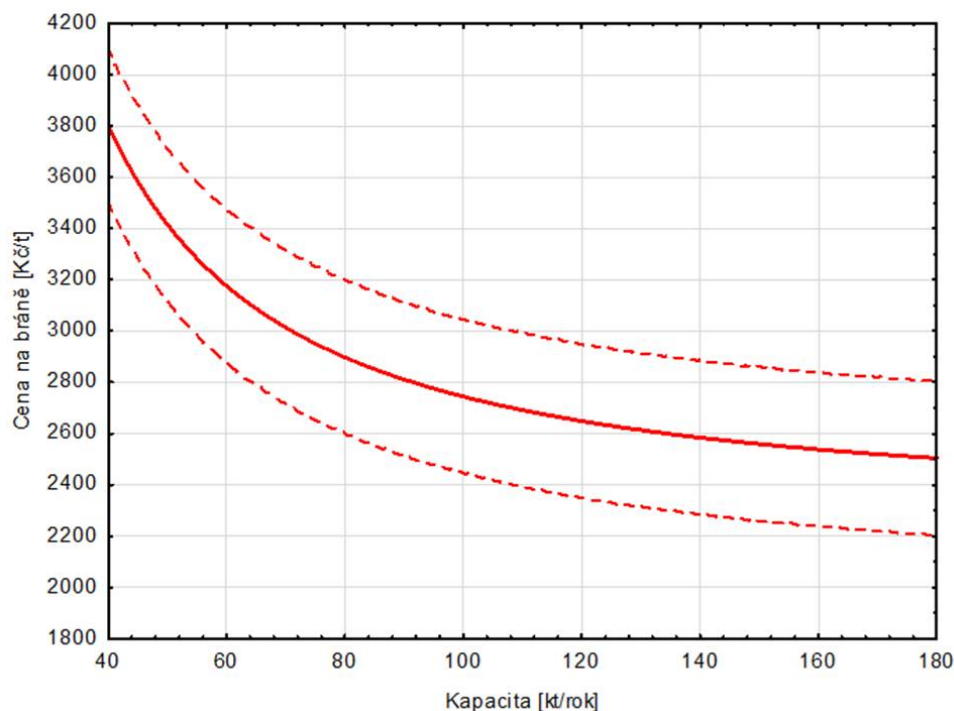
5.1. Představení systému NERUDA

NERUDA je systém vyvinutý Ústavem procesního a ekologického inženýrství na VUT v Brně a slouží k plánování v oblasti odpadového hospodářství po roce 2020 [50]. Program v současné fázi vývoje do jisté míry optimalizuje způsob zpracování odpadu v dané svozové oblasti. Zahrnuje nutné údaje o všech skládkách, spalovnách komunálního odpadu a parametry zařízení MBÚ (v některých případech pouze plánovaných), jako je maximální přípustná kapacita a poplatek na bráně. Z těchto dat, spolu s údaji o množství zpracovávajícího odpadu a umístění jeho zdroje, je určen optimální způsob likvidace. Tedy je určeno, zda bude daný odpad ke zpracování přepraven do zařízení s MBÚ či bude dopraven do spalovny. Princip je uveden na obrázku 5.1.



Obrázek 5.1: Schéma principu svozové úlohy řešené NERUDOU. [50]

Rozhodujícím parametrem nástroje NERUDA je cena za zpracování odpadu, tzv. cena na bráně konkrétního zařízení. Cenu na bráně zásadně ovlivňuje i zpracovatelská kapacita, vlivem snižujících se měrných investičních nákladů u ZEVO s vyšší kapacitou. Z důvodu neznámých kapacit u potenciálních projektů byly vytvořeny závislosti ceny na bráně na zpracovatelské kapacitě, které dále vstupují do optimalizačního výpočtu. Vlivem plánovaného provozu přesahující 20 let vstupuje do závislosti celá řada neurčitostí. Parametry, které obsahují neurčitost, byly rozmlženy a tím byl získán interval pro cenu na bráně (viz obr. 5.3). Z tohoto intervalu je generována cenová funkce pro optimalizační výpočet.



Obrázek 5.2: Příklad závislosti ceny na bráně na zpracovatelské kapacitě. [50]

Systém NERUDA zohledňuje pouze ekonomickou stránku problému. Jako jediný posuzovaný parametr je celková cena zpracování odpadu, složená z poplatku na bráně a z ceny dopravy. Jde o vhodný nástroj pro vytvoření konkurenčního prostředí na trhu s odpadem, který odráží chování investorů, jejichž cílem je maximalizace zisku, resp. minimalizace ceny služby. Konkurence samotná by mohla zapříčinit velký posun v současné situaci v ČR. Aplikace na úrovni regionů či větších administrativních celků (kraje, stát, EU atd.), by však měla zahrnovat kromě ceny i jiná kritéria. Finančně nejvýhodnější řešení totiž automaticky nepředstavuje to nejšetrnější řešení vzhledem k životnímu prostředí. A odpovědnost za stav životního prostředí nesou již zmíněné administrativní celky, resp. jejich rozhodovací orgány.

V následující kapitole je demonstrováno, jak je možné systém NERUDA doplnit tak, aby zohledňoval také ekologickou stopu způsobu likvidace odpadu, pomocí zde představené metody posuzování životního cyklu (LCA).

Nejdříve je nutné pomocí LCA vyhodnotit environmentální zátěž prvků (technologických konceptů), které se ve výpočtu objeví. Dále je za potřebí pro daný způsob zpracování najít vhodný poměr její ceny a jejího dopadu na životní prostředí, resp. aby bylo obojí co nejmenší, avšak ne za každou cenu. Ačkoliv jsou oba faktory snadno kvantifikovatelné (v druhém případě právě díky LCA), nelze je porovnávat přímo. Je nutné přiřadit jednotlivým vlivům na ŽP také související finanční ztrátu, jak bude ukázáno v kapitole 5.5 této práce.

5.2. LCA – předpoklady před výpočtem

Před samotným výpočtem je vhodné provést myšlenkovou analýzu všech technologií a shrnout předpoklady na základě výsledků předchozích studií.

5.2.1. Skládkování

Při porovnání ceny na bráně v ČR je skládkování stále absolutně nejlevnější ze stávajících řešení [10]. Přestože se již dlouhou dobu uvažuje o navýšení skládkovacího poplatku, stále k tomu nedošlo. Pro další výpočty jsou uvažovány 3 scénáře vývoje skládkovacího poplatku:

- skládkovací poplatek beze změny – 500 Kč/t [9],
- skládkovací poplatek navýšen o 500 Kč/t na 1000 Kč /t,
- skládkovací poplatek navýšen o 1000 Kč/t na 1000 Kč/t.

Z hlediska zátěže pro ŽP skládkování představuje mnoho problémů a nevýhod, zejména z dlouhodobé perspektivy. Co se týče přímých emisí do ovzduší, skládka samovolně produkuje skleníkový plyn methan (CH_4). Také zde dochází k prosakování všech možných nebezpečných látek do podloží a také do podzemních vod [10]. Předpokládány jsou tedy vysoké hodnoty příspěvků do kategorií acidifikace (AP), ekotoxikita (HTP) či eutrofizace (EP). Skládky také zaujímají nezanedbatelnou plochu, která by mohla zůstat v přirozeném stavu, či využita jinak, efektivněji. To bude nejspíše znamenat velký vliv skládky na kategorii využívání krajiny. Ve výpočtu také není zahrnuto riziko vzplanutí skládky, při kterém mohou krátkodobě vzniknout škody a zátěže mnohanásobně převyšující běžnou provozní zátěž.

5.2.2. Mechanicko-biologická úprava s následným energetickým využitím výhřevné frakce a skládkováním podsítné frakce

Mechanicko-biologická úprava je nejproblematictější systém z hlediska hodnocení. Existuje totiž velké množství variant tohoto konceptu a jejich environmentální dopady se velmi zásadně liší [49]. Jak bylo zmíněno již dříve, je velký rozdíl, zda se energeticky využívá lehká frakce a také jakým způsobem je využívána. Je tedy velice důležité mít MBÚ před analýzou správně a přesně definovanou, aby nedošlo ke znehodnocení výsledku. Vzhledem k tomu, že v rámci celkového systému vycházejícího z MBÚ dochází jak ke spalování, tak ke skládkování (kompostování), je pravděpodobné, že výsledkem LCA budou výrazné příspěvky více kategoriím vlivu. V žádném případě by však po normalizaci dat neměly být větší než v případě skládkování. Naopak by v některých případech mohly předčít termické zpracování odpadů, jak ukazují výsledky Kočího a Trečákové (2010) [49]. Rozsah LCA pro MBÚ ve vztahu k aplikaci v NERUDA by v ideálním případě neměl zahrnovat využití vyrobeného paliva (LF). Spalování lehké frakce (například v monozdroji) by mělo být řešeno v samostatné LCA, podobně jako je hodnoceno ZEVO. V této práci tedy se tedy v rozsahu neuvažuje.

5.2.3. Zařízení na energetické využití odpadu přímým spalováním a čištěním spalin

Zpracování odpadu pomocí ZEVO bude jistě mít největší následky na globální oteplování (GWP), už jen kvůli své podstatě založené na spalování, při kterém vznikají přímé emise skleníkových plynů. Dále lze předpokládat produkci pevných částic, tedy příspěvek

kategorií tvorba pevných částic (PMFP). Problematické může být i zabránění úletu toxických látek ze spaloven, avšak dle současných údajů všechna tři zařízení fungující v ČR splňují všechny evropské limity, tudíž by příspěvek kategoriím toxicity z hlediska úniku do ovzduší neměl být výrazný. Cca polovina běžného dnešního SKO je tvořena biomasou, tedy obnovitelným materiálem. Z obecného pohledu hodnocení má zařízení zpracovávající biomasu nulové emise CO₂ [51]. Nemusí být proto tyto emise nutně uvažovány. Ve skutečnosti však spalování biomasy emise CO₂ vykazuje, proto je případně potřeba zanedbání emisí řádně zdůvodnit v definici rozsahu LCA.

Environmentální zátěží při provozu ZEVO je jistě skládkování tuhých zbytků po spalování. Problematické by měly být tzv. solidifikovány, avšak stále obsahují například vyluhovatelné ionty kovů, které jsou toxické. Lze tedy předpokládat příspěvek také kategoriím terestrické ekotoxicity (TTP) [10].

5.2.4. Doprava po silnici, resp. po železnici

Stojí za úvahu, zda vůbec do analýzy zahrnovat dopravu odpadu. Řada autorů uvádí, že při provádění LCA v problematice SKO má doprava velmi malý vliv na celkový výsledek [46]. Tudíž by se problém zjednodušil pouze na srovnání různých zařízení na zpracování odpadu, bez ohledu na vzdálenost, ze které je odpad dopraven. Někteří autoři, opírající se o své výpočty, dokazují, že doprava může velmi významně ovlivnit výsledek [44]. Tudíž je doprava v této studii také uvažována.

Nákladní či železniční doprava směsného komunálního odpadu se z hlediska vlivu na ŽP nijak neliší od nákladní přepravy jiných komodit. Výsledná absolutní zátěž bude vždy závislá především na přepravované vzdálenosti. Vzhledem k prvotnímu předpokladu, že doprava může celkový výsledek ovlivnit pouze z cca 10 %, jistě bude výhodné přepravovat odpad do vzdálenějšího ekologického zařízení, namísto blízkého neekologického. Předpokládána je větší zátěž ŽP silniční dopravou než železniční dopravou.

5.3. Zavedení nového parametru – sumy normalizovaných vlivů

Vzhledem k tomu, že výstupem z LCA jsou kvantifikované vlivy na jednotlivé kategorie životního prostředí (globální oteplování, acidifikace atd.), jejich hodnoty i jednotky se navzájem řádově liší. Je tedy nutné výsledky normalizovat a provést vážení (viz kapitola 5). Poté již výsledná hodnota představuje jediný parametr charakterizující dané zařízení, se kterým lze dále velmi snadno pracovat. Nazveme ji pracovní sumou normalizovaných vlivů (SNV).

Na obrázku 5.3 byla prezentována závislost ceny na kapacitě. Vzhledem k zaměření NERUDA, který optimalizuje kapacitu, je zajímavá otázka, jestli lze odvodit analogickou závislost pro SNV. Na rozdíl od ekonomického posouzení volby zpracování SKO nelze při použití LCA přímo odvodit závislost SNV na jednom stejném parametru pro všechna zařízení. Vstupní i výsledné hodnoty z LCA jsou vždy vztaženy k funkční jednotce, kterou je v odpadové problematice zpravidla 1 t zpracovávaného odpadu. Tím je například vyloučena přímá závislost SNV na zpracovatelské kapacitě, při dodržení stejného typu zařízení. Přestože lze u jednotlivých zařízení najít různé závislosti SNV na některých jejich parametrech (podobně jako závislost ceny na bráně na zpracovatelské kapacitě), z důvodů

5. HODNOCENÍ UDRŽITELNOSTI SYSTÉMŮ ODPADOVÉHO HOSPODÁŘSTVÍ

demonstrace metodiky se zde neuvažují. Tato možnost rozšíření a zkvalitnění analýzy je podrobněji rozebrána v kapitole 5.6.

Obdobně jako ve stávajícím ekonomickém modelu lze pomocí LCA zahrnout i vliv dopravy SKO na životní prostředí. Výsledky LCA aplikované na nákladní dopravu jsou zpravidla vztažené na 1 tkm přepravy, tudíž opět nelze přímo využít závislost na dopravované vzdálenosti. Stěžejním problémem tedy zůstává výpočet sumy normalizovaných vlivů (SNV). Pro lepší představu je v následující kapitole proveden vzorový výpočet CA pro jednu variantu z výše definovaného portfolia systémů nakládání se směsným komunálním odpadem.

5.4. Vzorový výpočet LCA pro stanovení hodnoty SNV

5.4.1. Definice cílů studie LCA

Tato studie slouží k demonstraci možnosti využití LCA pro rozhodovací orgány v oblasti odpadového hospodářství na území České republiky. Slouží k přímému zhodnocení odpadového systému založeném na spalování odpadu s využitím energie (ZEVO), uvedení širší odborné veřejnosti do problematiky LCA a jejího možného použití. Na rozdíl od většiny LCA, ve kterých jsou srovnávány procesy či produkty mezi sebou z pohledu různých kategorií vlivů, je zde cílem určit jediný parametr, sumu normalizovaných vlivů, který je dále využit v programu NERUDA.

Definice rozsahu Odpad a jeho jednotlivé substance jsou vstupním proudem do celého systému a není zkoumáno jejich pozadí (jakým způsobem byly vytvořeny). Také není uvažováno následné využití případných produktů ZEVO. V této demonstrativní LCA není v rozsahu zahrnuta fáze výstavby ZEVO, protože, jak je zmíněno v některých studiích, např. Eriksson et al. [52], má v případě aplikace v odpadovém hospodářství zanedbatelný vliv na celý životní cyklus. Dopad samotného provozu mnohonásobně převáží dopad při výstavbě. Vzhledem k tomu, že doprava je v NERUDA hodnocena zvlášť, je nutné provést LCA dopravy odděleně, není zde doprava uvažována.

5.4.2. Volba funkční jednotky

Zvolená funkční jednotka je běžně užívaná jednotka při hodnocení odpadových systémů – 1000 kg = 1 t SKO. Veškeré uvedené hodnoty použitého LCI jsou vztaženy k této funkční jednotce.

5.4.3. Volba metodiky, definice srovnávacích kritérií

Zvolenou metodikou je Eco-Indicator 99, zejména z důvodu jednoduché agregace všech vlivů do jednoho indikátoru (SNV), který můžeme snadno použít dále pro NERUDA. Ze tří variant - časových pohledů individualistický, hierarchistický, egaliteriánský – je standartně vybrán hierarchistický, tedy středně-dlouhodobý pohled.

5.4.4. Posouzení platnosti výsledků v podmínkách ČR

Vzhledem k současné absenci klíčových vstupních dat (databází) platných pro toto území je nutné počítat s určitou dávkou neurčitosti výsledků posouzení životního cyklu. Jsou zde

5. HODNOCENÍ UDRŽITELNOSTI SYSTÉMŮ ODPADOVÉHO HOSPODÁŘSTVÍ

použita náhradní data, průměrná data pro EU27, či data platná pro jinou geografickou oblast, pro kterou data k dispozici jsou. Základem vstupních dat pro následující LCA je databáze GaBi Education database 2013. Stejně jako ostatní databáze zatím neobsahuje údaje vycházející z podmínek v ČR a je i po jiných stránkách značně omezena. Je však možné, ve chvíli, kdy budou tato data či databáze k dispozici, analýzu provést znovu a získat tak hodnotný výsledek, například pro účely rozhodovacích institucí.

5.4.5. Výpočty

Samotný výpočet je proveden pomocí výpočtového SW GaBi Educational ver. 6.0, používající vlastní nekomerční databázi GaBi Education database. Výsledky získané výpočtem (po normalizaci i vážení) pro ZEVO jsou uvedeny v tabulce 5.1.

	Lidské zdraví, změna klimatu	Lidské zdraví, respir. (anorg.)	Zdroje, fosilní paliva	Lidské zdraví, karcin. vliv	Kvalita ekosyst., eko-toxicita	Ostatní kat.	SNVz
ZEVO	4,90E+00	7,15E-01	6,38E-01	4,04E-02	-6,79E-02	-3,84E-01	5,845

Tabulka 5.1: Výsledky LCA pro zařízení EVO

Kategorie, u kterých byly prokázány pouze stopové hodnoty, jsou z tabulky (nikoliv ze sumy SNV) vynechány. Přístup je volen hierarchistický dle EI-99. Tímto způsobem se postupuje i v případě dalších uvažovaných technologií. Tím získáme tabulku výsledků 5.2 pro ZEVO, MBÚ i skládky a stejnou tabulku pro uvažované druhy dopravy 5.3. V krajním sloupci napravo je vždy uveden příslušný indikátor SNV – odděleně jednotlivé SNV pro konkrétní typy zařízení (index z) a pro druhy dopravy (index d).

	Lidské zdraví, změna klimatu	Lidské zdraví, respir. (anorg.)	Zdroje, fosilní paliva	Lidské zdraví, karcin. vliv	Kvalita ekosyst., eko-toxicita	Ostatní kat.	SNVz
Z	4,90E+00	7,15E-01	6,38E-01	4,04E-02	-6,79E-02	-3,84E-01	5,85
M	7,16E+00	1,92E-00	1,32E+00	5,32E-01	5,28E-02	-1,49E-01	10,84
S	1,04E+01	3,73E+00	2,23E+00	1,28E+00	2,34E-01	2,01E-01	18,06

Tabulka 5.2: Výsledky pro všechna uvažovaná zařízení (Z: ZEVO, M: MBÚ, S: Skládky)

	Zdroje, fosilní paliva	Lidské zdraví, respir. (anorg.)	Lidské zdraví, změna klimatu	Kvalita ekosyst., využ. krajiny	Kvalita ekosyst., acidif. nutrif.	Ostatní kat.	SNVd
A	2,25E-03	1,81E-03	3,26E-04	3,13E-04	3,11E-04	5,58E-04	0,00525
V	9,62E-04	1,04E-03	1,39E-04	1,34E-04	1,65E-04	2,71E-04	0,00254

Tabulka 5.3: Výsledky pro uvažované druhy dopravy (A: silniční, V: železniční)

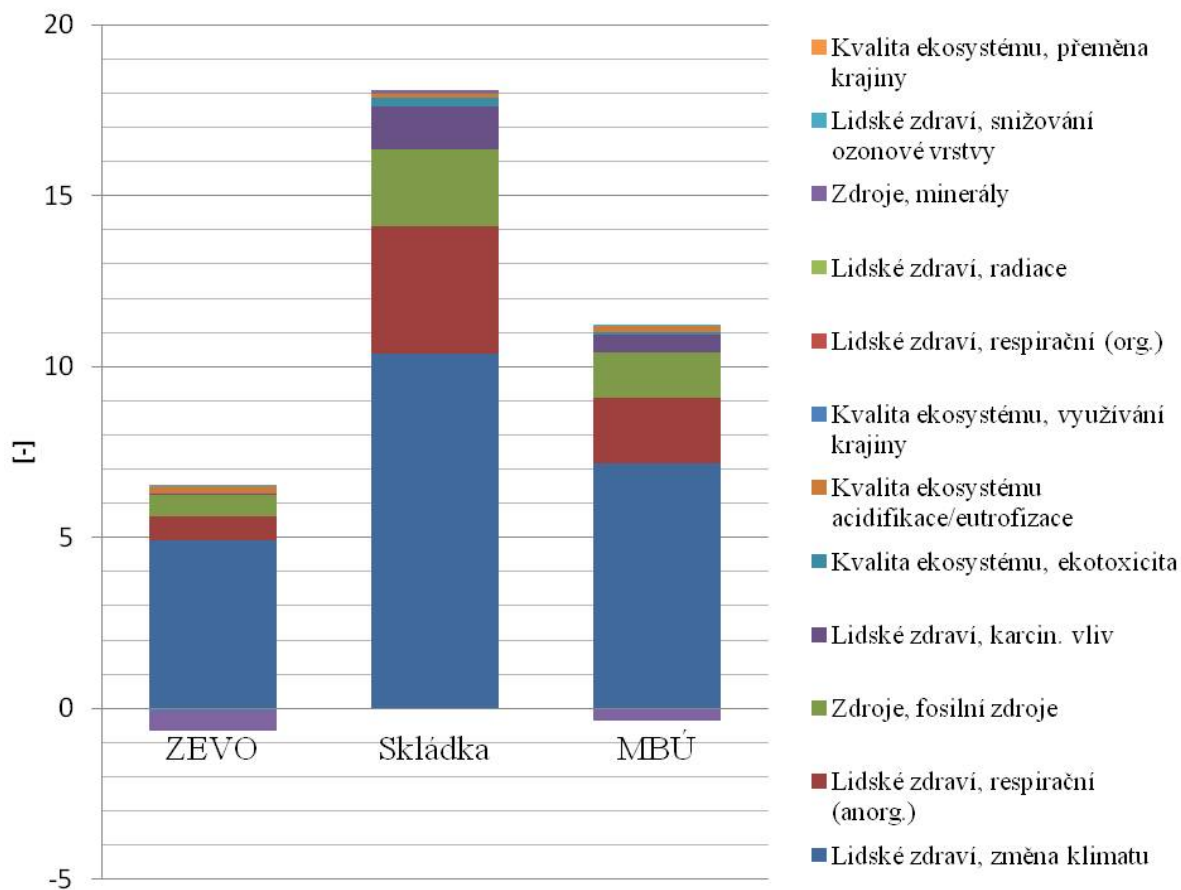
Použitá databáze GaBi Education database obsahuje moduly pro typické zařízení ZEVO a pro typickou skládku. Nikoliv však modul pro MBÚ. Zde uvedené výsledky a SNV pro MBÚ byly získány velmi zjednodušujícím modelem: 60 % odpadu je zpracováno

5. HODNOCENÍ UDRŽITELNOSTI SYSTÉMŮ ODPADOVÉHO HOSPODÁŘSTVÍ

v ZEVO a 40 % odpadu - biologicky rozložitelná frakce - je skládkováno (kompostováno). Lze předpokládat, že bližší model či skutečnost, by mohl vykazovat nižší hodnoty SNV, jak ukazuje např. Kočí a Trečáková, 2010. Vzhledem k tomu, že tento výpočet slouží pouze pro demonstraci navrhované metodiky, výsledky vykazující tyto modely jsou považovány za dostačující.

Poslední fází je běžně interpretace výsledů. Vzhledem k tomu, že zde LCA slouží pouze k získání jedné hodnoty SNV pro další použití, nemá v této fázi interpretace význam.

Sumy normalizovaných vlivů a jejich jednotlivé sčítance jsou pro uvažovaná zařízení resp. druhy dopravy graficky znázorněny v následujících grafech 5.3 a 5.4.

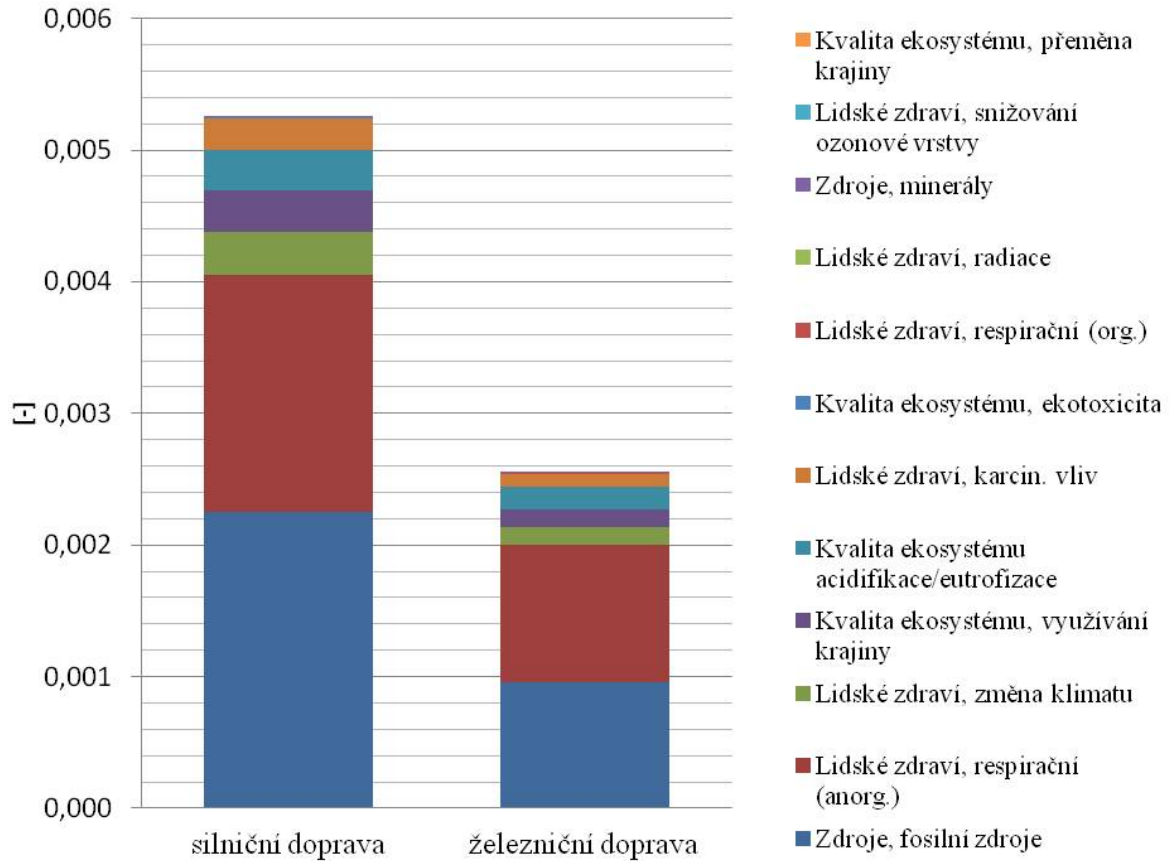


Obrázek 5.3: Výsledky LCA pro všechny uvažované technologie nakládání s odpadem

5.4.6. Interpretace výsledků

Z výsledků je mimo jiné patrné, že pro všechna zkoumaná zařízení je nejvýraznější vliv na lidské zdraví a změnu klimatu. Výsledky dle očekávání ukazují, že největší dopad na ŽP má skládkování, o cca polovinu méně zatěžuje MBÚ a cca o čtvrtinu méně vlivu mají ZEVO. Vzhledem k tomu, že tyto výsledky jsou použity v dalším výpočtu, rozsáhlejší interpretace výsledků zde není nutná. Je zde uvedena pro dodržení metodiky LCA dle ISO 14040:2006.

5. HODNOCENÍ UDRŽITELNOSTI SYSTÉMŮ ODPADOVÉHO HOSPODÁŘSTVÍ



Obrázek 5.4: Výsledky LCA pro uvažované druhy dopravy

5.5. Návrh implementace výpočtů LCA do programu NERUDA

Dalším krokem je již dříve zmíněná samotné zahrnutí výsledků z LCA do systému NERUDA. Úkolem je tedy zahrnout jednotlivé SNVz, resp. SNVd, získané výpočtem LCA, do stávající účelové funkce NERUDy. Výsledná funkce má za cíl vybírat nejvhodnější způsob zpracování odpadu. Z hlediska ŽP jde o zařízení s nejnižší hodnotou SNV. Stávající účelová funkce NERUDy má například pro zpracování odpadu v zařízení EVO a dopravou po silniční síti následující tvar (5.1):

$$\min \sum_j dv_j x_j + \sum_i \sum_j a_{ij} x_j p_i^{EVO} \quad (5.1)$$

Jednotlivé členy jsou vysvětleny v tabulce 5.4.

x_j	množství SKO převážené po hraně j
a_{ij}	incidenční matice pro rozvoz SKO a LF
d	cena za přepravu 1t SKO po silnici
v_j	délka hrany (vzdálenost uzlů, které spojuje)
p_i^{EVO}	poplatek za zpracování 1t SKO v zařízení EVO v uzlu i

Tabulka 5.4: Tabulka členů účelové rovnice NERUDy

5. HODNOCENÍ UDRŽITELNOSTI SYSTÉMŮ ODPADOVÉHO HOSPODÁŘSTVÍ

Máme tedy účelovou funkci *NERUDy* jakožto princip hledající finančně nejvýhodnější řešení na jedné straně a vektor jednotlivých *SNV_{z,d}* vyjadřující ekologickou zátěž na straně druhé. Vzhledem k tomu, že hodnoty na obou stranách se liší jak jednotkou, tak řádem, je nutné těmto stranám přiřadit parametry, které slouží jako jejich váhy. Hledáme kompromisní řešení, které vhodně balancuje mezi finančními dopady a těmi ekologickými. Poměr vlivu mezi těmito dvěma dopady určují váhy *A* a *B* dle rovnice 5.2.

$$\min (A \cdot UFN + B \cdot SNV) \quad (5.2)$$

kde *UFN* představuje stávající účelovou funkci *NERUDy* - finanční dopad a *SNV* dopad na životní prostředí.

Tuto účelovou funkci lze napsat také ve tvaru:

$$\min (UFN + B/A \cdot SNV) \quad (5.3)$$

Existuje tedy faktor *B/A*, který vyvažuje hodnoty výsledku z *LCA*, tedy *SNV*, vzhledem k výsledku ze stávající účelové funkce *NERUDy* (dává tak oběma faktorům stejnou váhu). Komponenty *A* a *B* jsou získány dvěma výpočty rovnice 5.2. V prvním výpočtu je položeno *A=0* a *B=1*, čímž účelová funkce obsahuje pouze komponent *SNV*. Hodnota tohoto minima je hledaná hodnota *A*, která představuje fiktivní cenu vlivu na životní prostředí. Ve druhém výpočtu naopak položíme *A=1* a *B=0*, čímž analogicky zjistíme hodnotu *B* (opravdový finanční náklad v Kč) a je tedy známa i hodnota podílu *B/A*.

V této chvíli však stále není řešena významnost komponentů *UFN* a *SNV*. Jinými slovy, v tuto chvíli jsou oba komponenty stejně významné vzhledem k výsledku. Přidáním dalšího faktoru lze preferovat, resp. znevýhodnit výsledek *LCA*, tedy váhu výsledného dopadu na ŽP (*SNV*), oproti čistě finanční stránce (*UFN*). Po aplikaci tohoto principu a zvolením hodnot faktoru zvýhodnění v intervalu od 0,1 do 1,5, lze získat graf ukazující vhodnost použití dané technologie při různém faktoru zvýhodnění. Faktor zvýhodnění je označen písmenem *V*.

$$\min (UFN + B/A \cdot SNV \cdot V) \quad (5.4)$$

Navrhovaná nová účelová funkce *NERUDy* je tedy tvaru:

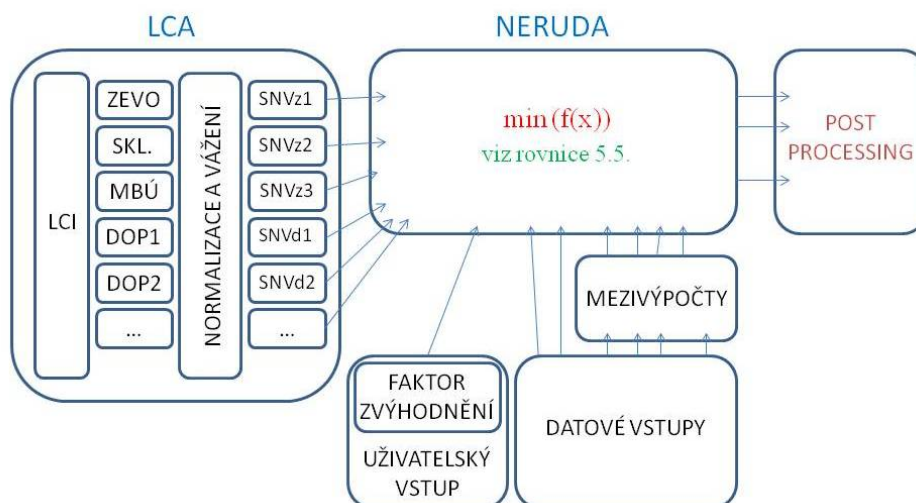
$$\min \sum_j dv_j x_j + \sum_i \left(v_j x_j \frac{B}{A} SNV d_i \cdot V \right) + \sum_i \sum_j \left(a_{ij} x_j p_i^{EVO} + a_{ij} x_j \frac{B}{A} SNV z_i \cdot V \right) \quad (5.5)$$

V ostatních případech, kdy účelová funkce zahrnuje také *MBU*, dopravu po železnici, překládací stanice atd., lze postupovat analogicky.

Celý vylepšený systém lze graficky znázornit schématem 5.5. Jako vstupní údaje pro *NERUDu* slouží jednotlivé výsledky z *LCA*, stávající datové vstupy jako cenové funkce, délky hran, incidenční matice atd. a naposledy uživatelský vstup – faktor zvýhodnění *LCA* potažmo *SNV*.

Výsledky mohou být prezentovány obdobným způsobem jako v základní verzi *NERUDy*, avšak po zohlednění environmentální stopy (a obdržení jiných výsledků) budou zřejmě výrazně odlišné. Nyní lze však graficky znázornit více závislostí, z nichž zřejmě nejzajímavější jsou prezentovány v následující části práce.

5. HODNOCENÍ UDRŽITELNOSTI SYSTÉMŮ ODPADOVÉHO HOSPODÁŘSTVÍ

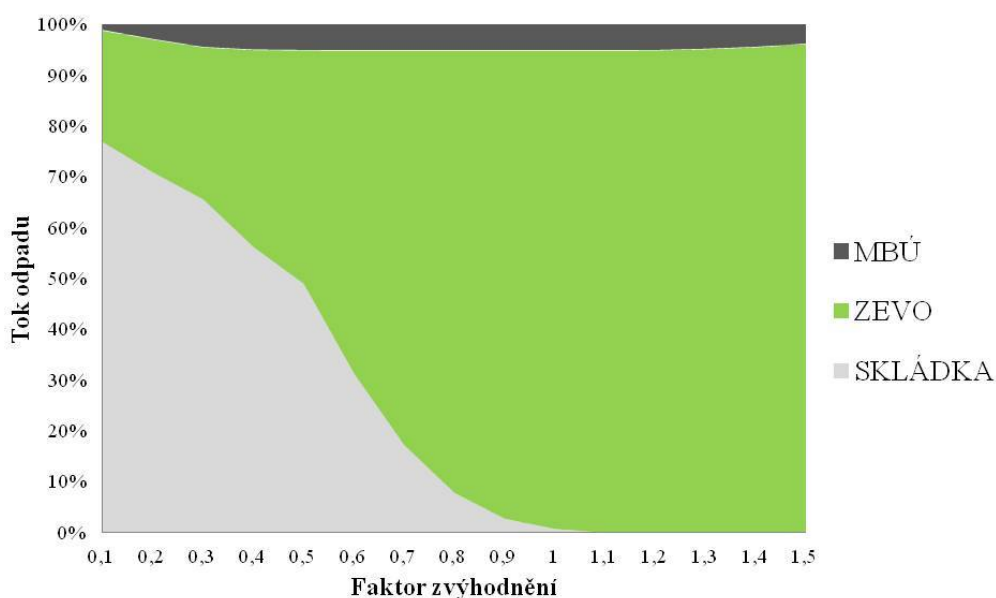


Obrázek 5.5: Navrhovaný systém pro hodnocení udržitelnosti systémů OH

5.5.1. Presentace výsledků

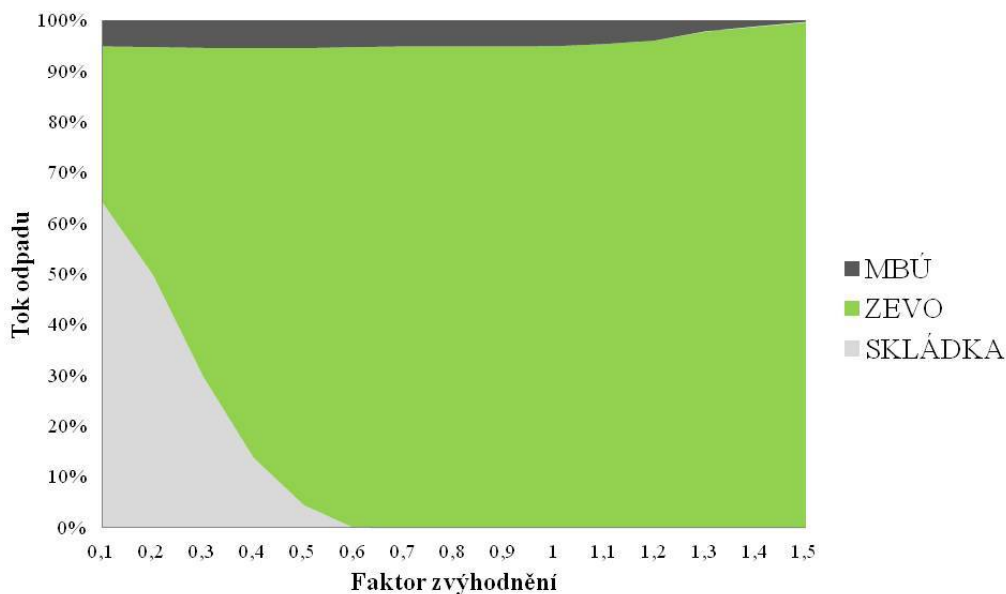
Výše uvedený návrh rozšíření o LCA byl za účelem testování implementován do systému NERUDA (mimo rozsah této diplomové práce). Funkčnost byla prověřena sérií výpočtů, jejichž výsledky má autor diplomové práce k dispozici a které zpracoval.

Nejzajímavější vztahy lze nalézt při zkoumání vlivu zvýšení skládkovacího poplatku a vlivu váhy na straně dopadu na ŽP před finančním dopadem. Vzhledem k tomu, že v testovacích výpočtech byly uvažovány tři scénáře vývoje skládkovacího poplatku jsou zde uvedeny 3 různé grafy: 5.6, 5.7 a 5.8. Je hodnoceno rozdělení celkového množství odpadů mezi jednotlivé koncepty. Přestože výpočet probíhal na úrovni ORP (více než 230 uzlů), hodnoty jsou prezentovány jako agregovaná data pro celou ČR. Na ose x jsou hodnoty zvýhodňujícího faktoru V a na ose y jaké je vypočítané procentuální rozložení toku odpadu mezi jednotlivé technologie.

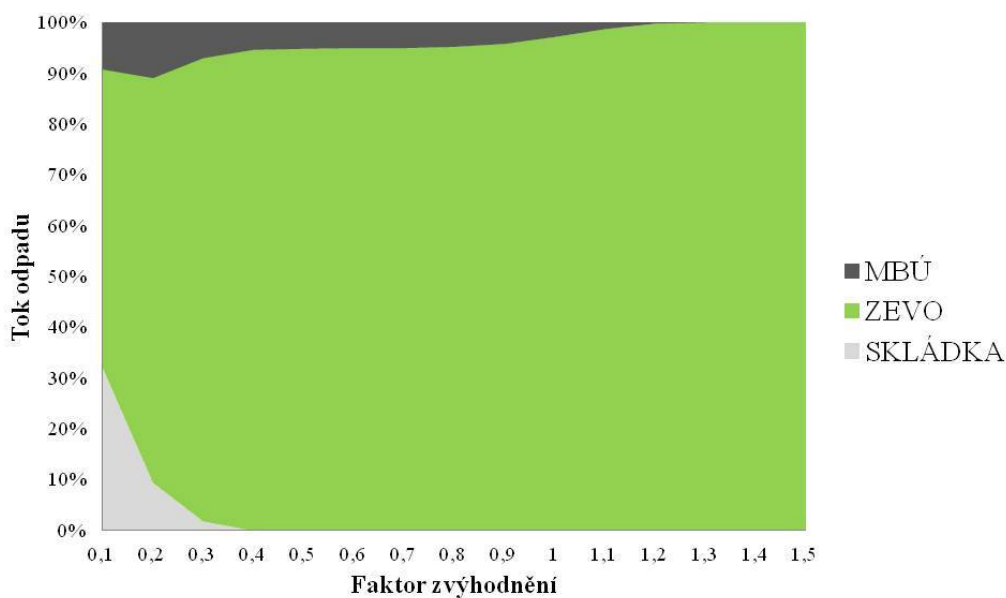


Obrázek 5.6: Scénář bez navýšení skládkovacího poplatku, stávajících 500 Kč/t SKO

5. HODNOCENÍ UDRŽITELNOSTI SYSTÉMŮ ODPADOVÉHO HOSPODÁŘSTVÍ



Obrázek 5.7: Scénář s navýšením poplatku o 500 Kč na výsledných 1000 Kč/t SKO



Obrázek 5.8: Scénář s navýšením poplatku o 1000 Kč na výsledných 1500 Kč/t SKO

Z uvedených grafů vyplývá, že:

- technologie MBÚ je za všech podmínek nevýhodná a v důsledku vysoké ceny na bráně má vliv na LCA zanedbatelný vliv,
- skládkování by při nižších skládkovacích poplatcích (500 Kč a 1000 Kč) při nižších faktorech zvýhodnění LCA stále bylo nejvhodnějším způsobem naložení s odpadem,
- při vyšších skládkovacích poplatcích (1000 Kč a 1500 Kč) skládkování již vychází nevýhodně a jsou tedy výrazně preferovány technologie ZEVO,
- zaváděním vyššího skládkovacího poplatku se snižuje dopad technologie na životní prostředí (jsou preferovány technologie s menším dopadem).

5. HODNOCENÍ UDRŽITELNOSTI SYSTÉMŮ ODPADOVÉHO HOSPODÁŘSTVÍ

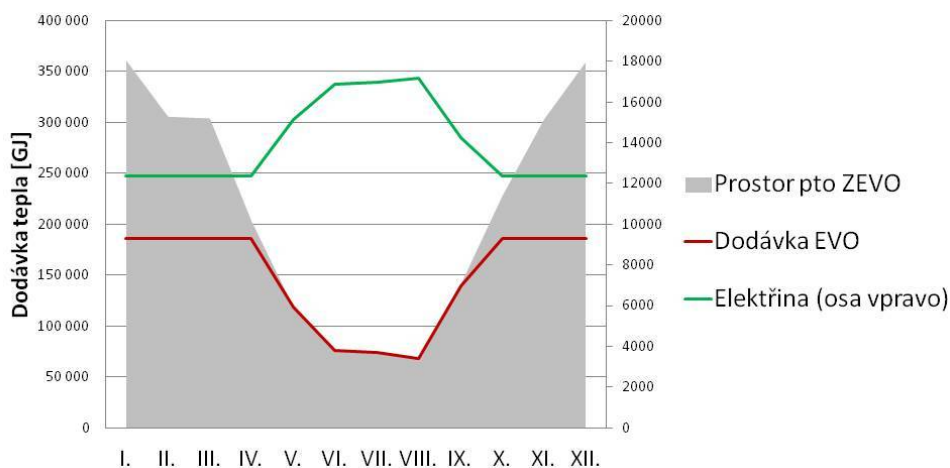
Zde navrhovaný model tedy ukazuje způsob, jak implementovat analýzu životního cyklu (LCA) do stávajícího programu hodnotícího udržitelnost. Lze říci, že v této fázi pouze pracuje s výsledky, které LCA poskytuje. Díky své komplexnosti však nutně musí existovat postupy, kterými lze zasahovat do mezivýpočtů LCA, data již před úrovní samotného výsledku modifikovat a hledat v nich závislosti. Toto je však možné pouze za existence dvou předpokladů:

- dostatečná znalost analyzovaných procesů,
- dostatečně podrobná sada dat, se kterou LCA pracuje.

V poslední kapitole této práce jsou návrhy pro hloubkovější analýzu uvažovaných systémů, jejichž realizace by mohla znamenat reálnější a přesnější výsledky.

5.6. Možnosti dalšího vylepšení modelu pro zpřesnění výsledků

V kapitole 5.3 bylo zmíněno, že je vyloučena přímá závislost SNV na zpracovatelské kapacitě, při dodržení stejného typu zařízení. Závislost na kapacitě je přitom zásadní při stávající účelové funkci, kde se s rostoucí kapacitou výraznou měrou projevují dva protichůdné efekty: 1) klesající investiční náklady, 2) klesající příjmy z prodeje tepla (v obou případech vztaženo na jednotku zpracovaného odpadu). Lze předpokládat, že druhý zmíněný efekt, tj. vliv dodávky tepla, může v některých případech ovlivnit i dopad na ŽP vyjádřený SNV. Rozhodující je křivka dodávky tepla.

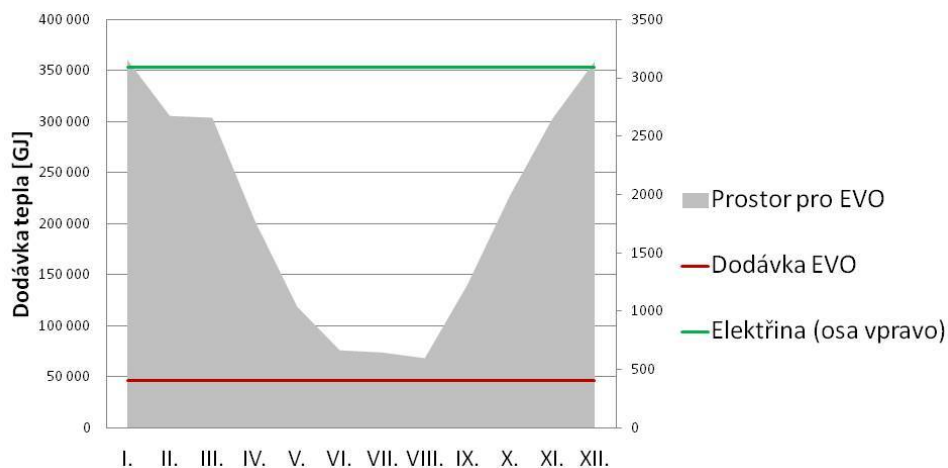


Obrázek 5.9: Dodávka tepla v průběhu roku vs. zpracovatelská kapacita 400 kt/rok)

Jak ukazuje obrázek 5.9, v letních měsících může dojít k poklesu poptávky po tepelné energii a tím nemusí být potenciál dodávky tepla plně využit [53]. V případě, že je maximální kapacita zařízení pod hodnotou minimální dodávky tepla, je dodávané množství tepla konstantní (viz obrázek 5.10). Závislost lze tedy hledat až od určité úrovně zpracovatelské kapacity. Po dobu snížené dodávky tepla je naopak možné vyrábět více elektrické energie, tedy změnit poměr kogenerace. V případě modifikace kogeneračního poměru teplo/elektrická energie, musí existovat změna závislosti vlivu na životní prostředí (tedy SNV). Při nulové dodávce tepla a maximální možné dodávce elektřiny má

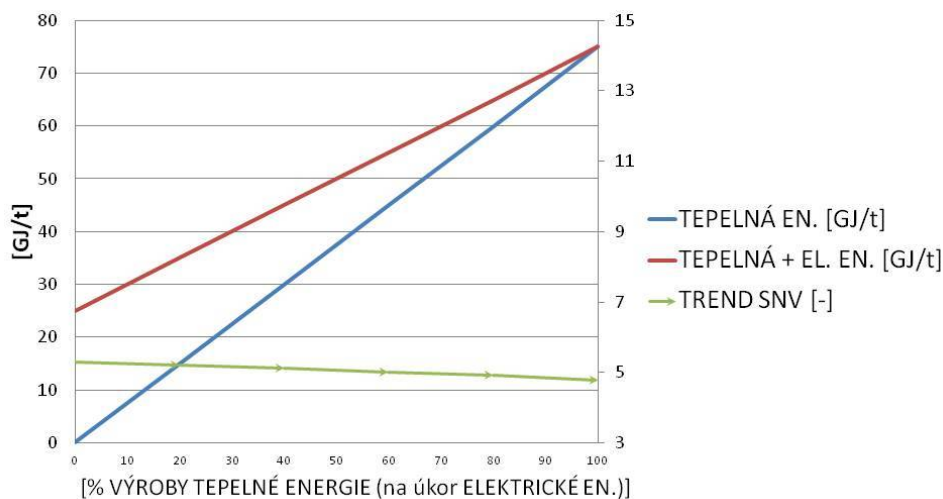
5. HODNOCENÍ UDRŽITELNOSTI SYSTÉMŮ ODPADOVÉHO HOSPODÁŘSTVÍ

ZEVO prokazatelně nižší zátěž pro ŽP, než při maximální dodávce tepla a nulové generaci elektřiny [53].



Obrázek 5.10: Dodávka tepla v průběhu roku vs. zpracovatelská kapacita 200 t/rok)

Mezi těmito dvěma stavy tedy existuje závislost, kterou lze stanovit experimentálně (např. pomocí LCA při dostupnosti potřebných dat). Odhadovaný trend změny SNV při měnícím se kogeneračním poměru je naznačen v obrázku 5.11.



Obrázek 5.11: Odhad závislosti SNV na kogeneračním poměru

6. Závěr

Tato diplomová práce si kladla za cíl prezentovat Life Cycle Assessment (LCA) jakožto vhodný nástroj pro hodnocení udržitelnosti systémů odpadového hospodářství. Použití metody LCA pro hodnocení systémů odpadového hospodářství není zákonně nařízeno a v našich podmínkách není tato metoda kromě hodnocení životního cyklu konkrétních výrobků zatím příliš rozšířena.

V úvodu práce jsou stručně představeny perspektivní technologie nakládání s odpadem: termické zpracování a mechanicko – biologická úprava jako alternativy skládkování. Rozsáhlá rešerše potvrdila, že přístup LCA je právě pro účel návrhu koncepce odpadového hospodářství vhodný a byl podrobněji popsán tak, aby jeho principy byly pochopitelné pro širší odbornou veřejnost.

Stěžejním úkolem práce bylo provést návrh doplnění stávajícího systému NERUDA, hodnotící udržitelnost různých konceptů odpadového hospodářství z finančního hlediska, právě o výpočty z LCA. Tím bude do hodnocení zahrnut také vliv na životní prostředí. Jak ukazují výsledky dílčích analýz pomocí LCA, komponenty odpadového hospodářství mají z pohledu kategorií vlivu největší dopad na globální oteplování resp. změnu klimatu.

V předposlední části práce je doporučen konkrétní návrh modifikace účelové funkce NERUDy. Funkčnost a použitelnost navrhovaného aparátu je ověřena výpočtem pro konkrétní hodnoty platné pro území ČR. Nově navrhovaný systém umožňuje získat velmi zajímavé výsledky, jako například potvrzení a ohodnocení pozitivního vlivu zvýšení skládkovacího poplatku na životní prostředí.

Vzhledem k nutnosti přenastavení odpadových systémů v rámci celé České republiky, krajů i měst (za účelem zajistit jejich udržitelnost) lze však očekávat, že zde navrhovaný systém by mohl být účinným nástrojem usnadňujícím či určujícím rozhodnutí a plánování prováděné zákonodárnými orgány. Ty by měly brát v potaz kromě finančních benefitů také vliv na životní prostředí.

Literatura

- [1] Wastes - Non-Hazardous Waste: Municipal Solid Waste. *U.S. Environmental Protection Agency* [online]. 2014 [cit. 2014-05-27]. Dostupné z: <http://www.epa.gov/waste/nonhaz/municipal>
- [2] EU. Směrnice Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 98/2008, ze dne 19. listopadu 2008, o odpadech a zrušení některých směrnic. In: *Úřední věstník Evropské Unie*. 2008; L312:3-24. Dostupné také z: <http://www.ecoflexobag.com/rs/80/d112d6ad-54ec-438b-9358-4483f9e98868/dd5/fd/1/filename/rady-es-c-98-2008-czech.pdf>
- [3] Baccini Peter, Brunner Paul H.: *Metabolism of the anthroposphere*. Springer-Verlag, 1991. ISBN: 978-0387537788.
- [4] Finnveden G., Moberg Å.: Environmental systems analysis tools - an overview. *Journal of cleaner production*. 2005, Volume 13, pp 1165-1173.
- [5] Asase Mizpah, Ernest K. Yanful, Moses Mensah, Jay Stanford, Samuel Amponsah: Comparison of municipal solid waste management systems in Canada and Ghana: A case study of the cities of London, Ontario, and Kumasi, Ghana; *Waste Management*. October 2009, Volume 29, no 10, pp 2779-2786. ISSN 2779-2786.
- [6] Produkce a nakládání s komunálním odpadem - vyhodnocení indikátoru, Klíčové indikátory životního prostředí České republiky. *Informační systém statistiky a reportingu (ISSaR)* [online]. 2013 [cit. 2014-5-21]. Dostupné z: <http://issar.cenia.cz/issar/page.php?id=1612>
- [7] Seznam provozovaných skládek v ČR (stav k 30.8.2010). *Centrum pro hospodaření s odpady (CeHO)* [online]. 2014 [cit. 2014-5-21]. Dostupné z: http://www.ceho.cz/fileadmin/user_upload/CeHO/skladky/Skladky_v_CR_20100830.xls
- [8] Bičík, Ivan, Vladimír Baar, Zdeněk Čermák, Václav Frajer, Radim Perlín. *Hospodářský zeměpis: globální geografické aspekty světového hospodářství*. Praha: Nakladatelství České geografické společnosti s. r. o., 2003. ISBN 80-86034-52-6
- [9] ČR. Zákon č. 185/2001 Sb., ze dne 15. května 2001, o odpadech a o změně některých dalších zákonů In: *Sbírka zákonů ČR* 2001. Dostupné také z: <http://www.zakonyprolidi.cz/cs/2001-185cast2>
- [10] Skládkování. *Multimediální ročenka životního prostředí* [online]. [cit. 2014-05-28]. Dostupné z: <http://vitejtenazemi.cz/cenia/index.php?p=skladkovanisite=odpady>
- [11] O nejlepších dostupných technikách (BAT). *Česká informační agentura životního prostředí (CENIA)* [online]. [cit. 2014-05-28]. Dostupné z: [http://www.cenia.cz/C12571B20041E945.nsf/\\$pid/MZPMSFGRI2L4](http://www.cenia.cz/C12571B20041E945.nsf/$pid/MZPMSFGRI2L4)
- [12] Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen. *Bundesministeriums der Justiz in Zusammenarbeit mit der juris GmbH* [online]. 2001 [cit. 2014-05-28]. Dostupné z: <http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/abfablv/gesamt.pdf>

- [13] Mechanicko-biologická úprava odpadů. *Multimediální ročenka životního prostředí* [online]. [cit. 2014-05-28]. Dostupné z: <http://www.vitejtenazemi.cz>
- [14] Proces MBÚ. *Odpadjeenergie.cz* [online]. [cit. 2014-05-20]. Dostupné z: <http://www.odpadjeenergie.cz/mbu-a-jine/mbu/proces-mbu>
- [15] Jak je to s MBÚ. *Odpadjeenergie.cz* [online]. [cit. 2014-05-20]. Dostupné z: <http://www.odpadjeenergie.cz/mbu-a-jine/mbu/jak-je-to-s-mbu>
- [16] Energetické využití odpadu: technologický proces. *Sako.cz* [online]. [cit. 2014-05-28]. Dostupné z: <http://www.sako.cz/stranka/cz/62/technologicky-proces/>
- [17] Pavlas, Martin, Michal Touš, Ladislav Bébar, Petr Stehlík.: *Waste to energy – An evaluation of the environmental impact. Applied Thermal Engineering*. November 2010, Volume 30, Issue 16, pp 2326–2332.
- [18] Seznam spaloven v ČR. Český hydrometeorologický ústav, Oddělení emisí a zdrojů. *Chmi.cz* [online]. [cit. 2014-05-28]. Dostupné z: <http://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/oez/emise/spalovny/spalovny.xls>
- [19] Costas Velis, *Plastic waste recycling via export? Implications for resource and value recovery*. In: Joint CEWEP ITAD Workshop, The Burning Question - What to do with Plastic Waste? [online]. Munchen 2014 [cit. 2014-05-28]. Dostupné z: <http://www.cewep.eu/events/m1233>
- [20] After Dump, What Happens To Electronic Waste?. National public radio *Npr.org* [online]. 2010 [cit. 2014-05-01]. Dostupné z: <http://www.npr.org/2010/12/21/132204954/after-dump-what-happens-to-electronic-waste>
- [21] ČR. Strategie udržitelného rozvoje České republiky [online]. 2010 [cit. 2014-05-13]. Dostupné z: <http://www.mzp.cz>
- [22] ČR. Nařízení vlády č. 197/2003 Sb., o Plánu odpadového hospodářství České republiky. In: *Sbírka zákonů ČR* [online]. 2003 [cit 2014-04-15]. Dostupné z: <http://www.mzp.cz>
- [23] Návrh Plánu odpadového hospodářství ČR (POH) pro období 2015–2024. *Mzp.cz* [online]. 2014 [cit. 2014-05-20]. Dostupný z: <http://www.env.cz>
- [24] SITA CZ a.s.. Základní cíle Integrovaného systému nakládání s odpadem. *Isno.cz* [online]. 2014 [cit. 2014-05-02]. Dostupné z: <http://www.isno.cz/zakladni-cile/>
- [25] Program předcházení vzniku odpadů ČR (návrh). MŽP ČR, Praha, Prosinec 2013. Dostupný také z: <http://www.env.cz>
- [26] Curran, Mary Ann. *Life Cycle Assessment: Principles and Practice*. U.S. Environmental protection agency, 2006, Work Assignment 3-15 . Dostupné také z: http://www.epa.gov/nrmrl/std/lca/pdfs/chapter1frontmatter_lca101.pdf

- [27] Tabasová, Andrea, Jiří Kropáč, Vít Kermes, Andreja Nemet, Petr Stehlík.: Waste-to-energy technologies: Impact on environment. *Energy*. 2012, Volume 44, Issue 1, pp 146-155.
- [28] Mao, Chao, Qiping Shenb, Liyin Shena, Liyaning Tangb.: Comparative study of greenhouse gas emissions between off-site prefabrication and conventional construction methods: Two case studies of residential projects. *Energy and Buildings*. 2013, Volume 66, pp 165–176.
- [29] ISO 14040:2006 – Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework (2006) by International S. Organization
- [30] ISO 14044:2006 – Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines (2006) by International S. Organization
- [31] Guinée J. B., Gorée M., Heijungs R., Huppes G., Kleijn R., de Koning A., van Oers L., Wegener Sleeswijk A., Suh S., Udo de Haes H. A., de Bruijn H., van Duin R., Huijbregts M. A. J., Lindeijer E., Roorda A. A. H., Weidema B. P.: *Life cycle assessment; An operational guide to the ISO standards*; Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science (CML), Den Haag and Leiden, The Netherlands, 2001, 704 p.
- [32] Goedkoop Mark, Renilde Spriensma. *The Eco-indicator 99 A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment* [online]. ©2001 PRé Consultants B.V.. [cit. 2014-04-04]. Dostupné z: http://www.pre-sustainability.com/download/misc/EI99_methodology_v3.pdf
- [33] Azapagic, A.: Life cycle assessment and its application to process selection, design and optimisation. *Chemical Engineering Journal*., 1999, Volume 73, pp 1–21.
- [34] Heijungs, R., Guinée, J., Huppes, G., Lankreijer, R.M., Udo de Haes, H.A., Wegener Sleeswijk, A., Ansems, A.M.M., Eggels, P.G., van Duin, R., de Goede, H.P. *Environmental Life Cycle Assessment of Products*. Guide Report No. 9266, 1992 CML Leiden University.
- [35] Witmaier et al.: Possibilities and limitations of life cycle assessment (LCA) in the development of waste utilization systems – Applied examples for a region in Northern Germany. *Waste management*, 2009, Volume 29, ISSN 1732–1738.
- [36] Beccali, Giorgio, Maurizio Cellura, Marina Mistretta.: Managing Municipal Solid Waste. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2001, Volume 6, Issue 4., pp 243-249.
- [37] Finnveden G, Johansson J, Lind P, Moberg A.: Life cycle assessment of energy from solid waste — part 1: general methodology and results. *Journal of Cleaner Production*. 2005, Volume 13, pp 213–29.
- [38] Tan R.B.H., Khoo H.H.: Impact assessment of waste management options in Singapore. *Journal of the Air Waste Management Association* 2006, Volume 56, Issue 3, pp 244–54.

- [39] McDougall F, White P, Franke M, Hindle P. *Integrated solid waste management: a life cycle inventory*. Second Edition. Oxford, United Kingdom: Blackwell Publishing; 2001.
- [40] Björklund A, Finnveden G.: Recycling revisited—life cycle comparisons of global warming impact and total energy use of waste management strategies. *Resources, Conservation and Recycling*. 2005, Volume 44, Issue 2, pp 309–17.
- [41] Waste Resources Action Programme (WRAP). *Environmental benefits of recycling. An international review of life cycle comparisons for key materials in the UK recycling sector* [online]. 2006, [cit. 2014-01-06]. Dostupné z: http://www.wrap.org.uk/downloads/Recycling_LCA_Report_sept2006_Final.1e36c26c
- [42] Winkler J., Bilitewski B.: Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management. *Waste Management*. 2007, Volume 27, pp 1021–31.
- [43] Denison R. A.. Environmental life-cycle comparisons of recycling, landfilling and incineration: a review of recent studies. *Annual Review of Environment and Resources*. 1996, Volume 21, pp 191–237.
- [44] Finnveden G, Ekvall T.: Life-cycle assessment as a decision-support tool—the case of recycling versus incineration of paper. *Resources, Conservation and Recycling*. 1998, Volume 24, pp 235–56.
- [45] Hong R. J., Wang G. F., Guo R. Z., Cheng X., Liu Q., Zhang P. J., et al. Life cycle assessment of BMT based integrated municipal solid waste management: case study in Pudong, China. *Resources, Conservation and Recycling*. 2006, Volume 49, Issue 2, pp 129–46.
- [46] Mendes M.R., Aramaki T., Hanaki K.: Comparison of the environmental impact of incineration and landfilling in Sao Paulo City as determined by LCA. *Resources, Conservation and Recycling*. 2004, Volume 41, pp 47–63.
- [47] Consonni S, Giugliano M, Grosso M.: Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste. Part B: emission and cost estimates. *Waste Management* 2005, Volume 25, Issue 2, pp 137–48.
- [48] Moberg Å., Finnveden G., Johansson J., Lind P.: Life cycle assessment of energy from solid waste—part 2: landfilling compared to other treatment methods. *Journal of Cleaner Production*. 2005; Volume 13, Issue 2, pp 231–40.
- [49] Kočí V., Trečáková T.. Mixed municipal waste management in the Czech Republic from the point of view of the LCA method. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. February 2011, Volume 16, Issue 2, pp 113–124.
- [50] Šomplák, R., Pavlas, M.: Potenciál výroby energie z odpadů v případě zákazu skládkování. In: *Konference Odpadové fórum 2014*. Hustopeče u Brna od 23.4. do 25.4.2014.
- [51] Strapko, T. *Termické zpracování odpadů s využitím tepla*. Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta strojního inženýrství, 2011. 42 s. Vedoucí bakalářské práce Ing. Martin Pavlas, Ph.D.

- [52] Eriksson, O., Reich, M.C., Frostell, B., Björklund, A., Assefa, G., Sundqvist, J., et al.: Municipal solid waste management from a systems perspective. *Journal of Cleaner Production*. 2005., Volume 13, pp 241–252.
- [53] Pavlas M., Stehlík P., Oral J., Šikula J.: Integrating renewable sources of energy into an existing combined heat and power system. *Energy*. October 2006, Volume 31, Issue 13, pp 2499–2511.

8. Přílohy

Seznam příloh:

Příloha A: Tabulky

Příloha B: Tabulka překladu vybraných anglických výrazů

Příloha C: Přehled evropských pracovišť zabývajících se LCA

Příloha A:

Tabulky pro EI99

Kategorie vlivu	Ovzduší	Vody	Průmysl. půdy	Zeměděl. půda	Celkem
Lidské zdraví (DALY/rok)					
Karcinogenní efekty	1,99E+05	3,10E+05	1,83E+05	6,77E+04	7,60E+05
Respirační efekty (anorg.)	4,05E+06				4,05E+06
Respirační efekty (org.)	2,60E+04				2,60E+04
Změna klimatu	9,8E+05				9,08E+05
Radiace	1,01E+03	9,84E+01			1,02E+04
Snižování ozonové vrstvy	8,32E+04				8,32E+04
Celkem Lidské zdraví	5,27E+06	3,10E+05	1,83E+05	6,77E+04	5,84E+06
Kvalita ekosystému (PDFm2rok/rok)					
Ekotoxicita	7,02E+10	7,87E+08	2,37E+11	4,32E+07	3,08E+11
Acidifikace/eutrofizace	1,43E+11				1,43E+11
Využití krajiny	1,50E+12				1,50E+12
Celkem Kvalita ekosystému	1,71E+12	7,87E+08	2,37E+11	4,32E+07	1,95E+12
Zdroje (MJ/rok)					
Minerály					5,61E+10
Fosilní paliva					3,14E+12
Celkem Zdroje					3,20E+12

Tabulka 8.1: Hodnoty normalizačních faktorů dle Eco-Indicator 99.

Kategorie škody	Vážící faktor (%)	Kategorie dopadu	Vážící faktor (%)
<i>Hierarchistický přístup</i>			
Lidské zdraví	40	Karcinogenní efekty Respirační efekty (anorg.) Respirační efekty (org.) Změna klimatu Radiace Snižování ozonové vrstvy	5,2 27,8 0,2 6,2 0,1 0,6
Kvatlita ekosystému	40	Ekotoxická Acidifikace/eutrofizace Využívání krajiny	6,3 2,9 30,8
Zdroje	20	Minerály Fosilní zdroje	0,4 19,6
<i>Egaliteriánský přístup</i>			
Lidské zdraví	30	Karcinogenní efekty Respirační efekty (anorg.) Respirační efekty (org.) Změna klimatu Radiace Snižování ozonové vrstvy	3,9 20,9 0,1 4,6 0,1 0,4
Kvatlita ekosystému	50	Ekotoxická Acidifikace/eutrofizace Využívání krajiny	6,9 3,7 38,4
Zdroje	20	Minerály Fosilní zdroje	0,5 19,5
<i>Individualistický přístup</i>			
Lidské zdraví	55	Karcinogenní efekty Respirační efekty (anorg.) Respirační efekty (org.) Změna klimatu Radiace Snižování ozonové vrstvy	1,4 37,8 0,4 15,8 0,0 1,2
Kvatlita ekosystému	25	Ekotoxická Acidifikace/eutrofizace Využívání krajiny	1,0 1,9 19,8
Zdroje	25	Minerály Fosilní zdroje	20,6 0,0

Tabulka 8.2: Hodnoty vážících faktorů dle Eco-Indicator 99.

Příloha B:**Tabulka překladu vybraných anglických výrazů****Anglický výraz**

life cycle assessment
 goal and scope definition
 life cycle inventory analysis
 life cycle impact assessment
 interpretation
 global warming
 stratospheric ozone depletion
 depletion of resources
 human toxicity
 freshwater aquatic ecotoxicity
 marine ecotoxicity
 terrestrial ecotoxicity
 acidification
 eutrofizace
 damage to human health
 carcinogenic effects
 respiratory (inorganic)
 respiratory (organic)
 climate change
 ozone layer depletion
 damage to ecosystem
 ecotoxocity
 acidification
 land competition
 damage to resources
 minerals
 fossil fuels
 requirements matrix

český výraz

posuzování životního cyklu
 stanovení účelu a rozsahu studie
 inventarizační analýza životního cyklu
 hodnocení dopadů
 interpretace
 globální oteplování
 úbytek stratosférického ozónu
 úbytek zdrojů
 humánní toxicita
 sladkovodní ekotoxicita
 mořská ekotoxicita
 terestrická ekotoxicita
 acidifikace
 eutrophication
 škoda na zdraví člověka
 karcinogenní efekty
 respirační efekty (anorganické)
 respirační efekty (anorganické)
 měna klimatu
 poškozování ozonové vrstvy
 škoda na ekosystému
 ekotoxicita
 acidifikace
 využívání krajiny
 škoda na zdrojích
 minerální zdroje
 fosilní zdroje
 matice požadavků.

Příloha C:**Přehled evropských pracovišť zabývajících se LCA**

Název instituce	Osoba	Země	Kontakt
CML Leiden	Jeroen Guinée,	Holandsko	www.cml.leiden.edu/
DIATI Turín	Gian A. Blegnini	Itálie	areeweb.polito.it/
ETC Consulting	Vladimír Kočí	ČR	www.etc-consulting.cz/
ETH Zürich	Stephan Pfister	Švýcarsko	www.ifu.ethz.ch/
KTH Stockholm	Göran Finnveden	Švédsko	www.kth.se/
NTNU Trondheim	Anders Stromman	Norsko	www.ntnu.edu/
PRé Consultants	Mark Goedkoop	Holandsko	www.pre.nl
TU Darmstadt	Jan den Boer	Německo	www.iwar.tu-darmstadt.de