

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE

MATERIÁLOVÉ TOKY PŘI KOGENERAČNÍ VÝROBĚ TEPLA
A ELEKTRICKÉ ENERGIE V MĚSTSKÉ TEPLÁRNĚ

MATERIAL FLOWS IN COMBINED HEATING AND POWER
PLANT

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vedoucí práce: prof. Ing. Zdeňka Wittlingerová, CSc.

Diplomant: Marcela Pergerová

2017

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Marcela Pergerová, dipl. tech.

Regionální environmentální správa

Název práce

Materiálové toky při kogenerační výrobě tepla a elektrické energie v městské teplárně

Název anglicky

Material flows in combined heating and power plant

Cíle práce

1. Identifikace a kvantifikace základních materiálových toků ve vybraném podniku.
2. Posouzení základních dopadů výroby na životní prostředí.
3. Posouzení uzavírání materiálového cyklu vybraných materiálů.
4. Návrh zlepšujících opatření.

Metodika

1. Identifikace a kvantifikace základních materiálových toků ve vybraném podniku proběhne na základě získaných podnikových dat od výrobce.
2. Posouzení základních dopadů výroby na životní prostředí bude provedeno na základě analýzy dopadů výroby pomocí vybraných indikátorů sloužících k hodnocení dopadů na životní prostředí, používaných při posuzování životního cyklu.
3. Posouzení uzavírání materiálového cyklu vybraných materiálů bude provedeno na základě podílu využívaných odpadů a vedlejších produktů z energetiky.
4. Dle dosažených výsledků budou nalezeny rezervy v řízení materiálových toků a ochraně životního prostředí při výrobě a navrhnutá případná zlepšující opatření.

Doporučený rozsah práce

40 – 50 stran

Klíčová slova

spalování uhlí, emise oxidu uhličitého, okyselující emise, zbytky po spalování uhlí

Doporučené zdroje informací

Brunner, P. H.; Rechberger, H. – Practical handbook of material flow analysis, 2004. ISBN 0-203-59141-0
Kočí, V. – POSUZOVÁNÍ ŽIVOTNÍHO CYKLU – Life Cycle Assessment – LCA, [Chrudim: Vodní zdroje

Ekomonitor], 2009. 978-80-86832-42-5

Spath, P.L., Mann, K.M., Kerr, D.R. – Life Cycle Assessment of Coal-fired Power Production, 1999. National
Renewable Energy Laboratory 1617 Cole Boulevard Golden, Colorado 80401-3393.

Předběžný termín obhajoby

2016/17 LS – FŽP

Vedoucí práce

prof. Ing. Zdeňka Wittlingerová, CSc.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Konzultant

Ing. Jaroslav Dvořák

Elektronicky schváleno dne 30. 3. 2017

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 2. 4. 2017

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 04. 04. 2017

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením prof. Ing. Zdeňky Wittlingerové, CSc., a že jsem uvedla všechny literární prameny, ze kterých jsem čerpala.

V Praze 5. 4. 2017

.....

Poděkování

Děkuji prof. Ing. Zdeňce Wittlingerové, CSc. za vedení mé práce, jejich cenné rady a připomínky, které mi velmi pomohly při zpracování daného tématu.

ABSTRAKT

V České republice je v současné době vyráběna přibližně polovina elektrické energie a přes 90 % veřejně distribuovaného tepla z fosilních paliv, z nichž převažuje hnědé uhlí těžené v severozápadním území České Republiky. Výroba elektrické energie a tepla tak značně zatěžuje životní prostředí České republiky. Jednou z cest ke zmírnění dopadů výroby elektrické energie na životní prostředí je modernizace stávajících zdrojů.

V roce 2015 došlo k celkové rekonstrukci teplárny C-Energy Planá, která se zabývá kogenerační výrobou elektrické energie a tepla z fosilních paliv. Původní práškové kotle na hnědé uhlí byly nahrazeny kotli fluidními. Dopady kogenerační výroby tepla a elektrické energie před rekonstrukcí a po rekonstrukci teplárny byly hodnoceny na základě analýzy materiálových toků a analytické metody posuzování životního cyklu LCA jako dva různé systémy. V rámci analýzy materiálových toků byly identifikovány a kvantifikovány významné vstupy a výstupy materiálů u obou posuzovaných systémů. Na základě výsledků analýzy materiálových toků byly hodnoceny dopady systémů na životní prostředí pomocí zvolených indikátorů pro kategorie dopadů: úbytek fosilních paliv, globální klimatická změna, acidifikace, eutrofizace, vznik fotooxidantů a množství vznikajících odpadů. Výsledky analýzy materiálových toků ukázaly, že došlo ke snížení všech sledovaných emisí do ovzduší, ke snížení spotřeby fosilních paliv a ke zvýšení celkové produkce odpadů. Největší dopad na životní prostředí u obou sledovaných systémů měl indikátor kategorie dopadu globální klimatická změna. Systém využívající modernější technologii měl nižší hodnotu indikátoru kategorie dopadu globální klimatická změna o 30 %, nižší hodnotu indikátoru kategorie dopadu vznik fotooxidantů o 93 %, nižší hodnotu indikátoru kategorie dopadu eutrofizace o 60 %, nižší hodnotu indikátoru úbytek fosilních paliv o 11 %. Hodnota indikátoru množství odstraněných odpadů byla vyšší o 65 %. Výsledky dokazují, že výroba elektrické energie a tepla z fosilních paliv může v současnosti zvyšovat účinnost výroby a čištění spalin a tím omezovat většinu negativních dopadů na životní prostředí.

Klíčová slova: spalování uhlí, emise oxidu uhličitého, okyselující emise, posuzování životního cyklu, odpady z energetiky

Abstract

Approximately half of the total amount of electricity and more than 90 % of heat is currently made of fossil fuels in the Czech Republic, as regards fossil fuels brown coal mined in the north-western region of the country prevails. Therefore, production of electricity and heat significantly burdens the environment in the Czech Republic. One of the ways how to moderate the impact of electricity production on the environment is to modernize the existing plants.

In 2015 the heating plant operated by C-Energy Planá, which produces electricity and heat from fossil fuels in a combined production cycle, was completely renovated. Original pulverized lignite boilers were replaced with fluid-bed boilers. The impact of combined heat and power production before and after the renovation of the plant was evaluated, as if there were two different systems, based on an analysis of material flows and by using the analytical method of life-cycle assessment (LCA). The analysis of material flows identified and quantified significant inputs and outputs of materials in both of the assessed systems. Based on the material flow analysis results the environmental impact of the systems was assessed using selected impact category indicators: global climatic change, acidification, eutrophication, formation of photo-oxidants, loss of energy from fossil fuels and the amount of produced waste. Results of the material flow analysis showed that the amount of all the monitored air emissions has decreased and the general production of waste has increased. In both the monitored systems the global climatic change impact indicator proved to be the most significant. The system using the more modern technology has proven to have 30 % lower value of the global climatic change impact indicator, 93 % lower value of the indicator of photo-oxidants formation, 60 % lower value of the eutrophication impact indicator, 11 % lower value of the energy loss in fossil fuels indicator. The indicator of the amount of disposed waste was 65 % higher. The results demonstrate that nowadays the production of electricity and heat from fossil fuels can increase production efficiency and improve the purification of flue gas and thus reduce most of the negative environmental impacts.

Key words: coal burning, carbon dioxide emissions, acidizing emissions, life cycle assessment, waste produced in power industry

Obsah

1. Úvod	10
2. Cíle práce	11
3. Literární rešerše	12
3.1. Vliv energetiky na životní prostředí	13
3.2. Analýza materiálových toků	24
3.3. Posuzování životního cyklu (LCA)	27
4. Charakteristika vybraného zařízení	37
5. Metodika	41
6. Výsledky práce	47
6.1. Analýza materiálových toků	47
6.2. Hodnocení indikátorů kategorií dopadů.....	49
6.3. Normalizace výsledků	51
7. Diskuse	52
8. Závěr	54
Přehled literatury a použitých zdrojů	56
Seznam obrázků	62
Seznam tabulek	62
Přílohy	63

Seznam zkratk:

- AP – charakterizační faktor acidifikace
- BRKO – biologicky rozložitelný komunální odpad
- CENIA – Česká informační agentura životního prostředí
- CML-IA – metodika LCIA centra životního prostředí univerzity v Leidenu
- ČHMÚ – Český hydrometeorologický ústav
- ČSÚ – Český statistický úřad
- DALY – roky života ovlivněné nezpůsobilostí
- EEA – Evropská agentura pro životní prostředí
- EP – charakterizační faktor eutrofizace
- GWP – charakterizační faktor globální klimatické změny
- IEA – mezinárodní energetická agentura
- IPPC – mezinárodní panel pro klimatické změny
- IRZ – Integrovaný registr znečišťování
- LCA – posuzování životního cyklu
- LCIA – hodnocení dopadů životního cyklu
- ODP – charakterizační faktor úbytku stratosférického ozónu
- OECD – Organizace pro hospodářskou spolupráci a rozvoj
- PAU – polycyklické aromatické uhlovodíky
- PEZ – primární energetické zdroje
- MFA – analýza materiálových toků
- PM_{2,5} - frakce polévatého prachu s velikostí částic menší než 2,5 μm
- PM₁₀ – frakce polévatého prachu s velikostí částic menší než 10 μm
- POCP – charakterizační faktor tvorby přízemního ozónu a fotooxidantů
- SETAC – Společnost toxikologie a chemie životního prostředí
- VOC – těkavé organické sloučeniny
- WMO – Světová meteorologická organizace
- WRI – Institut pro světové zdroje

1. Úvod

Podmínkou rozvoje ekonomiky a tím i sociálního, zdravotního, společenského a kulturního rozvoje, je dostatek energie. Více než 80 % primární energie, kterou člověk využívá, pochází z fosilních paliv. Jedná se především o uhlí, ropu a zemní plyn (Barros, 2006). Moderní energetické zdroje musí respektovat stále se zpřísňující požadavky z hlediska jejich vlivu na životní prostředí. Především se jedná o zatížení ovzduší emisemi, které tyto zdroje produkují. A právě emise znečišťujících látek jsou významným faktorem, který ovlivňuje jak koncepci energetických zdrojů, tak jejich provozování. Proto je velmi důležité pochopit důsledky výroby tepla a elektrické energie na životní prostředí a zdraví člověka. Environmentální dopady pak mohou být hodnoceny na základě posouzení vlivu materiálových a energetických toků, které sledovaný systém vyměňuje se svým okolím, tedy životním prostředím. Hodnocení dopadů pomocí metody LCA umožňuje vyjádřením míry poškození dané kategorie dopadu podat informaci o možném konkrétním poškození (Kočí, 2009). Při snižování dopadů výroby energie je v současné době kladen důraz především na rozvoj obnovitelných zdrojů energie. Přínos těchto zdrojů energie spočívá v jejich možnostech snižovat emise skleníkových plynů a energetické soběstačnosti ČR. Je tedy otázkou, zda je možné při kogenerační výrobě energie v teplárně ještě dosáhnout snížení negativních dopadů výroby energie na životní prostředí.

2. Cíle práce

- Identifikace a kvantifikace základních materiálových toků ve vybraném podniku teplárna C-Energie Planá;
- Posouzení základních dopadů kogenerační výroby tepla a elektrické energie na životní prostředí na základě analýzy materiálových toků a metod LCA;
- Posouzení uzavírání materiálového cyklu vybraných materiálů;
- Porovnání dvou systémů kogenerační výroby energie, tedy systému před rekonstrukcí s práškovými kotly na hnědé uhlí a systému po rekonstrukci teplárny s moderními fluidními kotli doplněnými plynovými motory;
- Návrh zlepšujících opatření.

3. Literární rešerše

K největšímu a nejrychlejšímu nárůstu spotřeby energie došlo v minulém století, především v padesátých a šedesátých letech a na začátku sedmdesátých let. Například v období 1945–1960 byl světový průměrný meziroční přírůstek spotřeby 4,14 % a v období 1960–1975 byl tento přírůstek 6,76 % (Kadrnožka, 2008). V roce 2015 dosáhla výroba elektrické energie v zemích Organizace pro hospodářskou spolupráci a rozvoj (OECD) 10 269,5 TWh, což byl meziroční nárůst o 0,3 %. Hlavním zdrojem energie v roce 2015 byla tuhá paliva s 60,3 %. Přesto zde byl zaznamenán meziroční pokles o 0,7 %. Druhým největším zdrojem energie byly jaderné elektrárny s 18,3 %. Vodní elektrárny se na výrobě elektrické energie podílely 13,9 %. U sluneční, větrné, geotermální a dalších obnovitelných zdrojů energie byl zaznamenán meziroční nárůst o 1 % a na výrobě elektrické energie se podílely 7,6 % (IEA/OECD, 2016). 25 evropských členských států OECD se v roce 2015 podílelo na celkové výrobě elektřiny zemí OECD 33 %, což představovalo meziroční nárůst o 1,8 % ve výrobě elektřiny. Výroba v tepelných elektrárnách se v těchto zemích v roce 2015 zvýšila o 0,8 % na 12,9 TWh a s 46 % podílem na výrobě byla hlavním zdrojem elektrické energie (IEA/OECD, 2016).

V ČR došlo, v období od roku 2000 do roku 2015, k celkovému poklesu energetické náročnosti o 26,9 %. Celková výroba brutto elektřiny v ČR v roce 2015 dosáhla 83,9 TWh, což představuje meziroční pokles o 2,5 %. 44,8 TWh bylo vyrobeno v parních elektrárnách, 26,8 TWh v jaderných elektrárnách, 2,7 TWh v paroplynových, 3,6 TWh v plynových a spalovacích. Ostatní výroba brutto elektřiny připadla na elektrárny vodní, přečerpávací, větrné a fotovoltaické. Stoupající trend výrovy elektřiny z obnovitelných zdrojů se v posledních třech letech v ČR zpomalil. Přesto například u větrných elektráren byl zaznamenán meziroční nárůst výroby elektřiny o 20,2 %. U slunečního zdroje, biomasy, bioplynu a biologicky rozložitelného komunálního odpadu (BRKO) byl meziroční nárůst výroby elektřiny o 0,1 %. 28,7 TWh elektřiny bylo v roce 2015 vyvezeno do zahraničí, což představovalo meziroční nárůst o 2 % (ERÚ, 2016). ČR byla 8. největším exportérem elektrické energie, 19. importérem a 42. spotřebitelem na světě v roce 2014 (CIA, 2017). Pokles energetické náročnosti v ČR byl způsoben především růstem ekonomiky (HDP), zvyšujícím se podílu výrob s nižší energetickou náročností, využíváním BAT

(nejlepší dostupné techniky), zateplováním budov, úsporám v domácnostech (CENIA, 2016).

3.1. Vliv energetiky na životní prostředí

Energetika je průmyslové odvětví zabývající se získáváním, přeměnou a distribucí energie. Především se jedná o energii elektrickou a tepelnou. Skladba a podíl jednotlivých zdrojů energie souvisí s produkcí emisí znečišťujících látek, skleníkových plynů a pevných odpadů. Spotřeba primárních energetických zdrojů v ČR mezi lety 2000 až 2007 rostla o 0,7 % až 5,6 %. V roce 2014 už byl zaznamenán pokles spotřeby PEZ o 3,6 % (CENIA, 2016). Na struktuře PEZ se v roce 2015 uhlí podílelo 40 % a zemní plyn 16 %. Celková skladba paliv, využívaných pro výrobu tepla, zůstávala v letech 2006 až 2015 stejná. V roce 2015 se na výrobě tepla podílelo hnědé a černé uhlí 55 % a zemní plyn 19 %. Na výrobě elektrické energie se černé uhlí podílelo 6 %, hnědé uhlí 40 % a zemní plyn 2 % (ERÚ, 2016).

Nejvýznamnějším vlivem současné energetiky je vliv na změnu klimatu. Globální klimatická změna (GW) je jev, při kterém dochází ke zvyšování množství zadržené tepelné energie v atmosféře. Zdrojem této energie je Slunce. To pak může mít vliv na klimatické změny. Schopnost atmosféry zadržovat energii v ovzduší se říká skleníkový jev. Plyny, které tento skleníkový jev způsobují, se nazývají skleníkové plyny. Globální klimatická změna také nepříznivě ovlivňuje ozónovou vrstvu. Působením GW dochází k rozšiřování stratosférických oblaků a tím dochází k rychlejšímu rozpadu stratosférického ozónu. Skleníkový jev v atmosféře vždy byl a je přirozený. Bez tohoto efektu by teplota zemského povrchu byla asi o 30–40 °C nižší. Ale při zesílení tohoto jevu může dojít k narušení energetické rovnováhy klimatického systému. Mezi projevy změn klimatu patří například růst průměrných teplot nebo výskyt rizikových hydrometeorologických jevů (Kadrnožka, 2006). Přírodními skleníkovými plyny jsou vodní páry, oxid uhličitý, metan, oxid dusný a ozón. Skleníkovými plyny antropogenního původu jsou oxid uhličitý (CO₂), metan (CH₄), oxid dusný (N₂O), částečně (HFC) a zcela fluorované uhlovodíky (PFC), fluorid sírový (SF₆), tvrdé (CFC) a měkké freony (HCFC), halony a řada dalších plynů (IPCC, 2013). Schopnost skleníkových plynů ovlivňovat klima závisí na radiačních vlastnostech, molekulové hmotnosti, obsahu a době působení daného plynu v atmosféře. Radiační účinnost je množství energie absorbovaného infračerveného záření vztaženého na

plochu země za sekundu. Radiační účinek jednotlivých skleníkových plynů závisí na počtu a šířkách pásem neprůteplivosti pro tepelné záření vysílané ze země do kosmického prostoru (Kadrnožka, 2008). Pro posuzování dopadu emisí jednoho plynu ve srovnání s emisemi plynu jiného ale radiační účinnost nestačí. Je to dáno tím, že jednotlivé skleníkové plyny setrvávají v atmosféře různě dlouho. Pro lepší srovnatelnost jsou skleníkové plyny převáděny na jednotnou veličinu. Jsou vyjádřeny ve formě ekvivalentu CO₂, tzv. uhlíkový ekvivalent (CO₂-eq). CO₂-eq tedy uvádí množství plynu, jenž ovlivňuje klima stejně jako 1 tuna oxidu uhličitého. Proto byl zaveden potenciál globální klimatické změny (GWP). Ten je dán radiačním účinkem příslušného skleníkového plynu, jeho životností v atmosféře a časovým horizontem 20, 100, 500 let (Barros, 2006).

Jedním z hlavních mezinárodních právních nástrojů pro regulaci a dlouhodobému snižování produkce skleníkových plynů je Kjótský protokol k Rámcové úmluvě OSN o změně klimatu. Členskými státy, kromě USA, byl podepsán v roce 1997. V tomto protokolu se státy Dodatku I (průmyslově rozvinuté země) zavázaly, aby jednotlivě nebo společně snížily roční emise vybraných skleníkových plynů v průměru o 5 % v porovnání s rokem 1990. První období plnění závazků bylo stanoveno na roky 2008–2012 (Kjótský protokol, 1997). V prosinci 2012 bylo schváleno pokračování protokolu a jeho druhé kontrolní období bylo stanoveno na roky 2013–2020. Část členských zemí se zavázala do roku 2020 snížit emise skleníkových plynů v porovnání s rokem 1990 nejméně o 18 % a EU s 27 členskými státy o 20 % (CENIA, 2016). V roce 2010 byla také zahájena desetiletá strategie Evropské unie (Evropa 2020: Strategie pro inteligentní a udržitelný růst podporující začlenění). Bylo zde stanoveno pět základních cílů, které se týkají zaměstnanosti, výzkumu a vývoje, změny klimatu a udržitelného zdroje energetiky a boje proti chudobě a sociálnímu vyloučení. Jedním z cílů tedy je snížit emise skleníkových plynů o 20 % v porovnání s rokem 1990. Pokud budou vhodné podmínky, tak dokonce o 30 %. Součástí cílů je také zvýšit podíl energie z obnovitelných zdrojů na 20 % a zvýšit účinnost o 20 % (EU, 2010).

Celkové globální antropogenní emise skleníkových plynů v roce 2010 dosáhly $49 \pm 4,5$ Gt CO₂ – eq/rok. Z toho emise CO₂ z fosilních paliv a průmyslových procesů se podílely na celkovém nárůstu emisí skleníkových plynů v období 2000–2010 přibližně 78 %. (IPPC, 2014). Světové emise skleníkových plynů dle jednotlivých sektorů jsou znázorněny v příloze 1. Roční globální emise skleníkových plynů za

období 2000–2010 vzrostli o 2,2 % ročně (o 1,0 Gt CO₂-eq/rok). V období 1970–2000 byl nárůst pouze 1,3 %, tedy 0,4 Gt CO₂-eq/rok (IPPC, 2014). Celkové antropogenní emise skleníkových plynů V ČR v roce 2014 poklesly o 3,7 % (o 4,7 Mt CO₂-eq). Emise byly o 36,7 % nižší než v referenčním roce 1990 a cíl Kjótského protokolu (pokles emisí o 20 % do roku 2020) je tak plněn. Meziroční pokles v tomto roce byl druhý nejvyšší od roku 2000. Skladba emisí dle skleníkových plynů byla v roce 2014 v ČR tvořena z 81,8 % CO₂, z 10,7 % CH₄ a z 5,1 % N₂O (CENIA, 2016). Ve struktuře emisí skleníkových plynů v ČR dle jednotlivých sektorů má největší podíl sektor energetiky – spalovací procesy. Tento sektor se v roce 2014 podílel na celkových emisích 73,6 %. V roce 2014 byl meziroční pokles emisí v tomto sektoru o 5,9 %. Emise z energetického průmyslu v roce 2014 poklesly o 5,1 %. Struktura skleníkových plynů v ČR dle kategorií zdrojů je uvedena v příloha 2. Příznivý vývoj emisí je ovlivněn poklesem spotřeby PEZ, snižováním podílu tuhých paliv na celkové spotřebě PEZ a rostoucím podílem jaderných, vodních a ostatních obnovitelných zdrojů energetiky (CENIA, 2016).

Hlavním zdrojem antropogenních emisí CO₂ je spalování fosilních paliv (uhlí, ropných derivátů a zemního plynu). Další připadá na změny ve využívání půdy a výrobu cementu (Wichterlová et al., 2008). V letech 1750–2011 byly celkové antropogenní emise CO₂ do atmosféry 2040 ± 310 Gt CO₂. Asi 40 % těchto emisí zůstává v atmosféře (880 ± 35 Gt CO₂), ostatní byly uloženy v rostlinách, v půdě a v oceánech. Oceán absorboval asi 30 % emisí CO₂, což způsobuje okyselování oceánů (IPPC, 2014). Doba přetrvání CO₂ v atmosféře je od 50 do 200 let a je závislá na způsobu jeho odstraňování. Přírozené mechanismy dokáží ročně z atmosféry odstranit 1,4 – 1,8.10¹⁰ tun CO₂ (Kočí, 2009). Jednou z možností, jak omezit antropogenní emise CO₂ do atmosféry, je jejich zachycování v místě jejich vzniku. Kadrnožka (2008) jako možnosti chemické a fyzikální separace CO₂ ze spalin uvádí: adsorpce na minerální sorbenty (kamence, zeolity, aktivní uhlí), absorpce vypírkou spalin, membránové techniky separace (separační membrána, absorpce plynu na membráně), separace při spalování oxidací kovy, použití ionizovaných kapalin (organické soli) a kryogenní techniky separace. Wichterlová et al. (2008) uvádí, že pro zachycování emisí CO₂ z největších průmyslových zdrojů lze využít především chemickou absorpce do aminů, např. do monoethanolaminu (MEA). K absorpci dochází při teplotě kolem 50 °C, k desorpci při 100–140°C. Tato metoda má velkou

selektivitu a vysokou účinnost. Je vhodná pro plyny o nízkém tlaku. Dále absorpci do roztoku uhličitanu draselného dle rovnice $\text{CO}_2 + \text{K}_2\text{CO}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{KHCO}_3$. Zahřátím roztoku dochází k desorpci dle rovnice $2\text{KHCO}_3 \rightarrow \text{K}_2\text{CO}_3 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$. Také lze využít fyzikální absorpce do rozpouštědel, např. do Selexolu, Rectisolu. K absorpci dochází za zvýšeného tlaku a snížené teplotě, k desorpci za sníženého tlaku. Nebo fyzikální adsorpce na molekulových sítích, aktivním uhlí, zeolitech. Při zvýšeném tlaku je plyn adsorbován, za sníženého tlaku desorbován. Tato metoda ale není obvykle pro CO_2 selektivní. Poslední uváděnou možností je pak použití membrán. Ty mohou být keramické, kovové nebo polymerní. Tyto metody jsou vhodné pro směsi plynů o velkém tlaku. Adsorpce, ale i absorpce do rozpouštědel, je méně energeticky náročná, než absorpce do aminů a je vhodná pro plyny s více než 15 % CO_2 a větším tlaku (Wichterlová et al., 2008). Ciahotný et al. (2013) uvádí, že adsorpční kapacity adsorbentů pro CO_2 jsou velmi závislé na teplotě. Např. u nejlepšího z jimi testovaných adsorbentů (molekulového síta Tamis moleculaires 5 A) došlo při zvýšení teploty adsorpce z laboratorní teploty na teplotu 80 °C k poklesu adsorpčních kapacit pro CO_2 asi na polovinu, při zvýšení teploty na 120 °C k poklesu na jednu třetinu až jednu čtvrtinu. Pro průmyslové použití adsorbentů k odstraňování CO_2 ze spalin fosilních paliv je jako cílová hodnota různými autory uváděná sorpční kapacita v rozmezí od 18 do 22 hm. %. U přírodního zeolitu zaznamenal s nárůstem teploty pokles adsorpčních kapacit pro CO_2 , ve srovnání se synteticky vyráběnými molekulovými síty, nižší. Jedná se o přírodní materiál, který má ve srovnání se synteticky vyráběnými adsorbenty méně rozvinutou porézní strukturu (Ciahotný et al., 2013). Hammond a Spargo (2014) uvádějí, že v podmínkách Velké Británie může ukládání CO_2 snížit emise tohoto plynu při spalování uhlí až o 88 %.

CO vzniká především při nedokonalém spalování. Jeho přírodní koncentrace se pohybuje v rozmezí 0,01 – 0,2 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Spalování je složitý vícestupňový proces, který ne vždy proběhne do úplného konce. Palivo je v průběhu spalování spotřebováno rychle za tvorby hlavně oxidu uhelnatého, vodní páry a dalších meziproduktů. Následná oxidace, CO na CO_2 , probíhá výrazně pomaleji. Celkovou oxidační reakci znázorňuje rovnice: $\text{CO (g)} + 0,5\text{O}_2 \text{ (g)} \rightarrow \text{CO}_2 \text{ (g)}$. Koncentrace CO , ve spalných plynech, je měřena kontinuálně. Výsledky slouží k monitorování průběhu spalovacích procesů. Mírou úplnosti oxidace paliva dosažené ve spalovacím procesu je spalovací účinnost (CE). Spalovací účinnost je definována na základě koncentrace CO a CO_2 .

$CE = \frac{c_{CO_2}}{c_{CO_2} + c_{CO}}$. Nejčastěji používanými spalovacími zařízeními jsou rotační pece nebo jednotky s cirkulující fluidní vrstvou. Tyto jednotky dosahují spalovacích účinností vyšších než 0,99. Aby spalovací procesy vyhověly přísným emisním normám, bývají vybaveny tzv. dospalovacími komorami. Probíhá v nich především vysokoteplotní oxidace oxidu uhelnatého. Také zde dochází k eliminaci organických zbytků nebo zápachů (Barek et al, 1998).

Druhým nejčastějším skleníkovým plynem je metan (CH₄). K úniku CH₄ dochází jak z přírodních zdrojů, tak z procesů uhelného, ropného a plynárenského průmyslu, ze skládek odpadů a z živočišné a rostlinné zemědělské výroby. V atmosféře CH₄ setrvává jen několik desítek let. Jeho úbytek v atmosféře urychluje jeho rozpad. V ovzduší se rozkládá především při reakci s hydroxylovými radikály OH⁻. Přesto se jeho roční koncentrace zvyšuje asi o 1 % (Kadrnožka, 2006). Fosilní paliva se na vytváření CH₄ podílejí asi 25 %. Podstatně menším producentem CH₄ jsou například i termišťe (Kadrnožka, 2008). Spath et al. (1999) uvádí, že většina emisí CH₄ pochází z uhelných dolů. Například Dones et al. (2004) uvádí, že při těžbě černého uhlí se CH₄ podílí na celkových emisích skleníkových plynů asi 7 %, zatímco při těžbě hnědého uhlí pouze 0,6 %. Schopnost prostředí odstraňovat CH₄ se odhaduje na 2,1 – 3,0.10⁸ tun (Kočí, 2009). Koncentrace CH₄ ve skládkových plynech je od 50 do 64 obj. %. Koncentrace CO₂ je pak od 28 do 38 obj. % (Vondráková, 2015). Podíl emisí CH₄ na celkových globálních emisích skleníkových plynů je 16 %. Podíl CO₂ je 76 %. CH₄ má ale 28x silnější tzv. skleníkový efekt než CO₂ (IPPC, 2014).

Acidifikace prostředí je dalším z významných vlivů energetiky na životní prostředí. Skladba emisí okyselujících látek v roce 2014 v ČR byla tvořena z 35,4 % NH₃, z 33,4 % SO₂ a z 31,2 % NO_x. Emise těchto látek zvyšují koncentrace vodíkových iontů, což může vést ke snižování pH, k vyluhování toxických kovů (hliník, kadmium, olovo nebo měď) nebo může dojít k narušení kořenového systému, odtokovému režimu a následně ke zvýšené erozi. Zvyšováním kyselosti může také dojít ke snižování biodiverzity a k narušení stability ekosystémů. Hlavním zdrojem těchto látek v ČR v roce 2014 byla veřejná energetika a výroba tepla (33,3 %), zemědělství (33,5 %) a průmyslová energetika (9,9 %). Nejvýznamnější pokles emisí okyselujících látek byl zaznamenán v 90. letech 20. století, především v důsledku změn v národním hospodářství. Od roku 2000 se pokles zpomalil (CENIA, 2016).

Mezi oxidy síry patří oxid siřičitý (SO₂) a oxid sírový (SO₃). SO₂ je nehořlavý bezbarvý plyn, který se ve vodě rozpouští za vzniku kyselého roztoku. Rozpustnost je přitom velmi závislá na teplotě. Např. při teplotě 20°C je rozpustnost 113 g.l⁻¹ a při teplotě 0°C je 228 g.l⁻¹ (IRZ, 2016). SO₂ se při kontaktu s vodou vytváří disociované kyseliny, a tím uvolňuje do roztoku kationty vodíku projevující se kyselou reakcí. V atmosféře a na povrchu vegetace oxiduje za vzniku kyseliny sírové (H₂SO₄), které snižuje pH srážkové vody, tedy neutralizační kapacitu (Kočí, 2009). Zdrojem emisí SO₂ je především spalování pevných fosilních paliv, které obsahují síru. Síra se v uhlí vyskytuje jak v organické, tak i anorganické formě. Celkový obsah síry v uhlí bývá nejčastěji mezi 1 a 3 hmot. %. Celkovou sírou se obvykle rozumí množství odpovídající SO₂ uvolněnému při spálení daného vzorku. Z anorganické síry převažují sulfidy a sírany. Nejvíce síry se vyskytuje ve formě disulfidu (FeS₂), který se vyskytuje ve dvou krystalických formách – nejčastěji jako kubický pyrit nebo jako markazit. V menší míře se se v uhlí vyskytuje minerál pyrrhotit (Fe₇O₈S). Pyrit se nejčastěji vyskytuje ve formě volných, drobných krystalů. A vzhledem k velmi rozdílným hustotám pyritu (5 000 kg.m⁻³) a organického materiálu (1200–1500 kg.m⁻³) je možné velkou část pyritu odstranit z uhlí odstředováním nebo flotací. Separace je účinnější především u menších rozměrů částic rozdrčeného paliva. Organická síra je vázána v uhlíkové matici a činí obvykle 30–50 % celkové síry (Hartman et al., 1999). SO₃ je meziproduktem při výrobě kyseliny sírové a jedná se o tuhou nebo kapalnou látku dobře rozpustnou ve vodě za vzniku kyseliny sírové s následnou disociací uvolňující vodíkové ionty: $SO_3 + H_2O \rightarrow H_2SO_4 \leftrightarrow 2H^+ + SO_4^{2-}$ (Kočí, 2009).

Celosvětové roční emise NO_x přesahují 50 milionů tun a výrazně poškozují životní prostředí i lidské zdraví. Působí nejen svojí kyselostí, ale jsou také prekurzory troposférického ozónu a roxoacetylnitrátů, které jsou hlavní složku tzv. fotochemického smogu. Také jsou prekurzory nitrovaných polycyklických aromatických uhlovodíků, které patří k silným bakteriálním mutagenům (Barek et al., 1998). Zdrojem NO_x v prostředí jsou především spalovací procesy a doprava. Patří sem především N₂O, NO a NO₂. Většina NO_x nepřechází z troposféry do stratosféry, protože jsou oxidovány na NO₂ a vodou jsou odstraněny jako složka kyselého deště. I tyto oxidy tedy patří mezi látky způsobující acidifikaci. Celkový obsah dusíku v uhlí bývá nejčastěji mezi 0,5 a 2,0 hmot. %. A to především ve formě heterocyklických aromatických sloučenin (Horbaj, 1997). Oxidy dusíku vznikají při spalování uhlí za

vysokých teplot. Uhlí oxiduje se spalovacím vzduchem a vzniká především NO měnící se na NO₂ a dále je oxidován na kyselinu dusičnou: NO₂ + OH + příjemce energie → HNO₃ + příjemce energie (Kočí, 2009). Oxid dusný (N₂O) způsobuje skleníkový efekt a zároveň způsobuje narušení ozónové vrstvy v atmosféře. Díky jeho průměrné životnosti v atmosféře 150 let se dostává až do stratosféry, kde je fotochemicky oxidován na NO, který se spolu s freony podílí na snižování ozónové vrstvy. V atmosféře se N₂O vyskytuje v řádově nižších koncentracích než CO₂. Koncentrace CO₂ je asi 356 pp, zatímco koncentrace N₂O je asi 311 ppb. Ale absorpční schopnost N₂O vyjádřená jako GWP je asi 310krát vyšší než CO₂. Celkový vliv N₂O tak představuje asi 6 % antropogenního příspěvku na skleníkovém efektu. Emise N₂O v atmosféře jsou z 65 % tvořeny přirozenými procesy v přírodě. Tyto procesy jsou na lidské činnosti nezávislé. Zbývající emise N₂O jsou tedy způsobeny lidskou činností a jsou příčinou pozorovaného nárůstu koncentrace N₂O v atmosféře (Pérez-Ramírez et al., 2003). Uvádí se, že ke stabilizaci koncentrace N₂O na koncentraci 311 ppbv je nutná 70-80% redukce emisí N₂O produkovaných lidskou činností (Kapteijn et al., 1996). Hlavním antropogenním zdrojem N₂O je zemědělská činnost. Tyto zdroje jsou ale jen velmi málo redukovatelné. Největším průmyslovým zdrojem je pak výroba kyseliny dusičné (HNO₃) nebo také procesy, ve kterých se HNO₃ používá jako oxidační činidlo (např. výroba kyseliny adipové). N₂O je také emitován do ovzduší při spalování fosilních paliv, biomasy. Může také vznikat při využívání automobilových motorů s třicestnými katalyzátory (Obalová a Pacultová, 2008). Snižování koncentrace N₂O je možné buď působením ultrafialového záření, nebo atomového kyslíku, které se v atmosféře vyskytují v zanedbatelných množstvích (Horbaaj, 1997). Schopnost prostředí odstraňovat N₂O je odhadována na 6 10⁶ tun za rok (Kočí, 2009). Oxid dusnatý (NO) je málo aktivní a z chemického hlediska bezbarvý plyn bez výrazného zápachu. Je také obtížně rozpustný ve vodě. Jeho rozpustnost se zvyšuje se zvyšující se teplotou. Z hlediska vzniku NO jsou uváděny dva rozdílné zdroje dusíku. Jednak molekulární dusík (N₂). Ten je do spalovacího procesu přiváděn prostřednictvím spalovacího vzduchu a dusíku v palivu. Druhým zdrojem jsou organické sloučeniny dusíku, obsažené například v uhlí nebo mazutu. Z těchto zdrojů se může NO vytvořit třemi rozdílnými mechanismy. Jedná se o mechanismus vzniku termických NO, mechanismus vzniku palivových NO a mechanismus vzniku rychlých NO, zvláštní případ mechanismu palivového NO (Horbaaj, 1997). Oxid dusičitý (NO₂) je v porovnání s NO více aktivní, toxičtější, červenohnědý plyn. Je charakteristický

ostrým zápachem kyselé povahy. NO_2 vzniká oxidací NO dle reakcí: $2\text{NO} + \text{O}_2 \rightarrow 2\text{NO}_2$, $\text{NO} + \text{O}_3 \rightarrow \text{NO}_2 + \text{O}_2$ a $\text{NO} + \text{RO}_2 \rightarrow \text{NO}_2 + \text{RO}$. Poslední reakce probíhá za pomoci peroxidového radikálu. Ten má význam jen při vysokých koncentracích uhlovodíkových radikálů a při intenzivním ultrafialovém záření (Horbaj, 1997).

Asi 90 % ozónu se nachází v ozónové vrstvě, která je součástí stratosféry. 10 % ozónu je přítomno v přízemních vrstvách troposféry. Vlivem krátkovlnného záření dochází ve stratosféře i troposféře ke štěpení molekul na radikály a vzniku fotooxidantů. Fotooxidanty jsou nezbytné pro oxidační reakce v atmosféře (Richter, 2014). Stratosférický ozón chrání zemský povrch před škodlivými vlivy UV záření o vlnových délkách 280–320 nm. Ozón (O_3) je stabilní molekulou, která se za normálních podmínek vytváří a ve stejné míře i rozpadá. Látkami, které se přirozeně podílejí na fotochemickém rozpadu O_3 , jsou CH_4 , NO , vodní pára a sloučeniny chloru a bromu. Fotochemický rozklad O_3 urychlují reakce, které probíhají na polárních stratosférických oblacích (tvořeny kapičkami vody, krystalky ledu a kyseliny dusičné) a na aerosolech sopečného původu. Rovnováha stratosférického ozónu může být narušována především zásahy člověka do cyklů a koncentrací oxidů dusíku, metanu a halogenových uhlovodíků (Kadrnožka, 2008). Základy teorie vzniku a rozkladu O_3 ve stratosféře vznikly kolem roku 1930 a jsou spojeny se jménem britského geofyzika S. Chapmana. Ten navrhl mechanismus, nazvaný dnes Chapmanův cyklus. Fotodisociace O_3 , na rozdíl od fotodisociace O_2 , probíhá i za účasti viditelného a blízkého infračerveného záření. Po roce 1950 pak došlo k doplnění Chapmanova cyklu. Ukázalo se totiž, že O_3 je z atmosféry odstraňován katalytickými cykly. Za hlavní katalyzátory byly označeny: NO , H , OH , Cl , Br . Rozpad O_3 ve stratosféře pak nejvíce urychlují radikály HO_x , NO , ClO_x a BrO_x (Horbaj, 1997). Horbaj (1997) uvádí čtyři cykly rozpadu O_3 . Prvním cyklem je vodíkový cyklus, tzv. HO_x cyklus. Patří sem H , OH a HO_2 radikály. Ve stratosféře vznikají především z vodní páry (H_2O), CH_4 a vodíku (H_2). Ve výškách nad 40 km působí jako katalyzátor především OH nebo atomy H . Ve spodní vrstvě stratosféry má na rozpad O_3 vliv jeho přímá reakce s HO_2 . Druhým cyklem je dusíkový cyklus rozpadu O_3 , tzv. NO_x cyklus. Patří sem NO a NO_2 radikály. Hlavním zdrojem NO je troposférický N_2O nebo fotodisociace molekulárního dusíku působením UV záření ve výškách nad 80 km. Vytvořené atomy dusíku pak reagují s molekulárním kyslíkem. Dále uvádí chlorový cyklus rozpadu O_3 , tzv. ClO_x cyklus. Sem patří Cl a ClO radikály. Hlavním zdrojem atomů chlóru ve

stratosféře jsou halogenované uhlovodíky. Posledním cyklem je bromový cyklus rozpadu ozónu, tzv. BrO_x cyklus. Tento cyklus je ještě destruktivnější než ClO_x cyklus. V přízemní vrstvě atmosféry se nachází takzvaný přízemní ozón. Přízemní ozón vzniká chemickými reakcemi z NO_x, těkavých organických látek (VOC), CO a CH₄ za přítomnosti slunečního záření. Vyšší koncentrace přízemního ozónu narušují svými oxidačními reakcemi materiály, a především působí toxicky na živé organismy. Mezi hlavní toxické fotooxidanty patří například: ozón, peroxyacetylnitrát (PAN), peroxid vodíku, radikál peroxidu vodíku. PAN vzniká reakcí NO₂ s organickým radikálem a je za nižších teplot poměrně stabilní. Důsledkem vzniku fotooxidantů může být tzv. fotosmog (Kočí, 2009). Fotosmog Los Angeleského typu vzniká na územích s vysokou hustotou automobilové dopravy za inverzního stavu atmosféry. Nutnou podmínkou je přítomnost fotooxidantů v přízemní vrstvě atmosféry, NO_x, aromatických a alifatických uhlovodíků. Druhým typem smogu je tzv. kyselý londýnský smog. Vzniká v oblastech s vysokou koncentrací energetických zdrojů spalujících převážně sirnatá tuhá paliva. Na vzniku smogu se nejvíce podílí především oxid siřičitý, popílký a saze (Richter, 2004). Například v roce 2015 bylo v ČR, z důvodů vysokých koncentrací přízemního ozónu, vyhlášeno celkem 25 smogových situací. V roce 2014 byly vyhlášeny pouze 2 smogové situace. Došlo tedy k výraznému nárůstu (CENIA, 2016). Richter (2004) uvádí čtyři fáze vzniku přízemního ozónu. Reakcemi VOC nebo CO s OH dochází ke vzniku peroxoradikálů. Působením peroxoradikálů oxiduje NO na NO₂. Působením slunečního záření pak dochází k rozkladu NO₂ na NO a atom kyslíku. Reakcí atomu kyslíku s molekulárním kyslíkem vzniká ozón. Skladba emisí prekurzorů přízemního ozónu byla v roce 2015 v ČR z 50,7 % NO_x, z 33,9 % VOC, z 13,8 % CO a ze 1,9 % CH₄. Hlavním zdrojem emisí prekurzorů ozónu v ČR byla v roce 2014 veřejná energetika a výroba tepla (19,1 %), výrobní procesy bez spalování a výroba rozpouštědel (18,9 %) a sektor dopravy (18,9 %). Přesto v roce 2015 došlo k meziročnímu poklesu o 2,2 %. K tomu nejvíce přispělo snížení emisí NO_x o 3,3 % a VOC o 2,4 %, naopak emise, CO meziročně vzrostly o 2,8 % a emise CH₄ stagnovaly (CENIA, 2016). V roce 2014 v ČR pocházelo 20,1 % emisí VOC ze sektoru výrobních procesů bez spalování a z výroby rozpouštědel. Dalším významným producentem VOC bylo v ČR v roce 2014 nedokonalé spalování fosilních paliv. Jednalo se především o vytápění domácností s 17,0 % a sektor dopravy se 15,1 % (CENIA, 2016). V automobilových emisích je obsažen především benzen (C₆H₆). Benzen patří mezi nejznámější, ale také

i nejškodlivější VOC. Dalším jeho významným zdrojem také může být vypařování pohonných hmot při jejich špatné manipulaci, distribuci nebo skladování. Koncentrace tohoto prokázaného lidského karcinogenu se v městském prostředí může pohybovat v rozmezí 3–30 $\mu\text{g m}^{-3}$ v závislosti na intenzitě dopravy. Při dopravních špičkách pak může koncentrace dosáhnout hodnot až 150 $\mu\text{g m}^{-3}$ (Barek et al., 1998).

Eutrofizace je proces, při kterém dochází ke zvyšování obsahu anorganických živin ve stojatých a tekoucích vodách. Tyto procesy jsou jednak přírodní, ale také uměle vyvolané lidskou činností. Při přírodní eutrofizaci dochází k uvolňování dusíku a fosforu, případně silikátů, z půdy, sedimentů a odumřelých vodních organismů. Umělá eutrofizace je důsledkem intenzivní zemědělské činnosti, průmyslových odpadních vod, používáním polyfosforečnanů v pracích a čisticích prostředcích nebo také zvýšenou produkcí komunálních odpadních vod. Zvýšené množství živin pak způsobuje snížení kvality vody pro vodárenské účely. Úprava eutrofizovaných vod je nejen technologicky, ale i ekonomicky více náročná (Kočí et al., 2000).

Množství tuhých částic v ovzduší se vyjadřuje koncentrací frakcí PM_{10} a $\text{PM}_{2,5}$. Jejich množství roste především v důsledku vysychání kontinentů, rozšiřováním pouští, nárůstem intenzity automobilové nebo letecké dopravy, zemědělské a stavební činnosti. V ovzduší znečištěné aerosoly se více tvoří mlhy a je větší a četnější oblačnost. Nízké husté oblaky zadržují sluneční záření, ale propouštějí dlouhovlnné tepelné záření. Aerosolové částice mírně snižují intenzitu skleníkového efektu (Kadrnožka, 2008). Suspendované částice způsobují mechanické zaprášení a tím omezují fotosyntézu nebo pronikají do horních i dolních cest dýchacích. Na velmi jemné částice se pak mohou vázat těžké kovy nebo polyaromatické uhlovodíky (PAU), které mají karcinogenní účinky. Mezi prekurzory sekundárních částic patří NO_x , SO_2 a NH_3 . V roce 2015 došlo k meziročnímu poklesu emisí prekurzorů sekundárních částic o 2,8 %. K poklesu nejvíce přispěly emise SO_2 , které poklesly o 3,5 %, dále pak emise NO_x , které se snížily o 3,3 %. Emise NH_3 stagnovaly. Emise PM_{10} v roce 2014 meziročně poklesly o 7,5 %. Hlavním zdrojem emisí primárních částic a prekurzorů sekundárních částic v ČR byla v roce 2014 veřejná energetika a výroba tepla (34,7 %) a zemědělství (17,8 %). Na produkci emisí PM_{10} v ČR se 33,9 % podílí spalování paliv při vytápění domácností (CENIA, 2016). V současné době jsou sledovány především čtyři polyaromatické uhlovodíky (PAU): benzo(a)pyren, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten a indeno (1,2,3, d) pyren. Asi 66 % emisí PAU

pochází z vytápění domácností spalováním tuhých paliv. Množství emisí PAU úzce souvisí s kvalitou spalovacích procesů. Nižších emisí PAU může být dosaženo při dostatečné době setrvání hořících plynů při vysokých teplotách a dostatečném množství kyslíku. Na emise PAU má značný vliv konstrukce spalovacího zařízení. Nejnižší koncentrace PAU zaznamenal na moderních automatických a zplyňovacích typech spalovacích zařízení. Vyšší koncentrace PAU zaznamenal na zařízeních starších prohořivacích a odhořivacích konstrukcí. Přičemž konkrétní vliv paliva na emise PAU nebyl prokázán (Horák et al., 2011).

Při spalování fosilních paliv, především uhlí, je produkováno velké množství tuhých odpadů, zbytků po spalování pevných paliv a produktů odsíření. Jedná se především o popílek, strusku a sádrovec. Tyto produkty bývají často klasifikovány jako nebezpečné látky a jejich využití je v tomto případě omezené. Jejich fyzikální a chemické vlastnosti však umožňují jejich využití např. ve stavebnictví při výrobě betonu. Přínosem může být snížení jak energetické náročnosti, tak snížení emisí CO₂ (Bajare et al, 2013). V ČR nakládání s odpady řeší zákon č.185/2001 Sb., zákon o odpadech a o změně některých dalších zákonů, v platném znění. Pevné zbytky z výroby elektrické energie a tepla jsou obvykle zařazovány do kategorií odpadů ostatních (pokud neobsahují nebezpečné látky) nebo splňují požadavky na vedlejší produkty a mohou být materiálově využity přímo jako surovina (Kolářová et al., 2005). Jedním z výstupů z energetiky je popílek. V současnosti se rozlišuje popílek vznikající při vysokoteplotním spalování v klasických kotlích a popílky z fluidní technologie spalování. Popílek z fluidní technologie spalování obsahuje vyšší množství oxidu sírového a oxidu vápenatého a není v současné době využíván (ECOBA, 2017). V ČR je popílek využíván např. pro výrobu betonu, pórobetonu, jako aktivní nebo neaktivní složka malt, pro výrobu hydroizolačních pásů, cementu. Také může být využíván do konstrukčních vrstev vozovek, pro násypy, obsypy a pro výrobu cihlářských pálených výrobků (Kolářová et al., 2005). Dalšími výstupy z energetiky je struska, popel a produkty odsíření spalin. Odsířování kouřových plynů probíhá metodou mokré vápencové vypírky nebo polosuché metody. Produktem mokré metody je energosádrovec. Produktem polosuché metody je směs síranu, siřičitanu a hydroxidu vápenatého a nelze ji materiálově využít (ECOBA, 2017). Richter (2004) uvádí dvě rovnice mokré vápencové vypírky: $2 \text{SO}_2 + \text{CaCO}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca}(\text{HSO}_3)_2 + \text{CO}_2 + \text{SO}_2 + 1/2\text{O}_2 + \text{CaCO}_3 \rightarrow \text{CaSO}_4 + \text{CO}_2$. Při tomto procesu dochází k uvolnění 1 molu oxidu

uhličitého (CO₂) do čištěných spalin na každý 1 mol absorbovaného oxidu siřičitého (SO₂). K dosažení 90–95 % účinnosti absorpce oxidu siřičitého je nutné zajistit přebytek vápence cca o 25 % oproti stechiometrii a přebytek kyslíku (Richter, 2004). Energosádrovec je vhodným materiálem pro výrobu sádrokartonových desek, výrobu cementu, pórobetonu. Velká část energosádrovce je využívána s popílkem a popelem na skládkách jako stabilizátor. Struska je využívána pro výrobu cementu, škvárového betonu, jako zdrsňující posypový materiál, pro výrobu pálených cihlářských výrobků. Také strusku je možno využívat při výstavbě násypů, zásypů a obsypů (Kolářová et al., 2005). Adriano (2014) uvádí, že pouze 20 % odpadů ze spalování je opětovně využíváno. Většina odpadů je likvidována a ukládána na skládku. S tím pak souvisí možné negativní dopady na životní prostředí. Jedná se o vyplavování potenciálně toxických látek do půdy a podzemních vod. To se následně projevuje snížením růstu rostlin, změnami ve složení vegetace rostoucí na popelovinách nebo zvýšením mobility a akumulace potenciálně toxických prvků v potravinovém řetězci. Také může dojít ke změnám v chemickém složení vody včetně změny pH. Na druhou stranu je možné využití popílku na zlepšení struktury půdy, schopnosti zadržovat vodu, zvyšovat pH půdy a zvyšovat úrodnost půdy (Adriano, 2014). V roce 2010 bylo v Evropské unii (EU-15) 48 mil. tun popílku. 43 % z tohoto množství pak bylo využito ve stavebnictví (ECOBA, 2017).

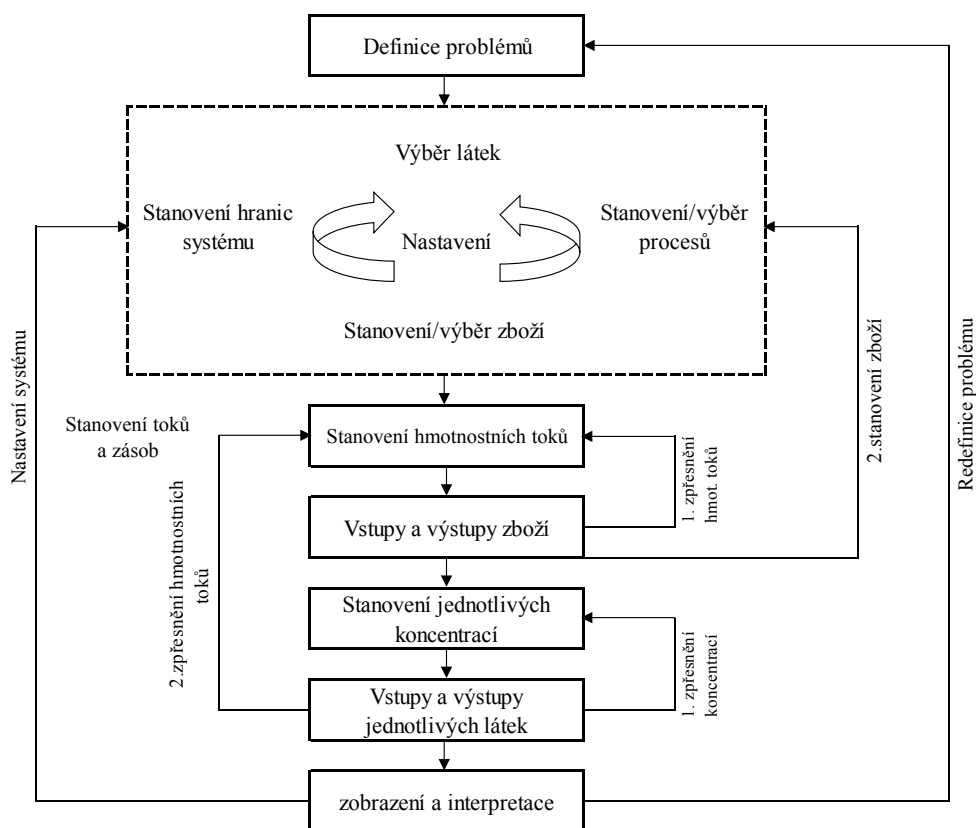
3.2. Analýza materiálových toků

Analýza materiálových toků (MFA) je systematické posuzování toků a zásob materiálů v rámci definovaného systému v daném prostoru a čase. Přičemž pojem materiál v pojetí MFA označuje termín jak pro látku, tak pro zboží. Tuto metodu lze využít v různých oborech jako je průmyslová ekologie, environmentální management, hospodaření s přírodními zdroji a nakládání s odpady (Bruner a Rechberger, 2004). Bruner a Rechberger (2004) uvádějí dva druhy zdrojů. Prvním jsou přírodní zdroje: minerály, voda, vzduch, informace, půda, biomasa. Druhým pak antropogenní zdroje: kulturní dědictví, technologie, umění. Tyto zdroje se nacházejí v tzv. antroposféře, tedy v průmyslu, infrastruktuře, zdravotnictví, zemědělství, v domácnostech.

Mezi základní cíle analýzy materiálových toků patří vymezení systému materiálových toků a zásob jasně definovanými termíny, snížení složitosti systému při zachování hodnoty výsledků pro rozhodovací procesy, posouzení důležitosti

jednotlivých materiálových toků, jasné a srozumitelné prezentování a využití výsledků. Výsledky je pak možné využít například pro včasnou identifikaci potenciálních škodlivých účinků nebo akumulaci využitelných zdrojů, stanovení priorit vzhledem k opatřením ve vztahu k ochraně životního prostředí, zachování zdrojů a nakládání s odpady (co je nejdůležitější? co je na prvním místě?) a pro desing procesů a výrobků (Brunner a Rechberger, 2004).

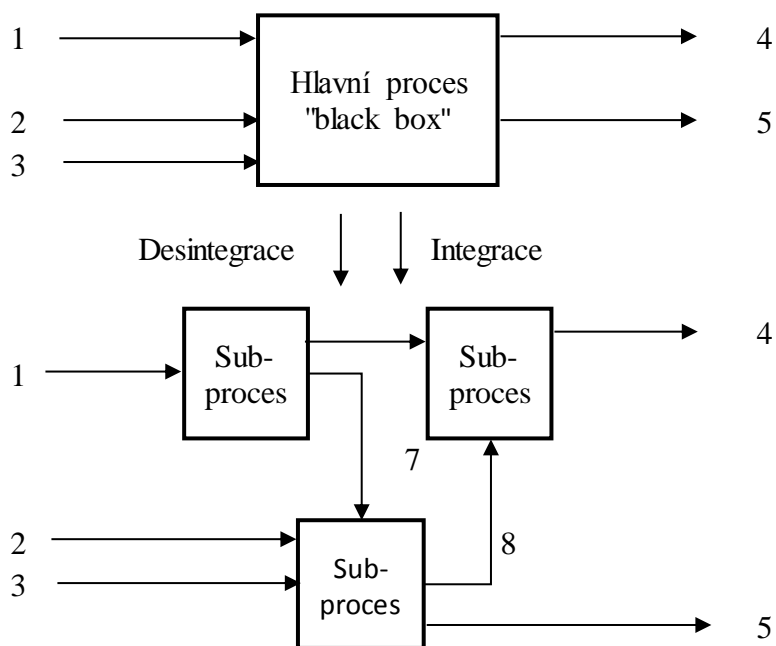
Analýza materiálových toků začíná vymezením problémů a stanovením cílů. Následuje výběr důležité látky, procesu a toku, které jsou ohraničené hranicí vhodného systému. Dalším krokem je stanovení materiálových toků a koncentrace jednotlivých materiálů nebo látek. Následuje výpočet látkových toků a zásob včetně stanovení nejistot a celkové grafické prezentace výsledků (Brunner a Rechberger, 2004). Grafické znázornění postupů v metodě MFA je na obrázku 1.



Obr. 1: Postupy v metodě MFA (Brunner a Rechberger, 2004).

Proces je dle Brunnera a Rechbergera (2004) přeměna, doprava nebo skladování materiálů. K přeměně materiálů dochází například při těžbě nebo extrakci kovů z rud, tedy při primárních výrobních procesech. V domácnostech dochází k přeměně zboží

na odpady a emise. Dalšími příklady procesů jsou metabolismus člověka, zvířete nebo města. Proces je tedy definován jako „black box“. Interní procesy v rámci black boxu nejsou brány v potaz. V úvahu se berou pouze vstupy a výstupy. Pokud je interní proces důležitý a je zahrnut do MFA, tak musí být rozdělen do 2 nebo více subprocessů. Hlavní proces MFA a jeho integrace a desintegrace je graficky znázorněna na obrázku 2.



Obr. 2: Hlavní proces MFA a jeho integrace a desintegrace (Brunner a Rechberger, 2004).

Často jedinými dostupnými daty jsou rozhovory, historické zdroje nebo jednotlivá měření. V takových případech je třeba analýzou zdroje dat „hrubě odhadnout“ nejistoty. Aby bylo možné materiálové toky hodnotit a interpretovat, je nutné převést hmotnostní toky materiálů na environmentální dopady. Jednou ze zmiňovaných základních metod je i posuzování životního cyklu (Brunner a Rechberger, 2004)

3.3. Posuzování životního cyklu (LCA)

Posuzování životního cyklu (LCA) je analytická metoda hodnocení dopadů na životní prostředí technologií, výrobků, služeb a produktů. Tato metoda přistupuje k hodnocení těchto dopadů s ohledem na celý životní cyklus, tedy od stadia získávání a výroby materiálů, přes výrobu produktu, jeho užívání až po jeho odstranění opětovného užití nebo recyklace, tak zvaně od kolébky do hrobu. Metoda LCA je stejně jako MFA iterativní. Informace zjištěné během rozpracování studie mohou ovlivnit vstupní předpoklady a ty následně opět další průběh analýzy. LCA lze využít i při popisu jednoho konkrétního parametru (např. energie) během celého životního cyklu, nebo pro analýzu dopadů na životní prostředí, které vznikají jen v některých vybraných stádiích životního cyklu. V tomto případě se pak nejedná o klasickou studii LCA, ale pouze o využití této metody. A protože nezahrnuje celý životní cyklus výrobku, je nazývána jako zúžená LCA (Kočí, 2009). Primárně byla tato metoda určena pouze pro hodnocení environmentální stopy konkrétních produktů (Heijungs et al., 1992), ale mnoho dalších autorů ukázalo, že tato metoda je použitelná i pro optimalizaci nebo hodnocení procesů a technologií (Witmaier et al., 2009). Komplexním rozsahem studie lze předcházet přenosům problémů z jedné fáze životního cyklu do druhého, z jednoho regionu do druhého nebo z jednoho environmentálního problému do jiného. Získávání dat je pak ale velmi náročné a může ovlivnit závěry studie (Finnveden et al., 2009). Např. Odeh et al. (2008) zkoumal životní cyklus emisí skleníkových plynů v elektrárnách na práškové uhlí. Životní cyklus zahrnoval výstavbu, provoz a vyřazení elektrárny z provozu. Součástí studie byla také těžba a doprava uhlí, únik metanu, výroba a doprava vápence a amoniaku, odstraňování odpadů, obnova půdy po povrchové těžbě. Většina emisí vznikala při přímém spalování paliva (89 % přímých emisí). Těžba (včetně úniku metanu) se na celkových nepřímých emisích podílela 67,4 %. 31,5 % připadlo na dopravu, vápenc a jiné výrobní materiály. Nepřímé emise skleníkových plynů z fosilních paliv mohou představovat až 25 % celkových emisí spojených s výrobou elektřiny (Spadero et al., 2000). Tato hodnota pak může být u obnovitelných technologií ještě vyšší (Weisser, 2007). Také Wang and Mu (2014) zkoumali vliv emisí skleníkových plynů z uhelných elektráren na životní prostředí. Do životního cyklu byla zahrnuta těžba, doprava a spalování uhlí. Na základě získaných údajů bylo nejvíce celkových emisí

produkováno při spalování uhlí a nejméně při dopravě. Až 99 % z celkových emisí plynů bylo tvořeno oxidem uhličitým (CO₂).

Mezi základní organizace, které se podílejí na vývoji a aplikaci LCA patří především SETAC, ISO a UNEP. Společnost SETAC vystoupila jako první „zastřešující“ organizace pro rozvoj LCA. Zajišťuje vědecký výzkum ve specifických oblastech a aplikaci jeho výsledků v oblasti environmentálního managementu. Mezi nejdůležitější aktivity této organizace patří především každoroční symposia případových studií (zaměřené na aplikace LCA v různých odvětvích průmyslu), každoroční vědecká setkání (zaměřená na vývoj metody LCA) a sčítání pracovních skupin (od roku 1996), zabývajících se různými hledisky metodologie a aplikace metody LCA. Základní činností organizace ISO je vývoj norem série ISO 9000, které jsou zaměřené na integraci hledisek kvality do obchodní činnosti. Metoda LCA je popsána normami série ISO 14040 (Guinée et al., 2002). Program OSN pro životní prostředí (UNEP) se především zaměřuje na aplikaci LCA v rozvojových zemích. Organizuje řady mezinárodních workshopů, věnovaných různým hlediskům LCA. Jeho hlavním přínosem je také například publikace z roku 1996 Příručky k provádění LCA „Life Cycle Assessment: What it is, and what to do about it“. Nebo publikace z roku 1999 „Towards Global Use of Life Cycle Assessment“ (Guinée et al., 2002). Guinée et al. (2002) řadí mezi základní principy metody LCA především vědecký přístup, environmentální zaměření, relativní přístup a funkční jednotku, komplexnost, transparentnost, perspektivu životního cyklu a iterativní metodu. Norma ČSN EN ISO 14040 a ČSN EN ISO 14044 z roku 2006 uvádí čtyři fáze studie LCA: stanovení cíle a rozsahu., inventarizační analýza životního cyklu (LCI), posuzování dopadů životního cyklu (LCIA), interpretace výsledků.

Při definování cíle studie LCA se musí jednoznačně stanovit zamýšlené použití, vysvětlení důvodů provádění studie a určení zamýšleného příjemce a uživatele výsledků studie. Dalším krokem v první fázi je definování rozsahu studie LCA. V rozsahu studie se určuje, co bude do studie zahrnuto a jak dlouhý časový rámec bude ve studii obsažen. Určuje se především funkce systému. Ta je charakteristikou výkonu posuzovaného systému. Dále se určuje funkční jednotka. Funkční jednotka musí být měřitelná v konkrétních jednotkách, je kvantitativním vyjádřením funkce daného produktového systému. Například v případě uhelné elektrárny bude funkční jednotkou vyrobená ele. energie (MW) a funkcí produktu je očekávaná služba (užitek), tedy

výroba elektřiny. Následuje referenční tok, který zahrnuje všechny výstupy z procesů v daném produktovém systému. A hlavně se určuje hranice systému. Hranice systému určuje, které jednotkové procesy budou do studie zahrnuty a které budou vynechány. Celková hloubka a šíře LCA se může významně lišit v závislosti na cíli dané studie (Kočí, 2009).

Inventarizační analýza je druhou fází a představuje inventář vstupních dat. Jedná se tedy o kvantitativní popis všech toků materiálu a energie přes hranici systému směrem dovnitř, ale i vně daného systému. Hlavním výsledkem z inventarizační analýzy je tzv. inventarizační tabulka. Kvalita údajů musí být zaměřena především na souladu mezi použitými zdroji dat a jinými zdroji, spolehlivosti zdrojů dat, korektnosti materiálové a energetické bilance, opodstatnění, reprodukovatelnosti, konzistenci, úplnosti, rozsahu, přesnosti a reprezentativnosti (Guinée et al, 2002). Vstupy a výstupy zahrnují například spotřebovávání surovin, energie, úniky do ovzduší, vody a půdy. Pokud v daném procesu vznikají dva nebo více vedlejších produktů, bývají vstupy a výstupy v alokačním procesu mezi tyto produkty rozděleny. Například pokud tepelná elektrárna produkuje elektrickou energii a teplo v podobě páry, bude cílem alokace určit podíly spotřeby uhlí na výrobu energie a získávání tepla. K dalším případům alokace dochází, pokud do procesu vstupuje více paralelních vstupů nebo dochází k recyklaci (Kočí, 2009). Inventarizační analýza rozlišuje tři typy hranic systému. Prvním typem je hranice mezi produktovým systémem (ekonomikou) a životním prostředím. Druhým typem je hranice mezi procesy souvisejícími a nesouvisejícími s produktovým systémem (cut-off) a posledním typem je hranice mezi posuzovaným produktovým systémem a jiným produktovým systémem, tzv. alokace (Guinée et al, 2002).

Posuzování dopadů životního cyklu je třetí fází studie. Cílem je měřitelně porovnat environmentální dopady produktových systémů a porovnat jejich závažnost pomocí kvantifikovaných veličin, tedy pomocí tzv. kategorií dopadu. Mezi základní fáze LCIA patří výběr kategorií dopadů, indikátorů kategorie a charakterizačních modelů. Následuje přiřazení výsledků inventarizační analýzy ke kategoriím dopadu (klasifikace). Poté následuje výpočet výsledků indikátorů kategorie (charakterizace) a výpočet vzájemné porovnatelnosti výsledků (normalizace). Metodika CML-IA vyjadřuje míru poškození každé kategorie dopadu v ekvivalentech referenční látky vyvolávající stejnou míru poškození. Mezi základní kategorie dopadu (kategorie, které

jsou hodnoceny vesměs ve všech studiích LCA) patří úbytek abiotických surovin, globální klimatická změna, úbytek stratosférického ozónu, humánní toxicita, ekotoxicita na sladkovodní ekosystémy, na mořské systémy, terestrických ekosystémů, sladkovodních sedimentů, mořských sedimentů, vznik fotooxidantů, acidifikace, okyselování a eutrofizace (Kočí, 2009). Mezi specifické kategorie dopadu (kategorie používané u určitých studiích LCA, kde si to vyžádá definice cílů a rozsahu studie) patří využití krajiny, ekotoxicita na sladkovodní a mořské sedimenty, ionizační záření. Dodatkovými kategoriemi dopadu pak mohou být například úbytek obnovitelných zdrojů, odpadní teplo, hluk, desertifikace a zápach. V současné době je k dispozici několik metodik hodnocení environmentálních dopadů výstupů dat z inventarizace. Jako jedna z prvních ucelených midpointových metodik je uváděna EDIP 97. Pro studie severoamerického kontinentu pak midpointová metodika TRACI (Kočí, 2009). Endpointová metodika Eco-indikátor 99 pracuje pouze s jednou hodnotou – indikátorem. S touto hodnotou pak lze velmi jednoduše pracovat. V této metodě jsou uvedeny tři základní skupiny environmentálních dopadů: lidské zdraví, biodiverzita a úbytek surovin. Vybrané hodnoty pro kategorii dopadu lidské zdraví jsou uvedena v příloze 6 (Goedkoop a Spriensma, 2001). Z hlediska této metodiky Goedkoop a Spriensma (2001) uvádějí tři časová hlediska hodnocení. Prvním je efgaliteriánské (E) - perspektiva dlouhodobá, není nutné dokládat mnoho ověřených poznatků. Druhým je individualistické (I) – perspektiva krátkodobá, pouze ověřená data a posledním hierarchistické (H) – individuální přístup, nutný konsensus odborníků. Pro většinu studií v evropském měřítku je vhodná midpointová metodika CML-IA. Etapa hodnocení dopadů je složena ze tří základních kroků: klasifikace – přiřazení inventarizačních údajů ke kategorii dopadů, charakterizace – modelování inventarizačních údajů uvnitř kategorií dopadů a normalizace – zvýšení srovnatelnosti dat z různých kategorií dopadu. Referenční hodnoty výsledků indikátorů kategorií dopadů se například v metodice CML-IA uvádějí pro několik geografických úrovní. Jedná se o úroveň globální v roce 1990, globální v roce 1995, západní Evropu a Nizozemí (Kočí, 2009). Referenční výsledky indikátorů jednotlivých kategorií dopadu na globální úrovni v roce 1995 jsou uvedeny v příloze 8. Sběru dat pro zpřesňování referenčních výsledků se věnoval například Bare et al. (2006), Lundie et al. (2007) nebo Sleeswijk et al. (2008). Sleeswijk et al. (2008) posuzovali z 860 zdrojů 15 kategorií dopadů včetně změny klimatu, acidifikace, eutrofizace, toxicitu pro člověka, ekotoxicity, vyčerpávání fosilních zdrojích energie a využívání půdy. A určili

10 nejvýznamnějších látek, které mají vliv na většinu kategorií. Jednalo se o CO₂, CH₄, SO₂, emise NO_x, NH₃, PM₁₀, NMVOC a (H) CFC do ovzduší a emisí N- a P-sloučeniny do vody.

Endpointovým indikátorem globální klimatické změny (GW) může být například zvyšování hladiny moří, posun vegetačních pásem nebo dopady na lidské zdraví. Midpointovým indikátorem GW je především schopnost skleníkových plynů vázat tepelnou energii. Výsledkem radiačních účinků a životností v ovzduší v daném časovém horizontu jednotlivých skleníkových plynů je potenciál globální klimatické změny (Kočí, 2009). Potenciál globální klimatické změny (GWP) vyjadřuje poměr mezi nárůstem absorpce energie infračerveného záření při stálé emisi 1 kg skleníkového plynu i a nárůstem absorpce infračerveného záření při stálé emisi 1 kg

CO₂. GWP je definován vzorcem: $GWP_{i,t} = \frac{\int_0^t a_i c_{i,t} dt}{\int_0^t a_{CO_2} c_{CO_2} dt}$, kde a_i ; a_{CO_2} jsou radiační

účinnosti při jednotkovém zvýšení obsahu dané látky [$Wm^{-2} kg^{-1}$], $c_{i,t}$; $c_{CO_2,t}$ jsou koncentrace plynu v čase t , jednotkou je kg CO₂-eq/kg. Metodika CML-IA používá hodnoty, které doporučuje Mezinárodní panel pro klimatické změny IPCC. Hodnoty GWP pro časové horizonty 20 a 100 let vybraných plynů (včetně radiační účinnosti) jsou uvedeny v příloze 7. Součtem příspěvků všech skleníkových plynů i pro zvolený časový horizont (vyjádřených jako ekvivalenty oxidu uhličitého) je výsledek indikátoru dopadu globální klimatické změny V_{GW} . Výsledek indikátor dopadu globální klimatické změny je definován vzorcem: $V_{GW} = \sum GWP_i \times m_i$, kde m_i je hmotnost látky i vypouštěné (v kg), jednotkou je kg CO₂-eq/kg (Kočí, 2009).

Vydělením výsledku indikátoru kategorie dopadu globální klimatické změny V_{GW} hodnotou referenčního výsledku potenciálu globální klimatické změny RV_{GW} dojde

k normalizaci výsledků: $NV_{GW} = \frac{V_{GW}}{RV_{GW}}$. Za referenční potenciál se volí globální emise

skleníkových plynů (vyjádřených jako ekvivalent CO₂) nebo se tato hodnota vztahuje na jednoho obyvatele (Kočí, 2009). Hodnoty referenčních výsledků indikátorů kategorií dopadů uvádí Guinée et al. (2002). Pro kategorie dopadu globální klimatická změna, acidifikace, eutrofizace, ekotoxicita sladkovodní, ekotoxicita terestrická, humánní toxicita, úbytek abiotických zdrojů, úbytek stratosférického ozónu a tvorba fotooxidantů jsou hodnoty referenčních výsledků indikátorů uvedených kategorií dopadů uvedeny v příloze 8.

Ve zjednodušené verzi studie LCA je řešena pouze midpointová kategorie dopadu globální klimatické změny. Jedná se o uhlíkovou stopu vyjádřenou celkovým množstvím CO₂ a dalších skleníkových plynů vyjádřených jako CO₂-eqv. Uhlíková stopa je dobrým základem pro zvyšování informovanosti spotřebitelů a podpory diskuse o dopadech výrobků na životní prostředí (Weidema et al., 2008).

Endpointovými indikátory kategorie dopadu úbytek stratosférického ozónu je lidské zdraví nebo zdraví ekosystémů. Midpointovým indikátorem úbytku stratosférického ozónu je rozklad molekul ozónu. Pro porovnání vlivu jednotlivých plynů na rozklad stratosférického ozónu se používá potenciál úbytku stratosférického ozónu (ODP). Referenční látkou je CFC₁₁ (freon CFC-11). Pro hodnocení LCA se nejčastěji používá celkový potenciál ODP_∞. Dále mohou být také definovány pro časové období 5, 10, 15, 20, 25, 30 a 40 let. Vyjadřuje se jako účinnost látky v rozkladu ozónu ve srovnání s referenční látkou CFC-11. Potenciál úbytku stratosférického ozónu je definován následujícím vztahem: $ODP_i = \frac{\delta[O_3]_i}{\delta[O_3]_{CFC11}}$, kde $\delta[O_3]$ je změna ve sloupci stratosférického ozónu způsobená v rovnovážném stavu roční emisí látky i vztaženou k úbytku ozónu způsobenou stejným množstvím referenční látky, jednotkou je kg CFC-11-eg/kg (Kočí, 2009). Metodika CML-IA používá hodnoty doporučené Světovou meteorologickou organizací (WMO). Hodnoty ODP látek CFC-11, CFC-113, halon-1211, halon-2402, HCFC-22, methyl bromid, 1,1,1-trichlorethan, pro $t = \infty$ (ustálený stav), jsou uvedeny v příloze 9. Součtem příspěvků všech látek i vyjádřených jako ekvivalenty CFC-11 dostaneme výsledek indikátoru kategorie dopadu úbytek stratosférického ozónu: $V_{OD} = \sum_i ODP_{t,i} \times m_i$, kde m_i je hmotnost uvolněné látky i v kg. Vydělením výsledku indikátoru kategorie dopadu úbytek stratosférického ozónu V_{ODP} hodnotou referenčního výsledku potenciálu úbytku stratosférického ozónu R_{OD} dojde k normalizaci výsledků: $NV_{OD} = \frac{V_{OD}}{R_{OD}}$ (Kočí, 2009). Za referenční potenciál se volí globální emise látek podílejících se na úbytku stratosférického ozónu nebo se tato hodnota vztahuje na jednoho obyvatele Země. Hodnoty referenčních výsledků indikátoru kategorie dopadu úbytek stratosférického ozónu uvádí Guinée et al. (2002), viz příloha 8.

Endpointovým indikátorem kategorie dopadu acidifikace může být například podíl chybějících druhů (PDF) v dané lokalitě. Jedná se vlastně o podíl druhů, které se v dané lokalitě s vysokou pravděpodobností nevyskytují v důsledku nepříznivých

podmínek. PDF je určeno následujícím vztahem: $PDF = 1 - POO$ (POO... pravděpodobnost výskytu druhu). Midpointovým indikátorem kategorie dopadu acidifikace je schopnost látky působit kyselé. Charakterizačním faktorem pro látku i je acidifikační potenciál (AP). Pro jednotlivé látky i a regiony R ve vztahu ke zvolené referenční látce je dle modelu RAINS_LCA určen vztahem:

$$AP_{R,i} = \frac{\sum_e A_{e,j} \times \frac{t_{R,i,j}}{CL_{e,j}}}{\sum_e A_{e,j} \times \frac{t_{R,ref.látka,j}}{CL_{e,j}}}, \text{ kde } j \text{ jsou jednotlivé geografické úseky mřížky modelu}$$

RAINS, $A_{e,j}$ je ekosystém e v úseku j , $CL_{e,j}$ je kritická zátěž pro ekosystém e úseku j , $t_{R,i,j}$ je faktor transportu vyjadřující, jaká část emisí látky i skutečně spadne na úsek j (Kočí 2009). Průměrné evropské acidifikační potenciály látek uvádí Guinée et al. (2002). Hodnoty průměrných acidifikačních potenciálů pro amoniak, oxidy dusíku a oxidy síry jsou v příloze 10. Výpočet výsledku indikátoru kategorie dopadu acidifikace je dán vzorcem: $V_A = \sum_i AP_i \times m_i$, kde m_i je hmotnost uvolněné látky i v kg (Kočí 2009). Huijbregts et al. (2000) uvádí také hodnoty charakterizačních faktorů AP i pro jednotlivé státy Evropy. Charakterizační faktor látky i v případě její emise v regionu R je pak dána vztahem: $V_A = \sum_R \sum_i AP_{i,R} \times m_{i,R}$. Vydělením výsledku indikátoru kategorie dopadu V_A hodnotou referenčního výsledku potenciálu acidifikace RV_A dojde k normalizaci výsledků: $NV_A = \frac{V_A}{RV_A}$. Za referenční potenciál se volí globální emise látek podílejících se na acidifikaci nebo se tato hodnota vztahuje na jednoho obyvatele Země. Hodnoty referenčních výsledků indikátoru kategorie dopadu acidifikace uvádí Guinée et al. (2002), viz příloha 8.

Endpointovým indikátorem kategorie dopadu eutrofizace může být např. úbytek počtu biologických druhů v dané lokalitě (PDF). Midpointový indikátor kategorie dopadu eutrofizace je ekvivalentní množství biodostupného dusíku nebo fosforu. Charakterizačním faktorem látky i je eutrofizační potenciál, který se vyjadřuje jako ekvivalentní množství NO_3^- nebo PO_4^{3-} . Vyjádření charakterizačního faktoru eutrofizace pomocí referenčních látek dusičnanovým a fosforečnanovým aniontem jsou: $EP_i(NO_3^-) = \frac{(v_i + 16\pi_i) \times M_{NO_3^-}}{M_i}$, kde M_i je molekulární hmotnost hodnocené látky i , v je počet atomů dusíku v molekule dané látky i , jednotkou je $kg NO_3^-eq/kg$ (Kočí 2009).

$$EP_i (PO_4^{3-}) = \frac{\left(\left(\frac{\nu_i}{16 + \pi_i} \right) \times M_{PO_4^{3-}} \right)}{M_i}, \text{ kde } \pi \text{ je počet atomů fosforu v molekule dané}$$

látky i , jednotkou je $\text{kg PO}_4^{3-}\text{eq/kg}$ (Kočí 2009). Eutrofizační potenciály kategorie dopadu eutrofizace uvádí Guinée et al. (2002). Hodnoty pro oxidy dusíku, oxid dusný, fosforečnanový iont a kyselinu fosforečnou jsou uvedeny v příloze 11. V CML-IA je charakterizačním faktorem eutrofizace potenciál eutrofizace $EP(PO_4^{3-})$. Výsledek indikátoru kategorie dopadu eutrofizace je pak určen vztahem: $V_E = \sum_i EP_i (PO_4^{3-}) \times m_{i,R}$. Pomocí modelu RAINS-LCA je výsledek indikátoru kategorie dopadu (regionální) určen vztahem: $V_E = \sum_R \sum_i EP_{i,R} \times m_{i,R}$. Vydělením výsledku indikátoru kategorie dopadu eutrofizace V_E hodnotou referenčního výsledku potenciálu eutrofizace RV_E dojde k normalizaci výsledků: $NV_E = \frac{V_E}{RV_E}$. Za referenční potenciál se volí globální emise látek podílejících se na eutrofizaci nebo se tato hodnota vztahuje na jednoho obyvatele Země. Hodnoty referenčních výsledků indikátoru kategorie dopadu eutrofizace uvádí Guinée et al. (2002), viz příloha 8.

Endpointovým indikátorem kategorie dopadu vznik troposférického ozónu je například vyjádření nepříznivých účinků na lidské zdraví. Jedná se o respirační choroby. Jednotkou tohoto indikátoru je pak hodnota DALY: $DALY = YLL + YLD$. Kde YLL je počet let zkrácení lidského života v exponované lidské populaci, YLD je počet let osob žijících s vyvolaným poškozením. (Kočí 2009). Midpoinový indikátor kategorie dopadu je sledování koncentrace troposférického ozónu v důsledku emise látky i . Charakterizačním faktorem je potenciál vzniku troposférického ozónu (POCP):

$$POCP_i = \frac{\frac{R_i}{m_i}}{\frac{R_{C_2H_4}}{m_{C_2H_4}}}. \text{ Referenční látkou je ethen (C}_2\text{H}_4\text{)}. \text{ Významným faktorem, který}$$

ovlivňuje hodnotu POCP je koncentrace NO_x v troposféře. Proto se používají dva následující charakterizační faktory. Hodnoty $POCP_{\text{high-NO}_x}$ (při vysokých koncentracích NO_x) a hodnoty $POCP_{\text{low-NO}_x}$ (při nízkých koncentracích NO_x). Limitní koncentrací mezi výše uvedenými hodnotami je $0,02\text{mg/m}^3$ (Kočí 2009). Metodika CML-IA doporučuje používat hodnoty při vysokých koncentracích NO_x $POCP_{\text{high-NO}_x}$. Potenciály vzniku troposférického ozónu uvádí Guinée et al. (2002). Hodnoty potenciálu vzniku troposférického ozónu pro ethen, oxid uhelnatý, metan, oxid dusičitý a oxid siřičitý je uveden v příloze 12. Součtem všech elementárních toků podílejících se na kategorii dopadu vznik troposférického ozónu dostaneme výsledek

indikátoru kategorie dopadu vzniku fotooxidantů: $V_{POC} = \sum_i POCP_i \times m_i$. Vydělením výsledku indikátoru kategorie dopadu V_{POC} hodnotou referenčního výsledku vzniku potenciálu troposférického ozónu RV_{POC} dojde k normalizaci výsledků: $NV_{POC} = \frac{V_{POC}}{RV_{POC}}$ (Kočí 2009). Za referenční potenciál se volí globální emise látek podílejících se na vzniku troposférického ozónu nebo se tato hodnota vztahuje na jednoho obyvatele Země. Hodnoty referenčních výsledků indikátoru kategorie dopadu vznik fotooxidantů uvádí Guinée et al. (2002), viz příloha 8.

Poslední, čtvrtou, fází LCA je prezentace a interpretace výsledků. Zde může být například identifikace nejvýznamnějších zdrojů emisí, odhalení procesů s největšími emisemi nebo vlivy, vyhodnocení metodologie a výsledků prostřednictvím kontroly komplexnosti, citlivosti a konzistence. Na základě výsledků pak navrhnout možné změny ve zkoumaném systému. Výsledky studie musí umožňovat snadnou identifikaci závažných environmentálních problémů. Musí být vypracovány tak, aby jejich vyhodnocení bylo důvěryhodné a neumožňovalo nesprávnou interpretaci či zamlžování výsledků. Také musí projít kontrolu kompletnosti, která zjistí, zda nechybí žádný údaj, který by mohl významně ovlivnit výsledky. Následně projít kontrolu citlivosti, která sleduje ovlivnitelnost výsledků změnou vstupních údajů. A také projít kontrolu konzistence, která zjišťuje, jestli je dodržena shoda s cílem a rozsahem studie. Pro podporu výsledků studie je také možné provést analýzu neurčitosti. To je možné například pomocí rozdělení pravděpodobností nebo pomocí rozsahu. Také je možné ověřit správnost definice funkce systému, funkční jednotky a hranic systému. Nebo je možné posoudit omezení zjištěná posouzením kvality údajů a analýzou citlivosti s cílem studie (Guinée et al, 2002). Součástí poslední fáze LCA je také kritické přezkoumání studie, které zvyšuje její důvěryhodnost a usnadňuje porozumění této studii. Rozsah a typ přezkoumání se definuje ještě ve fázi definice cílů a rozsahu studie. Možnosti využití studie LCA jsou velmi různé. Primárně se LCA používá k identifikaci environmentálního profilu výrobku ve všech jeho fázích životního cyklu a jeho případného zlepšení. Ale může být využita i pro jiné účely. Například pro srovnávání alternativních produktů (tzv. komparativní studie), interní zlepšování výrobních systémů, komunikace s veřejností, environmentální značení produktů, odpadové hospodářství, technologie odstraňování škodlivých látek, ekodesing, náklady životního cyklu (LCC – Life Cycle Costing) a pro hodnocení rizik (Kočí, 2009). V současnosti existují tři úrovně environmentálního značení: typ I, typ

II a typ III. Typ III – Environmentální deklaráce o produktu (EPD) podle ČSN ISO 14025, je udělován konkrétním výrobkům na základě studií LCA. Poskytuje tedy informace o celém životním cyklu výrobku od těžby surovin až po jeho odstranění nebo recyklaci (Kočí, 2009). Například mezi základní zásady ekodesignu patří prosazování bezpečných produktů a služeb, ochrana biosféry, udržitelné užívání přírodních zdrojů, snižování odpadů a zvyšování recyklace, moudré užívání energie, snižování rizika, předávání informací. Strategie ekodesignu pak závisí na tom, zda se jedná o nový výrobek nebo jen o změnu konstrukce výrobku. V případě nového výrobku je třeba zvážit možnosti dematerializace, společného užívání, integrace funkcí a funkčního optima. V případě změny konstrukce výrobku se rozlišuje strategie zaměřená na složení výrobku, strategie zaměřené na stavbu (strukturu) výrobku a strategie zaměřené na obslužné systémy (Remtová, 2003).

Metodu LCA lze také kombinovat s jinými analytickými nástroji environmentálního managementu. Příkladem takové hybridní LCA metody je kombinace dat LCA a Input-output analýzy (IO-LCA). Input-output analýza se nejčastěji používá pro hodnocení ekonomických důsledků (Kočí, 2009). Liping and Bin (2010) na základě této metody porovnávali 28 hospodářských odvětví. Mezi první tři odvětví produkují nejvíce CO₂ zařadili dopravní techniku, tavení a lisování kovů a výrobu elektrické energie a páry (včetně dodávky). Heijungs et al. (2010) navrhuje New LCA. Tento přístup je velmi podobný základnímu rámci LCA, avšak fázi inventarizační analýzy spojili do společného kroku s fází hodnocení dopadů. Základní rámec LCA je v posledních letech rozšiřován také tak, aby mohlo dojít k propojení informací o životním cyklu z environmentálních oblastí s hospodářskou, a především sociální oblastí v rámci udržitelného rozvoje (Guinée et al., 2011). Například Klöppffer (2008) navrhuje rámec Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA). Tento rámec by pak propojoval Posuzování životního cyklu (LCA), Náklady životního cyklu (LCC) a Sociální analýzu životního cyklu (SLCAS).

4. Charakteristika vybraného zařízení

Teplárna v Plané nad Lužnicí patří k významným dodavatelům energií na Táborsku. Je zaměřena na výrobu elektřiny a tepla na principu procesu kombinované výroby (kogeneraci) pro průmyslové podniky a obyvatele měst Planá nad Lužnicí a Sezimovo Ústí.

Teplárna C-Energie Planá před rekonstrukcí, rok 2014:

Součástí technologického zařízení před rekonstrukcí byla kotelna, strojovna s turbínou s regulovanými odběry tepla. Pro výrobu elektřiny sloužila turbína TG3 (46,5MWe) a přídatná zařízení: řízení spotřeby paliva, čištění spalin, chemická úprava vody, parní rozvody, systémy rozvodů elektřiny a kontrolní systémy a systémy monitoringu (C-Energy Planá, 2012). Základní přehledové schéma technologie teplárny před rekonstrukcí je v příloze 3. Kotelna byla postavena v letech 1961–1969. V kotelně se nacházely tři parní kotle označené K1, K2 a K3. Celkový tepelný výkon byl 157,3 MWt. Kotle byly provedeny jako práškové s granulární výsypkou, strmotrubné jednobubnové s přirozenou cirkulací vody a s přímým vháněním uhelného prášku pomocí ventilačního účinku mlýnů do ohniště. V kotelně bylo nainstalováno zařízení pro kontinuální měření emisí firmy ELIDIS (C-Energy Planá, 2012). Jednalo se o parní typ kotle s granulárním topeništěm (č. 65/3,8). Jmenovitý tepelný výkon byl uváděn 157,3 MWt (52,3; 52,3; a 52,7 pro jednotlivé kotle). Jmenovitý parní výkon jednoho kotle byl 65 t/h, maximální přetlak páry 3,8MPa a maximální teplota páry 445°C. Základním palivem bylo hnědé uhlí (13,5MJ/kg) a přídatným palivem LTO (42,3MJ/kg). V kotelně byl také osazen parní kotel K4 na lehký topný olej (LTO) o parním výkonu 25 t/h. Tento kotel byl určen k posílení dodávky páry 1,0 MPa na výrobu ele. energie. Před rekonstrukcí byl zakonzervován a nevyužíval se. Celkový tepelný výkon i s tímto kotlem pak byl 177,3 MWt. Základním palivem bylo v mlýnech upravované hnědé prachové uhlí s nízkým obsahem síry a popelovin. Pro najíždění a stabilizaci hoření byl používán lehký topný olej (LTO). Plynulou vykládku, skladování uhlí, jeho dodávku do zásobníků v kotelně zajišťoval provoz zauhlování. Tento provoz byl situován na východ od výrobního bloku. Pouze dopravníkové pásy se nacházely nad zásobníky v kotelně, uvnitř výrobního bloku (C-Energy Planá, 2012). Spaliny z kotlů byly vedeny do elektrostatických filtrů instalovanými před vstupem spalin do komína, s účinností 99,6 až 99,7 %. Odpopílkování bylo automatické. Popílek z elektrofiltrů byl dopravován

gravitačně do zásobníku, odkud byl odvážen na úložiště nebo využíván pro výrobu ekologických zásypů. Omezení tvorby oxidů dusíku (NO_x) při procesu spalování bylo u kotlů K1, K2 a K3 zajištěno pouze primárním opatřením. Zejména seřízením spalovacích poměrů množstvím přiváděného vzduchu a konstrukcí hořáků a topenišť. Zařízení pro odsíření, vzhledem k jakosti používaného paliva, nebylo nainstalováno. Pára z kotlů byla vedena do společné sběrný. Ze společné sběrnice byla pára odebírána pro kondenzační parní turbínu TG3. Výkon generátoru poháněného turbínou byl vyveden do rozvodny 6 kV. Dále byly na společnou sběrnici připojeny tři parní redukční a chladicí stanice označované RSCH1, RSCH4 a RSCH5 (C-Energie Planá, 2012). Parní kondenzační turbína byla nainstalována v roce 1990. Jednalo se o parní kondenzační typ turbíny se dvěma regulovanými odběry. Turbína byla jednotělesová s 3000 otáčkami za minutu. Jmenovitý výkon byl 46,5 MWe a jmenovitý účinník 0,8. Maximální hltnost 200 t/hod, jmenovitý tlak admisní páry byl 3,4 MPa a jmenovitá teplota admisní páry pak 450°C. Výstupní tlak páry, průtok I. stupeň byl 1,0 MPa, 60 t/h a výstupní tlak páry, průtok II. stupeň byl 0,18 MPa, 75 t/h (C-Energie Planá, 2012).

Teplárna C-Energie Planá po rekonstrukci, rok 2016:

V rámci snahy o snížení celkových emisí škodlivin do ovzduší a o větší diverzifikaci zdrojů energie došlo v teplárně ke komplexní rekonstrukci. Hlavním cílem tedy bylo především vybudování variabilního zdroje, který umožní souběžnou výrobu elektřiny a tepla z různých paliv, především zemního plynu v kogeneračních jednotkách a tuzemského hnědého uhlí v nových kotlích. A v případě potřeby také v záložním plynovém kotli. Hlavní výrobní zařízení teplárny C-Energie Planá po rekonstrukci a modernizaci bylo tvořeno dvěma hnědouhelnými kotli s fluidním ložem K5 a K6 se jmenovitým výkonem 40 t/h vyvedených do společné parní sběrný 4,5MPa (500 °C). Dále plynovým kotlem K4 se jmenovitým výkonem 18,5 t/h zapojeným do parního sběrače 2,1 MPa (300 °C), kondenzačním turbogenerátorem TG3 se dvěma regulovanými odběry na úrovni 1,1 a 0,3 MPa. Součástí zařízení byly také čtyři plynové motorgenerátory o jmenovitém výkonu 9,17 MW každý. Každý plynový motor byl vybaven kotlem na teplo z odpadních spalin (HRSG) o výkonu 4 t/h a ohřívákem topné vody. Také redukčními chladicími stanicemi RCHS2, RCHS4, RCHS5 a RCHS6 pro zajištění dodávky páry do parních sběren 2,1 MPa, 1,1 MPa a 0,3 MPa při výpadku TG3 a pro najíždění kotlů a redukční stanicí RS7 pro najíždění kotle K4 a dodávku páry do sběrný 1,1 MPa a výměníkovými

stanicemi pro napájení horkovodního systému. Základní přehledové schéma technologie teplárny po rekonstrukci je v příloze 4. Celkový elektrický instalovaný výkon byl navýšen z původních 46,5 MWe na cca 57 MWe. Celkový instalovaný tepelný výkon byl naopak snížen z původních 191,7 MWt v uhlí na 109,9 MWt. Z toho 65,8 MWt v uhlí a 43,89 MWt v plynu. Nová technologie roštových kotlů s prvky fluidní techniky umožňuje také částečné použití biomasy (C-Energy Planá, 2016). Od ledna 2013 jsou v teplárně instalovány 4 pístové plynové motory PM1, PM2, PM3 a PM4 o jednotlivém jmenovitém tepelném příkonu 20,05 MW a generátory o elektrickém výkonu cca 4 x 9,17 MWe. Plynové motorgenerátorové jednotky s příslušenstvím jsou umístěny v nově vybudované strojovně. Plynové motory mohou kromě výroby elektrické energie vyrábět i teplo. Plynové motory spalují výlučně zemní plyn z veřejné distribuční sítě. Každý plynový motor má vlastní komín. Celkový jmenovitý tepelný příkon je 80,2 MW. Teplo z chlazení motorů a z jejich spalin se využívá na výrobu páry ve spalínových parogenerátorech a na předehřev topné vody. Emisní limity oxidů dusíku jsou zajišťovány jednak primárním opatřením (pomocí seřízení spalování), a poté v případě potřeby sekundárním opatřením, které představuje zástřík spalin redukčním činidlem. Jako aditivum technologie denitrifikace se používá močovina. Spaliny plynových motorů jsou po vyčištění zavedeny do spalínových parních kotlů, ve kterých se využívá zbytkové teplo spalin k výrobě páry o tlaku 1,1 MPa a teplotě 275°C. Celkem jsou instalovány 4 parogenerátory. Každý je samostatně propojený s jedním plynovým motorem (C-Energy Planá, 2016). Stávající kotle K1, K2 a K3 byly v rámci „Ekologizace a obnovy teplárny“ demontovány a na jejich místě byly instalovány nové uhelné kotle K5 a K6. Stávající kotel K4 byl v roce 2014 upraven na spalování zemního plynu a provozně využíván pouze jako záložní zdroj. Celkový jmenovitý tepelný příkon je 14,94 MW. Jmenovitý parní výkon hnědouhelných kotlů byl 40 t.h⁻¹, jmenovitý tepelný příkon 35,8 MW a jmenovitý tlak přehřáté páry 4,5 ± 0,2 MPa. Jmenovitá teplota přehřáté páry byla 486 ± 5 °C a jmenovitá teplota napájecí vody 105 °C. Maximální výkon kotle byl 44 t.h⁻¹ a minimální výkon kotle 12–14 t.h⁻¹. Účinnost kotle při jmenovitém výkonu byla 91,8 % (HU Bílina) a 90,2 % (HU Sokolov). Teplota spalin na výstupu z kotle činila 130 °C. Najíždějícím palivem je zemní plyn. Jedná se o roštové kotle s prvky fluidní techniky. V provozu jsou od roku 2015. Ve spodní části spalovací komory jsou umístěny dva rošty. Jsou to pevné stacionární rošty ze žáruvzdorné litiny a jsou vyspárovány k odpouštěcímu otvoru. Součástí příslušenství

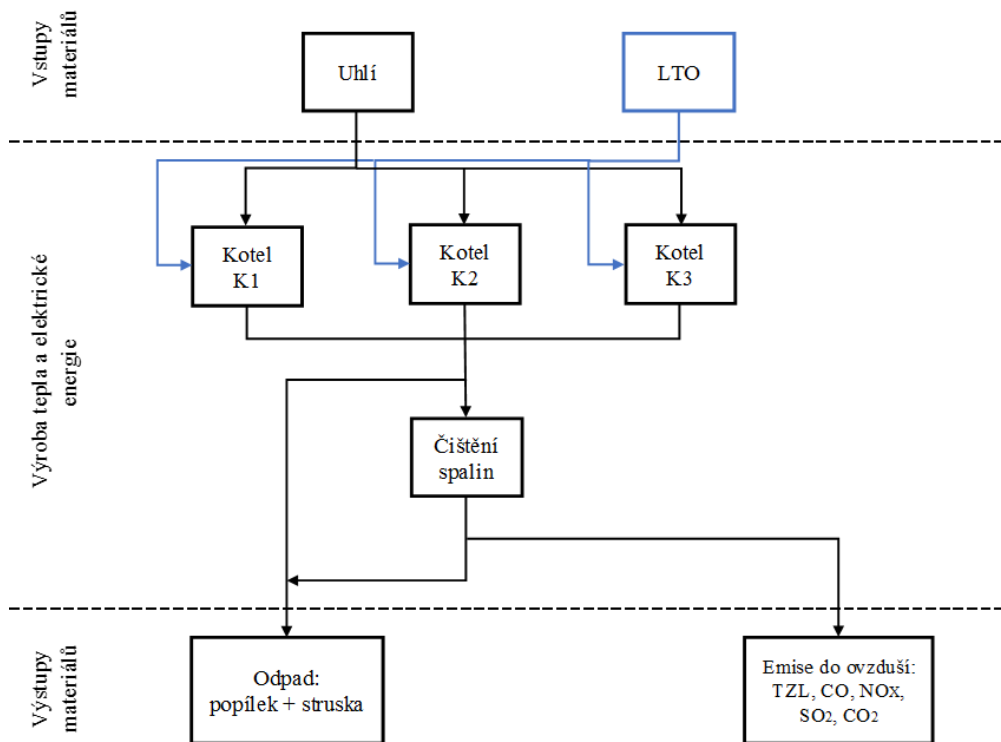
roštu jsou zavzdušňovací komory, vypouštěcí potrubí vrstvy a odsávací potrubí. Do nich je přiváděn primární spalovací vzduch a palivo. Nad rošty je do ohniště přiváděn dýzami sekundární a terciální spalovací vzduch pro dohoření hořlavých plynů z vrstvy a úletového podílu odcházejícího z ní.

Spalovací komora je tvořena membránovými stěnami. Do spalovací komory jsou zaústěny dva najížděcí monoblokové plynové hořáky. Spaliny následně přecházejí obratem pod stropem kotle přes trubkovou mříž do prázdného druhého tahu. Ve spodní části dohořivacího druhého tahu je umístěn žaluziový odlučovač (C-Energy Planá, 2016). Odloučený popílek propadá do výsypky, pod kterou jsou umístěny šnekové dopravníky. Ty vrací zachycenou hrubou frakci zpět do ohniště kotle. Popílek je dopravován zpět do prostoru roštů šnekovými dopravníky. V této části až k odlučovači proudí spaliny stále v kanálu tvořeném membránovými stěnami výparníku. V něm dojde k vychlazení spalin na teploty, které umožňují plechové provedení obratové výsypky. Za kotli jsou umístěny elektroodlučovače. Popílek z elektroodlučovačů je sklepáván do násypky a odtud je šnekovými dopravníky dopraven do 3 sil popílků. Následně je jako odpad vyvážen na skládku, kde je ukládán bez dalšího využití. Struska je od vynašečů soustřeďována ve 2 silech a z nich je gravitačně nakládána na přepravní prostředky a vyvážena na skládku, kde je ukládána bez dalšího využití. Prostor nakládky je zastřešen, násyp je prováděn z výsypných rukávců. Technologie odsíření spalin pracuje na principu mokré vápencové vypírky. Základní blokové schéma této technologie je v příloze 4 (C-Energy Planá, 2016). Hlavním aparátem, ve kterém probíhají reakce mezi plynnou a kapalnou fází a zajišťují záchyt kyselých škodlivin (SO_2), je sprchový absorbér. Ten je tvořen zónou kontaktní (sprchovou) a odlučovačem kapek. Produktem odsíření jsou energosádrovec případně jednorázový odkal. Energosádrovec vzniká odvodněním zahuštěné sádrovcové suspenze ze spodní části absorbéru. Následně je shromažďován v kontejneru a jako odpad, vyvážen na skládku, kde je ukládán bez využití. Jednorázový odkal je v případě potřeby sveden do cisterny k odstranění. Veškeré dopravníkové trasy jsou umístěny v zakrytých dopravních mostech. V roce 2015 také proběhla rekonstrukce původní parní turbíny TG3 o elektrickém výkonu 46,5 MWe na zařízení přizpůsobené novým parametrům páry z kotlů K5 a K6 o jmenovitém výkonu 20MWe a tím došlo ke zvýšení účinnosti výroby elektrické energie (C-Energy Planá, 2016).

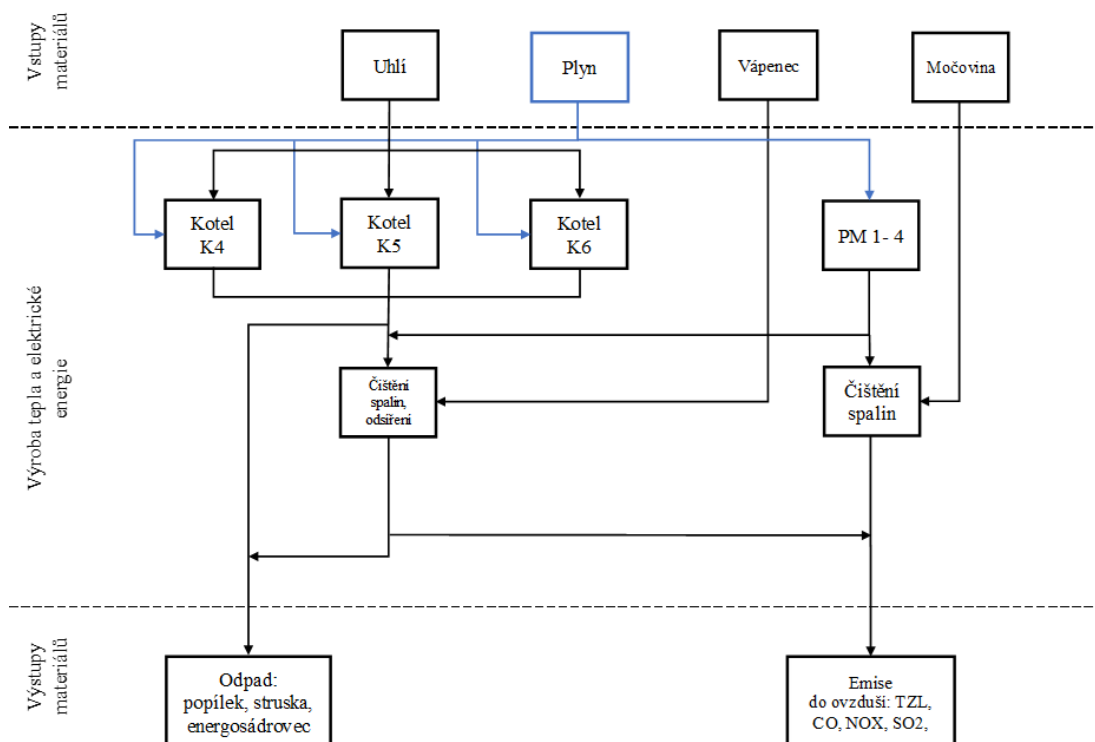
5. Metodika

Na základě dat pocházejících ze zařízení teplárny C-Energie Planá byly identifikovány a kvantifikovány základní materiálové toky vstupních a výstupních látek při kogenerační výrobě tepla a elektrické energie. Množství vody v jednotlivých vstupních a výstupních materiálech nebylo, v souladu s metodami Brunera a Rechbergera (2004), uvažováno. Byly hodnoceny dva výrobní systémy a sledovaná období byla jednoletá. Bylo sledováno období roku 2014 pro systém před rekonstrukcí a období roku 2016 pro systém po rekonstrukci. V prvním systému, rok 2014 před rekonstrukcí, byly využívány k výrobě tepla a elektrické energie práškové kotle s granulační výsypkou. Ve druhém systému, rok 2016 po rekonstrukci, byly původní kotle nahrazeny fluidními kotli a doplněny pístovými plynovými motory.

Na základě zvolených hranic produktového systému, bylo do vstupních údajů pro rok 2014 zahrnuto hnědé uhlí a lehký topný olej. Pro rok 2016 hnědé uhlí, zemní plyn, močovina a vápenec. Do výstupních údajů byly zahrnuty emise do ovzduší a tuhé odpady. Z emisí byly sledovány oxid uhelnatý, oxid uhličitý, oxidy dusíku, oxid siřičitý a tuhé znečišťující látky. Do odpadů byly zahrnuty popílek, struska a pro rok 2016 také energosádrovec. Hranice produktového systému byly zvoleny tak, že nezahrnují materiálové toky spojené s těžbou a dopravou materiálů, s výzkumem, vývojem, výstavbou a rekonstrukcí teplárny. Na straně výstupů pak nezahrnují další nakládání s tuhými odpady. Zvolené hranice produktových systémů jsou na obrázku 3 a 4. Zvolené hranice nezahrnují další využívání tepla pro výrobu elektrické energie. Podíl využitého tepla následně využívaného pro výrobu elektrické energie je proměnlivý, byl v každém ze sledovaných systémů jiný a jeho zařazení by neumožnilo vzájemné srovnání systému z roku 2014 před rekonstrukcí a systému z roku 2016 po rekonstrukci. Přímo vyrobená elektrická energie pomocí plynových motorgenerátorů nebyla do analýzy zahrnuta, vzhledem k nízké spotřebě zemního plynu v motorgenerátorech (přibližně 1,6 % vstupující energie) tento fakt může způsobit nadhodnocení materiálových toků a indikátorů dopadu na životní prostředí maximálně o 1 %.



Obr. 3: Nastavení hranic systému toků v teplárně C-Energie Planá, systém před rekonstrukcí, rok 2014.



Obr. 4: Nastavení hranic systému toků v teplárně C-Energie Planá, systém po rekonstrukci, rok 2016.

Množství jednotlivých vstupních materiálů bylo firmou evidováno na základě dat z dodacích listů. C-Energy Planá uvádí pro rok 2014 (systém před rekonstrukcí) celkovou spotřebu uhlí 99 748 t s průměrnou výhřevností 17,69 GJ/t a celkovou spotřebu LTO 137 t s průměrnou výhřevností 42,3 GJ/t. Účinnost před rekonstrukcí v roce 2014 firma uvádí 77 %. Pro rok 2016 (systém po rekonstrukci) firma uvádí celkovou účinnost 86 %, celkovou spotřebu uhlí 72 050 t s průměrnou výhřevností 17,61 GJ/t a celkovou spotřebu zemního plynu 1 226 t s průměrnou výhřevností 34,81 GJ/t a hustotou 0,69 kg/m³. Vápenec a močovina pro čištění spalin, vzhledem k jakosti používaného paliva, nebyly v systému před rekonstrukcí v roce 2014 používány. Celková množství vstupních materiálů pro systém před rekonstrukcí a pro systém po rekonstrukci jsou uvedena v tabulce 1.

Vstupy - spotřeba surovin: rok 2014	Množství [t]:	Výhřevnost [GJ/t]:	Spotřeba energie [GJ]
Uhlí (K1, K2, K3)	99 748,00	17,69	1 764 542,12
LTO (K1, K2, K3)	137,44	42,30	5 813,71
			1 770 355,83
Vstupy - spotřeba surovin: rok 2016			
Uhlí (K5, K6)	72 050,00	17,61	1 268 800,50
Plyn (K4, K5, K6, PM1 - PM4)	1 225,86	34,81	42 672,05
Vápenec	1 302,36		
Močovina	1,64		
			1 311 472,55

Tab. 1: Spotřeba surovin v C-Energy Bohemia. V roce 2014 celková spotřeba uhlí a LTO, v roce 2016 celková spotřeba uhlí, zemního plynu, vápence a močoviny.

Měřicí místa pro jednorázové měření emisí byla umístěna na komínovém nástavci absorberu o průměru 2 m na úrovni obslužné plošiny ve výšce 38,8 m. Měření probíhala v souladu s vyhláškou č. 415/2012 Sb., vyhláška o přípustné úrovni znečišťování a jejím zjišťování a o provedení některých dalších ustanovení zákona o ochraně ovzduší, v platném znění. Odběry vzorků CO, SO₂, NO_x a CO₂ probíhaly kontinuálním měřením po dobu 6 hodin. Tuhé znečišťující látky (TZL) byly určeny na základě čtyř jednotlivých manuálních měření.

Ze sledovaných emisí v roce 2014 před rekonstrukcí firma uvádí produkci 24 t TZL, 818 t CO, 280 t NO_x, 1 027 t SO₂ a 167 193 t CO₂. a 9 563 t pevných odpadů (popílek, struska). Vzhledem k minimálnímu množství je struska evidována společně s popelovinami. Pro rok 2016 po rekonstrukci firma uvádí produkci 0,5 t TZL, 55 t CO, 93 t NO_x, 16 t SO₂, 118 105 t CO₂, 10422 t popílku a strusky a 2 668 t energosádrovce. Množství celkových emisí do ovzduší pro jednotlivé kotle včetně tuhých odpadů pro rok 2014 je uvedeno v tabulce 2. Celkové emise do ovzduší pro systém po rekonstrukci včetně tuhých odpadů v roce 2016 jsou uvedeny v tabulce 3.

Výstupy: rok 2014	Množství [t]:			Celkem [t]:
	K1	K2	K3	
Emise do ovzduší:				
TZL	12,30	9,90	2,00	24,20
CO	10,60	806,00	1,70	818,30
NO _x	142,10	115,00	23,30	280,40
SO ₂	520,70	421,50	85,40	1 027,60
CO ₂	84 724,60	68 571,50	13 896,90	167 193,00
Odpady:				
Popílek + struska				9 563,40

Tab. 2: Celkové emise do ovzduší včetně odpadů, systém před rekonstrukcí, rok 2014.

Výstupy: rok 2016	Množství [t]:				Celkem [t]:
	K4	K5	K6	PM1 - PM4	
Emise do ovzduší:					
TZL	0,00	0,19	0,27	0,00	0,46
CO	0,01	22,55	32,08	0,00	54,64
NO _x	0,68	37,85	53,85	0,78	93,16
SO ₂	0,00	6,63	9,43	0,34	16,40
CO ₂					118 105,33
Odpady:					
Popílek + struska					10 422,38
Energosádrovec					2 668,29

Tab. 3: Celkové emise do ovzduší včetně odpadů, systém po rekonstrukci, rok 2016.

V roce 2016 po celkové rekonstrukci teplárna vyrobila 1 127 618 GJ tepla na kotlích, což bylo o 230 000 GJ tepla méně než v roce 2014 před rekonstrukcí, viz tabulka 4.

Výroba tepla a ele.energie:	Rok 2014		Rok 2016	
	Celkem [GJ]:	%	Celkem [GJ]:	%
Výroba tepla na kotlích + PM	1 357 522,00	100,00	1 127 618,00	100,00
Teplo pro vlastní spotřebu + ztráty	190 924,00	14,10	136 898,00	12,14
Teplo odběratelům	427 888,00	31,50	486 373,00	43,13
Teplo na výrobu ele.energie	738 710,00	54,40	504 347,00	44,73
Výroba ele.energie	173 052,00		120 299,02	

Tab. 4: Celková výroba tepla a elektrické energie, rok 2014 a 2016.

Zvolenou funkční jednotkou byla výroba 1GJ tepla na výstupu z kotlů, tedy ještě před výrobou elektrické energie. Celková množství vstupních a výstupních materiálů byla, na základě celkové výroby tepla, převedena na základní funkční jednotku 1GJ. Na tvorbu a úpravu digramu vstupů materiálů bylo použito makro pro tabulkový kalkulátor Microsoft Excel: Sankey Helper (DOKA, 2017).

Posouzení základních dopadů kogenerační výroby tepla a elektrické energie na životní prostředí bylo provedeno na základě analýzy materiálových toků a metod LCA. Byl zvolen charakterizační model CML-IA (CML 2001). Na základě této midpointové metody byly zvoleny kategorie dopadu globální klimatická změna, vznik fotooxidantů, acidifikace a eutrofizace. Dále byla zvolena kategorie dopadu úbytek fosilních paliv a indikátor produkce odpadů. Funkční jednotkou pro vyhodnocení indikátorů všech zvolených kategorií dopadů byl 1 GJ vyrobeného tepla. Charakterizačním faktorem pro kategorii dopadu globální klimatická změna, dle zvolené metodiky, byl potenciál globální klimatické změny s časovým horizontem 100 let (GWP_{100}) a jednotku kg CO₂-eq. Použité hodnoty pro jednotlivé plyny byly určeny Mezinárodním panelem pro klimatické změny (IPPC, 2016). Charakterizačním faktorem kategorie dopadu vznik fotooxidantů, dle zvolené metodiky, byl potenciál vzniku troposférického ozónu s nízkými koncentracemi NO_x (POCP_{high-NOx}) s jednotkou kg C₂H₂-eq. Hodnoty pro jednotlivé plyny uvádí Guinée et al, 2002. Charakterizačním faktorem kategorie dopadu acidifikace byl, dle zvolené metodiky, potenciál acidifikace s jednotkou kg SO₂-eq. Hodnoty pro jednotlivé plyny uvádí Guinée et al, 2002. Charakterizačním faktorem kategorie dopadu eutrofizace byl, dle zvolené metodiky, potenciál eutrofizace s jednotkou kg PO₄³⁻. Hodnoty pro jednotlivé plyny uvádí Guinée et al, 2002. Výpočet výsledků indikátorů jednotlivých kategorií dopadů byl proveden z rovnice $V_{i,XY} = CF_{i,XY} \times m_i$, kde $CF_{i,XY}$ je charakterizační faktor pro látku i a kategorii dopadu XY a m_i je hmotnost látky i (kg).

Byla provedena normalizace výsledků indikátorů kategorií dopadů globální klimatická změna, vznik fotooxidantů, acidifikace a eutrofizace podle Guinée et al. (2002), viz příloha 8. Jednotlivé výsledky byly porovnány. Úbytek fosilních paliv byl vypočítán v kilogramech olejového ekvivalentu (kgoe) na základě rovnice $E_s = 23,901 \frac{E_i}{E_o}$, kde E_i je energetická spotřeba paliva na vstupu v GJ, E_o je výroba tepla na kotlích

v GJ. Indikátor produkce odpadů byl vypočítán jako hmotnost odpadů, které byly odstraněny bez využití, tedy jako $m_p = m_v - m_r$, kde m_v je množství vystupujících odpadů a m_r je množství opětovně využitých odpadů.

Uzavírání materiálových toků bylo vyhodnoceno jako podíl veškerých využitých pevných výstupů (popílek, struska, energosádrovec). Plynné a kapalné výstupy nebyly zahrnuty, protože tyto výstupy nebývají v zařízeních na kogenerační výrobu tepla a energie využívány a v jejich případě lze předem říci, že se jedná o zcela otevřený materiálový tok. Oba posuzované systémy byly porovnány na základě hodnot výše zmíněných indikátorů.

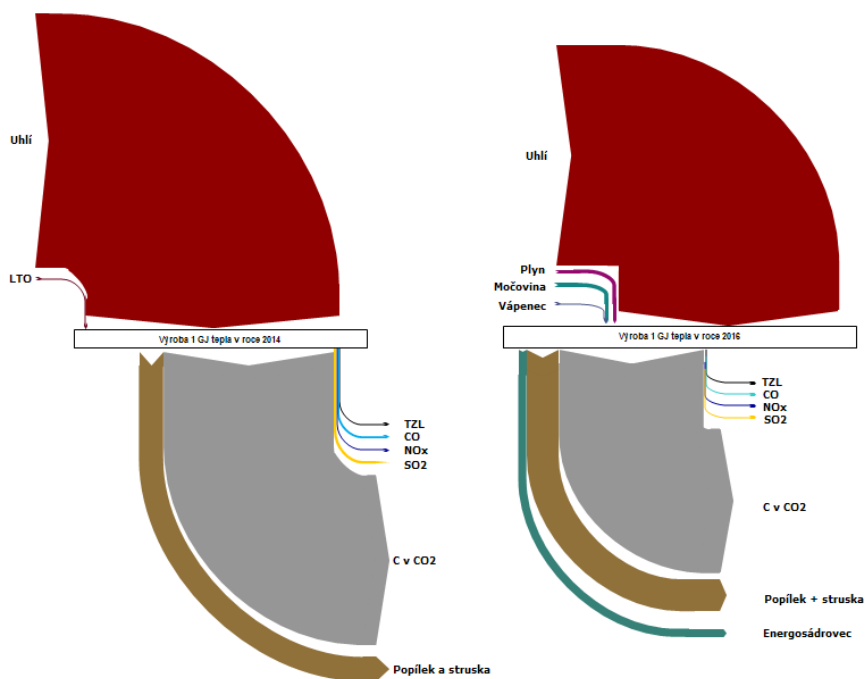
6. Výsledky práce

6.1. Analýza materiálových toků

Na základě změny technologie výroby tepla a elektrické energie v roce 2015 došlo ke změně základních materiálových vstupů. V systému po rekonstrukci (rok 2016) došlo ke snížení spotřeby hnědého uhlí, lehký topný olej se přestal využívat a nově byl k výrobě tepla a elektrické energie využíván zemní plyn. Pro snižování celkových emisí byl novou technologií v roce 2016 využíván vápenec a močovina. Změnou technologie také došlo ke změně v produkci odpadů. V roce 2016 k produkci popílku a strusky přibyl energosádrovec jako produkt odsíření. V roce 2014 před rekonstrukcí bylo na 1 GJ tepla použito 73 kg uhlí a 101 g LTO. V roce 2016 po rekonstrukci bylo na výrobu 1 GJ tepla použito 63 kg uhlí a 1 kg zemního plynu. Hodnoty všech zvolených vstupních a výstupních materiálů, převedených na základní funkční jednotku 1GJ, jsou uvedeny v tabulce 5. Základní přehled o poměru zastoupení všech vstupních a výstupních materiálů, které byly sledovány při výrobě 1 JG tepla uvádí diagram na obrázku 5.

Rok 2014		Rok 2016	
Vstupy při výrobě 1GJ tepla [g]:			
LTO	101,24	Uhlí	63 895,75
Uhlí	73 478,00	Plyn	1 087,12
		Vápenec	1 154,97
		Močovina	1,46
73 579,24		66 139,29	
Výstupy při výrobě 1GJ tepla [g] :			
TZL	17,83	TZL	0,41
CO	602,79	CO	48,46
NO _x	206,55	NO _x	82,62
SO ₂	756,97	SO ₂	14,54
CO ₂	123 160,43	CO ₂	104 738,78
Popílek + struska	7 044,75	Popílek + struska	9 242,83
		Energosádrovec	2 366,31
131 789,32		116 493,94	

Tab. 5: Vstupy a výstupy při výrobě 1GJ tepla (rok 2014 před rekonstrukcí a 2016 po rekonstrukci). Změnou technologie došlo v roce 2016 ke změně vstupních materiálů a ke snížení množství látek na výstupu, kromě pevných odpadů (zvýšení o 65 %).



Obr. 5: Diagram vstupů a výstupů při výrobě 1GJ tepla v rove 2014 a 2016. Vlivem rekonstrukce došlo ke snížení všech materiálových toků, kromě pevných odpadů (popílku, strusky a produktu odsíření – energosádrovce).

V porovnání s rokem 2014, došlo v roce 2016 ke snížení výroby tepla o 229 904 GJ. Také došlo ke snížení spotřeby uhlí o 9,6 kg na 1GJ tepla. V roce 2016 bylo na výrobu 1GJ tepla využito 1 087,12 g zemního plynu. Snížení bylo také zaznamenáno u emisí: TZL o 17,42 g; CO o 554,33 g; NO_x o 123,93 g; SO₂ o 742,43 g; a CO₂ o 18 421,65 g na 1GJ vyrobeného tepla. U pevných odpadů (popílek, struska) byl naopak zaznamenán nárůst množství. Na 1 GJ tepla bylo v roce 2016 vyprodukováno 9 242,83 g popílku a strusky, tedy o 2 198,08 g více než v roce 2014. K tomu je nutné ještě připočítat 2 366,31g energosádrovce na 1GJ tepla. V roce 2016 došlo k 65 % nárůstu množství celkových pevných odpadů (popílek, struska, energosádrovec).

6.2. Hodnocení indikátorů kategorií dopadů

Výsledné hodnoty kategorie dopadu globální klimatické změny V_{GW} , tabulka 6, dokumentují snížení této kategorie dopadu v roce 2016 (systém po rekonstrukci) o 30 % oproti roku 2014 (systém před rekonstrukcí). Dílčí hodnoty V_{GW} pro jednotlivé plyny, které se na této kategorii podílely, jsou uvedeny v tabulce 6.

Látka:	Rok 2014		Rok 2016	
	Množství [kg]	V_{GW} [kg CO ₂ -eq]	Množství [kg]	V_{GW} [kg CO ₂ -eq]
CO	0,60	1,21	0,05	0,10
NO _x	0,21	61,55	0,08	24,62
CO ₂	123,16	123,16	104,74	104,74
	123,97	185,92	104,87	129,46

Tab. 6: Výsledky indikátoru kategorie dopadu globální klimatická změna.

Výsledné hodnoty kategorie dopadu vznik fotooxidantů V_{POC} , tabulka 7, dokumentují snížení této kategorie dopadu v roce 2016 (systém po rekonstrukci) o 93 % oproti roku 2014 (systém před rekonstrukcí). Dílčí hodnoty V_{POC} pro jednotlivé plyny, které se na dané kategorii podílely, jsou uvedeny v tabulce 7.

Látka:	Rok 2014		Rok 2016	
	Množství [kg]	V_{POC} [kg C ₂ H ₄ -eq]	Množství [kg]	V_{POC} [kg C ₂ H ₄ -eq]
CO	0,60	0,02	0,05	0,0013
NO _x	0,21	0,01	0,08	0,0023
SO ₂	0,76	0,04	0,01	0,0007
	1,57	0,06	0,15	0,0043

Tabulka 7: Výsledky indikátoru kategorie dopadu vzniku fotooxidantů.

Výsledné hodnoty kategorie dopadu acidifikace V_A , tabulka 8, dokumentují snížení této kategorie dopadu v roce 2016 (systém po rekonstrukci) o 94 % oproti roku 2014 (systém před rekonstrukcí). Dílčí hodnoty V_A pro jednotlivé plyny, které se na dané kategorii podílely, jsou v tabule 8.

Látka:	Rok 2014		Rok 2016	
	Množství [kg]	V_A [kg SO ₂ -eq]	Množství (kg)	V_A [kg SO ₂ -eq]
NO _x	0,21	0,10	0,08	0,0
SO ₂	0,76	0,91	0,01	0,0
	0,96	1,01	0,10	0,06

Tab. 8: Výsledky indikátoru kategorie dopadu acidifikace.

Výsledné hodnoty kategorie dopadu eutrofizace V_E , tabulka 9, dokumentují snížení této kategorie dopadu v roce 2016 (systém po rekonstrukci) o 67 % oproti roku 2014 (systém před rekonstrukcí). Hodnoty V_E pro plyn, který se na dané kategorii podílel, je v tabulce 9.

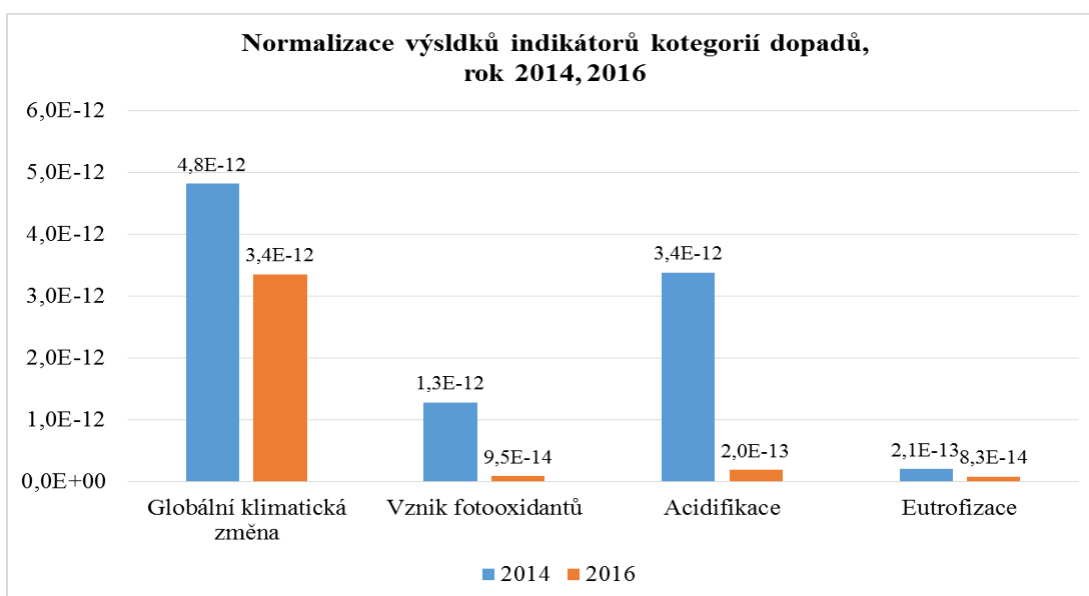
Látka:	Rok 2014		Rok 2016	
	Množství [kg]	V_E [kg PO ₄ ³⁻ -eq]	Množství [kg]	V_E [kg PO ₄ ³⁻ -eq]
NO _x	0,21	0,03	0,08	0,01
	0,21	0,03	0,08	0,01

Tab. 9: Výsledky indikátoru kategorie dopadu eutrofizace.

Výsledné hodnoty indikátoru kategorie dopadu úbytek fosilních paliv byly 31,07 kgoe pro posuzovaný systém z roku 2014 a 27,72 kgoe pro posuzovaný systém z roku 2016. Hodnota indikátoru pro posuzovaný systém z roku 2016 je o přibližně 11 % nižší, než v případě systému z roku 2014. Výsledné hodnoty indikátoru kategorie dopadu produkce odpadů byly 7,04 kg pro posuzovaný systém z roku 2014 a 11,60 kg pro posuzovaný rok 2016. Hodnota indikátoru pro posuzovaný systém z roku 2016 je přibližně o 65 % vyšší, než v případě systému z roku 2014. Vzhledem k následnému ukládání odpadu na skládku bez využití se jedná o zcela otevřený materiálový tok v obou posuzovaných systémech.

6.3. Normalizace výsledků

Vztažením výsledků indikátorů kategorií dopadů V_{GW} , V_{POC} , V_A a V_E k referenčním výsledkům kategorií dopadů (RV_{XY}) dle metodiky CML-IA došlo k normalizaci výsledků. Hodnoty referenčních výsledků výše uvedených kategorií dopadů uvádí Guinée et al. (2002). Normalizované hodnoty pro jednotlivé kategorie dopadu jsou znázorněny na obrázku 6. Na životní prostředí měla největší vliv kategorie dopadu globální klimatická změna u obou sledovaných systémů. Druhých nejvyšších hodnot bylo zaznamenáno u kategorie dopadu acidifikace, a to především v prvním systému, tedy před rekonstrukcí teplárny v roce 2014. V roce 2016 došlo ke snížení kategorie dopadu acidifikace o 94 % v porovnání s rokem 2014 před rekonstrukcí.



Obr. 6: Normalizace výsledků indikátorů kategorií dopadů globální klimatická změna, vznik fotooxidantů, acidifikace a eutrofizace. Pro rok 2016 byl zaznamenán, v porovnání s rokem 2014, pokles hodnot u všech indikátorů uvedených kategorií dopadů.

7. Diskuse

V současné době je kladen důraz na rozvoj technologií, které jsou environmentálně šetrné. Je snaha o minimalizaci všech nežádoucích environmentálních dopadů provozu různých zařízení a využívání vedlejších produktů. K identifikaci šetrnější varianty technologického uspořádání provozu lze využít metodu LCA.

Například Spath et al. (1999) uvádějí, že největší podíl na výrobě elektrické energie má uhlí. Proto by součástí každého plánu na snížení celkových emisí a spotřeby zdrojů mělo být pochopení důsledků výroby elektřiny z uhelných elektráren na životní prostředí. Na základě metody LCA analyzovali systémy, do kterých zahrnuli těžbu uhlí, dopravu a výrobu elektrické energie. Nejvíce CO₂ bylo produkováno právě při spalování uhlí. A to až 93 % z celkových emisí ve všech jimi sledovaných systémech výroby elektrické energie. Také uvádějí, že velké množství CO₂ je vyprodukováno při výrobě vápence a při jeho využívání při odsíření spalin.

Na základě metody LCA a získaných dat od teplárny C-Energie Bohemia bylo zjištěno, že na celkových emisích do ovzduší se také z hodnocených plynů nejvíce podílel oxid uhličitý. V roce 2014 se CO₂ podílel na celkových emisích 98 % a v roce 2016 dokonce 99 %. Při výrobě 1GJ tepla bylo v roce 2014 vyprodukováno 123,2 kg CO₂ a v roce 2016 bylo vyprodukováno 104,7 kg CO₂. Nahrazením původních práškových kotlů s granulační výsypkou novými fluidními kotli a plynovými motory došlo ke snížení CO₂ o 15 %. U oxidu siřičitého došlo dokonce k 98 % snížení jeho celkového množství. Také došlo ke zvýšení průměrné účinnosti kotelny ze 77 % na 86 %. Turconi et al. (2013) poukazují na to, že emise skleníkových plynů nemohou být použity jako jediný indikátor vlivu technologie na životní prostředí. Pouhé zaměření jen na emise skleníkových plynů může vést k chybným závěrům ohledně dopadů technologií na výrobu elektřiny na životní prostředí. Také uvádějí, že mezi základní faktory, které mají vliv na celkové emise skleníkových plynů, patří především energetická účinnost a systém čištění spalin. Z toho vyplývá, že výsledky indikátoru GWP jsou relativně přesné, i když do hranic posuzovaného systému nebyly zahrnuty těžba, doprava a další.

Z výsledků normalizace jednotlivých kategorií dopadů je patné, že největší vliv na životní prostředí měl indikátor kategorie dopadu globální klimatická změna před

rekonstrukcí (4,8E-12) a po rekonstrukci (3,4E-12). Následoval indikátor kategorie dopadu acidifikace (3,4E-12; 2,0E-13), indikátor kategorie dopadu vznik fotooxidantů (1,3E-12; 9,5E-14) a indikátor kategorie dopadu eutrofizace (2,1E-13; 8,3E-14). A to jak u varianty původních práškových kotlů, tak u varianty po rekonstrukci. Podobně Wang a Mu (2014) uvádějí, že při výrobě elektrické energie v uhelných elektrárnách mají největší vliv na životní prostředí indikátor kategorie dopadu globální klimatická změna (GWP), následuje indikátor kategorie dopadu eutrofizace (EP), indikátor kategorie dopadu acidifikace (AP), indikátor kategorie dopadu vznik fotooxidantů (POCP) a indikátor kategorie dopadu úbytek stratosférického ozónu (ODP). Jejich zvolenou funkční jednotkou byl 1kWh elektřiny. Přičemž dopad regionální (1,03E-04) byl větší než dopad globální (1,03E-04). Analýza Wang a Mu (2014) byla zaměřena na výrobu funkční jednotky 1kWh elektřiny. V analýzách provedených v této práci byla funkční jednotkou výroba 1GJ tepla, vystupujícího přímo z kotle, protože při kogenerační výrobě tepla a elektrické energie, kterou se teplárna C-Energy zabývá, je podíl tepla využitý na výrobu elektrické energie a na výrobu tepla proměnlivý. Pro porovnání kogenerační výroby ve zvolených systémech (rok 2014 před rekonstrukcí a 2016 po rekonstrukci) je takto zvolená funkční jednotka vhodnější, a to i přes to, že nelze do analýzy zahrnout systémy následného využívání přehřáté páry a elektrickou energii vyrobenou v motorgenerátorech. Zanedbání vyrobené elektrické energie v motorgenerátorech v systému po rekonstrukci v roce 2016 vedlo k nepatrnému nadhodnocení všech vypočítaných indikátorů, které však vzhledem k relativně malé spotřebě zemního plynu v analyzovaném systému bylo nižší, než 1 %. Užitečné výsledky by také přinesla analýza systému nakládání s vyrobeným teplem při výrobě elektrické energie pomocí turbín a jeho rozvodu ke spotřebitelům, tato analýza však nebyla předmětem práce.

Nahrazením původních práškových kotlů za kotle fluidní, došlo k 13 % snížení množství uhlí na výrobu 1 GJ tepla. Ale vlivem využívání vápence pro odsíření spalin, jehož spotřeba byla v roce 2016 přibližně 1,15 kg na výrobu 1 GJ tepla, zároveň došlo k 65 % nárůstu produkce odpadů (popílku, strusky a nově energosádrovce). V tomto případě se vždy jednalo o odpady nevyužívané. Kovanda (2011) uvádí, že v ČR je opětovně využito 13,68 % vstupujících fosilních paliv. Kovanda (2011) dospěl k závěru, že tyto výstupy většinou neuzavírají materiálový cyklus trvale (použití je jednorázové), jedná se v ČR o významnou část zbytků po spalování uhlí. Dalším

vysvětlením pro zvýšené množství odpadů může být využívání méně kvalitního hnědého uhlí. Vhodným opatřením pro snížení dopadů na životní prostředí spojených s produkcí odpadů by proto mělo spočívat v ověření chemických a fyzikálních vlastností výstupů a nalezení možností jejich materiálového využití ve formě vedlejších produktů nebo odpadů.

8. Závěr

V roce 2015 proběhla v C-Energie Planá celková rekonstrukce zařízení. Důvodem byla především snaha o snížení celkových emisí škodlivin do ovzduší a větší diverzifikace zdrojů energie. Jednalo se o náhradu stávajících dosluhujících uhelných kotlů za moderní fluidní uhelné a plynové kotle. Celkově došlo k navýšení elektrického výkonu ze 46,5 MWe na 56,7 MWe. Na základě rekonstrukce byl nahrazen elektrický výkon 26,5MWe v hnědém uhlí za zemní plyn. Byly posuzovány dopady výroby tepla obou variant na životní prostředí. Prvním systémem bylo zařízení před rekonstrukcí, druhým pak systém po celkové rekonstrukci tohoto zařízení. Posuzování probíhalo na základě identifikace a kvantifikace základních materiálových toků v C-Energie Planá, s.r.o. u obou systémů.

Díky nové technologii (moderní fluidní uhelné kotle a plynové motory) došlo k významnému snížení vlivu na životní prostředí u všech sledovaných indikátorů kategorií dopadů. Největší dopad na životní prostředí (u obou posuzovaných variant) měl indikátor kategorie dopadu globální klimatická změna (GWP). Pro rok 2016 (systém po rekonstrukci) byla vypočtena hodnota 129,46 kg CO₂-eq a v porovnání s rokem 2014 (systém před rekonstrukcí), bylo zjištěno snížení vlivu této kategorie dopadu na životní prostředí o 30 %. U indikátoru kategorie dopadu eutrofizace došlo ke snížení o 60 % a u indikátoru kategorie dopadu vzniku fotooxidantů došlo ke snížení o 92,6 %. K nejvyššímu snížení došlo u indikátoru kategorie dopadu acidifikace, a to o 94,2 %. Zatím se ale nepodařilo omezit produkci množství odpadů. Dokonce bylo zaznamenáno zvýšení produkce popílku a strusky o 24 % na 1GJ vyrobeného tepla. Součástí odpadů u nové technologie pak je i energosádrovec. Energosádrovce bylo vyprodukováno 2,4 kg na 1GJ tepla. Ve sledovaných obdobích nebyl popílek ani energosádrovec certifikován jako výrobek a nebylo možné jejich využití (například ve stavebnictví).

Závěrem lze konstatovat, že volba modernější technologie s vyšší účinností zařízení a se systémem čištění spalin (odsíření, denitrifikace) při kogenerační výrobě tepla a elektrické energie je významným krokem ke snižování negativních vlivů tohoto provozu na životní prostředí a zdraví člověka (vedle zvyšování podílu obnovitelných zdrojů, snižováním spotřeby energie). Také by bylo přínosné, aby i při produkci odpadů (energosádrovc, popílek a struska) bylo možné získat odběratele a pro tyto produkty najít vhodné uplatnění při materiálovém využití. Vzhledem na krátkou dobu provozu nové technologie, by bylo také vhodné další sledování a posuzování základních materiálových toků v tomto zařízení.

Přehled literatury a použitých zdrojů:

- ADRIANO, D., 2014: Environmental impacts of coal combustion residues. *Journal of Environmental Quality*. 22(2), 227 s. ISSN 00472425.
- BAJARE, D., BUMANIS, G., UPENIECE, L., 2013: Coal Combustion Bottom Ash as Microfiller with Pozzolan Properties for Traditional Concrete. *Procedia Engineering*. 57, 149-158. ISSN 18777058.
- BARE, J., GLORIA, T., NORRIS, G., 2006: Development of the Method and U. S. Normalization Database for Life Cycle Impact Assessment and Sustainability Metrics. *Environmental Science*. 40(16), 5108-5115. ISSN 0013936X.
- BAREK, J., BENCKO, V., CVAČKA, J., ŠUTA, M., 1998: Znečištění životního prostředí automobilovými emisemi. *Chemické listy* 92, 794–798.
- BARROS, V., 2006: Globální změna klimatu. Vyd. 1. Praha Mladá fronta a.s. ISBN 80-204-1356-1.
- BRUNER, P., RECHBERGER, H., 2004: Practical handbook of material flow analysis. Boca Raton, FL: CRC/Lewis, 318 s. ISBN 15-667-0604-1.
- C-ENERGY PLANÁ, 2012: Ekologizace a obnova teplárny v Plané nad Lužnicí. *Energetický audit*. U19. Planá nad Lužnicí. 24 s.
- C-ENERGY PLANÁ, 2016: Instalace paroplynové centrály/plynových motorů s dodávkou tepla, substituce kotlů na hnědé uhlí. CZ-Š-0016. Planá nad Lužnicí. 15 s.
- CENIA, Ministerstvo životního prostředí, 2016: Zpráva o životním prostředí České republiky 2015, Praha. ISBN 978-80-85087-38-3.
- CENIA, Ministerstvo životního prostředí, 2016: IRZ – Informace o látkách ohlašovaných do IRZ. Oxidy síry (SO_x/SO₂), (online) [cit.2016.12.15], dostupné z <<http://www.irz.cz/node/80.pdf>>.
- CIA, 2017: The World Factbook, (online) [cit. 2017.30.03], dostupné z <<https://www.cia.gov/library/publications/the-world-actbook/geos/ez.html>>.
- CIAHOTNÝ, K., ČERNÁ, E., MACHÁČKOVÁ, M., 2013: Testování adsorbentů pro separaci oxidu uhličitého z plynů. *Chemické listy* 107, 555–560.

- ČSN EN ISO 14025: Environmentální značky a prohlášení. Environmentální prohlášení typu III. Zásady a postupy. Český normalizační institut, Praha, 2006. 40 s.
- ČSN EN ISO 14040: Environmentální management. Posuzování životního cyklu. Zásady a osnova. Český normalizační institut, Praha, 2006. 36 s.
- ČSN EN ISO 14044: Environmentální management. Posuzování životního cyklu. Požadavky a směrnice. Český normalizační institut, Praha, 2006. 68 s.
- DOKA, 2017: Microsoft Excel. Sankey Helper. (online) [cit.2017.03.20], dostupné z <<http://www.doka.ch/sankey.html>>.
- DONES, R., HECK T., HIRSCHBERG, S., 2004: Greenhouse Gas Emissions from Energy Systems, Comparison and Overview. Encyclopedia of Energy, 77–95. ISBN 9780121764807.
- ECOBA, 2017: CCPs. Specification, (online) [cit.2017.04.01], dostupné z <<http://www.ecoba.com/ecobaccpspec.html>>.
- ERÚ, 2016: Roční zpráva o provozu ES ČR 2015, (online) [cit.2016.09.20], dostupné z <<http://www.eru.cz/cs/elektrina/statistika-a-sledovani-kvality/rocni-zpravy-o-provozu.pdf>>.
- EU, 2010: Strategie Evropa 2020. Strategie pro inteligentní a udržitelný růst podporující začlenění, (online) [cit.2016.09.25], dostupné z <http://ec.europa.eu/europe2020/index_en.html>.
- FINNVEDEN, G., Z. HAUSCHILD, M., Z., EKVALL, T., GUINÉE, J., HEIJUNGS, R., HELLWEG, S., KOEHLER, A., PENNINGTON, D., SUH, S., 2009: Review: Recent developments in Life Cycle Assessment. Journal of Environmental Management. 91(1), 1-21. ISSN 03014797.
- GOEDKOOOP, M., SPRIENSMA, R., 2001: The Eco-indicator 99 A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Pré Consultants. Amersfoort.
- GUINÉE, J., B., GORRÉE, 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., 2002: Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. Iia: Guide. Iib: Operational annex. III: Scientific background. Kluwer Academic Publishers, ISBN 1-4020-0228-9.

- GUINÉE, J., B., HEIJUNGS, R., HUPPES, G., ZAMAGNI, A., MASONI, P., BUONAMICI, R., EKVALL, T., RYDBERG, T., 2011: Life Cycle Assessment: Past Present and Future. *Environmental Science*. 45(1), 90 - 96. ISSN 0013936X.
- HAMMOND, G., P., SPARGO, J., 2014: The prospects for coal-fired power plants with carbon capture and storage: A UK perspective. *Energy Conversion and Management* 86, 476-489.
- HARTMAN, M., SVOBODA, K., TRNKA, O., VESELÝ, V., 1999: Síra při zplyňování uhlí. *Chemické listy* 93, 315–319.
- HEIJUNGS, R., GUINÉE, J., B., HUPPES, G., LANKREIJER, R., M., UDO de HAES, H., A., SLEESWIJK, A., W., ANSEMS, A., M., M., EGELS, P., G., van DUIN, R., de GOEDE, H., P., 1992: Environmental Life Cycle Assessment of Products. Guide report No. 9266. CML Leiden University. ISBN: 90-5191-064-9.
- HEIJUNGS, R., HUPPES, G., GUINÉE, J., B., 2010: Life cycle assessment and sustainability analysis of products, materials and technologies. Toward a scientific framework for sustainability life cycle analysis. *Polymer Degradation and Stability*. 10, 95(3), 422-428. ISSN 01413910.
- HORÁK, J., HOPAN F., ŠYC, M., MACHÁLEK, P., KRPEC, K., OCELKA, T., TOMŠEJ, T., 2011: Bilance emisí znečišťujících látek z malých zdrojů znečišťování se zaměřením na spalování tuhých paliv. *Chemické listy* 105, 851–855.
- HORBAJ, P., 1997: Vznik oxidov dusíka a ich vplyv na rozpad ozónovej vrstvy. *Chemické listy* 91, 833–839.
- HUIJBREGTS, M., A., J., SCHÖPP, W., VERKUIJLEN, E., HEIJUNGS, R., REIJNDERS, L., 2000: Spatially Explicit Characterization of Acidifying and Eutrophying Air Pollution in Life-Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology*. 4(3), 75-92. ISSN 10881980.
- IEA/OECD, 2016: Monthly electricity statistics December 2015, (online) [cit.2016.09.21], dostupné z <<http://www.iea.org/statistics/monthlystatistics.html>>.

- IPCC, 2013: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 1535 s.
- IPCC, 2014: Summary for Policymakers. In: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 30 s.
- KADRNOŽKA, J., 2006: Energie a globální oteplování: Země v proměnách při opatřování energie. Vyd. 1. Brno: VUTIUM. ISBN 80-214-2919-4.
- KADRNOŽKA, J., 2008: Globální oteplování Země: příčiny, průběh, důsledky, řešení. Vyd. 1. Brno: VUTIUM. ISBN 978-80-214-3498-1.
- KAPTEIJN, F., RODRIGUEZ-MIRASOL, J., MOULIJN, J., A., 1996: Heterogeneous catalytic decomposition of nitrous oxide. Applied Catalysis B: Environmental. 9(1-4), 25–64.
- KJÓTSKÝ PROTOKOL, 1997: Kjótský protokol k Rámcové úmluvě OSN o změně klimatu, (online)[cit.2016.09.20], dostupné z <http://www.mzp.cz/cz/kjotsky_protokol.pdf>.
- KLÖPFER, W., 2008: Life Cycle Sustainability Assessment of Products. International Journal of Life Cycle Assessment, 13(2), 89-94. ISSN 1614-7502.
- KOČÍ, V., 2009: Posuzování životního cyklu. Life Cycle Assessment – LCA. Vodní zdroje Ekomonitor, s.r.o., Chrudim. ISBN: 978-80-6832-42-5.
- KOČÍ, V., BURKHARD, J., MARŠÁLEK, B., 2000: Eutrofizace na přelomu tisíciletí. Eutrofizace 2000. Sborník semináře, 3–13.
- KOLÁŘOVÁ, H., KOZLÍK, V., ŠEDIVÝ, V., 2005: Odpad z energetiky. Odpadové fórum, 3/2005, 10-11.
- KOVANDA, J., 2014: Incorporation of recycling flows into economy-wide material flow accounting and analysis: A case study for the Czech Republic. Resources, Conservation and Recycling, 92, 78-84.
- LIPING, J., BIN, CH., 2010: International Society for Environmental Information Sciences 2010 Annual Conference (ISEIS): An Input-output Model to Analyze Sector Linkages and CO₂ Emissions. Procedia Environmental Sciences 2, 1841-1845. ISSN 18780296.

- LUNDIE, S., HUIJBREGTS, M., A., J., ROWLEY, H., V., MOHR, N., J., FEITZ, A., J., 2007: Australian characterisation factors and normalisation figures for human toxicity and ecotoxicity. *Journal of Cleaner Production*, 15(8), 819-832. ISSN 09596526.
- OBALOVÁ, L., PACULTOVÁ, K., 2008: Problematika emisí N₂O ve výrobě HNO₃. *Chemické listy* 102, 487–492.
- ODEH, N., A., COCKERILL, T., T., 2008: Life cycle analysis of UK coal fired power plants. *Energy Conversion and Management*. 49(2): s. 212–220. ISSN 01968904.
- PÉREZ-RAMÍREZ, J., KAPTEIJN, F., SCHÖFFEL, K., MOULIJN, J., A., 2003: Formation and control of N₂O in nitric acid production. Where do we stand today? *Applied Catalysis B, Environmental*. 44(2), 117–151.
- REMTOVÁ, K., 2003: Ekodesing. Ministerstvo životního prostředí. Praha. ISBN 80-7212-230-4.
- RICHTER, M., 2004: Technologie ochrany ŽP, část II. Ochrana ovzduší. Univerzita J. E. Purkyně, Ústí nad Labem. ISBN 80-7044-585-8.
- SLEESWIJK, A., W., VAN OERS, L., F., C., M., GUINÉE, J., B., STRUIJS, J., HUIJBREGTS, M., A., J., 2008: Normalisation in product life cycle assessment: An LCA of the global and European economic systems in the year 2000. *Science of the Total Environment*. 390(1), 227-240. ISSN 00489697.
- SPADERO, J., V., LANGLOIS, L., HAMILTON, B., 2000: Greenhouse gas emissions of electricity generation chains. Assessing the difference. *IAEA Bulletin*. 42(2), 19-24.
- SPATH, P., L., MANN, M., K., 1999: Life Cycle Assessment of Coal-fired Power Production. National Renewable Energy Laboratory, Golden, CO, TP-570-25119.
- TURCONI, R., BOLDRIN, A., ASTRUP, T., 2013: Life cycle assessment (LCA) of electricity generation technologies: Overview, comparability and limitations. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 28, 555–565.
- VONDRÁKOVÁ, K., 2015: Následná péče o skládky a biooxidační filtry. *Chemické listy* 109, 836-840.

- Vyhláška č. 415/2012 Sb. o přípustné úrovni znečišťování a jejím zjišťování a o provedení některých dalších ustanovení zákona o ochraně ovzduší, v platném znění.
- WANG, CH., MU, D., 2014: An LCA study of an electricity coal supply chain. *Journal of Industrial Engineering and Management*. 7(1), 311-335. ISSN 20138423.
- WEIDEMA, B., P., THRANE, M., CHRISTENSEN, P., SCHMIDT J., LØKKE, S., 2008: Carbon Footprint. *Journal of Industrial Ecology*. 12(1), 3-6. ISSN 10881980.
- WEISSER, D., 2007: A guide to life-cycle greenhouse gas (GHG) emissions from electric supply technologies. *Energy*. 32(9), 1543-1559. ISSN 03605442.
- WICHTERLOVÁ, J., ROUBÍČEK, V., PÁNEK, P., 2008: Zachycování emisí CO₂ z průmyslových zdrojů. *Chemické listy* 102, 500–505.
- WITTMAYER, M., LANGER, S., SAWILLA, B., 2009: 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*. 9(5). ISSN 0956053X.
- WMO, 2011: Scientific Assessment of Ozone Depletion: 2010. Global Ozone Research and Monitoring Project-Report No. 52, Geneva, Switzerland, 516 s.
- WRI, 2016: Climate Analysis Indicators Tool (CAIT). Climate data explorer. Historical emissions, (online) [cit.2016.09.20], dostupné z <<http://cait.wri.org/historical.html>>.
- Zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech a o změně některých dalších zákonů, v platném znění.

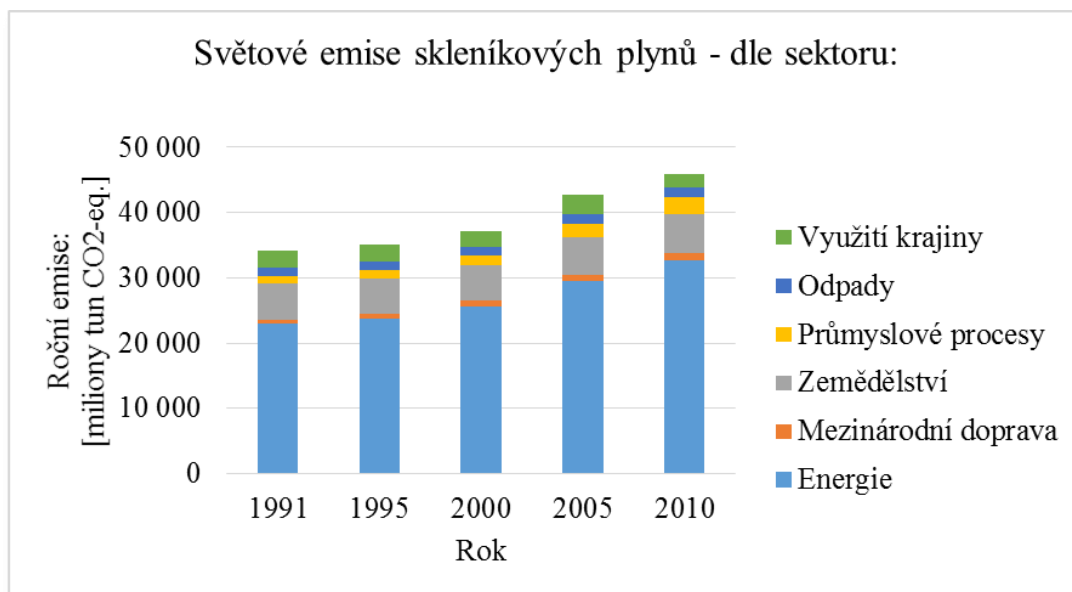
Seznam obrázků:

Obr. 1: Postupy v metodě MFA	25
Obr. 2: Hlavní proces MFA a jeho integrace a desintegrace	26
Obr. 3: Nastavení hranic systému toků v teplárně, rok 2014	42
Obr. 4: Nastavení hranic systému toků v teplárně, rok 2016	43
Obr. 5: Diagram vstupů a výstupů při výrobě 1GJ tepla	48
Obr. 6: Normalizace výsledků indikátorů kategorií dopadů	51

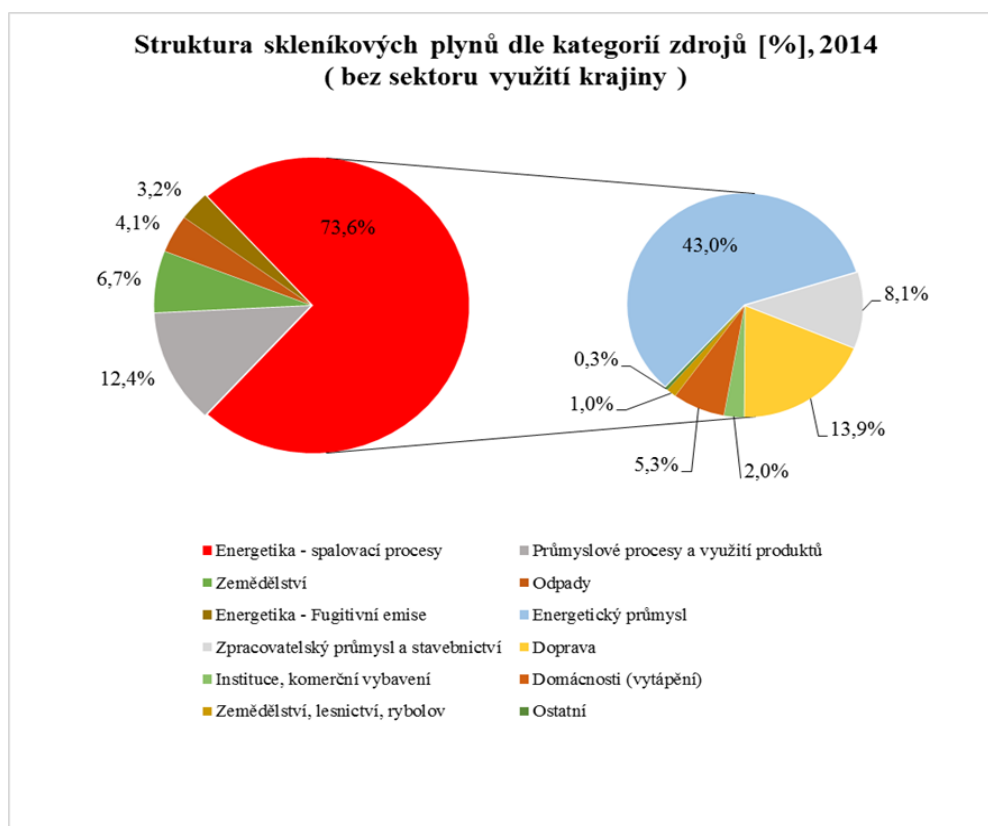
Seznam tabulek:

Tab. 1: Spotřeba surovin v C-Energy, rok 2014 a 2016	44
Tab. 2: Celkové emise včetně odpadů, rok 2014	45
Tab. 3: Celkové emise včetně odpadů, rok 2016	45
Tab. 4: Celková výroba tepla a elektrické energie, rok 2014 a 2016	45
Tab. 5: Vstupy a výstupy při výrobě 1GJ tepla, rok 2014 a 2016	48
Tab. 6: Výsledek indikátoru kategorie dopadu globální klimatická změna	49
Tab. 7: Výsledky indikátoru kategorie dopadu vzniku fotooxidantů	49
Tab. 8: Výsledky indikátoru kategorie dopadu acidifikace	50
Tab. 9: Výsledky indikátoru kategorie dopadu eutrofizace	50

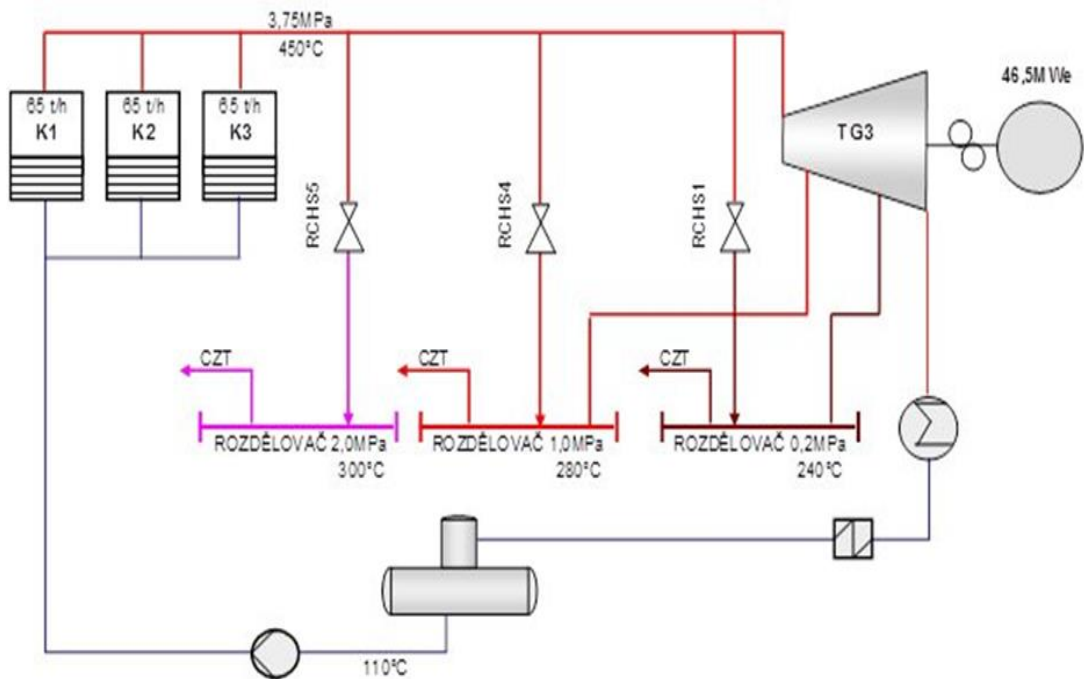
Přílohy



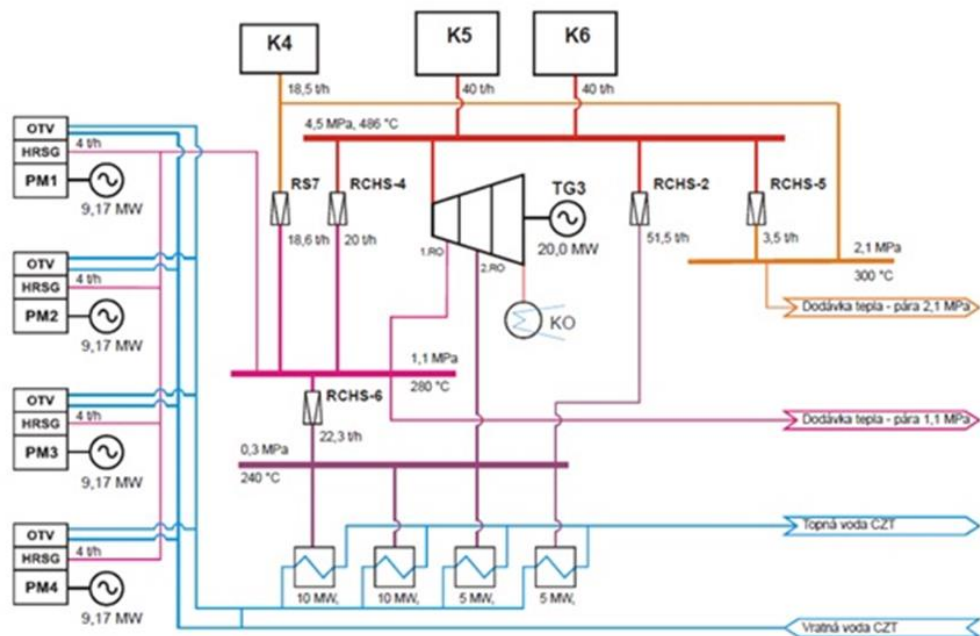
Příloha 1: Světové emise skleníkových plynů – dle sektoru (WRI, 2016).



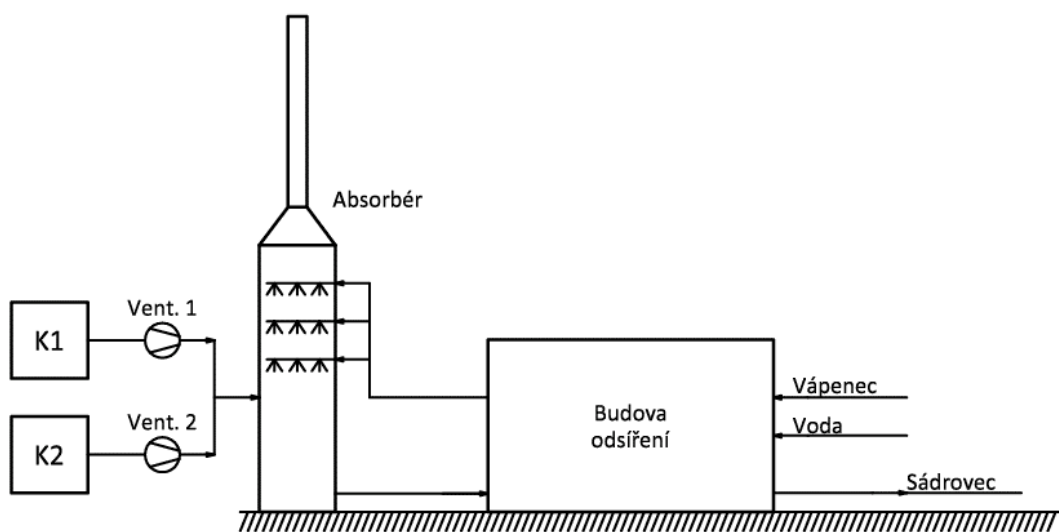
Příloha 2: Struktura skleníkových plynů v ČR dle kategorií v roce 2014 (CENIA, 2016).



Příloha 3: Přehledové schéma technologie teplárny před rekonstrukcí, rok 2014 (C-Energy Planá, 2012).



Příloha 4: Přehledové schéma technologie teplárny po rekonstrukci, rok 2016 (C-Energie Planá, 2016).



Příloha 5: Základní blokové schéma odsíření, rok 2016 (C-Energie, 2016).

Kategorie dopadu:	Příčina:	Látka:	Charakterizační faktor:
Lidské zdraví	Respirační nemoci	VOC	6,46E-07 DALY/kg
		PM10	3,75E-04 DALY/kg
		PM2,5	7,00E-04 DALY/kg
		NO	1,37E-04 DALY/kg
		NO ₂	8,87E-05 DALY/kg
		SO ₂	5,46E-05 DALY/kg
		SO ₃	4,37E-05 DALY/kg
	Klimatické změny	CO ₂	2,01E-07 DALY/kg
		CH ₄	4,40E-06 DALY/kg
		N ₂ O	6,90E-05 DALY/kg
	Úbytek stratosférického ozónu	1,1,1-trichlorethan	1,26E-04 DALY/kg
		CFC-11	1,05E-03 DALY/kg
		CFC-113	9,48E-04 DALY/kg
Halon-1211		5,37E-03 DALY/kg	
Halon-2402		7,37E-03 DALY/kg	
HCFC-22		4,21E-05 DALY/kg	
Methyl bromid	6,74E-04 DALY/kg		

Příloha 6: Příklady charakterizačních faktorů v Eco-indikator 99 (Goedkop a Spriensma, 2001).

Plyn	Radiční účinnost ($\text{Wm}^{-2} \text{ppb}^{-1}$):	Potenciál globální klimatické změny pro daný časový horizont (GWP):	
		20 let	100 let
CO ₂	$1,37 \times 10^{-5}$	1	1
CH ₄	$3,63 \times 10^{-4}$	84	28
N ₂ O	$3,00 \times 10^{-3}$	264	265
SF ₆	0,570	17,500	23,500
CF ₄	0,090	4880	6630

Příloha 7: Přehled hodnot GWP pro vybrané prvky (IPCC, 2016).

Kategorie dopadu:	RV _{XY} (kg ref. látka- eq/rok) globální, rok 1995	RV _{XY} (kg ref. látka- eq/rok/1obyvatel) globální, rok 1995
Globální klimatická změna	3,860E + 13	6,83E + 03
Acidifikace	2,99E + 11	5,29E + 01
Eutrofizace	1,29E + 11	2,28E + 01
Ekotoxicita sladkovodní	2,03E + 12	3,59E + 02
Ekotoxicita terestrická	2,68E + 11	4,74E + 01
Humánní toxicita	4,98E + 13	8,80E + 03
Úbytek abiotických zdrojů	1,57E + 11	2,77E + 01
Úbytek stratosférického ozónu	5,15E + 08	9,11E -02
Tvorba fotooxidantů	4,55E + 10	8,04

Příloha 8: Hodnoty referenčních výsledků indikátorů kategorií dopadů RV_{XY} pro rok 1995 (Guinée et al, 2002).

Látka:	Chemický vzorec:	Životnost (v letech):	ODP1 [kg CFC-11-eq/kg]	ODP2 [kg CFC-11-eq/kg]
CFC-11	CCl ₃ F	45	1	1
CFC-113	C ₂ F ₃ Cl ₃	85	0,8	0,85
Halon - 1211	CF ₂ ClBr	16	3	7,9
Halon - 2402	C ₂ F ₄ Br ₂	20	6	13
HCFC-22	CHCl ₂	11,9	0,055	0,04
Methyl bromid	CH ₃ Br	0,66	0,8	0,7
1,1,1- trichlorethan	C ₂ H ₃ Cl ₃	5	0,1	0,16

Příloha č. 9: Hodnoty ODP vybraných látek (WMO, 2011). ODP1 hodnoty dle Montrealského protokolu, ODP2 hodnoty dle WMO 2011.

Látka:	APi [kg SO₂-eq/kg]
Amoniak (NH ₃)	1,6
Oxidy dusíku (NO _x)	0,5
Oxidy síry (SO _x)	1,2

Příloha č. 10: Průměrné evropské acidifikační potepciály vybraných látek (Guinée et al, 2002).

Látka:	EPI [kg PO₄³⁻-eq/kg]
Oxidy dusíku (NO _x)	0,13
Oxid dusnatý (NO)	0,2
Fosforečnanový iont (PO ₄ ³⁻)	1
Kyselina fosforečná (H ₃ PO ₄)	0,97

Příloha č. 11: Charakterizační faktory eutrofizace vybraných látek (Guinée et al, 2002).

Látka:	POCP_{high-NOx} [kg C₂H₄-eq/kg]
Ethen (C ₂ H ₄)	1
Oxid uhelnatý (CO)	0,027
Metan (CH ₄)	0,006
Oxid dusičitý (NO ₂)	0,028
Oxid siřičitý (SO ₂)	0,048

Příloha č. 12: Potenciály vzniku troposférického ozónu pro vybrané látky (Guinée et al, 2002).