

Univerzita Pardubice  
Fakulta ekonomicko-správní

Metody informační podpory pro potřeby veřejného sektoru při  
utváření a realizaci veřejných politik

Ing. Robert Baťa, Ph.D.

Habilitační práce

2019

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem tuto práci vypracoval samostatně. Veškeré literární prameny a informace, které jsem v práci využil, jsou uvedeny v seznamu použité literatury.

Byl jsem seznámen s tím, že se na moji práci vztahují práva a povinnosti vyplývající ze zákona č. 212/2000 Sb., autorský zákon, zejména se skutečností, že Univerzita Pardubice má právo na uzavření licenční smlouvy o užití této práce jako Školního díla podle § 60 odst. 1 autorského zákona, a s tím, že pokud dojde k užití této práce mnou nebo bude poskytnuta licence o užití jinému subjektu, je Univerzita Pardubice oprávněna ode mne požadovat přiměřený příspěvek na úhradu nákladů, které na vytvoření díla vynaložila, a to podle okolností až do jejich skutečné výše.

Souhlasím s prezenčním zpřístupněním své práce v Univerzitní knihovně Univerzity Pardubice.

V Pardubicích dne 20.11.2019

## **Anotace**

Habilitační práce se zabývá oblastí veřejných politik v kontextu udržitelné energetiky. Zvolený pracovní postup vychází z přehledu determinantů, které v obecné rovině ovlivňují jak utváření náplně veřejných politik, tak jejich realizaci. Na tomto základě jsou navrženy a následně aplikovány modifikované metody managementu látkových a energetických toků pro potřeby veřejného sektoru. Ve třech případových studiích je demonstrováno, že v rámci vybraných okruhů, které představují předmět veřejných politik a následně jsou transformovány do jejich konkrétní náplně, lze poskytnout zejména realizátorům, ale i tvůrcům těchto politik nástroje, které srozumitelným a objektivním způsobem prezentují informace o povaze procesů, jež jsou předmětem jejich rozhodování.

Tento multioborový pohled, a v rámci něho navržené nástroje tak překlenují potenciální neefektivitu, která může být výsledkem politických rozhodnutí o procesech technického rázu a zvyšují tak efektivitu při dosahování cílů v oblasti veřejných politik, v tomto případě v oblasti udržitelné energetiky.

## **Klíčová slova**

Veřejný sektor, modelování látkových a energetických toků, Petriho sítě, veřejné politiky, udržitelnost, energetika.

## **Annotation**

The habilitation thesis deals with the field of public policies in the context of sustainable energy production. The chosen workflow is based on an overview of determinants that generally affect both the formulation of the content of public policies and their implementation. On this basis, modified methods of material and energy flow management are designed and applied for the needs of the public sector. In three case studies, it is demonstrated that within selected areas which are the subject of public policies and subsequently are transformed into their specific content, it is possible to offer to implementers as well as to policy makers tools, that present informations about the nature of processes which are subject to their decision. These tools provide at the same time information in a comprehensible and objective way.

This multidisciplinary perspective and the proposed tools bridge the potential inefficiencies that may result from political decisions on technical processes and increase efficiency in achieving public policy objectives, in this case of sustainable energy.

## **Keywords**

Public sector, modeling of material and energy flows, Petri nets, public policies, sustainability, energy.

## Obsah

Úvod.....	10
1. Vývoj a současný stav poznání .....	12
1.1 Veřejné politiky a jejich determinanty .....	15
1.2 Výběr typu veřejných politik .....	18
1.3 Veřejné politiky EU .....	21
1.4 Realizace veřejných politik.....	22
1.5 Nástroje informační podpory v podmínkách veřejného sektoru.....	22
2 Cíl práce.....	31
3 Postup zpracování.....	33
3.1 Analýza výsledků veřejných politik .....	33
3.2 Výběr metod pro informační podporu.....	34
3.2.1 Environmentální manažerské účetnictví (EMA).....	36
3.2.2 Sankeyův diagram.....	37
3.2.3 Petriho síť.....	37
3.2.4 Softwarová prostředí pro modelování látkových a energetických toků a jejich výběr.....	42
3.3 Metoda případových studií .....	43
4 Porovnání cílů veřejných politik s reálnými výsledky .....	45
4.1 Vývoj indikátorů udržitelnosti v zemích EU .....	45
4.2 Vývoj indikátorů udržitelnosti celosvětově .....	49
4.3 Přepočtená spotřeba primární energie jako indikátor úspěšnosti veřejných politik 51	
4.4 Světová produkce primární energie dle druhů jako indikátor úspěšnosti veřejných politik .....	52
5 Návrh nástrojů pro podporu rozhodování .....	57
5.1 Případová studie 1 - modelování komparace čistých energetických výnosů biopaliv .....	57
5.1.1 Cíl případové studie .....	58
5.1.2 Výběr energetických plodin pro komparaci pomocí modelu.....	59
5.1.3 Dílčí metodika.....	60
5.1.3.1 Příprava dat za řepku olejnou pro konstrukci modelu .....	64
5.1.3.2 Příprava dat za cukrovou řepu pro konstrukci modelu.....	68
5.1.3.3 Příprava dat za biolih vyráběný ze pšenice pro konstrukci modelu .....	71
5.1.4 Zpracování modelu energetických toků pro podporu rozhodování .....	75
5.1.4.1 Základní model.....	76
5.1.4.2 Model pro sledované plodiny .....	77
5.1.5 Možnosti informační podpory pro utváření veřejných politik v oblasti udržitelné energetiky na základě zkonstruovaného modelu.....	82
5.1.6 Dílčí diskuse .....	85
5.1.7 Dílčí závěry .....	88
5.2 Případová studie 2 – energetické souvislosti recyklace papíru. ....	90
5.2.1 Cíl případové studie .....	90
5.2.2 Dílčí metodika.....	91
5.2.3 Modelování energetického využití papíru .....	92
5.2.4 Výsledky a dílčí diskuse .....	97
5.2.5 Dílčí závěry .....	102
5.3 Případová studie 3 – struktura výstupů bioplynové stanice v kontextu politiky podpory obnovitelných zdrojů.....	105
5.3.1 Cíl případové studie .....	106
5.3.2 Dílčí metodika.....	106

5.3.3	Příprava dat a charakteristika procesu.....	109
5.3.4	Emise ze spalování bioplynu .....	109
5.3.4.1	Bioplynová stanice v Litomyšli – empirická data .....	109
5.3.4.2	Proces produkce energie.....	110
5.3.5	Charakteristika modelu .....	112
5.3.6	Výsledek modelování.....	116
5.3.7	Ověření správnosti modelu na datech za jinou bioplynovou stanicí....	117
5.3.8	Dílčí závěr.....	119
6	Výsledky práce a doporučení pro veřejnou politiku .....	121
7	Závěr.....	126
	Zdroje: .....	130
	Příloha 1: Populace EU .....	145
	Příloha 2: Vývoj rozlohy osevních ploch pro energetické plodiny v ČR.....	146
	Příloha 3 Vlastnosti použité Petriho sítě .....	147
	Příloha 4: Ověření správnosti základního modelu .....	148

## Seznam tabulek

Tabulka 1: Světová produkce primární energie podle typu.....	53
Tabulka 2: Struktura světové produkce primární energie dle druhu .....	54
Tabulka 3: Průměrná úroda řepky olejné na hektar, spotřeba paliva na hektar pěstované plodiny .....	66
Tabulka 4: Průměrná úroda cukrové řepy na hektar, spotřeba paliva na hektar pěstované plodiny .....	69
Tabulka 5: Průměrná úroda pšenice na hektar, spotřeba paliva na hektar pěstované plodiny .....	72
Tabulka 6: Vypočtený čistý energetický zisk a index EROEI dle plodin .....	75
Tabulka 7: Dopředná incidenční funkce $P \times T$ .....	76
Tabulka 8: Zpětná incidenční funkce $T \times P$ .....	77
Tabulka 9: Kapacity míst $K$ .....	77
Tabulka 10: Počáteční značení $M_0$ .....	77
Tabulka 11: Účinnost přeměny dle jednotlivých plodin.....	78
Tabulka 12: Dopředná incidenční funkce $P \times T$ .....	80
Tabulka 13: Zpětná incidenční funkce $T \times P$ .....	80
Tabulka 14: Kapacity míst $K$ .....	81
Tabulka 15: Počáteční značení $M_0$ .....	81
Tabulka 16: Množství vyříděného papíru v městě Děčín za rok [t].....	93
Tabulka 17: Výroba a podíl tříděného papíru z obalů v ČR [t].....	93
Tabulka 18: Dopředná incidenční funkce $IC$ : .....	96
Tabulka 19: Zpětná incidenční funkce $QC$ : .....	97
Tabulka 20: Množství emisí v kg při výrobě tepelné energie z 1 074,45 t papíru.....	98
Tabulka 21: Množství bioplynu z vybraných vstupů.....	110
Tabulka 22: Parametry kogeneračních jednotek .....	111
Tabulka 23: Souhrn údajů o emisích za motory kogenerační jednotky .....	111
Tabulka 24: Dopředná incidenční funkce $IC$ : .....	115
Tabulka 25: Zpětná incidenční funkce $QC$ : .....	115
Tabulka 26: Specifikace poměru vstupů a výstupů.....	116
Tabulka 27: Výstupy modelu .....	117
Tabulka 28: Technické parametry bioplynové stanice v Třeboni .....	118
Tabulka 29: Vývoj světové populace .....	145
Tabulka 30: Vývoj rozlohy osevních ploch energeticky využitelných plodin v ČR.....	146
Tabulka 31: Empirická data a EROEI pro biolih produkovaný z cukrové řepy za roky 2011 – 2017 ...	148
Tabulka 32: Empirická data a EROEI pro biolih produkovaný z pšenice za roky 2011 – 2017 .....	150
Tabulka 33: Empirická data a EROEI pro řepkový olej produkovaný z řepky olejné v letech 2011 – 2014 ..	151

## Seznam obrázků

Obrázek 1: Zapojení manažerských nástrojů do systému veřejného sektoru .....	12
Obrázek 2: Diagram vybraných vazeb při tvorbě a realizaci veřejných politik.....	31
Obrázek 3: Princip environmentálního působení lidských aktivit. ....	35
Obrázek 4: Graficky znázorněné prvky Petriho sítě .....	38
Obrázek 5: Příklad použití značky v modelu Petriho sítě.....	39
Obrázek 6: Vývoj spotřeby primární energie v zemích EU za období 1980-2016 .....	45
Obrázek 7: Vývoj spotřeby primární energie v zemích EU dle kategorií za období 1980-2016 .....	46
Obrázek 8: Průměr spotřeby primární energie na osobu v EU za období 1980-2015.....	47
Obrázek 9: Spotřeba primární energie na 1 USD HDP v EU za období 1980-2016 .....	48
Obrázek 10: Meziroční přírůstek světové populace .....	50
Obrázek 11: Vývoj spotřeby energie na 1 USD HDP (celosvětově) .....	51
Obrázek 12: Celosvětový vývoj spotřeby primární energie na 1 osobu .....	52
Obrázek 13: Vývoj podílu obnovitelných zdrojů na celkové světové produkci primární energie.....	55
Obrázek 14: Základní princip konceptu čistého energetického výstupu biopaliv. ....	61
Obrázek 15: Základní segment modelu pro jednu energetickou plodinu. ....	76
Obrázek 16: Model produkce biopaliv z cukrové řepy, pšenice a řepky olejné. ....	79
Obrázek 17: Porovnání výstupu modelu pro informační podporu a empirických dat. ....	82
Obrázek 18: Predikce energetických zisků při aplikaci nové technologie pro pěstování řepky olejné.....	83
Obrázek 19: Predikce vývoje čistého energetického zisku v případě, že by byla osevní plocha pro řepku olejnou rozšířena na 2 ha, zatímco pro ostatní plodiny 1 ha. ....	84
Obrázek 20: Predikce vývoje čistého energetického zisku v případě změn osevních ploch. ....	85
Obrázek 21: Vývojový diagram procesu nakládání s vytříděným papírem dle hierarchie nakládání s odpady.....	92
Obrázek 22: Schéma modelovaného procesu nakládání s vytříděným papírem. ....	95
Obrázek 23: Model pro informační podporu v otázkách recyklace a energetického využití papíru (výroba tepla) implementovaný v prostředí Umberto .....	96
Obrázek 24: Vliv počtu kol recyklace na podíl zbývajících papíru z původního množství.....	99
Obrázek 25: Porovnání energetických zisků z využití papíru při recyklaci a následném spalování a při spalování bez recyklace .....	101
Obrázek 26: Návrh modelu využití biomasy v bioplynové stanici .....	107
Obrázek 27: Model pro informační podporu implementovaný v prostředí Umberto 5.5.....	112
Obrázek 28: Reálný stav vybraných procesů, jež jsou předmětem působení veřejných politik.....	124
Obrázek 29: Porovnání empirických dat a výstupu modelu pro biolh vyráběný z pšenice .....	150
Obrázek 30: Porovnání empirických dat a výstupu modelu pro čistý energetický zisk z řepkového oleje .....	152

## Seznam použitých zkratk

CBA	Cost Benefit Analysis – analýza nákladů a přínosů
COFOG	klasifikace funkcí vládních institucí
CPC	Cleaner Production Concept - koncept čistší produkce
ČSÚ	Český statistický úřad
ČTK	Česká tisková kancelář
EIA	Enviromental Impact Assessment – posuzování vlivu na životní prostředí
EMAS	Program systému environmentálního řízení a auditu
EPD	Environmental Product Declarations - environmentální prohlášení o produktu
ERoEI	Energy Returned on Energy Invested – podíl získané a investované energie
HDP	hrubý domácí produkt
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change - mezivládní panel pro ochranu klimatu
LCA	Life Cycle Assessment – posuzování životního cyklu výrobku
LCC	Life Cycle Costing – posuzování nákladů na životní cyklus
MEŘO	metylester řepkového oleje
MFA	Material Flow Analysis – analýza látkových toků
MFCA	Material Flow Cost Accounting – účtování nákladů látkových toků
MV ČR	Ministerstvo vnitra České republiky
MZ ČR	Ministerstvo zdravotnictví České republiky
MZV ČR	Ministerstvo zahraničních věcí České republiky
MŽP ČR	Ministerstvo životního prostředí České republiky
NASA	National Aeronautics and Space Administration - Národní úřad pro letectví a kosmonautiku
NUTS	Nomenclature of Units for Territorial Statistics - nomenklatura územních statistických jednotek
ODS	Občanská demokratická strana
OECD	Organizace pro hospodářskou spolupráci a rozvoj
OSN	Organizace spojených národů
PBS	Planning Balance Sheet – plánovací rozvaha
PPBS	Planning-Programming-Budgeting Systems – plánovací, programovací rozpočtový systém
UN	United Nations - Organizace spojených národů
UNCED	United Nations Conference on Environment and Development - konference OSN O životním prostředí a rozvoji
VÚSC	vyšší územní samosprávné celky



## Seznam použitých symbolů

C	konečná množina použitých barev C
C	tabulková výhřevnost biopaliva
$C_v$	výhřevnost jednoho litru biopaliva
d	hustota nafty
$D_e$	energie potřebná pro výrobu 1 kg dusíkatého hnojiva
E	množství energie v MJ obsažené v biopalivu
EE	konečná množina prázdných hran
$E_f$	energetický obsah dusíkatých hnojiv
$E_{ch}$	energetická náročnost výroby postřiků pro řepku olejnou
$E_i$	množství energie spotřebované zemědělskou technikou
$E_s$	množství energie, které lze získat z jednoho hektaru při 14% účinnosti přeměny
$E_x$	množství energie získané z x-tého zdroje
$F_c$	spotřeba nafty na hektar v litrech
$F_{rec}$	množství paliva v litrech, které lze získat z jedné tuny plodiny
IC	dopředná incidenční funkce
IE	množina inhibitorů
IF	incidenční funkce charakterizující spojení přechodů s predikáty
K	kapacita místa Petriho sítě
LE	konečná množina logických (běžných) hran
$I_{pi}$	dolní mez intervalu účinností přeměny
$M_0$	počáteční značení Petriho sítě
N	počet značek Petriho sítě
$n_m$	prvky množiny reálných čísel determinující pohyb značek Petriho sítí
P	konečná množina míst Petriho sítě znázorněných kroužky
$P_{el}$	elektrický výkon bioplynové stanice
$P_l$	nevyužitelná tepelná energie produkovaná provozem bioplynové stanice
$P_{mech}$	mechanická energie vznikající spalováním bioplynu
PR	konečná množina predikátů
$P_{th}$	tepelná energie produkovaná provozem bioplynové stanice
$P_{tot}$	celková spotřeba primární energie při provozu bioplynové stanice
$P_u$	celkové množství využitelné energie produkované bioplynovou stanicí
QC	zpětná incidenční funkce
QE	uspořádaná trojice definující vlastnosti hran Petriho sítě
QP	uspořádaná čtveřice definující vlastnosti míst Petriho sítě
QT	uspořádaná pětice definující vlastnosti přechodů Petriho sítě
R	množina reálných čísel
$R_a$	množství plodiny získané v průměru z jednoho hektaru zemědělské půdy
S	celková úspora energie z recyklace
T	konečná množina přechodů Petriho sítě
$T_a$	konečná množina uspořádaných dvojic determinující průchod značek Petriho sítí
UP	konečná množina vlastností značek v místech Petriho sítě
$u_{pi}$	horní mez intervalu účinností přeměny
UT	konečná množina vlastností přechodů
V	objem biopaliva v litrech
$V_f$	používané množství hnojiva
$V_{ch}$	objem postřiků v $dm^3$
$V_m$	hodnota implementovaná v modelu jako váha příslušné hrany Petriho sítě
$\eta$	účinnost přeměny energie
$\eta_{eng}$	účinnost motoru
$\rho$	hustota biopaliva
T	konečná množina časů Petriho sítě
$\omega$	neomezený, ale v jakémkoli časovém okamžiku číslem vyjádřitelný počet značek, v konkrétním místě Petriho sítě

## Úvod

Veřejný sektor zajišťuje poskytování mnoha druhů veřejných služeb dle Klasifikace funkcí vládních institucí OSN (COFOG), počínaje všeobecnými veřejnými službami reprezentovanými samotnou veřejnou správou, přes obranu, bezpečnost, (...) ochranu životního prostředí nebo vzdělávání až po sociální služby. Klíčovým výstupem veřejného sektoru jsou veřejné služby (OECD, 2011).

Zároveň jak uvádí např. Colebatch (2009), veřejné politiky zaměřují činnost institucí veřejné správy. Veřejný sektor je tedy prostředím, ve kterém operuje veřejná správa, a je to také prostředí, ve kterém se uplatňují veřejné politiky.

Veřejná správa je ta část veřejného sektoru, která řídí veřejný sektor. Hendrych (2014) přímo uvádí, že pojetí veřejné správy v širším významu doslova znamená vládnutí v oblasti veřejných věcí nebo jejich správu. Denhardt (2014) pak konstatuje, že veřejná správa se stará o správu veřejných programů.

V angloamerickém pojetí správy se pojmem veřejný program rozumí konkrétní kroky směřující v rámci veřejného sektoru k naplňování cílů příslušných veřejných politik. Z toho vyplývá skutečnost, že poslání veřejného sektoru spočívá ve správě veřejných programů, a ty jsou utvářeny na základě veřejných politik (Denhardt, 2014).

Lze sice namítat, že pojetí anglo-amerického systému správy je z hlediska funkčního uspořádání od evropského značně odlišné, v tomto případě se ovšem nejedná o strukturu správního systému, ale o úkoly, které plní veřejný sektor jako celek.

Názory na propojení veřejných politik a činnosti veřejné správy jsou různé. Appleby (1949) uvádí už v roce 1949, že veřejná správa je tou složkou státní moci, která politiku utváří. V tomto období probíhala debata o tom, zda se správa má podílet, případně do jaké míry, na samotné tvorbě veřejných politik.

Tahmasebi & Musavi (2011) uvádějí, že v průběhu 20. století tvořilo toto téma jednu z pěti nejdiskutovanějších otázek správní vědy. Ve svém přehledovém článku uvádějí vývoj názorů na vztah veřejné politiky a veřejné správy od počátku 20. století až do prvního desetiletí 21. století. Ačkoli se názory na roli veřejné správy i její činnosti neustále vyvíjely, je zřejmé, že veřejná správa veřejné politiky jednak spoluutváří a jednak i prakticky realizuje.

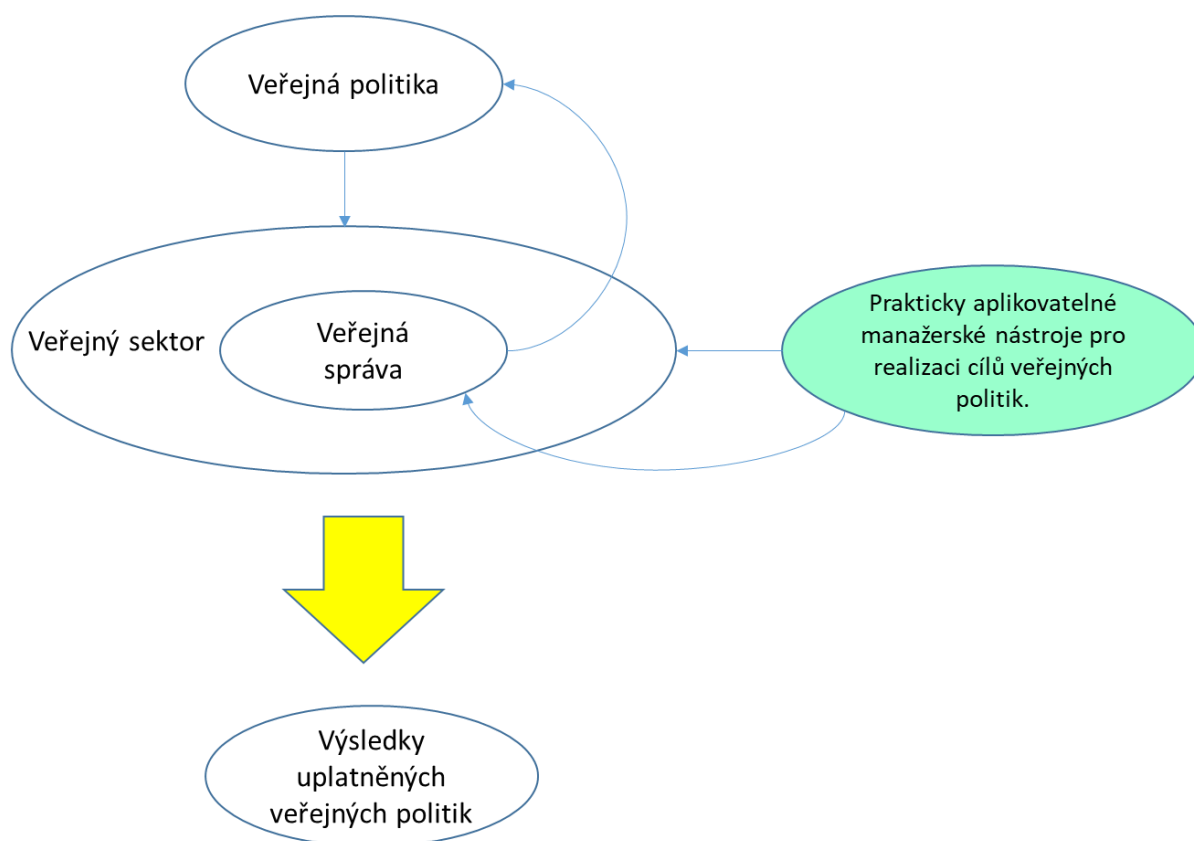
Pro úspěšné dosahování cílů veřejných politik potřebují instituce veřejné správy prakticky orientované manažerské nástroje. Toto zmiňuje již Drucker (1980) ve svém přelomovém článku „Smrtelné hříchy ve veřejné správě“, publikovaném v roce 1980 v *Public Administration Review*, kde uvádí, že příliš optimisticky stanovené cíle bez připravených nástrojů, které by umožnily stanovit konkrétní kroky a účinně stanovené cíle prosadit, vedou k nárůstu byrokracie a naprosté absenci jakéhokoli hmatatelného výsledku.

Z toho vyplývá nevyhnutelný závěr: Aby veřejná správa i celý veřejný sektor mohl v případě objektivní potřeby účinně realizovat cíle stanovené ve veřejných politikách, potřebuje praktické a funkční manažerské nástroje.

Současná doba je charakteristická tlakem společnosti na stále větší míru zahrnutí environmentální oblasti do veřejných politik. To má zároveň úzkou vazbu na procesy výroby energie, neboť její produkce je spjata s velkou zátěží životního prostředí. Snaha o omezování zátěže prostředí pak může významně ovlivňovat trh s energiemi. Ministr průmyslu a obchodu ČR Karel Havlíček k tomu uvádí, že v oblasti dodávek energie: „...od roku 2030 začne být situace v Evropě vážná a po roce 2040 takřka kritická. Je to z důvodů dekarbonizace, zejména ústupu Německa od jádra a uhlí. Východní Evropa se dostává do situace, že nejenom nebude mít kde brát, ale nebude mít ani dostatečné výrobní kapacity“ (Procházka, 2019).

Na druhé straně zde existuje společenský tlak na přijímání řešení problémů životního prostředí v politické rovině, který je postupně politickými stranami akceptován. Jedním z příkladů může být na jedné straně např. aktivita Greta Thunbergové, na druhé pak prohlášení předsedy ODS ze dne 9.10.2019, o nutnosti zahrnout environmentální politiku do programu této strany (Bartoníček, 2019). Tento společenský tlak je objektivně dán negativním vlivem lidské činnosti na prostředí, jak je uvedeno dále. Vzhledem k tomu, že přírodní prostředí svými charakteristikami determinuje veškeré lidské činnosti, je zřejmé, že se jedná o prvořadý problém a veřejné politiky se jím budou muset zabývat v budoucnu více než dnes. Toto podporují i významné nadnárodní instituce jako OSN, IPCC, samotné orgány EU, jako Rada Evropy, ale i významné správní orgány jako ministerstva jednotlivých zemí.

Než toto téma vstoupí do veřejných politik s plnou intenzitou, je třeba navrhnout pro veřejné politiky, které jsou zaměřeny na problematiku energetiky a životního prostředí, konkrétní manažerské nástroje určené pro prostředí veřejného sektoru a uplatnitelné při užití veřejných politik, jejichž cílem je omezit zátěž životního prostředí. Výzkumu v této oblasti je věnována i tato práce. Diagram na obrázku 1 ukazuje schematicky souvislosti popsané v předchozím textu a oblast, která je předmětem zkoumání této práce.



Obrázek 1: Zapojení manažerských nástrojů do systému veřejného sektoru

Zdroj: vlastní

Veřejná správa je zde znázorněna jako jádro veřejného sektoru. Šipka od veřejné správy k veřejné politice znázorňuje skutečnost, že jsou veřejné politiky oblastí veřejné správy významně ovlivňovány. Prakticky aplikovatelné manažerské nástroje pro informační podporu mohou působit jak v rámci veřejné správy, tak i v rámci celého veřejného sektoru. Výsledkem jsou skutečné dopady uplatňování veřejných politik.

## 1. Vývoj a současný stav poznání

Protože se jedná o návrh specifického nástroje, je potřebné vymezit nejprve jeho vztah k regionální a veřejné ekonomii v teoretické rovině. První oblastí, která bude představena, je oblast veřejné ekonomie. Vzhledem k tomu, že veřejná ekonomie představuje teoretický rámec, budou v dalších odstavcích popsáni klasici veřejné ekonomie a jejich názory, které vytvoří první rovinu teoretického základu této práce.

Thomas Robert Malthus (1803) upozorňoval jako jeden z prvních ekonomů klasické školy na problémy tržního mechanismu. Jeho nejznámější tezí je myšlenka, že podmínky obživy rostou lineárně, zatímco populace roste geometricky. Mezi osobnostmi, které svými myšlenkami v 19. a 20. století významně zasáhly do formování ekonomických věd, nelze

vynechat Vilfreda Frederica Damaso Pareta. Tzv. Paretovo optimum představuje významný determinant posuzování efektivity využití prostředků. Vilfredo Pareto působil jako sociolog, politolog a ekonom, zabýval se teoriemi tržní rovnováhy. Otázka dosažitelnosti Paretova optima v oblasti veřejného sektoru představuje ústřední pilíř teorie výzkumných snah mnoha autorů v oblasti veřejného sektoru (Ingham, 2019).

Stejně tak Arthur Cecil Pigou (1920), přestože se rovněž řadí ke klasické ekonomické škole, obhájí potřebu státních zásahů formou daní a subvencí při řešení externalit s cílem narovnání tržního mechanismu a uvedení motivů soukromých subjektů vytvářejících externalitu do souladu s požadavkem celospolečenské efektivity.

Myslitelem, který se nesmazatelně zapsal do dějin ekonomických teorií a který významným způsobem zpochybnil pohledy klasické ekonomické školy, je bezesporu John Maynard Keynes, zakladatel ekonomické teorie, která tvoří fakticky protipól klasické a neoklasické ekonomie (Cairncross, 2011). Za téměř současnou osobnost, která zasáhla významně do teorie ekonomie veřejného sektoru, lze považovat nositele Nobelovy ceny Ronalda Henryho Coaseho (Frängsmyr, 1991). Na teorému Henryho George, týkajícího se financování investic do produkce veřejných statků, kterou dále rozvinul Harold Hotelling, stavěli další významné osobnosti jako např. i Josef Stiglitz (Green et al, 1981; Mas-Colel, 1987).

James McGill Buchanan, nositel Nobelovy ceny, který se věnoval především teorii veřejné volby, je představitelem vědce, který v této vědní oblasti působil jak ve 20., tak i na počátku 21. století. Na některých publikacích spolupracoval s další významnou osobností, která je zmiňována zejména v souvislosti s rozvojem teorie veřejných financí a kterou je (kromě dalších významných funkcí) emeritní profesor harvardské univerzity Richard Musgrave (Berggren, 2013). Mezi dalšími vědci, kteří se teorii veřejné volby věnovali, je třeba zmínit Kennetha Josepha Arrowa, který byl fakticky Buchananovým současníkem. Známým přínosem k teorii veřejného sektoru je Arrowův teorém nemožnosti (Klein, 2013).

Anthony Downs je americký ekonom a jeden z prvních myslitelů v oblasti teorie veřejné volby. Specializoval se na veřejnou politiku a veřejnou správu. Pracoval jako konzultant největších národních institucí, např. U.S. Department of Housing and Urban Development či v Brookings Institution (Wigfall & Kalantri, 2001). Gordon Tullock je rovněž současníkem, jak Buchanana, tak Arrowa. V rámci teorie veřejné volby se zabýval analýzou dobývání renty, logrolingu a hlasovacích pravidel (Holman, 2005). Mancur Olson, americký ekonom, jehož kniha "The Logic of Collective Action" představuje významnou práci oblasti teorie veřejné volby (Passel, 1998).

William Arthur Niskanen se stejně jako Downs, Tullock a Olson věnoval teorii veřejné volby. Podílel se také na přípravě ekonomického programu prezidenta Ronalda Reagana (Segal, 2011). Mezi autory, kteří se zabývají veřejnou ekonomikou v současnosti, patří např.

Peter Mcleod Jackson a Charles Victor Brown, kteří jsou kromě vědeckých publikací, kde se zaměřují na různé otázky fungování veřejného sektoru, zároveň autory učebnice Ekonomie veřejného sektoru, která u nás vyšla v roce 2003 (Jackson & Brown, 2003). Dennis Mueller, dosud působící jako emeritní profesor na University of Vienna, zasvětil svůj výzkum problémům politické ekonomie a problému principál-agent. V roce 2003 vyšla jeho kniha „Veřejná volba“ již ve třetím vydání (Mueller, 2003).

Mezi významnými českými vědci, kteří působili či působí v oblasti veřejné ekonomie, je nutno uvést jména jako Yvone Strecková, Dušan Halásek nebo Martin Potůček.

Je nesporné, že zde uvedené osobnosti, ovlivnily a stále ovlivňují prostřednictvím svých myšlenek zásadním způsobem vývoj naší civilizace. Vlády na základě znalosti poznatků, formulovaných v rámci ekonomické teorie, a podle toho, ke které z jejích škol se ideově přiklánějí, uplatňují v rámci realizovaných veřejných politik nástroje pro dosažení zamýšlených cílů.

Právě veřejná ekonomie, coby vědní obor, formuluje obecné poznatky, které aplikováním do praxe formují významnou součást národního hospodářství, která je nezisková a je financována prostřednictvím procesů přerozdělování, tedy v rámci systému státních zásahů (Brown, 1990; Strecková, Malý, 1998; Tresch, 2008). Správné nastavení uplatňovaných veřejných politik má v této oblasti o to větší význam, a to jak v rovině stanovených strategických cílů, tak v rovině uplatňovaných nástrojů pro jejich dosahování (Drucker, 1980). Tyto cíle mohou být formulovány různě, celkově by však měly směřovat k dlouhodobé stabilizaci společnosti. Zejména v regionálním měřítku pak mohou dílčí veřejné politiky a jejich nástroje přispívat kromě výše zmíněné stabilizace také k rovnoměrnému a udržitelnému rozvoji. Veřejné politiky by tedy měly akcentovat principy, které jsou v souladu s požadavky udržitelnosti, neboť ekonomický vývoj je limitován přinejmenším samotným prostorem, ve kterém probíhá, a jeho charakteristikami a dále také sociálním prostředím. Tyto tři aspekty se vzájemně ovlivňují a tvoří tak základní 3 tzv. pilíře udržitelného rozvoje. Dlouhodobě nelze úspěšně dosahovat dobrých výsledků uplatňovaných veřejných politik bez rovnováhy v rámci těchto pilířů (OSN, 1987).

Z předchozího textu vyplývá, že veřejné politiky uplatňované v prostředí veřejného sektoru představují zásadní nástroj, jehož pomocí lze ovlivňovat významné determinanty společenského vývoje. Tyto determinanty jsou zároveň zkoumány v rámci veřejné ekonomie i dalších vědních disciplín.

Jak je patrné z výsledků vědeckého bádání výše uvedených autorů i z mnoha klíčových dokumentů z prostředí veřejného sektoru např. (Evropská rada, 2018; Evropská rada, 2019; Evropská rada, 2019a; OSN, 1987), současná doba klade před lidstvo zásadní výzvy v podobě změn životního prostředí vyvolaných lidskou činností, neobnovitelností využívaných zdrojů, důležitých pro chod ekonomik, či kontaminací prostředí různými druhy znečišťujících látek.

Nadnárodní struktury, jednotlivé země, ale i samotné regiony se budou muset s těmito výzvami vypořádat, přičemž účinným nástrojem, který lze aplikovat, jsou právě veřejné politiky, jejich správně stanovené cíle a vhodně zvolené nástroje pro jejich dosažení.

## 1.1 Veřejné politiky a jejich determinanty

Aby byl zahrnut celkový kontext tématu, je třeba poukázat také na typická omezení, která jsou spojena právě s oblastí veřejných politik. Potůček (2016) podrobně rozpracovává mnoho determinantů a problémů spojených s utvářením a výkonem veřejných politik. Rozebírá, zda vláda a v širším slova smyslu pak i veřejný sektor dokáže pomocí veřejných politik reagovat na vývoj v lidské společnosti a v rámci veřejných politik smířit protichůdné požadavky různých subjektů. Stiglitz v tomto kontextu upozorňuje na skutečnost, že něco jako obecný veřejný zájem neexistuje a proto se při realizaci konkrétních opatření v rámci uplatňovaných veřejných politik jedná obvykle o zlepšení situace jedné skupiny obyvatel na úkor druhé (Stiglitz, 1997; Stiglitz, 2009).

A je to znovu Stiglitz, kdo se věnuje také otázkám potenciálních zdrojů neefektivity v oblasti veřejného sektoru v podobě vládních selhání a jejich příčin. Ne náhodou patří mezi jednu z nich i nedostatek informací (Stiglitz, 1997).

Potůček zároveň upozorňuje na skutečnost, že výkon veřejných politik je nutné chápat jako spolupráci ve více úrovních hierarchie správy. Varuje před chápáním veřejných politik jako nástroje pro správu v národních státech a upozorňuje na širší kontext jak nadnárodní (v rámci EU), tak i regionální (v rámci jednotlivých VÚSC) (Potůček, 2016; Potůček & Pavlík 2015).

Prostřednictvím veřejných politik se takto utváří fungování nadstátních správních útvarů, států, i regionů. Veřejné politiky jsou ovlivňovány mnoha determinanty. Teorie udržitelnosti je považuje za nástroj k prosazování udržitelného rozvoje (OSN, 1987). Teorie veřejného sektoru uvádí mnoho faktorů, které tvorbu veřejných politik ovlivňují. Podíl veřejnosti na formulování veřejných politik patří mezi dlouhodobé priority politiky mnoha zemí včetně České republiky. Občan a jeho preference jsou tedy jedním z významných determinantů při utváření veřejných politik (MZV, 2017).

Dalším významným faktorem je politika jednotlivých politických stran a jejich profilování se na politickém trhu. Primárně je nabídka politických programů formována určitými idejemi vycházejícími ze společnosti, ty jsou však dále utvářeny v procesu veřejné volby a nabídkou programů politických stran, které se o hlasy voličů ucházejí. Wolinetz (2002) dělí politické strany na 3 typy, které se liší tím, že v rámci budování svého image buď setrvávají na svém politickém programu, snaží se být součástí vlády, anebo se snaží maximalizovat počet

získaných hlasů. V souladu s těmito cíli se pak utváří, setrvává, nebo se v čase mění i náplň veřejných politik nabízených těmito stranami.

Důležitý je rovněž pohled, který nabízí Downs (1957). Uvádí, že významným determinantem tvorby veřejných politik je cíl politických stran vyhrávat volby místo toho, aby nejprve formulovaly politiku a na jejím základě potom získávaly voliče. To znamená, že se politické cíle přizpůsobují očekávaným preferencím voličů a akcentují tak témata, která jsou ve společnosti považována za závažná. Tím, že se strany snaží získat voliče mediána, se může politický program nebo jeho části, v rámci existujících politických stran přibližovat jak uvádí Mueller (2003). Typickým příkladem je více či méně akcentovaná environmentální politika v rámci politických programů prakticky všech významnějších politických stran nejen v ČR, ale i ve všech evropských zemích, jak bylo na některých příkladech uvedeno již v úvodu. V konkrétním zaměření příslušných veřejných politik tak mohou být upřednostňována méně závažná environmentální témata na úkor závažnějších, neboť společenské preference nemusejí správně odrážet a v praxi také často neodrážejí skutečnou naléhavost řešení některých environmentálních problémů.

Mezi dalšími významnými faktory ovlivňujícími finální efekt a konkrétní uplatnění veřejných politik je třeba zmínit rovněž byrokracii, kterou se kromě Maxe Webera (Loužek, 2005) zabýval např. Niskanen (1971), který definoval funkci užítka byrokrata a odvodil z ní předpoklad, že byrokrat se snaží maximalizovat rozpočet svého úřadu. Objevily se však i práce ukazující na možnost, že byrokrat může upřednostňovat i jiné užitky, jako např. povýšení nebo finanční ohodnocení konkrétní osoby (Margolis, 1975). Pro úspěšné prosazení cílů veřejných politik je podstatné, aby se cíle, v těchto politikách definované, co nejpřesněji realizovaly v praxi. Dle Ochrany et al (2010) je konečný konkrétní efekt uplatnění veřejné politiky ovlivněn samotným postavením byrokrata, kterého přirovnává ke vztahu principála a agenta. V roli principála vystupuje volič a k prosazování svých zájmů zmocňuje politika, který vystupuje jako agent. Ten však svoje rozhodnutí může realizovat jedině prostřednictvím úředníka – byrokrata. Ten se tak stává druhým agentem, zatímco politik zde vůči němu vystupuje v roli principála. Tento mechanismus může do značné míry deformovat původní záměr definovaný příslušnou veřejnou politikou, který podle typu politické strany jak uvádí Wolinetz (2002), případně Downs (1957), může více či méně odrážet aktuální společenské preference. Otázkou však nadále zůstává zda cíle, které společnost preferuje, představují optimum a do jaké míry si volič uvědomuje, k realizaci jakého volebního programu konkrétního politika zmocnil.

Dalším uvažovaným faktorem, který má podstatný vliv na utváření veřejných politik, ale i na jejich realizaci, je lobbying. Ten se může projevovat negativně v rámci rent-seeking (Müller et al, 2010), negativní vliv v environmentální oblasti se může rovněž projevovat snahou o prosazování pravidel navrhovaných různými environmentálními iniciativami, které nemusejí být v souladu s objektivní realitou, kdy tyto iniciativy mohou využívat zákonem daných



prostředků pro blokování realizace cílů veřejných politik a to i ve zřejmém rozporu s principy udržitelného rozvoje.

Mikušková et al (2014) uvádí jako další faktor ovlivňující výsledky uplatňovaných veřejných politik sponzoring (např. kampaní politiků), za který organizace mohou očekávat od politiků prosazování svých zájmů. Tento jev je také zmiňován v souvislosti se sponzorováním některých vědeckých pracovišť např. v souvislosti s publikovanými výsledky o neškodnosti vypouštěných skleníkových plynů sponzorovaných společnostmi zabývajícími se těžbou uhlí. Celkově se jedná o jev, který může ovlivnit významným způsobem jak samotné nastavení veřejných politik, tak i jejich realizaci. V souvislosti s prosazováním zájmů menšinových skupin na politickém trhu je zmiňován tzv. logrolling. Holman (2005) uvádí, že se jedná o jev, kdy se politici vzájemně dohodnou, že podpoří návrh jiného politika s tím, že očekávají protislužbu v podobě toho, že tento politik opět podpoří jejich návrh. Tak lze prosadit menšinové preference. Jednotný názor na tento problém však neexistuje. Existují i práce, které dokazují, že tento jev nepředstavuje zásadní problém a že i s jeho existencí může systém dosahovat Pareto efektivity (Buchanan & Tullock, 1962).

Kromě toho je i samotná veřejná volba zatížena mnoha problémy. Gregor (2005) uvádí, že problémy u veřejné volby vytváří mnoho faktorů, jako jsou racionální ignorace, nestabilita hlasovacích procedur, nedokonalá soutěž, politické renty, vliv zájmových skupin, dobývání renty, dynamická neoptimalita, efekt záklopky, byrokracie, krátkodobé fiskální chování, judikatura, transakční náklady. Tento výčet je zde uveden pro úplnost, uvedené jevy nejsou dále podrobněji sledovány, smyslem tohoto výčtu je poukázat na komplexnost problému z pohledu množství jevů, které determinují celkový výsledek (výběr) realizovaných veřejných politik.

V rámci prezentovaného výzkumu je potřeba zmínit některé jevy, které ovlivňují samotný výběr a zaměření realizovaných veřejných politik. Jedná se např. o Holmanem zmiňovanou racionální ignoranci (Holman, 2005), kdy si volič uvědomuje nízkou váhu svého hlasu a z toho plynoucí nepatrnou míru vlivu na volbu. To se odráží v jeho malém zájmu na získání podrobnějších informací o programech nabízených jednotlivými politickými stranami. Downs (1957) v této souvislosti upozorňuje na krátkozrakost voličů, kteří jsou proto ovlivnitelní nastavením transferů. Dle Buchanana a Wagnera (1977) provádějí politické strany před volbami líbivou politiku, která jim zvyšuje popularitu a tím i potenciální úspěch u voleb. Krpec (2015) dokonce předpokládá sestupné seřazení výdajů veřejného rozpočtu politiky podle počtu potenciálních volebních hlasů, které přinášejí. Je zřejmé, že na utváření veřejných politik včetně politik zaměřených na hospodaření s energií má občan a jeho volební preference významný vliv.

Liu and Horsley (2007) zkoumali kritické atributy, které ovlivňují vztah vlády a občanů. Ve své práci vymezili tyto: veřejná politika, zaměření se na poskytování služeb veřejnosti,

právní omezení, extrémní mediální a veřejná kontrola, nedostatek manažerské podpory pro pracovníky v oblasti public relations, špatné vnímání vládní komunikace ze strany veřejnosti, zaostávající profesní rozvoj a federalismus. Na základě provedených analýz pak navrhli nový model správy tak, aby eliminoval sledované problémové okruhy.

Je tedy zřejmé, že do konečného výsledku uplatňování veřejných politik vstupuje řada faktorů. Zejména poslední uvedená práce znovu otevírá otázku neefektivity systému správy jako takového.

Právě oblast ochrany životního prostředí představuje určité specifikum v oblasti veřejných politik. Jedná se o oblast politik, která je významně determinována výsledky vědeckého zkoumání, a kde lze v mnoha případech žádané cílové hodnoty vyjádřit exaktně.

Celkově lze tedy shrnout, že v rámci veřejného sektoru jsou to zejména veřejné politiky, které udávají směr dalšího vývoje. Jejich tvorba je ovlivňována významným způsobem samotným veřejným sektorem, za další významný determinant lze v této oblasti považovat veřejnost a její preference.

Díky svému specifickému postavení představuje veřejná správa, jakožto významná složka veřejného sektoru, právě tu část, na jejíž bedrech spočívá realizace veřejných politik. Musí zvolit vhodné konkrétní kroky a využít vhodné nástroje pro dosažení cílů stanovených ve veřejných politikách. Na cestě od zamýšlených efektů v rámci uplatňovaných veřejných politik k jejich konkrétní praktické implementaci existuje řada překážek, která může ovlivnit jak celkové výsledky, tak i efektivitu systému.

Lze důvodně předpokládat, že význam environmentálně orientovaných veřejných politik do budoucna poroste. Důvodem je jak tlak vyvíjený ze strany organizací jako OSN, OECD, IPCC, tak i názory na stav prostředí a jeho kvalitu které jsou přijímány vědeckou komunitou, ale i rostoucí environmentální povědomí veřejnosti a její požadavky na řešení problémů.

V rámci kvalitního rozhodování bude v této oblasti, která je stále některými politiky bagatelizována (Bejlková & Svítlová, 2017; ČTK, 2019), potřeba znát zejména na úrovni výkonné složky státní moci přesněji povahu procesů, které jsou předmětem rozhodování, a možnosti, které z toho vyplývají pro dosahování cílů příslušných veřejných politik. To je potřeba, jak vyplývá zejména z Druckera (1980), učinit nejlépe s dostatečným předstihem, než se environmentální problematika stane zásadním politickým tématem. To má i své významné dopady v rámci národního hospodářství.

## 1.2 Výběr typu veřejných politik

V rámci národního hospodářství je to právě odvětví energetiky, které je spojeno s největší zátěží životního prostředí. Jedná se o odvětví zařazované do sekundárního sektoru, které má

vzhledem ke svému významu pro hospodářství strategický význam, jak dokládá např. i Bezpečnostní strategie ČR (MZV ČR, 2011). Ceny energií se promítají do cen drtivé většiny výrobků a služeb, nabídkové šoky v této oblasti mají zásadní vliv na vývoj celé ekonomiky (např. ropné šoky v 70. letech minulého století). Kromě toho, že odvětví energetiky je spojeno s významnými dopady na prostředí a tvoří neodmyslitelnou součást národního hospodářství, je zároveň z velké části postaveno na využívání neobnovitelných zdrojů, jak bude doloženo v následujících kapitolách.

Právě posun k udržitelnosti a eliminace negativních vlivů na životní prostředí patří mezi nejpalčivější problémy současnosti, problémy související s nejistotou dodávek energie a s nimi spojenými riziky pro hospodářství hrozí zejména těm zemím, které jsou významným způsobem závislé na dovozu energetických nosičů ze zahraničí. Celosvětově největší míru závislosti na dovozu energie (kolem 70% s dlouhodobě rostoucím trendem) vykazují země EU (EIA, 2019).

Rizika spojená s nejistotou dodávek energie společně s environmentálními problémy lze vyřešit pomocí prosazování principů udržitelnosti v energetice. V porovnání např. s problematikou řešení hospodářského cyklu, inflace apod., kde se na možné scénáře řešení mohou aplikovat pohledy různých ekonomických škol a navržené nástroje se tak mohou podstatným způsobem odlišovat, je oblast udržitelné energetiky založena na výsledcích měření (např. emisní limity a jejich dodržování), případně jiných způsobů sběru dat o stavu prostředí (např. posuzování biodiverzity), které jsou svojí povahou podobnější spíše technickým oborům, jako je fyzika nebo chemie.

Na základě uvedených souvislostí lze předpokládat, že v případě ovlivnění celého procesu v rámci problémů politického trhu charakterizovaných v kapitole 1.1 a veřejné volby může v situaci, kdy existuje exaktně definovatelné optimální řešení, docházet k odklonu od důsledného prosazení potřebných opatření a tím k nedosažení Pareto optimálního řešení i přesto, že je zřejmé a exaktně specifikované.

Nejedná se přitom o jednoduchá opatření typu sledování hodnot emisí příslušné znečišťující látky, ale o komplexnější politické problémy, např. jaké obnovitelné zdroje jsou v podmínkách jakých regionů, mikroregionů nebo obcí příslušného státu nejvhodnější z hlediska jejich energetického výnosu, jakým způsobem nastavit politiku v oblasti recyklace a sběru tříděného odpadu, ale především se jedná o výsledky veřejných politik zaměřených na oblast dekarbonizace ekonomiky, energetických úspor a prosazování principů udržitelného rozvoje. V těchto otázkách existuje totiž podobně jako v ekonomické teorii řada různých pohledů, které nejsou ve vzájemném souladu.

Kromě toho se tvůrci i realizátoři veřejných politik dopouštějí řady omylů, které vyplývají z nedostatečné informační podpory.

Běžně se zde pracuje s daty, která nejsou pro konkrétní rozhodování využitelná (např. hrubé energetické výnosy energetických plodin), viz např. dokument „Akční plán pro biomasu

V ČR na období 2012-2020“, zpracovaný v rámci Ministerstva zemědělství ČR a schválený vládou ČR (MZ, 2012). Při přípravě a uplatňování veřejných politik chybí přehled o podrobnostech, týkajících se alternativních možností (chlazení teplem, výroba a efektivita využívání biopaliv II. a III. generace) a způsobech využívání obnovitelných zdrojů (podpora výroby elektrické energie z obnovitelných zdrojů). Jako příklad lze uvést zákon o podpoře výroby elektřiny z obnovitelných zdrojů č. 180/2005 Sb., zatímco zákon o podpoře dalších obnovitelných zdrojů pochází až z roku 2012 - zákon č. 165/2012 Sb., o podporovaných zdrojích energie a o změně některých zákonů.

Problém v dosahování větší efektivity může způsobovat i seskupování různých druhů obnovitelných zdrojů do skupin, kdy politické rozhodnutí je zaměřeno na celé skupiny a ne na jednotlivé zdroje, to může mít za následek odmítání efektivnějších zdrojů a jejich nahrazení zdroji méně efektivními (např. seskupení biopaliv paliv do skupin dle I. a II. generace a prezentace biopaliv I. generace jako něco, co je již překonané, a proto v budoucích politikách nebude podporováno, bez analýzy parametrů a vhodnosti využití konkrétních variant), např. (Potočár, 2018).

V oblasti energetiky v kontextu sílící snahy o ochranu životního prostředí jsou zásahy veřejného sektoru do tržního mechanismu velmi citelné, ať už se jedná o uplatňování administrativních nebo ekonomických nástrojů (ekologické daně, emisní třídy kotlů, emisní a imisní limity znečišťujících látek v ovzduší, požadavky na čistotu odpadních vod, směrnice o energetické náročnosti budov, emisní povolenky, limity pro emise CO<sub>2</sub> na km v dopravě, dotační programy typu kotlíkových dotací, zelená úsporám, dotace k výkupním cenám energií z obnovitelných zdrojů a mnoho dalších).

Je však třeba si uvědomit, že cíle a nástroje v těchto politikách formulované podléhají stejným problémům, jako všechny ostatní cíle a nástroje veřejných politik.

Politici nejsou odborníci, ale manažeři veřejných politik, mají sice možnost ovlivnit zaměření těchto politik, ale jejich cíle jsou formulovány v obecné rovině. Pro dosažení zamýšlených cílů pak musí existovat nástroje pro konkrétní informační podporu, která ukáže, pomocí jakých kroků lze výsledků dosáhnout. Je důležité mít tyto nástroje připravené, protože ve chvíli, kdy dojde v politické rovině k rozhodnutí o změně zaměření veřejných politik, musí být zřejmé, jaká konkrétní opatření je třeba učinit pro dosažení stanovených cílů, na což upozorňuje již Drucker (1980). Je zřejmé, že existuje mnoho pádných důvodů k tomu, aby byl navrhovaný nástroj zaměřen do oblasti energetiky se zahrnutím environmentálního kontextu a aby byl využitelný pro potřeby utváření a realizace veřejných politik v této oblasti.

### 1.3 Veřejné politiky EU

Oblasti veřejných politik EU zahrnují celkem 22 položek. Tyto politiky formulované v obecné rovině se promítají dále v národních i regionálních politikách. Mezi tyto politiky patří rovněž energetika a životní prostředí (Evropská unie, 2019). Významnou organizací, která v této oblasti působí, je OSN. Mezi nejvýznamnějšími akcemi, které se konaly pod záštitou OSN a následně ovlivnily politiku jednotlivých zemí, lze jmenovat konferenci o životním prostředí člověka konanou v roce 1972 ve Stockholmu (UN, 1972), dalším významným mezníkem byla tzv. Brundtlandova zpráva, zpráva Světové komise pro životní prostředí a rozvoj, zveřejněná v roce 1987. V této Zprávě je poprvé definován pojem „udržitelný rozvoj“ tak, jak je dnes používán (OSN, 1987).

Na konferenci v Rio de Janeiro konané v roce 1992 byla definována udržitelnost spočívající na třech základních pilířích (ekonomickém, environmentálním a sociálním) a stala se tak mezinárodně uznávaným pojmem (UNCED, 1997).

Významné dokumenty v oblasti snižování emisí skleníkových plynů, které jsou v různé míře přijímány jednotlivými zeměmi a doporučení v nich formulovaná následně realizována v rámci politik těchto zemí, představuje Kjótský protokol (MŽP, 2019) schválený v roce 1997 a Pařížská dohoda přijatá smluvními stranami Rámcové úmluvy OSN o změně klimatu v roce 2015 (MŽP, 2019a). Tyto snahy zároveň doplňuje nový koncept pro směřování udržitelnosti, Agenda 2030 (MŽP, 2019b; UN, 2015).

V rámci veřejné politiky v oblasti energetiky je kladen důraz na udržitelnost a dekarbonizaci energetiky. To je zmíněno hned v první větě oficiálních dokumentů EU zabývajících se energetickou politikou. Zároveň je zmiňována přínosnost těchto opatření pro ekonomiku a spotřebitele (Evropská unie, 2019a).

Kromě toho, že je cílem dosáhnout nízkouhlíkové ekonomiky, cílem těchto politik je zajistit, aby spotřebovávaná energie byla bezpečná, konkurenceschopná, vyráběná místně a udržitelná, což je rovněž v obecnější rovině zakotveno v dokumentech jako Agenda 21, Agenda 2030 a řadě dalších. Veřejná politika má tak bezprostřední vazbu na udržitelný rozvoj.

Balíček EU pro bezpečnou, cenově dostupnou a udržitelnou energii požaduje snížení emisí skleníkových plynů do roku 2030 o 40% oproti roku 1990. Cílem je dosáhnout vedoucího postavení v obnovitelných zdrojích do roku 2030. V důsledku snížení spotřeby energie se očekává snížení jejího dovozu, omezení znečištění prostředí a zachování většího množství domácích zdrojů energie. Sdělení zdůrazňuje zejména potřebu větších investic a větší informovanosti ohledně potenciálních úspor energie v odvětvích stavebnictví a dopravy (Evropská komise, 2015).

V únoru 2019 vydala Evropská komise zprávu o záměru regulovat emise CO<sub>2</sub> nákladní automobilové dopravy do roku 2030 o 30 % a jak uvádí, tento krok je klíčovým pro dosažení celkového cíle snížit emise CO<sub>2</sub> o 40 % do roku 2030 (Müller & Morgan, 2019).

#### 1.4 Realizace veřejných politik

Veřejné politiky v oblasti energetiky, které mají konkrétní dopady na občana, lze v jejich vertikální struktuře sledovat již od úrovně EU.

Politické směřování EU určuje Evropská rada, konkrétní opatření vyplývající z nastavení veřejných politik jsou pak vtělována do zákonů, na jejichž zpracování a schvalování se podílí Evropský parlament, Rada Evropské unie a Evropská komise.

Tyto instituce společně vytvářejí prostřednictvím tzv. běžného legislativního postupu politiky a právní předpisy, platné v celé EU. Evropská komise představuje orgán, který navrhuje nové právní předpisy Parlament a Rada je schvalují. Členské státy pak tyto politiky provádějí, přičemž Komise dohlíží na to, aby se politiky včleněné do právních předpisů ve členských státech náležitě uplatňovaly.

Politické směřování v ČR a dalších členských zemích EU je dáno především zaměřením politiky vlád, ovšem za respektování evropské legislativy. Oblastí energetiky se zabývá v podmínkách ČR zejména Ministerstvo průmyslu a obchodu, do této problematiky zasahuje ale i Ministerstvo životního prostředí a Ministerstvo pro místní rozvoj (Evropská unie, 2019b).

Tím byl charakterizován jednak teoretický rámec zahrnující vazby zpracovávaného tématu k regionální a veřejné ekonomii, dále byly specifikovány problémové okruhy, které jsou relevantní při prosazování zamýšlených cílů veřejných politik, zmíněny byly rovněž nositelé veřejné moci, kteří mají realizaci a naplňování cílů veřejných politik na starosti. Z uvedeného rozboru je patrné, že významnou překážku při snaze o dosahování zvolených cílů tvoří nedostatek informací jak v rovině stanovení cílů, tak i v rovině jejich dosahování formou konkrétních opatření. Nyní bude proto pozornost zaměřena na výsledky vědeckých prací, které se zabývají právě problematikou efektivity a poskytování informační podpory pro účely využití ve veřejném sektoru.

#### 1.5 Nástroje informační podpory v podmínkách veřejného sektoru

Kromě obecných problémů, které lze považovat za systémové a které byly popsány v kapitole „Veřejné politiky a jejich determinanty“, lze problémy neefektivity v oblasti veřejného sektoru sledovat v rámci dílčích problémů a jejich řešení. Proto bude nyní pozornost věnována pracím autorů, kteří se zabývají environmentálními analýzami, jako nástrojem využitelným pro

relevantní rozhodování o úplném (= skutečném) environmentálním dopadu procesů ovlivňovaných veřejným sektorem, a to zejména v souvislosti s opatřeními směřujícími k energetické udržitelnosti. Jedná se o práce zaměřující se na analýzy látkových a energetických toků, dodavatelských řetězců nebo LCA v kontextu veřejného sektoru.

Zajímavou práci publikoval v tomto ohledu např. Pots (2014), který se zabývá neefektivitou vyplývající ze samotných principů fungování veřejného sektoru a ukazuje na zákonité rozdíly mezi efektivitou v soukromém a veřejném sektoru. Přímo měřením efektivity fungování veřejného sektoru v rámci zemí EU se zabývá ve své práci Aristovnik (2009). Jako nástroj pro měření efektivity využívá hodnocení soustavy vybraných indikátorů. Nutt (2005) se zabývá otázkou, do jaké míry je ovlivněno rozhodování tím, že se tento proces odehrává ve veřejném sektoru.

Je zřejmé, že problémy vyplývající z neefektivity integrované do veřejných politik při jejich utváření i vznikající v průběhu jejich aplikace lze do jisté míry eliminovat dostatečnou informační podporou.

Tento fakt lze odvodit ze skutečnosti, že v obecné rovině existují 4 důvody tzv. vládních selhání. Jedná se o:

- 1) omezené informace,
- 2) omezenou kontrolu reakcí soukromého sektoru,
- 3) omezenou kontrolu nad byrokratickým aparátem a
- 4) omezení vyplývající z podstaty politického procesu

(Stiglitz, 1997).

Dostatek kvalitních, srozumitelně prezentovaných a pro konkrétní rozhodnutí relevantních informací tak může eliminovat problém omezených informací coby příčiny vládního selhání, v případě že by byly údaje volně dostupné, může tak zlepšit i situaci vyplývající z některých dalších bodů, jako např. v bodě 3) umožněním lepší kontroly byrokratického aparátu ze strany veřejnosti.

Podporou rozhodovacích procesů a systémy pro podporu rozhodování v oblasti veřejného sektoru se zabývalo mnoho autorů.

Downey (1979) zdůrazňuje nutnost toho, aby nástroje podporující rozhodování v oblasti veřejného sektoru nabízely alternativní možnosti. Měly by usnadňovat zpracování a vyhodnocení informací a podněcovat lidskou kreativitu. Shrnuje, že *„tyto podmínky splňují matematické a v rámci elektronického zpracování dat aplikovatelné modely, coby nástroj pro podporu rozhodování.“* Jako další vhodné nástroje zmiňuje nové pohledy na pojmy optimalizace a algoritmizace.

Obecně je definován systém pro podporu rozhodování jako interaktivní systém založený na IT technologii, který pomáhá rozhodujícímu subjektu využít data a modely pro

řešení nestrukturovaných problémů (Sprague, 1980). Tyto nástroje lze rozdělit na 3 skupiny, a to:

- 1) generické, tedy nezávislé na problémové oblasti, ve které se má rozhodovat. (Např. MS Excel, ale i řada dalších, včetně nástrojů pro komunikaci, jako např. Skype).
- 2) Specifické pro konkrétní okruh problémů – systémy jsou zaměřené na informační podporu v určité oblasti a poskytují informace o dopadu různých opatření, případně jejich kombinací v konkrétní oblasti (ekonomické, sociální, environmentální).
- 3) Specifické pro konkrétní fázi rozhodování, např. systémy podporující identifikaci relevantních hráčů a faktorů pro rozhodování konkrétních problémů (Boots & Lootsma, 2000).

Přehledové práce, které diskutují různé metody a jejich využitelnost, pak poskytují ucelený přehled o metodách, které byly k tomuto účelu uvažovány. V jedné z nich např. Button (1979) zmiňuje mezi nástroji pro podporu rozhodování ve veřejném sektoru metody CBA (cost-benefit analysis), PPBS (planning-programming-budgeting systems), dále zmiňuje multikriteriální přístupy s tím, že se v praxi osvědčily zejména pro plánování využití půdy a analýzy regionálních veřejných politik a jejich kombinaci v podobě metody PBS (planning balance sheet). Již zde je zmiňována poměrně velká náročnost na vstupní údaje u metody PBS. Z novějších prací dokládá náročnost metod multikriteriálního hodnocení, pro použití v oblasti veřejného sektoru, na vstupní data a jejich správné zpracování např. Baťa (2018).

Kermic a Tukul (2006) ve své práci pro NASA dokládají, že modelovací nástroje jsou běžně využívané pro podporu rozhodovacích procesů ve veřejném sektoru. Sami navrhuje originální matematický model pro podporu rozhodování v oblasti outsourcingu založený na porovnávání vybraných ukazatelů s prvky množiny zjištěných hodnot.

Colin (1985) prezentuje využití modelů na bázi metod lineárního programování pro podporu rozhodování ve veřejném sektoru.

Z obsahu a zaměření dosud uvedených prací lze dovodit, že aplikací vědeckých metod v systémech podporujících rozhodování ve veřejném sektoru lze vyřešit mnohé problémy související s potenciální neefektivitou rozhodování v této oblasti, vyplývající z názorů mnoha odborníků uvedených v kapitole 1.1.

Boots & Lootsma (2000) však upozorňují na skutečnost, že samotný pojem „podpora rozhodování“ a všechny metody, se kterými pracují, vycházejí z předpokladu, že ten, kdo má rychlejší přístup k lepším informacím, se bude rozhodovat lépe. Ve své práci napsané v roce 2000 zmiňují, že 30 let zkušeností se systémy pro podporu rozhodování ve veřejném sektoru ukazují, že je zde vztah mezi informací a kvalitou rozhodnutí značně komplexní.

Upozorňují na skutečnost, že výsledky rozhodování ve veřejném sektoru musí splňovat minimálně 3 kritéria a to účinnost, efektivnost a legitimitu.



Účinností chápou míru dosažení zamýšleného cíle, efektivitou poměr vynaloženého úsilí a dosaženého efektu, a legitimitou skutečnost, aby se rozhodnutí pohybovalo v mezích platné legislativy. Dodávají však, že právě platná legislativa může vymezit hranice pro efektivitu rozhodování.

Zejména soulad s právními předpisy představuje v mnoha případech i současných rozhodnutí limitující faktor pro plnění některých požadavků např. udržitelnosti.

Jako konkrétní příklady lze jmenovat emisní limity pro spalovací motory, které na jedné straně sice vedou ke snižování emisí produkovaných motorovými vozidly, na straně druhé však jejich plošná aplikace fakticky znemožňuje větší rozvoj využívání alternativních paliv (např. náhrady motorové nafty rostlinnými oleji v dieselových motorech).

Jako další příklad může posloužit ustanovení zákona o odpadech 185/2001 Sb. ve znění pozdějších předpisů v §69 odst. 3 písm. a), kde je uvedeno, že fyzická osoba se dopustí přestupku, pokud převezme odpad do svého vlastnictví. Ačkoli vědci např. (Ferrari et al, 2016; Prokkola et al, 2012; Wenke et al, 2002) a rovněž i dokumenty EU (Evropský parlament a Rada evropské unie, 2008) doporučují již dlouhou dobu důslednou aplikaci konceptu hierarchie nakládání s odpady, která preferuje opětovné použití odpadu před jeho recyklací, uvedené ustanovení zákona o odpadech její naplnění v tomto smyslu fakticky znemožňuje.

Z tohoto důvodu nelze v případě návrhu nástroje pro podporu rozhodování při utváření veřejných politik zahrnout legislativní omezení, neboť takto nastavený limitující faktor v sobě již zahrnuje neúčinnost a neefektivitu z ní vyplývající. Tento nástroj by měl naopak nasměrovat tvůrce a realizátory veřejných politik, ale také zákonodárce k provedení potřebných změn tak, aby neúčinnost a neefektivita nevznikala v důsledku aplikace jimi prosazovaných politik a jejich zakotvení v právních normách.

Tím se také navrhovaný postup liší od běžně používaných systémů pro podporu rozhodování v oblasti veřejného sektoru.

Metody modelování a analýz látkových a energetických toků spadají dle klasifikace prezentované Bootsem a Lootsmou (2000) do skupiny nástrojů pro podporu rozhodování v oblasti veřejného sektoru zaměřených na specifický okruh problémů. Splňují podmínky, které v roce 1979 v obecné rovině definoval Downey a o rok později Sprague. Zároveň je však nutno konstatovat, že se i na tyto nástroje se vztahuje problém, který v roce 2000 prezentovali Boots a Lootsma, spočívající v předpokladu, že ten, kdo má včas lepší informace, se bude rozhodovat lépe. Faktory, které takto podporované procesy rozhodování dále ovlivňují, byly zároveň popsány v kapitole 1.1.

Přesto je tento nástroj pro podporu rozhodování využíván a svoje uplatnění nachází právě v oblasti, kdy problém, o kterém má být rozhodnuto, má multioborový charakter a proces, o kterém má být rozhodnuto, je měřitelný ve fyzikálních jednotkách. Jak dokládají vybrané práce za poslední dvě dekády, je tento nástroj využíván pro podporu rozhodování

veřejného sektoru v oblasti udržitelnosti, kam spadá celá řada veřejných politik, od politik zaměřených na nakládání s odpady až po energetickou politiku. Zároveň lze konstatovat, že pokud je odebrán požadavek na soulad s platnou legislativou, může tento nástroj poskytnout informace pro samotné směřování veřejných politik a následně ovlivnit i legislativu, která tak může napomáhat k efektivnějšímu dosahování cílů.

Bagchi et al (2001) využívá v rámci své případové studie pro optimalizaci informačních systémů v Jihokorejském přístavu Pusan informace o látkových a energetických tocích. Objevuje se zde kombinace veřejného a soukromého sektoru, kde jsou pro optimalizaci celkového výkonu využity analýzy dodavatelských řetězců, a nová zjištění jsou aplikována do používaných informačních systémů. Data pro modely jsou získána pomocí dotazníkového šetření. Tato kombinace je poměrně specifická a významným způsobem se neliší od aplikace podobných metod v sektoru soukromém.

Již o dva roky později se však objevuje přímo využití modelů látkových a energetických toků v rámci aplikace metody LCA pro využití ve veřejném sektoru (Norris, 2003).

Typickým příkladem studie založené na analýzách látkových a energetických toků pro potřeby veřejného sektoru je práce Amana a Ebihary (2005), kteří zkoumají vlivy jednotlivých průmyslových odvětví na vybrané druhy emisí, přičemž tuto analýzu provádějí na základě analýz látkových a energetických toků. Jedná se o studii prováděnou ve vybraných regionech Japonska. Autoři mezi vhodnými metodami zmiňují metody analýzy látkových toků, LCA a analýzu parciálního ekonomického ekvilibria.

Problém nedostatku vstupních dat, se kterým se potýká většina studií pracujících s touto metodou, řeší v rámci analýzy látkových toků, která zahrnuje i energetické toky tím, že pracují s intenzitami energetických toků za zkoumané regiony. Jako indikátor využívají emise CO<sub>2</sub>. Ze spotřeby energie pak odvozují i spotřebu materiálu. Data jsou dostatečně agregována tak, aby byla využitelná pro podporu rozhodování na celostátní i regionální úrovni v oblasti veřejného sektoru. Výsledky jsou využitelné i pro rozhodování o dalším směřování veřejných politik v oblasti udržitelnosti.

Jen o rok novější studie je věnována úvahám o využitelnosti často diskutovaného indikátoru, jímž je Ekologická stopa<sup>1</sup>. Tento indikátor lze agregovat na nadnárodní úrovni a využít jako nástroj pro politické rozhodování v oblasti udržitelnosti (Collins & Flynn, 2006).

Obdobně jako v případě analýzy prezentované Amanem a Ebiharou (2005), ekologická stopa pracuje s odhadovanou intenzitou látkových a energetických toků, výsledek pak prezentuje tak, aby bylo možné jej vzájemně porovnávat.

---

<sup>1</sup> Koncept ekologické stopy je považován za účetní nástroj pro počítání přírodních zdrojů. Různé podoby spotřeby jsou přepočítány na plochy biologicky produktivních ploch, které jsou třeba pro zajištění zdrojů a asimilaci reziduálních výstupů. <http://www.hraozemi.cz/ekostopa.html>

V téže roce se objevuje rovněž studie, která se zabývá v rámci informační podpory pro veřejný sektor využitím analýz látkových a energetických toků v oblasti zpracování organického odpadu s cílem minimalizovat jeho vznikající množství (Lang et al, 2006).

Velice zajímavým způsobem popisuje problém článek „Building Material Flow Accounts in the United States“ publikovaný v roce 2008. Akcentuje význam znalosti látkových toků a jejich inventarizace pro potřeby rozhodování ve veřejném sektoru. Uvádí, že materiály jsou základem ekonomiky a jejich životní cyklus je hlavním determinantem kvality životního prostředí. Údaje o toku materiálu obsažené v konstruovaných účtech zahrnují pohyb materiálů od těžby až po výrobu, používání produktů, opětovné použití či recyklaci nebo eventuální likvidaci. Účty ukazují emise do životního prostředí v každém kroku nakládání s nimi. Autor uvádí, že jako takové mohou být kritickým prvkem většího úsilí 21. století k dosažení udržitelnosti přírodních zdrojů. Správně používané účty materiálových toků mohou pomoci zlepšit rozhodování ve veřejné i soukromé sféře, neboť ovlivňují využívání materiálů a pomáhají vyhnout se mnoha druhům odpadu (Allen, 2008). Toto konstatování v sobě zároveň implicitně obsahuje i fakt, že „vyhnout se mnoha druhům odpadu“ znamená zároveň „nakládat šetrněji s dostupnými zdroji“. Zároveň lze dodat, že uvedené platí i pro energetické toky, které v praxi od látkových toků nelze oddělit.

Eckelman a Chertow (2009) se zabývají za pomoci analýz látkových toků analýzou potenciálu pro recyklaci materiálů. Účelem této studie je utváření veřejných politik na ostrově Oahu na Havaji, jejichž cílem je omezit dovoz surovin na ostrov.

Diskusi ohledně metod vhodných pro zkoumání negativních vlivů produkce na životní prostředí provádí v části své práce Jash. Uvádí metodu nákladů na životní cyklus (Life Cycle Costing -LCC), posuzování životního cyklu (Life Cycle Assessment - LCA) a analýza látkových toků (Material Flow Analysis - MFA) (Jasch, 2009). V zásadě se jedná o různé varianty metod, založených na různých pohledech na látkové a energetické toky.

O samotné metodě analýzy látkových a energetických toků uvádí Hendriks et al (2010), že již předchozí výzkum potvrdil, že její využití pro podporu environmentálního rozhodování ve správě je výhodné, a to zejména pro rozhodování na úrovni regionů. Jako její přednosti uvádí včasné rozpoznání priorit, možnost analyzovat a zlepšit efektivitu přijímaných opatření a také možnost na jejím základě navrhnout efektivní strategie v oblasti materiálového managementu.

Mezi další zajímavé práce využívající tyto nástroje pro účely rozhodování ve veřejném sektoru patří bezpochyby práce Curryho publikovaná v roce 2011. Prezентuje výzkum možnosti využití kombinace analýz látkových toků a ekologické stopy pro utváření regionálních politik. Autor sleduje celý region jako jeden proces s jeho vstupy a výstupy. Jak ekologická stopa, tak tento pohled jsou pro rozhodování ve veřejném sektoru již plně aplikovatelné, protože při zahrnutí relevantních látkových a energetických toků dávají reálný obraz o spotřebě

surovin a energií v regionu. Nevýhodou těchto přístupů je, že nelze odděleně sledovat jednotlivé dílčí články dodavatelských řetězců, a tak lze potom obtížně hledat řešení konkrétních environmentálních problémů. Na druhou stranu umožňují hodnotit celkově udržitelnost a případně dovolují, zejména v případě ekologické stopy, i komparaci ve vývoji udržitelnosti jednotlivých regionů.

Práce publikovaná v roce 2016, zabývající se analýzou udržitelností v oblasti lesního hospodářství, řeší nedostatek vstupních dat pro sledování konkrétních látkových toků využitím metody účtování nákladů látkových toků (Material Flow Cost Accounting – MFCA) a objemy látkových toků odvozuje ze zjištěných toků finančních (Papaspypopoulos et al, 2016).

Johnson et al (2017) zkoumá organizační strukturu a odpovědnost v rámci dodavatelského řetězce charakterizovaného látkovými toky a osoby nakupujícího. V tomto textu se objevuje spojení problematiky analýz dodavatelských řetězců v podobě látkových toků a výběru dodavatelů pro veřejný sektor v rámci nákupu zboží a služeb.

Jelse a Peerens se zabývali ve svém článku „Using LCA and EPD in Public Procurement Within the Construction Sector“ specifiky metod LCA a EPD (Environmental Product Declarations) pro hodnocení zelených nákupů v oblasti veřejného sektoru. Stejně jako mnozí další autoři se shodují, že metoda LCA, zejména zpracování přehledu látkových a energetických toků, je náročná na vstupní data a pro malé a střední podniky tak obtížně využitelná vzhledem k nákladům. Uvádějí, že předpokladem pro její využití ve veřejném sektoru je, že analýzy LCA zpracují jednotlivé podniky a veřejný sektor pak bude mít dostupná data pro svoje rozhodování (Jelse & Peerens, 2018).

Smyslem uvedení zejména posledních tří prací je především doložení skutečnosti, že nástroje pro podporu rozhodování ve veřejném sektoru založené na metodách analýz látkových a energetických toků představují aktuální téma. Z uvedené rešerše je rovněž zřejmé, že se jedná o účinný nástroj informační podpory pro rozhodování v oblasti veřejného sektoru. To je dáno skutečností, že v sobě zahrnuje velké množství dat a podává tak relativně ucelený a podle nástroje či prostředí, s jehož pomocí je zpracován, i lépe či hůře srozumitelný obraz o problematice, jíž se má příslušná veřejná politika zabývat. Zároveň je však třeba zmínit i skutečnost, že trpí stejnými problémy jako ostatní systémy určené pro podporu rozhodování ve veřejném sektoru a které vyplývají z principů fungování veřejného sektoru jako takového, jak uvádějí Boots a Lootsma (2000).

Přesto je zde možnost některé z těchto problémů alespoň z části eliminovat výběrem vhodného nástroje pro zpracování a interpretaci zkoumaných látkových a energetických toků a zajištěním dostupnosti výsledků pro veřejnost. Tím lze posílit kontrolu výkonu náplně veřejných politik na více mezistupních, případně i ze strany veřejnosti a zlepšit jak účinnost, tak efektivnost uplatňovaných veřejných politik.

Z uvedených prací je patrné, že se tyto výzkumné aktivity zaměřují často pouze na výstupní stranu sledovaných procesů. Uvedený přístup je pro efektivní využívání v oblasti veřejného sektoru vhodné doplnit o vstupní stranu sledovaných procesů, přičemž bilance by měla fungovat pokud možno obousměrně, tzn. poskytovat jak informace o parametrech výstupní strany, tak i o parametrech vstupní strany. Uvedeno na konkrétním příkladu, nejen jaké výrobky a emise podnik produkuje, ale i jaké druhy a množství energií a látek na výrobu určitého množství výrobku nebo vyprodukování určitého množství emisí spotřebuje. Zaměření pouze na výstupy procesů představuje do určité míry jednostranný pohled, který může vést k chybným environmentálně-politickým rozhodnutím. Příkladem může být postup, který produkuje malé množství reziduálních výstupů v podobě materiálu (odpadu), je však náročný na spotřebu pomocných materiálů a energií.

Dalším problémem je obtížná uchopitelnost materiálových účtů manažery, politiky či veřejností díky jejich relativní nepřehlednosti. S tímto problémem se potýkají i data prezentovaná ve švýcarské databázi Ecoinvent<sup>1</sup>. Řešení, které bude reálně využitelné k účelu, který byl definován v úvodu této práce, musí být založeno na snadno srozumitelné grafické interpretaci.

Cílem tvůrců databáze Ecoinvent však nebyla podpora veřejného sektoru a v něm probíhajících rozhodovacích procesů, ale podpora podniků při tvorbě modelů látkových a energetických toků jejich výrobních procesů, včetně zahrnutí předřazených článků dodavatelských řetězců.

Údaje tohoto druhu jsou však rovněž nezbytné pro efektivní rozhodování v rámci státní, regionální a případně místní politiky, kdy je nutné se zabývat praktickými problémy, např. zda je účelné vybudovat čistírnu odpadních vod a pokud ano, jaký typ takové čistírny je pro obec vhodný, zda vůbec a případně v jakém rozsahu je účelné podporovat rozvoj konkrétního obnovitelného zdroje nebo vyhodnotit, zda stárnutí vozového parku je v kontextu stanovených cílů veřejných politik jevem pozitivním, či negativním.

Na žádnou z uvedených otázek nelze dát jednoznačnou odpověď bez analýzy látkových a energetických toků kompletního dodavatelského řetězce.

Z uvedeného je zřejmé, že modely látkových a energetických toků představují klíčový nástroj pro informační podporu směřování veřejných politik k cílům, jako je dosahování větší míry efektivnosti při hospodaření s materiály a energiemi zejména ve výrobní sféře, omezení produkce reziduálních výstupů v pevné, kapalné i plynné podobě a zároveň i v podobě energetických ztrát a mnoha dalších. Celkově lze konstatovat, že se jedná zejména o nástroje pro informační podporu pro směřování veřejných politik k ekonomické a environmentální

---

<sup>1</sup> Dostupné na <https://www.ecoinvent.org/>

udržitelnosti, ovšem s vědomím faktu, že obě tyto sféry ovlivňují i oblast sociální, která je tak těmito nástroji ovlivněna nepřímo.

Zde je možné namítnout, že díky dynamickému vývoji různých procesů stejně nelze nikdy postihnout všechny, o kterých má být následně rozhodováno. To je nepochybně pravda, zároveň však platí i to, že jednou přesně zpracovaný řetězec látkových a energetických toků pro konkrétní produkt či službu, poskytuje přesnou charakteristiku tohoto produktu či služby za zkoumaných podmínek. Proto i ne zcela aktuální analýzy mohou mít svůj význam, neboť:

- 1) lze využít ty jejich části, které jsou stále aktuální, a pouze doplnit ty látkové a energetické toky, které se změnily, což vzhledem k náročnosti metody na vstupní údaje může ušetřit značné úsilí.
- 2) Umožňují provádět komparaci environmentální náročnosti starších, ale stále využívaných výrobků s novými a napomoci při zhodnocení skutečného přínosu nových technologií.
- 3) Mohou posloužit k analýzám vývoje udržitelnosti.

Z dlouhodobějšího hlediska nemá smysl zahrnovat do analýz finanční toky, které jsou velmi proměnlivé.

## 2 Cíl práce

Cílem této práce je vypracování nástrojů pro informační podporu ve veřejném sektoru při tvorbě a realizaci veřejných politik zaměřených na energetiku v environmentálním kontextu, případně v kontextu udržitelnosti, tedy nástrojů, které vymezí pro sledované látkové a energetické toky hranice, které jsou v souladu s potřebami rozhodovacích procesů ve veřejném sektoru a zároveň díky svojí variabilitě umožní pokrytí co nejširšího spektra informačních potřeb.

Je nepochybné, že tato problematika je velice komplexní, byly zde proto uvedeny jen některé z problémových okruhů a to zejména ty, které jsou podstatné pro prezentovaný výzkum. Tento komplexní problém lze z pohledu realizace konkrétních politik graficky znázornit tak, jak je uvedeno na obrázku 2.



Obrázek 2: Diagram vybraných vazeb při tvorbě a realizaci veřejných politik

Zdroj: vlastní

Nástroje navrhované v rámci této práce se zaměřují zejména na fázi realizace veřejných politik, tedy část v diagramu označenou jako „Byrokrat“. Protože se jedná o poměrně sofistikované nástroje, jsou vhodné především k podpoře realizace konkrétních kroků, v rámci dosahování obecně definovaných cílů veřejných politik, zároveň však mohou poskytnout i informace potřebné na úrovni jejich tvorby, v diagramu na obrázku 2 označené políčko „Politik“. Příkladem může být obecný cíl zvýšit energetickou účinnost (Evropská rada, 2018), zatímco v konkrétních parciálních krocích se politika může zaměřit na opatření směřující k dosažení lepších výsledků při využívání různých zdrojů, výběrem nejvhodnějších variant nebo nastavením parametrů různých procesů pro dosahování lepších výsledků.

Navrhované nástroje mohou rovněž posloužit v případě tvorby konkrétněji definovaných cílů politik i samotným politikům či jejich poradcům.

Nyní lze formulovat následující obecné pracovní hypotézy:

- 1) v případě uplatňování některých environmentálně orientovaných veřejných politik lze poměrně přesně definovat, jak se sledovaný systém bude chovat.
- 2) Pro některé systémy lze definovat i žádoucí cílové hodnoty, ke kterým by měla realizace veřejných politik v dané oblasti směřovat. Případně bude možné alespoň vybrat ukazatele, které budou jasně a srozumitelně charakterizovat proces, který je předmětem rozhodování.
- 3) K účelům uvedeným v bodech 1) a 2) lze využít metody modelování látkových a energetických toků.

V rámci každé případové studie, která je součástí této práce, byly dále stanoveny i dílčí pracovní hypotézy. Ty vyplývají z témat zpracovávaných v rámci těchto studií, a proto jsou uvedeny a zpracovány až v kontextu příslušné případové studie. Stejně tak je v rámci každé případové studie provedeno i ověření těchto dílčích pracovních hypotéz.



### 3 Postup zpracování

Pro ověření teoreticky formulovaných předpokladů v rámci předchozích kapitol byla provedena nejprve analýza dosavadních výsledků uplatňovaných politik s využitím vybraných indikátorů za země EU a celosvětově. Následně byly zpracovány modely se zaměřením na vybrané problémy v oblasti energetické politiky EU v rámci třech případových studií. Součástí každé případové studie je i vlastní doplňující metodická část. Obecné pracovní postupy této práce a nástroje, využitě společně ve všech případových studiích, jsou uvedeny v této kapitole.

#### 3.1 Analýza výsledků veřejných politik

Pro posuzování úspěšnosti uplatňovaných veřejných politik v oblasti udržitelnosti byly vyvíjeny sady indikátorů. Autoři se shodují v tom, že teoretických prací zaměřených na možnosti hodnocení udržitelnosti pomocí indikátorů existuje velké množství a pro konkrétní aplikaci mohou být tyto poznatky díky svému rozsahu do jisté míry až matoucí např. (Hák et al, 2016; Singh et al, 2009). Singh et al nabízí přehled existujících metod pro hodnocení udržitelnosti. Donella Meadowsová, jakožto dlouholetá vůdčí osobnost aktivit Římského klubu uvádí, že indikátory vyplývají z hodnot – měříme to, na čem nám záleží (Meadows, 1998). Dostupná data jsou tak ve svém rozsahu determinována společenskou objednávkou. V dlouhých časových řadách jsou dostupné údaje o světové populaci, HDP světových ekonomik i o spotřebě energie a její struktuře. Vhodnost využití těchto indikátorů pro obecné hodnocení úspěšnosti uplatňovaných veřejných politik je v souladu s poznatky prezentovanými v rámci projektu MŽP SP/4i2/60/07, např. (Sekerka & Baťa, 2011). Pro obecné hodnocení výsledků politik dosahovaných v oblasti udržitelnosti má zásadní význam pouze několik indikátorů a to zejména populace, HDP a energie (Sekerka & Baťa, 2011). Z těchto indikátorů je možné odvodit i další indikátory, sady indikátorů a jejich rozsah je potřeba volit či konstruovat podle toho, co je cílem prováděné analýzy (Baťa, 2013b). Tyto indikátory představují vhodný nástroj pro sledování vývoje k udržitelnosti a pro hodnocení výsledků aplikovaných veřejných politik např. (Giannetti et al, 2016; Fleurbaey & Blanchett, 2013; Zikic, 2011). Na jejich základě jsou také hodnoceny výsledky veřejných politik uplatňovaných v této oblasti. Dalším důvodem je skutečnost, že se veřejné politiky v oblasti udržitelnosti zaměřují zejména na ovlivňování oblasti produkce a spotřeby energie.

Prvním ze zvolených indikátorů pro hodnocení aplikovaných veřejných politik je celková spotřeba primární energie<sup>1</sup>. Následně je to vývoj populace a HDP v časových řadách. Pro

---

<sup>1</sup>U pojmu primární energie panuje značná pojmová nejednotnost, např.:

hodnocení byly zkonstruovány dva ukazatele. První z nich byl označen jako index, který udává procentní změnu n-té hodnoty ve sledované časové řadě, pokud je vztažena k první hodnotě časové řady, vypočítaný dle vzorce:

$$Index = 100 \times \frac{x_n}{x_1} \quad (1)$$

kde  $x_1$  představuje první hodnotu časové řady a  $x_n$  n-tou hodnotu časové řady. Index tak vyjadřuje procentní změnu ukazatele za vybrané období n let.

Druhým ukazatelem je míra, která je vypočtena dle vzorce:

$$Míra = Index - 100 \quad (2)$$

a která udává procentní rozdíl mezi první a n-tou hodnotou časové řady, tedy o kolik procent se změnila hodnota sledovaného ukazatele za zvolené období. Hodnoty těchto ukazatelů umožňují lépe hodnotit vývoj ve sledované oblasti.

### 3.2 Výběr metod pro informační podporu

Cílem managementu látkových a energetických toků je dosahování ekonomických a zároveň environmentálních pozitivních efektů ovlivňováním látkových a energetických toků. Přitom je kladen důraz na co nejefektivnější využití zdrojů v technickém slova smyslu, tedy minimalizovat spotřebu vstupů a produkci reziduálních výstupů (např. odpadu).

Již samotné zmapování procesů významným způsobem přispívá k celkovému zpřehlednění procesů, které jsou předmětem zkoumání, a odkrývá buď existující problémy nebo potenciál ke zlepšení – pokud existuje. Neslouží tak jen k optimalizaci procesů, ale především k jejich zmapování, čímž umožňuje je lépe uchopit a efektivněji o nich rozhodovat.

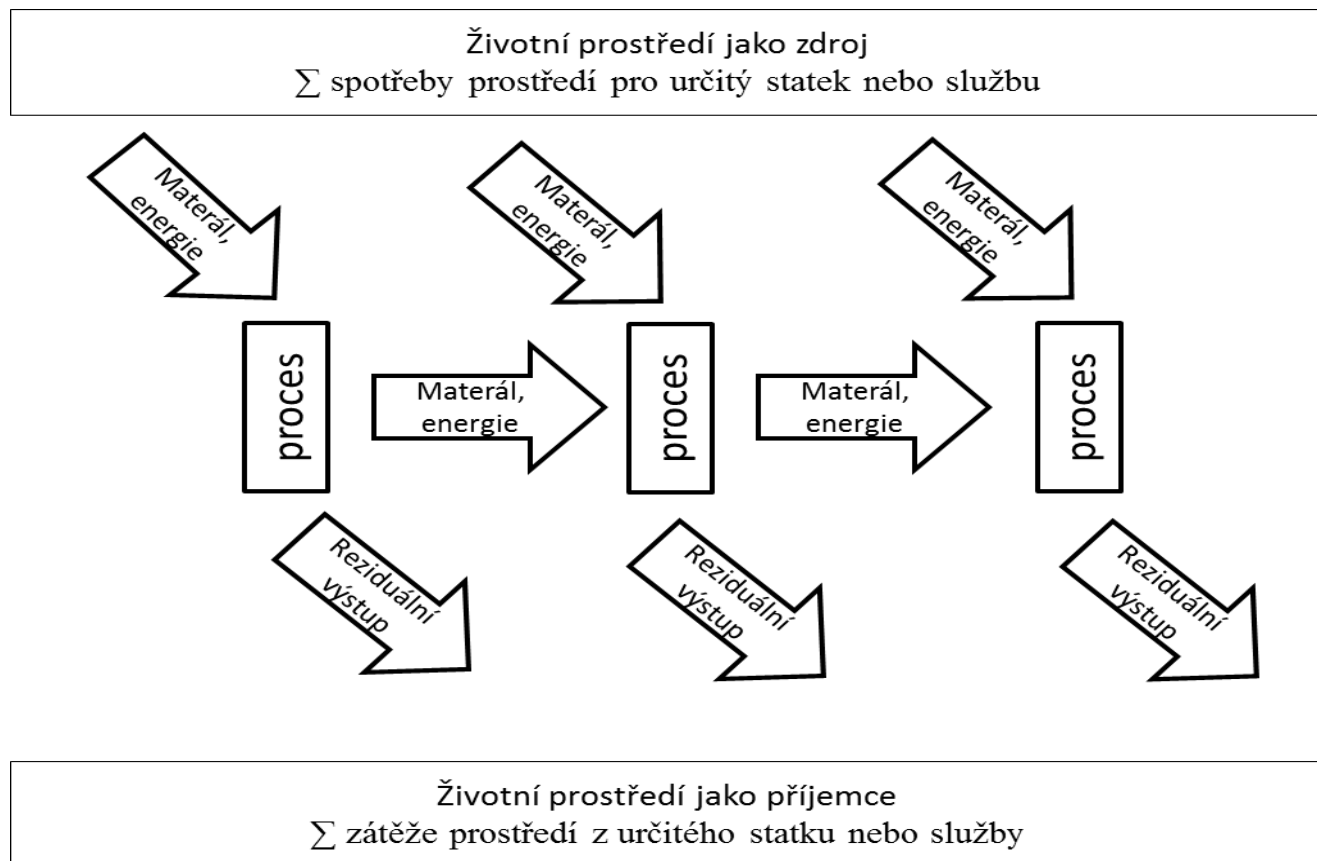
---

ČSÚ: Hrubá spotřeba primárních energetických zdrojů se rovná součtu přírodních zdrojů, dovozu, množství čerpanému ze zásob a z jiných zdrojů sníženému o vývoz, množství dodané na zásoby a jiný úbytek (ČSÚ, 2005).

Ministerstvo průmyslu a obchodu: Primární energetické zdroje jsou souhrnem tuzemských nebo dovezených energetických zdrojů vyjádřených v energetických jednotkách (Beran, 2006).

Eurostat: Primární produkce: biomasa (tepelný obsah vyrobených biopaliv a bioplynu; teplo vyrobené spálením obnovitelných odpadů); vodní energie zahrnuje potenciální a kinetickou energii vody přeměněnou na elektřinu ve vodních elektrárnách (elektřina vyrobená v přečerpávacích elektrárnách není uvažována); geotermální energie zahrnuje teplo uvolňované ze zemské kůry, obvykle ve formě teplé vody nebo páry; větrná energie zahrnuje kinetickou energii větru přeměněnou na elektřinu ve větrných elektrárnách; solární energie zahrnuje sluneční záření využité pro solární ohřev (teplé vody) a výrobu elektřiny (Bechník, 2010).

Pro modely látkových a energetických toků lze uvažovat řadu nástrojů. V obecné rovině se musí jednat o nástroje, které podporují samotný princip zkoumaných látkových a energetických toků. Jedná se o řetězce procesů, zahrnující na jedné straně vstupní látkové a energetické toky a na druhé straně výstupní látkové a energetické toky a u nichž platí, že alespoň jeden výstupní látkový či energetický tok některého z procesů tvoří zároveň vstupní látkový či energetický tok procesu následujícího. Graficky lze tento pohled znázornit, jak je uvedeno na obrázku 3.



Obrázek 3: Princip environmentálního působení lidských aktivit.

Zdroj: vlastní s využitím principu znázornění dle (Boulding, 1966)

Uvedený proces nemusí být nutně otevřený, může zahrnovat zpětné využití materiálů a energií, které snižuje celkovou zátěž ve smyslu čerpání zdrojů i produkce výstupů (Boulding, 1966).

Dostupné nástroje lze rozdělit do dvou skupin. Vzhledem k tomu, že se jedná vždy o vytvoření nějakého obrazu reality pro účely podpory realizace veřejných politik a případně jejich tvorby, lze tyto nástroje označit za nástroje modelování. Tyto modely mohou být statické i dynamické.

Mezi uvažované nástroje statického modelování lze zařadit:

1) environmentální účetnictví, materiálové a energetické toky lze bilancovat obdobně jako účetní položky (Obršálová, et al, 2006),

2) nástroje založené na znázornění pomocí diagramů, mezi velmi oblíbené nástroje patří např. Sankeyův diagram (Graces Guide, 2018).

Mezi uvažované nástroje dynamického modelování lze zařadit Petriho sítě (Baťa et al, 2008).

### 3.2.1 Environmentální manažerské účetnictví (EMA)

Ministerstvo životního prostředí na svých stránkách představuje tento nástroj jako podnikový, přičemž může mít systémové, individuální nebo geograficky vymezené pojetí. Obsahuje zejména environmentální náklady, které lze obvykle dále rozdělit na náklady vynaložené na ochranu prostředí a na náklady spojené s poškozením životního prostředí.

Náklady vynaložené na ochranu životního prostředí mohou představovat náklady na integrovanou prevenci a omezování znečištění (IPPC), náklady vynaložené na nápravu škod, odstranění způsobené environmentální zátěží nebo dobrovolné environmentální aktivity (CPC, EMAS aj).

Do druhé skupiny patří náklady na sankce, na neefektivní využívání zdrojů, na nevyužitý materiál nebo nevhodné hospodaření s energiemi, vyjádřený ve finančních jednotkách. Zde je třeba chápat nevyužitý materiál jako materiál, který z technologických důvodů nelze využít, jako např. zbytky plechu při vyřezávání určitých tvarů. Obdobně nevhodné využívání energie spočívá i v technologicky podmíněné nemožnosti konkrétní formu energie dále rekovat.

Dále pak obsahuje i environmentální výnosy, mezi které spadají finančně vyjádřené efekty např. recyklace, prodeje reziduálních výstupů procesů nebo dotace a další podpory zařazené jako výnosy v účetnictví.

Tyto bilance jsou doplněny definovanými látkovými a energetickými toky systému. Toto dělení je založeno na klasické kategorizaci vstupů a výstupů. Na straně vstupů se jedná obvykle o suroviny, provozní a pomocné látky, obaly a energie. Na straně výstupů jde potom o výrobky a reziduální výstupy, tedy odpad, odpadní vody, emise nebo nevyužitou energii. V případě této metody je využíváno jejich finanční vyjádření. Výkaz environmentálních nákladů a výnosů pak ukazuje poměr environmentálně relevantních nákladů a výnosů (Žaludek, 2017).

Pokud podniky tento typ účetnictví používají, tvoří data v něm obsažená neocenitelnou informační bázi pro zpracování modelů i informační základnu pro potřebná rozhodnutí,

zejména v rámci podniku. Jak je z uvedeného zřejmé, tento nástroj je orientován na konkrétní aplikaci v rámci podniku, zároveň je značně komplexní. Problém pro jeho širší využití při informační podpoře environmentální politiky lze spatřovat ve velké míře konkrétnosti výstupů i v jeho již zmíněné komplexnosti.

### 3.2.2 Sankeyův diagram

Dalším uvažovaným nástrojem pro znázorňování, případně i modelování látkových a energetických toků je Sankeyův diagram. Umožňuje graficky znázornit složení a časový průběh stavu určité veličiny v určitém systému. Jeho autorem je irský inženýr Matthew Henry Phineas Riall Sankey, který jej v roce 1898 použil pro zobrazení účinnosti parního stroje. V diagramu se velikost sledované veličiny znázorňuje šířkou pásu (Graces Guide, 2018).

Řada autorů s tímto nástrojem pracuje a využívá ho v environmentální oblasti, z nedávno publikovaných prací lze uvést např. (Garcia et al, 2019; Kabore et al, 2018; Kappe et al, 2018; Markovic et al, 2018; Yan & He, 2017).

Sankeyův diagram představuje dobře srozumitelný a jednoduše využitelný grafický nástroj pro znázornění látkových a energetických toků. Ve své původní podobě je určen pro tvorbu statických modelů popisujících sledovaný proces. V některých konkrétních aplikacích je však propojován s určitými omezeními i s dynamickými modelovacími nástroji (např. Umberto ver. 4.3 a vyšší) jako doplněk pro podporu grafické interpretace konstruovaných modelů. Jako nástroj pro informační podporu při utváření veřejných politik nebo pro podporu rozhodování v oblasti veřejného sektoru se jeví jako vhodný. V některých případech však může být užitečnější využití dynamického modelovacího nástroje. V tomto případě jsou uvažovány Petriho sítě.

### 3.2.3 Petriho sítě

Název tohoto nástroje je odvozen od jména jejich autora, Carla Adama Petriho, který jej poprvé prezentoval ve své doktorské práci v roce 1962 (Petri, 1966). Tento nástroj postupně našel uplatnění v mnoha oborech lidské činnosti jako např.: v imunologii (Dokun, 2004), sociologii (Lüde et al, 2003), v dopravě (Genc & Lafortune, 2003), ale také v environmentální oblasti (Barakat & Pehlken, 2011; Bata et al, 2008; Edelhauser & Toth, 2006; Zhang et al, 2006). Časem byl původní koncept Petriho sítí doplňován, díky čemuž vzniklo několik typů Petriho sítí, celkově lze Petriho sítě uspořádat např. takto:

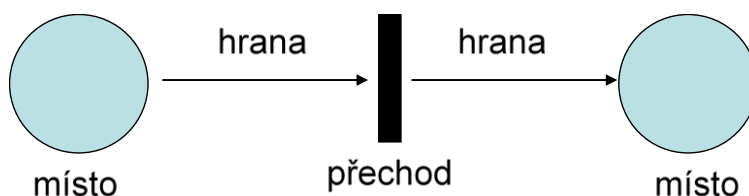
a) CE (Condition-Event Net) - Petriho síť je takovým typem, kde v každém z míst může být v každém okamžiku maximálně jedna značka. Místa tak představují logické hodnoty TRUE a FALSE (Janoušek, 1998).

b) PT (Place Transition Net) - Petriho síť představuje původní variantu Petriho sítě navrženou Carlem Adamem Petrim. Tato síť obsahuje místa s definovatelnou kapacitou, (tj. kolik značek mohou pojmout), a hrany s různou vahou (tj. kolik značek přes tyto hrany projde současně). Pokud je tato síť doplněna o inhibiční hrany (hrany, které neslouží k pohybu značek, ale jako indikátor vyprázdnění některého z míst), je možné tímto typem sítě modelovat vše, co lze vyjádřit algoritmem (Peterson, 1981).

c) Protože jsou však modely složitějších procesů modelované pomocí PT Petriho sítě v mnoha případech stále příliš složité, byla rodina různých typů Petriho sítí doplněna o varianty označované souhrnně jako vysokoúrovňové Petriho síť. Ty jsou v literatuře dále děleny na:

- Pr/T síť, tedy síť pracující s predikáty (Genrich, 1987),
- barvené Petriho síť – varianta Petriho sítě umožňující rozlišovat různé typy značek (nejen jejich případné barvy) (Jensen, 1997),
- Petriho síť se zahrnutím času – provádění přechodů lze omezit různým způsobem časově (Češka, 1994) a
- hierarchické Petriho síť (Huber et al., 1991).

Pro popis modelů vyjádřených prostřednictvím Petriho sítí jsou používány zejména pojmy místa (places) označované kružnicemi, přechody (transitions) znázorňované jako obdélníky, někdy též čtverce nebo úsečky, a hrany propojující místa s přechody a přechody s místy a umožňující průchod značek ve směru šipek. Grafické vyjádření prostřednictvím bipartitního grafu je uvedeno na obrázku 4.



Obrázek 4: Graficky znázorněné prvky Petriho sítě

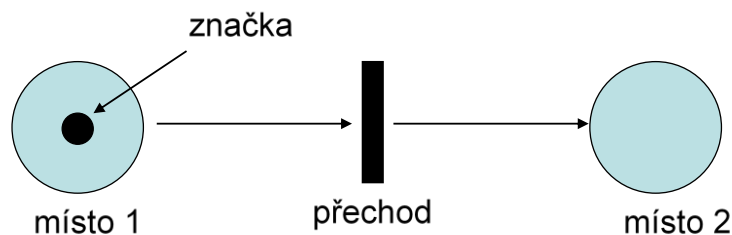
Zdroj: vlastní dle (Češka, 1994)

Pojem biparitní (někdy též bichromatický) znamená, že vrcholy grafu jsou tvořeny prvky náležícími do dvou různých množin (míst a přechodů), přičemž místa a přechody se vždy v průběhu (cesty) grafu střídají (Priese & Wimmel, 2003). Protože se jedná o dynamický modelovací nástroj, znázorňuje Petriho síť okamžitý stav modelovaného systému prostřednictvím parciálních stavů míst. Nástrojem reprezentujícím i příslušné parciální stavy je tzv. značka (token).

Označená Petriho síť vznikne rozmístěním značek do míst neoznačené Petriho sítě. Síť s rozmístěnými značkami před prvním provedením některého z přechodů se nazývá síť v počátečním značení a údaje o umístění značek tvoří počáteční značení Petriho sítě.

Aby mohlo být modelováno, že proběhla událost modelovaná určitým přechodem, je nezbytné, aby na všech vstupních místech přechodu tuto událost znázorňujícího, byla k dispozici značka. Skutečnost, že událost proběhla, je potom reprezentována odebráním značek na vstupu a vznikem značek na výstupu příslušného přechodu sítě (Bayer et al., 2000).

Obvykle se uvádí, že přechod Petriho sítě může být proveden pouze tehdy, jestliže všechna vstupní místa obsahují počet značek rovný nebo větší, než je váha hrany spojující vstupní místo a tento přechod. Některé modelovací nástroje však umožňují i záporné značení (např. PNetLab, Umberto aj.) Samotná dynamika tohoto modelovacího nástroje je dána právě pohybem značek sítě, jak je znázorněno na obrázku 5.



Obrázek 5: Příklad použití značky v modelu Petriho sítě

Zdroj: (Jensen, 1997)

Místo může obsahovat buď neomezené, ale konečné množství značek, nebo může být jeho kapacita omezena. Toto omezení je dáno (v souladu s parametry značek, a pokud daný typ sítě nepřipouští záporné značení) celým kladným číslem, které udává maximální přípustný počet značek v konkrétním místě sítě. To zároveň omezuje provedení přechodu, protože pro umístění značek pro jeho provedení nemusí být v některém z jeho výstupních míst dostatečná kapacita (Češka, 1994). Kapacita místa bývá v zápisech nebo i v grafické interpretaci udávána buď přirozeným číslem nebo symbolem řecké abecedy  $\omega$ , který označuje neomezenou kapacitu (obvykle používaná lemniskáta se zde obdobně jako v demografii nepoužívá, neboť i při neomezené kapacitě místa je počet značek, v něm obsažených, v každém z dosažitelných parciálních stavů sítě vždy konečný).

Je-li jako kapacita danému místu přiřazena hodnota přirozeným číslem ( $N$ ), znamená to, že pojme maximálně  $N$  značek. Kapacita místa se v zápisech značí písmenem  $k$  (např.  $k=5$ ). Pokud je místu přiřazen symbol  $\omega$ , může být počet značek na tomto místě jakýkoli. Mnohá softwarová prostředí (např. HPSim, PNetLab) většinou předpokládají, že všechna místa sítě mají mít neomezenou kapacitu a až ve chvíli, kdy ji je třeba omezit, je nutné toto omezení zadat (David & Alla, 2004).

Obecnou definici Petriho sítě uvádí Olej (1996). Tato definice umožňuje matematicky zapsat prakticky jakýkoli typ Petriho sítě. Pro účely environmentálního modelování ji však bylo potřeba modifikovat. Modifikovaná definice následuje, jednotlivé změny jsou potom popsány pod touto definicí:

*„Petriho síť je bipartitní orientovaný graf definovaný jako uspořádaná pětice.*

*$GPN = \langle P, T, QP, QT, QE \rangle$ , kde  $P$  představuje konečnou množinu míst znázorněných kroužky,  $T$  konečnou množinu přechodů znázorněných čárkami nebo obdélníky, přičemž tyto množiny jsou vzájemně disjunktní, tedy*

$$P \cap T = \emptyset$$

*$QP$  je uspořádaná čtveřice  $QP = \langle C, IC, M_0C, UP \rangle$ , která definuje vlastnosti  $k$  míst z množiny  $P$ .*

*$QT$  je uspořádaná pětice  $QT = \langle QC, \tau, PR, IF, UT \rangle$ , která definuje vlastnosti  $r$  přechodů z množiny  $T$ .*

*$QE$  je uspořádaná trojice  $QE = \langle IE, EE, LE \rangle$ , která definuje vlastnosti hran (šipek, kterými jsou místa a přechody spojeny) a je dána dopřednou a zpětnou incidenční funkcí.*

*Uspořádaná čtveřice, která definuje vlastnosti  $k$  míst množiny  $P$  může být definována jako uspořádaná čtveřice  $QP = \langle C, IC, M_0C, UP \rangle$ , kde*

*$C$  je konečná množina použitých barev  $C$ , kde  $IC: P \times T \rightarrow R^*C$ ,  $R$  kde  $R$  je množina reálných čísel,  $IC((n, c)_{m, i, j})$ , kde  $m \in \langle 1, h \rangle$ ,  $i \in \langle 1, k \rangle$ ,  $j \in \langle 1, r \rangle$ , je dopředná incidenční funkce.*

*Ta je tvořena  $m$  uspořádanými dvojicemi  $\langle n_m, c_m \rangle$ , kde  $n_m$  jsou prvky množiny reálných čísel,  $c_m \in C$ , pro každou hranu z místa  $p_i \in P$  do přechodu  $t_j \in T$ . Přes tuto hranu může přejít z místa  $p_i \in P$  do přechodu  $t_j \in T$   $n_m \in R$  značek barvy  $c_m \in C$ .*



$M_0C: P^*R \rightarrow C$  je počáteční značení,  $M_0C((n,c)_{m,i})$ . Pro každé místo  $p_i \in P$  je tvořeno uspořádanou dvojicí  $\langle n_m, c_m \rangle$ , která udává, kolik značek v jaké barvě se objeví v místech  $p_i \in P$ .

$UP$  je konečná množina vlastností značek v místech  $p_i \in P$ ,  $UP = \{up_1, up_2, \dots, up_k\}$ .

Uspořádaná pětice, která definuje vlastnosti  $r$  přechodů z množiny  $T$  může být definována jako:

$$QT = \langle QC, T, PR, IF, UT \rangle$$

$QC: T^*P \rightarrow R^*C$ , kde  $R$  je množina reálných čísel,  $QC((n,c)_{m,i,j})$ , kde  $m \in \langle 1, h \rangle$ ,  $i \in \langle 1, k \rangle$ ,  $j \in \langle 1, r \rangle$ , je zpětnou incidenční funkcí. Je tvořena  $m$  uspořádanými dvojicemi  $\langle n_m, c_m \rangle$ ,  $n_m \in R$ ,  $c_m \in C$ , pro každou hranu jdoucí z přechodu  $t_j \in T$  do místa  $p_i \in P$ . Přes tuto hranu může projít z přechodu  $t_j \in T$  do místa  $p_i \in P$ ,  $n_m \in R$  značek barvy  $c_m \in C$ .

$\tau$  je konečná množina časů provádění  $r$  přechodů  $T$ .  $\tau = \{\tau_1, \tau_2, \dots, \tau_r\}$ .

$PR$  je konečná množina predikátů,  $PR = \{pr_1, pr_2, \dots, pr_q\}$ , kde každé  $l \in \langle 1, q \rangle$ , a platí, že množina  $pr_l \in \{TRUE, FALSE\}$ . Každý predikát  $pr_l \in PR$  může být spojen s libovolným přechodem  $t_j \in T$  hranou či inhibítorem. Toto spojení je dáno incidenční funkcí  $IF$ .

$IF: T^*PR \rightarrow \{1, -1, 0\}$  je incidenční funkce a vyjadřuje:

Pokud  $IF(t_j, pr_l) = 1$  a existuje spojení mezi přechodem  $t_j \in T$  a predikátem  $pr_l \in PR$ , je přechod  $t_j \in T$  proveditelný, jestliže hodnota predikátu  $pr_l \in PR$  je  $TRUE$ .

Pokud  $IF(t_j, pr_l) = -1$  a existuje spojení mezi přechodem  $t_j \in T$  a predikátem  $pr_l \in PR$ , je přechod  $t_j \in T$  proveditelný, jestliže hodnoty predikátu  $pr_l \in PR$  je  $FALSE$ .

Pokud  $IF(t_j, pr_l) = 0$  neexistuje spojení mezi přechodem  $t_j \in T$  a predikátem  $pr_l \in PR$ , není provedení přechodu  $t_j \in T$  ovlivněno predikátem  $pr_l \in PR$ .

$UT$  je konečná množina vlastností přechodů  $t_j \in T$ ,  $UT = \{ut_1, ut_2, \dots, ut_r\}$ , které mohou být deterministické, stochastické nebo fuzzy.

Konečná množina vlastností hran, která je dána dopřednou a zpětnou incidenční funkcí může být definována jako  $QE = \langle IE, EE, LE \rangle$ .

Kde  $IE$  je konečná množina inhibitorů ( $ie$ ),  $IE = \{ie_1, ie_2, \dots, ie_e\}$ ,

*EE je konečná množina prázdných (neexistujících) hran (ee),  $EE=\{ee_1, ee_2, \dots, ee_{ee}\}$  a LE je konečná množina logických (tedy běžných) hran (le),  $LE=\{le_1, le_2, \dots, le_{le}\}$*   
Upraveno dle (Olej, 1996).

Tato definice je unikátní tím, že umožňuje matematicky zapsat jakýkoli typ Petriho sítě, neboť zahrnuje veškeré možnosti, které připadají v úvahu. Další rozšíření je ovšem možné. Oproti původní definici, kterou uvádí Olej (1996), bylo nutné provést některé úpravy, neboť původní definice pracuje s celými značkami, což nevyhovuje pro modely látkových a energetických toků, kdy je nutno zapsat parametry těchto toků v desetinném formátu (např. 0,25724 kg SO<sub>2</sub>). To lze řešit buď převodem jednotek tak, aby v modelech vycházely celočíselné hodnoty, což ovšem vede k potřebě definovat velké kapacity míst a pracovat s velkým nožstvím značek. Toto řešení má za následek horší přehlednost a srozumitelnost modelů. Druhé řešení spočívá v úpravě definice tak, aby bylo možné pracovat se značkami v desetinném tvaru, což zvyšuje uživatelský komfort. Toto řešení podporují i některá softwarová prostředí, která jsou pro modelování látkových a energetických toků určena. Definice proto byla modifikována v tomto smyslu, aby bylo možné modely zapsat v souladu s teoretickým popisem.

Takto modifikovaný modelovací nástroj se jeví jako nejvhodnější vzhledem k povaze modelovaných procesů a potřebám využitelnosti výsledků pro podporu rozhodování a ve veřejném sektoru a utváření veřejných politik. Proto byly Petriho sítě vybrány jako nástroj pro tvorbu modelů uvedených v rámci následně představených případových studií. Pro účely zpracování modelů pro podporu rozhodování ve veřejném sektoru byly testovány obě varianty, tedy Petriho síť pracující se značením udávaným desetinnými čísly a Petriho síť se značením udávaným přirozenými čísly.

### 3.2.4 Softwarová prostředí pro modelování látkových a energetických toků a jejich výběr

Softwarových prostředí pro tvorbu modelů s využitím Petriho sítí existuje celá řada. Většinou umožňují pracovat s některým ze sofistikovanějších typů Petriho sítí, než CE nebo PT. Jejich přehled je uveden na webu hamburgské univerzity, fakulty informatiky (University of Hamburg, Department of Computer Science) (Hausterman et al, 2018)<sup>1</sup>.

I přes velké množství uvedených nástrojů zde však některé chybí, jedná se např. o CPN Tools<sup>2</sup> a Umberto<sup>3</sup>. Z uvažovaných prostředí byly využity HPSim pro jeho

<sup>1</sup> Databáze existujících prostředí je dostupná zde: <http://www.informatik.uni-hamburg.de/TGI/PetriNets/tools/db.html>

<sup>2</sup> CPN Tools: <http://cpntools.org/>

<sup>3</sup> Umberto: <https://www.ifu.com/en/umberto/>

jednoduchost, které podporuje Petriho sítě se zavedením času a inhibičními hranami, a Umberto založené na specifickém typu barvených, hierarchických Petriho sítí.

Výhodou prostředí HPSim je jeho uživatelská přívětivost umožňující intuitivní ovládání. Jeho další výhody a nevýhody jsou popsány v závěrech po jeho aplikaci v kapitole 5.1.5.

Prostředí Umberto je zaměřené přímo na modelování látkových a energetických toků, jedná se tedy o nástroj přímo určený k účelu, který je předmětem této práce. Samotné navržené nástroje, orientované do vymezených problémových oblastí lze chápat jako výsledky případových studií aplikovaných na konkrétní problém, které však lze doplnit a případně zobecnit, což významným způsobem rozšiřuje možnost jejich využití přizpůsobením pro konkrétní podmínky.

### 3.3 Metoda případových studií

Případové studie jsou řazeny do metod kvalitativního výzkumu, zaměřují se na reálné prvky a interakce mezi nimi. Jejich charakteristickým rysem je snaha o detailní studium jednoho či omezeného počtu případů. Cílem je dosáhnout možnosti využití získaných poznatků pro porozumění obdobným případům (Hendl, 2005; Stake, 1995).

Yin (2009) hovoří o případové studii jako o postupu pro zkoumání předem vymezeného jevu, který probíhá v přítomnosti a má reálný kontext.

Yin rozlišuje případové studie na:

- exploratorní studie, jejichž cílem je mimo jiné definovat hypotézy či stanovit otázky pro další zkoumání, ale i definovat získané poznatky v teoretické rovině a připravit podklady pro další výzkum.
- Deskriptivní případové studie, které jsou zpracovávány s cílem podat co nejkomplexnější popis daného jevu.
- Explanatorní studie, které v návaznosti na příslušnou teoretickou bázi hledají vysvětlení konkrétního jevu rozbořením příčin. Snaží se objevit nové determinanty, případně prozkoumat málo známé a analyzovat je.
- Testovací případové studie představují obdobu explanatorních s tím rozdílem, že jejich cílem je verifikace správnosti teorie.

Metody managementu látkových a energetických toků jsou aplikovány pro účely informační podpory ve veřejném sektoru formou případových studií. Tyto případové studie mají přitom dle Yinovy kategorizace charakter deskriptivních případových studií. To je i v souladu s požadavky na informační podporu v oblasti veřejného sektoru, kdy je nutné poskytovat

rozhodujícím subjektům co nejkompexnější přehled o jevu, jenž je předmětem jejich rozhodování.

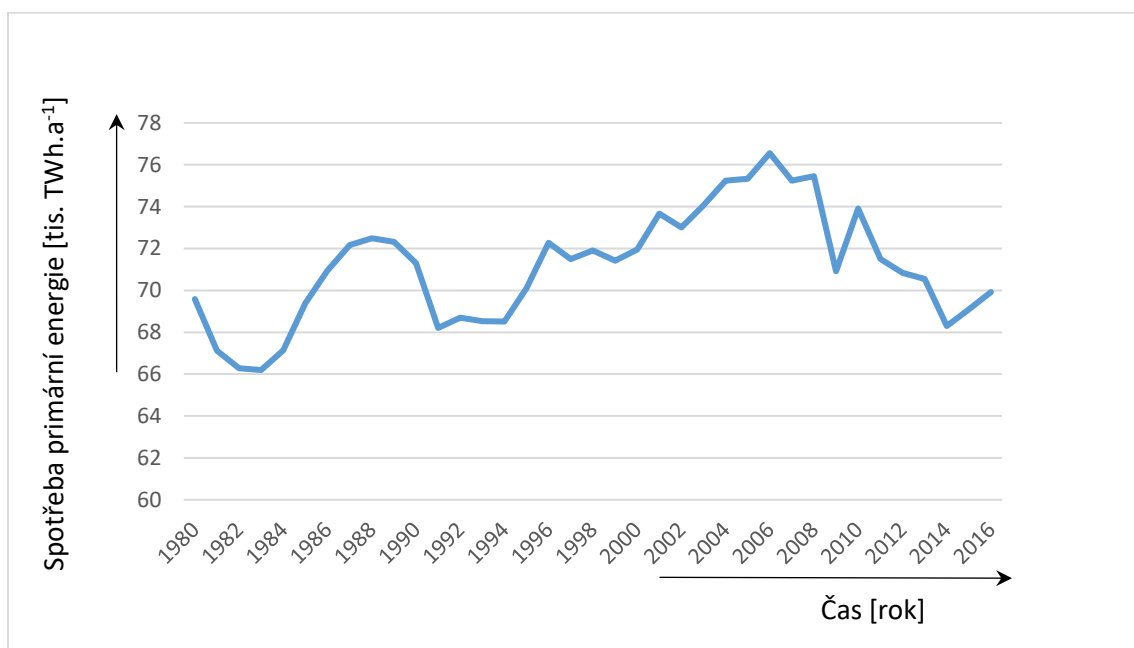
Prezentované případové studie, jakkoli se zabývají značně odlišnými problémy, mají obdobnou strukturu. Vycházejí z konkrétních veřejných politik, které jsou uvedeny v úvodech těchto případových studií, následovány sběrem a zpracováním dat. Právě postupy zpracování dat jsou v každé případové studii odlišné, a proto je metodika k nim doplněna v každé z nich zvlášť. Následně jsou empiricky zjištěná i dopočítaná data využita ke konstrukci modelů, jejichž výsledky jsou pak uchopeny různým způsobem v souladu s cílem každého z prezentovaných nástrojů. Každá z případových studií je doplněna diskusí výsledků a dílčími závěry.

## 4 Porovnání cílů veřejných politik s reálnými výsledky

Pozornost bude nejprve věnována výsledkům v zemích EU, následně pak budou tyto výsledky porovnány s celosvětovým vývojem. Dostupná data jsou sledována za období 1980-2016, data za rok 2017 k 27.9.2019 ještě nejsou dostupná. Zdrojem dat je International Energy Annual 2010 (EIA, 2019). Protože se tato práce zaměřuje zejména na témata související s výrobou energie v environmentálním kontextu, bude v této a následujících subkapitolách věnována pozornost zejména energii v kontextu dalších ukazatelů, populace a HDP.

### 4.1 Vývoj indikátorů udržitelnosti v zemích EU

Prvním ze zvolených indikátorů pro hodnocení aplikovaných veřejných politik je celková spotřeba primární energie. Tento indikátor je očištěn od vlivů používaných technologií na přeměnu energie a ukazuje tak čistý energetický vstup všech procesů bez ohledu na jejich účinnost. V případě úspěšných snah o naplnění cílů veřejných politik EU o dosahování vyšší energetické účinnosti by se měla celková spotřeba snižovat. Obdobným způsobem by se měly projevovat výsledky opatření v oblasti úspor energií. Naopak růst spotřeby primární energie může být, kromě chybně stanovených cílů veřejných politik nebo jejich chybným prosazováním v rámci jednotlivých členských zemí, způsoben i hospodářským růstem. Celková spotřeba primární energie v EU je uvedena v grafu na obrázku 6.



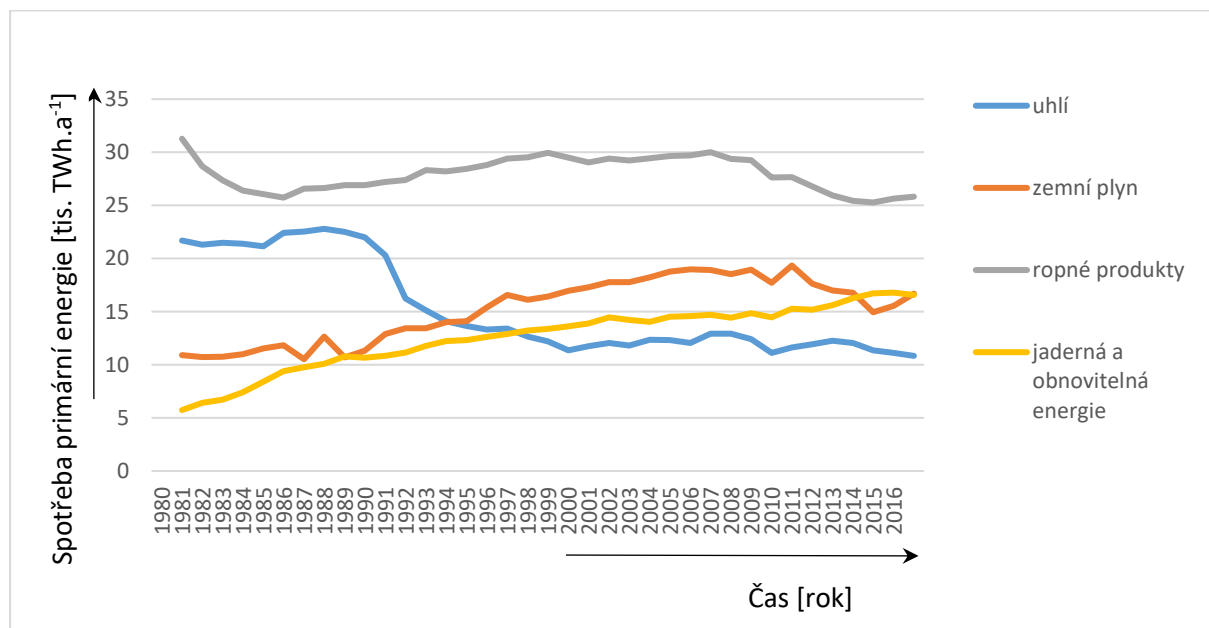
Obrázek 6: Vývoj spotřeby primární energie v zemích EU za období 1980-2016

Zdroj: (EIA, 2019)

Jak je z grafu na obrázku 6 patrné, vývoj celkové spotřeby primární energie v zemích EU je v čase značně nerovnoměrný. Je zřejmé, že právě hospodářský cyklus může celkovou spotřebu primární energie významným způsobem negativně ovlivnit, a to i v případě, že jsou aplikované veřejné politiky v dosahování některých stanovených dílčích cílů úspěšné, nicméně environmentální cíle směřující k postupné dekarbonizaci evropských ekonomik jsou definovány bez ohledu na hospodářský cyklus, neboť absorpční schopnost prostředí jím není ovlivněna. Význam tohoto ukazatele vyjádřeného v jeho absolutní hodnotě spočívá právě v možnosti s jeho pomocí dále hodnotit celkovou energetickou náročnost ekonomiky, její vývoj a její environmentální dopady.

Klesající trend celkové spotřeby primární energie od roku 2006 lze považovat za vývoj, který je v souladu s vytčenými cíli veřejných politik EU. Zda a do jaké míry se tento vývoj odráží také v poklesu emisí CO<sub>2</sub>, lze posoudit na základě využívaného energetického mixu.

Graf na obrázku 7 uvádí vývoj spotřeby primární energie v zemích EU dle druhu v letech 1980-2016. Tento graf zahrnuje spotřebu primární energie v milionech TWh za sledované období v zemích, které jsou v současnosti členskými zeměmi EU. Data v časové řadě jsou tedy porovnatelná.



Obrázek 7: Vývoj spotřeby primární energie v zemích EU dle kategorií za období 1980-2016

Zdroj: (EIA, 2019)

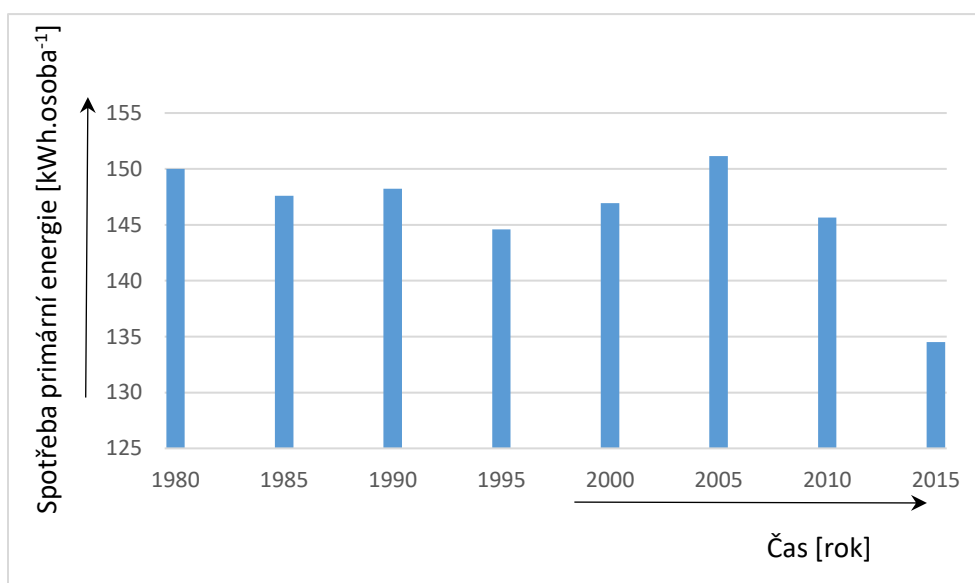
Z grafu 7 je patrné, že v průběhu času dochází ke změně mixu energetických nosičů, dochází k poklesu produkce primární energie z uhlí kolem roku 1990, přičemž klesající trend je patrný až do roku 2000. Tento pokles je do značné míry kompenzován růstem spotřeby zemního plynu a ropných produktů v tomto období. Za sledované období lze rovněž

vypozorovat nárůst produkce primární energie v jaderných elektrárnách a z obnovitelných zdrojů. Trend je sice trvale rostoucí, avšak tempo jeho růstu se snižuje. K určitému zrychlení růstu podílu této složky energie dochází od roku 2012, do roku 2016 však tempo opět klesá. Vzhledem k tomu, že dochází v některých zemích k postupnému odklonu od využívání jaderné energie, lze tento trend přičíst na vrub zejména rozvoji využívání obnovitelných zdrojů. To by mohlo ukazovat na úspěšně realizovaná opatření v rámci uplatňovaných veřejných politik. Na tomto základě ovšem nelze hodnotit, zda přírůstek ve využívání obnovitelných zdrojů je dostatečný pro dosažení vytčených politických cílů.

Pro další hodnocení je však třeba uvažovat i další kontext, jakým je ekonomický výkon v přepočtu na obyvatele.

Dle údajů US Census Bureau má populace v rámci zemí EU má trvale rostoucí trend a to i navzdory tomu, že se plodnost<sup>1</sup> ve všech zemích EU pohybuje v posledních dekádách pod hodnotou 2. Jak ukazují data, tento vývoj je dán imigrací ze zemí mimo EU, která v posledních desetiletích narůstá.

Pokud jsou data o spotřebě energie a počtu obyvatel zkombinována, lze vyjádřit množství energie připadající na jednoho obyvatele EU. Tyto hodnoty poskytují do určité míry jeden z pohledů na výsledky evropských veřejných politik v oblasti energetiky.



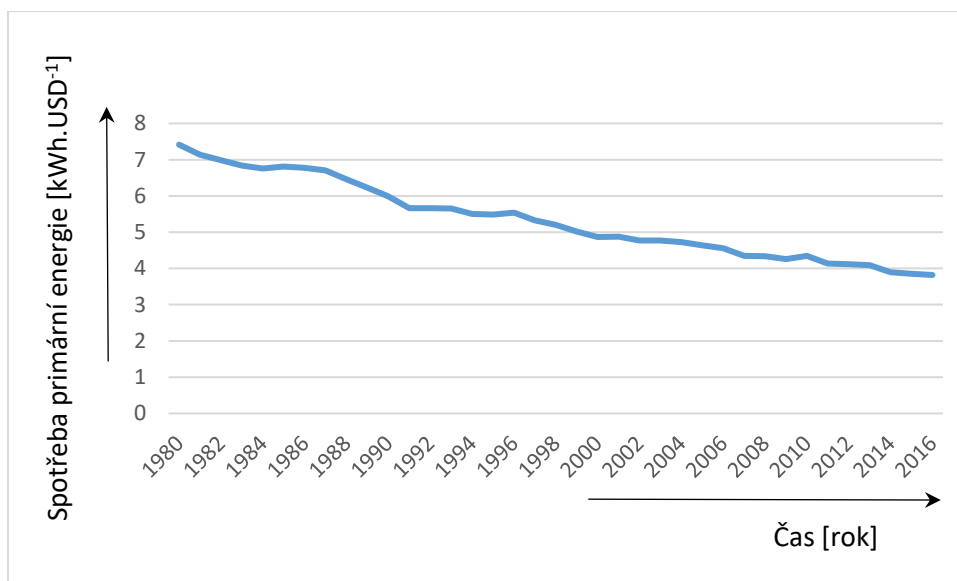
Obrázek 8: Průměr spotřeby primární energie na osobu v EU za období 1980-2015

Zdroj: (EIA, 2019; US Census Bureau, 2019)

<sup>1</sup> Demografický ukazatel udávající za sledovanou populaci průměrný počet dětí připadajících na jednu ženu.

Z grafu na obrázku 8 je vidět, že spotřeba primární energie v průměru na jednoho obyvatele EU jeví od roku 2005 setrvalý pokles, vzhledem k období a hospodářskému cyklu lze z tohoto výsledku odvodit, že uvedený pokles nastal v důsledku uplatňovaných veřejných politik v oblasti energetiky.

Pro ověření úspěšnosti veřejné politiky v této oblasti je však potřeba porovnat ještě energetickou náročnost na jednotku HDP. Tento ukazatel je očištěn od vlivů hospodářského cyklu, a tak poskytuje informaci i o úspěšnosti některých dílčích opatření v oblasti úspor energie a zvyšování energetické účinnosti, které se v celkovém pohledu nemusejí projevit. Výsledek porovnání je uveden v grafu na obrázku 9.



Obrázek 9: Spotřeba primární energie na 1 USD HDP v EU za období 1980-2016

Zdroj vlastní dle: (EIA, 2019; Shane, 2019; USDA, 2019)

Z grafu na obrázku 9 je zřejmé, že veřejná politika uplatňovaná v rámci EU, zaměřující se na celkové úspory energie, přináší výsledky. Za sledované období došlo k poklesu energetické náročnosti tvorby 1 USD reálného HDP o více než 51%.

Na tomto místě je znovu potřeba zdůraznit, že jakkoli je pokles energetické náročnosti významný vzhledem k vývoji reálného HDP, nemusí v dostatečné míře docházet ke snížení celkové spotřeby primární energie a s ní související produkce skleníkových plynů tak, jak by bylo vzhledem k indukované zátěži prostředí potřeba. Zde je cíl veřejných politik „dosahovat růstu reálného HDP“ v konfliktu s environmentálním cílem veřejných politik „dosahovat celkového poklesu spotřeby energie v absolutních číslech“.



Přítom naplnění cíle veřejných politik zemí EU, jímž je pokles celkové spotřeby primární energie, je významné jednak:

- a) pro snížení energetické závislosti zemí EU na dovozu energie;
- b) pro možnost navýšení % podílu využívaných obnovitelných zdrojů (potenciál obnovitelných zdrojů je za konkrétně geograficky vymezené území fixní, poklesem celkové spotřeby může docházet ke zvyšování podílu obnovitelných zdrojů);
- c) pro celkové omezení emisí skleníkových plynů – jejich produkce je úzce spjata se spotřebou energie, přičemž nejpřesnější pohled poskytuje právě spotřeba primární energie.

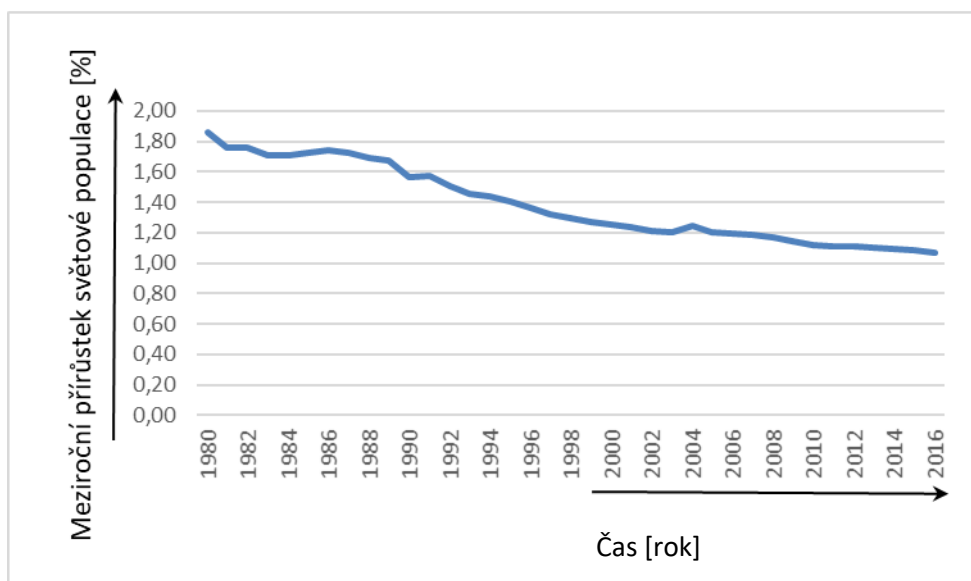
Zároveň je však potřeba sledovat uvedené indikátory i v globálním měřítku. Jedním z podstatných cílů sledovaných veřejných politik EU je omezení celkových emisí CO<sub>2</sub>. Ty mají ovšem globální účinek, nestačí proto lokální snížení těchto emisí. Dílčí úspěchy veřejných politik v oblasti energetiky a ochrany životního prostředí, jichž bylo dosaženo v rámci zemí EU, mohou být převáženy v globálním měřítku rozvojem v dalších zemích.

Protože zejména produkci skleníkových plynů je nezbytné řešit v globálním měřítku, přičemž tato produkce je úzce spjata se spotřebou primární energie. Proto je nyní potřeba zaměřit pozornost na výsledky environmentálně orientovaných veřejných politik v celosvětovém měřítku.

## 4.2 Vývoj indikátorů udržitelnosti celosvětově

Vývoj světové populace představuje jedno z nejdiskutovanějších politických témat v oblasti udržitelnosti. Počet jedinců lidské populace významně ovlivňuje ekonomiky zemí a z hlediska environmentálního představuje významný faktor ovlivňující zprostředkovaně i stav životního prostředí. Vývoj světové populace tak představuje klíčový determinant nastavení světových politik v oblasti udržitelnosti.

Přestože počet lidí na světě neustále roste, není tento vývoj rovnoměrný. Za posledních několik desetiletí dochází k poklesu tempa tohoto růstu. Zpomalující se tempo růstu světové populace je patrné ze zpracovaných dat mezinárodní databáze US Census Bureau uvedených v tabulce 29 v příloze 1. Vývoj je graficky znázorněn za období 1980 – 2016 na obrázku 10. Z grafu na obrázku 10 je patrný setrvalý pokles tempa růstu světové populace za sledované období.



Obrázek 10: Meziroční přírůstek světové populace

Zdroj: Vlastní dle (US Census Bureau, 2019)

Protože se počet jedinců světové populace neustále mění, jak je patrné z číselných hodnot v tabulce 29 v příloze 1, je nezbytné pracovat v úvahách pro potřeby veřejného sektoru s relativními hodnotami.

Za sledované období 36 let došlo k poklesu tempa růstu o 42,4 %, což lze považovat za velmi razantní a významnou změnu v celkovém vývoji. Z uvedeného je zřejmé, že je zde silný trend směřující k zpomalování růstu světové populace, přičemž patrně není způsoben pouze poklesem porodnosti v evropských zemích, případně Japonsku, jejichž porodnost začala významně klesat po 2. světové válce a byla již v 80. a 90. letech minulého století nízká.

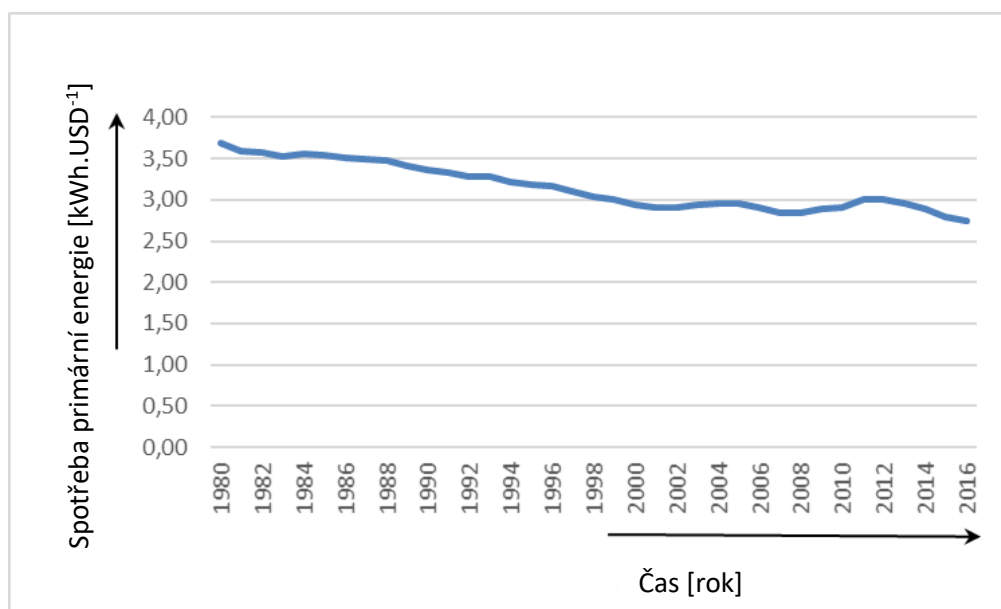
Pokud by tento trend zůstal celosvětově zachován i nadále, je zřejmé, že dojde postupně k samovolnému zastavení přírůstku světové populace. S růstem celkového počtu lidí na zemi jsou úzce spojeny i ekonomické a sociální atributy jejich existence. Větší počet lidí potřebuje pro zajištění určité životní úrovně větší množství zdrojů, jejichž získávání a distribuce představuje potenciální rizikový faktor v mnoha rovinách, ať už z hlediska jejich těžby v politicky nestabilních oblastech, dopravy, ale v kontextu tématu této práce zejména z hlediska negativních environmentálních vlivů spojených bezprostředně s jejich využíváním. Energie představuje jeden z nejvýznamnějších zdrojů a veřejné politiky EU jí věnují značnou pozornost. Představuje významný vstup do procesů produkce statků a služeb. Veřejný sektor ve většině zemí ovlivňuje významným způsobem procesy výroby, distribuce energie, a zároveň zasahuje do tohoto odvětví různými způsoby regulace.

### 4.3 Přepočtená spotřeba primární energie jako indikátor úspěšnosti veřejných politik

Dostupná data jsou sledována za období 1980-2016, data za rok 2017 k 27.9.2019 ještě nejsou dostupná. Zdrojem dat je International Energy Annual 2010 (EIA, 2019).

Jedná se o celosvětové údaje, protože problematiku celosvětového vývoje k udržitelnosti nelze vymezit regionálně. US Energy Administration Information poskytuje řadu údajů o celosvětové produkci a spotřebě energie. Uváděná celková spotřeba primární energie zahrnuje spotřebu ropy, zemního plynu, uhlí, vodní, jadernou, geotermální, solární, větrnou energii, energii biomasy obsaženou v energeticky využitém dřevě a energii získanou spalováním odpadu (biologicky rozložitelného i nerozložitelného).

V grafu na obrázku 11 je patrná celková celosvětová spotřeba energie na vyprodukovanou miliardu \$ reálného HDP.



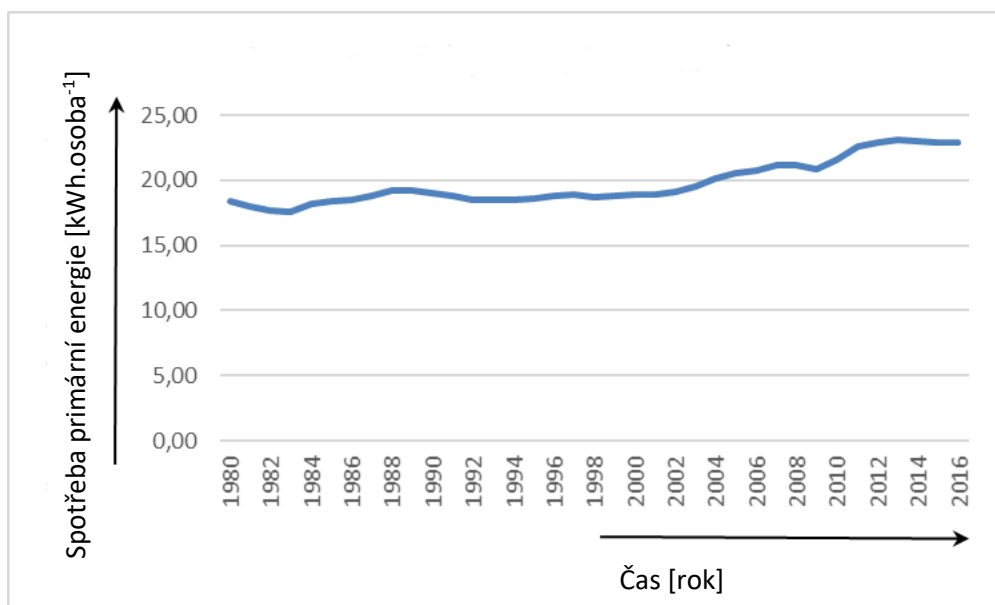
Obrázek 11: Vývoj spotřeby energie na 1 USD HDP (celosvětově)

Zdroj: vlastní dle (EIA, 2019; Shane, 2019; USDA, 2019)

Z grafu na obrázku 11 je patrný vývoj k celkovému snížení energetické náročnosti výrobního systému, což ukazuje, že i celosvětový trend směřuje k poklesu spotřeby energie. Lze tedy vyslovit domněnku, že vliv veřejných politik zaměřených na zvyšování energetické účinnosti je za sledované období patrný. Jedná se ovšem o relativní údaj, na jehož základě nelze posoudit vliv na životní prostředí. K tomu jsou potřeba absolutní hodnoty.

Graf na obrázku 12 ukazuje celkovou celosvětovou spotřebu primární energie v přepočtu na obyvatele. Zde je patrný nárůst tohoto ukazatele za sledované období. Tento efekt dále umocňuje skutečnost, že světová populace stále roste (US Census Bureau, 2019).

Je zřejmé, že za současného růstu spotřeby energie na osobu se oba tyto vlivy sčítají a celosvětová spotřeba primární energie tak vykazuje rychle rostoucí trend.



Obrázek 12: Celosvětový vývoj spotřeby primární energie na 1 osobu

Zdroj: vlastní dle (EIA, 2019; US Census Bureau, 2019)

Ačkoli znázorněný vývoj nelze jednoznačně přiřadit politice jednotlivých zemí ve sledované oblasti, zpomalování tempa růstu světové populace lze vyhodnotit v kontextu udržitelnosti jako pozitivní trend, neboť, jak vyplývá z grafu na obrázku 12, rostoucí počet jedinců, v kombinaci s rostoucí spotřebou energie na osobu, vytváří tlak na další významný nárůst celosvětové spotřeby primární energie a tím i na zátěž životního prostředí.

Celkově lze tedy uvést, že i přes veškerou snahu v oblasti environmentálních politik jednotlivých zemí a nadnárodních organizací je celosvětový trend ve spotřebě energie rostoucí. To by nemuselo představovat velký problém pouze za předpokladu, že by větší část této energie byla pokryta z místně dostupných obnovitelných zdrojů, s přiměřenými ekonomickými a environmentálními náklady.

#### 4.4 Světová produkce primární energie dle druhů jako indikátor úspěšnosti veřejných politik

Jak bylo uvedeno, z hlediska posouzení výsledků uplatněných veřejných politik v celosvětovém měřítku představuje podíl produkce primární energie z obnovitelných zdrojů udržitelným způsobem významný indikátor ukazující na reálné úspěchy realizovaných opatření. Požadavek udržitelnosti těchto obnovitelných zdrojů je zde akcentován proto, že i obnovitelné zdroje lze využívat neobnovitelným způsobem, což klade další nároky na

správné nastavení a uplatňování příslušných veřejných politik. Přehled celosvětově produkováné primární energie podle energetických nosičů v PWh je uveden v tabulce 1. Hodnoty měř a indexů byly vypočteny podle vzorců (1) a (2), dosazené hodnoty  $x_n$ , jsou hodnoty uvedené ve sloupcích tabulky 1.

Tabulka 1: Světová produkce primární energie podle typu

Rok	Ropa [PWh]	Zemní plyn [PWh]	Uhlí [PWh]	Elektrická energie na bázi obnovitelných zdrojů mimo vodní [PWh]	Elektrická energie vodní [PWh]	Jaderná elektrická energie [PWh]	Celkem primární energie [PWh]
1980	35,66	15,87	20,64	0,031	1,71	0,68	74,6
1985	32,97	18,59	23,56	0,054	1,94	1,43	78,55
1990	37,02	22,08	26,07	0,135	2,13	1,91	89,35
1995	39,18	23,32	25,05	0,179	2,44	2,21	92,39
2000	43,31	25,99	27,14	0,249	2,61	2,45	101,77
2005	47,1	29,5	35,6	0,391	2,88	2,64	118,12
2010	48,58	33,59	43,75	0,764	3,38	2,62	132,69
2015	56,35	37,71	48,95	1,713	3,85	2,44	151,01
Index	158,02	237,62	237,16	5525,81	225,15	358,82	202,43
Míra	58,02	137,62	137,16	5425,81	125,15	258,82	102,43

Zdroj: vlastní podle (EIA, 2019)

Tabulka 1 ukazuje data týkající se objemu světové produkce energie podle druhu. Rozdělení koreluje s rozdělením, které používá zdroj těchto dat. Pro směřování k udržitelnosti je velmi podstatnou, avšak nikoli postačující podmínkou<sup>1</sup>, sledování podílu využívaných obnovitelných zdrojů energie v regionech světa. Největší míru růstu vykazují energie geotermální, solární, větrná, energie biomasy v podobě využívání palivového dřeva a generování elektrické energie z odpadů, a to 9,27 %. V rámci regionů minimální růst v oblasti využívání biomasy, geotermální energie a solární energie nevyužité pro výrobu elektřiny vykazují USA, a to 0,41 % (EIA, 2019).

<sup>1</sup> Důvodem je skutečnost, že i obnovitelné zdroje lze využívat neobnovitelným způsobem, tedy nad rámec jejich schopnosti se opět regenerovat, nebo v kombinaci s využitím dalších neobnovitelných či environmentálně problematických surovin (např. těžba dřeva přesahující rychlost dorůstání, využívání neodymových magnetů ve větrných elektrárnách apod).

Nárůst u obnovitelných zdrojů o 5 425,8 % (míra = 5 425,8) za sledované období je velký a je zde jasně zřejmá úspěšnost uplatňovaných politik, zaměřených na jejich rozvoj. I přes určitý pokles zájmu o ropu množství energie z ní vyprodukované stoupl za sledované období o 58 % a ropa zároveň představuje stále nejvíce využívaný zdroj energie vůbec. Citelný nárůst značně přesahující 100 % (míra = 137,62) vykazuje také energie získávaná spalováním zemního plynu a uhlí.

Celkově lze konstatovat, že množství produkované primární energie se od roku 1980 do roku 2015 více než zdvojnásobilo a vzhledem ke struktuře používaných zdrojů energie připadá podstatná část tohoto nárůstu na fosilní paliva a s nimi související produkci CO<sub>2</sub> a dalších skleníkových plynů.

Pro další hodnocení zaměření a úspěšnosti veřejných politik v oblasti udržitelnosti je užitečné vyjádřit vývoj podílu jednotlivých složek celosvětově využívaného energetického mixu i v %. Tyto hodnoty jsou uvedeny v tabulce 2.

Tabulka 2: Struktura světové produkce primární energie dle druhu

Rok	Ropa [%]	Zemní plyn [%]	Uhlí [%]	Elektrická energie na bázi obnovitelných zdrojů mimo vodní [%]	Elektrická energie vodní [%]	Jaderná elektrická energie [%]
1980	47,8	21,3	27,7	0,042	2,3	0,9
1985	41,9	23,7	30,0	0,069	2,5	1,8
1990	41,4	24,7	29,2	0,150	2,4	2,1
1995	42,4	25,2	27,1	0,194	2,6	3,0
2000	42,6	25,5	26,7	0,244	2,6	2,4
2005	39,9	25,0	30,1	0,331	2,4	2,2
2010	36,6	25,3	33,0	0,576	2,5	2,0
2015	37,3	24,0	32,4	1,134	2,5	1,6

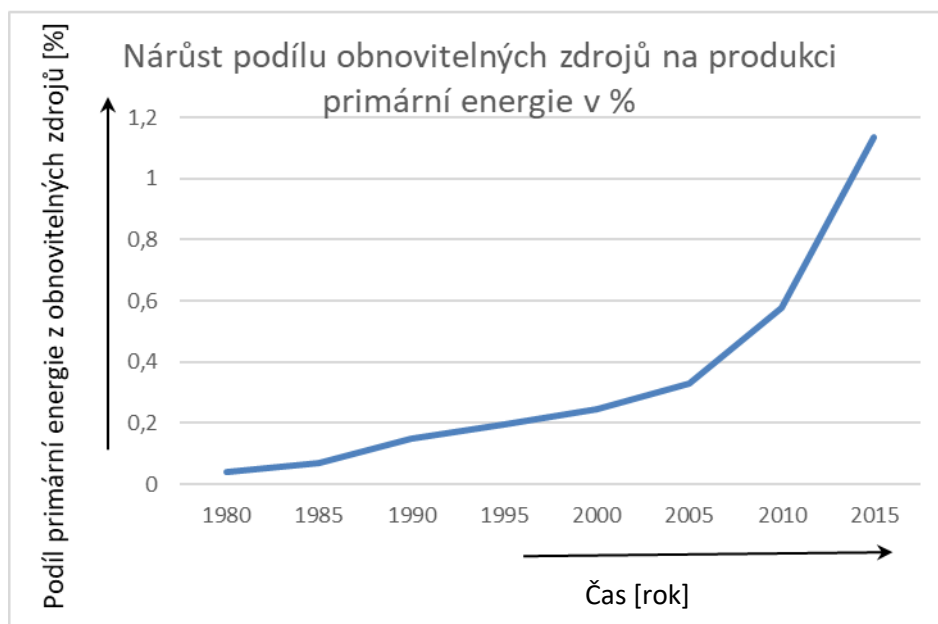
Zdroj: vlastní dle (EIA, 2019)

Z tabulky 2 je patrné, že v období 1980 až 2015 poklesl v celkové struktuře produkované energie % podíl ropy téměř o 10%. Tento pokles je kompenzován nárůstem spotřeby energie vyráběné z uhlí, zemního plynu, z malé části i výrobou elektrické energie z obnovitelných zdrojů mimo vodní. I přesto, že je z tabulky 1 jasně patrný růst celkové spotřeby energie, zachovává si elektrická energie vyráběná ve vodních elektrárnách svůj celkový podíl. Pokles je patrný i u využívání jaderné energie, toto lze přisoudit k odklonu od využívání této energie v některých rozvinutých zemích, což se projevuje nebudováním nových

kapacit a po odstavení některých jaderných elektráren z provozu může dojít i k poklesu absolutních hodnot pro energie vyráběné z tohoto zdroje.

Celkově lze konstatovat, že za posledních 35 let došlo především ke změně podílů využívání jednotlivých neobnovitelných zdrojů energie, zatímco podíl z obnovitelných zdrojů zůstává zanedbatelný, a to i přesto, že jejich podíl vykazuje setrvale rostoucí trend. Jak je z tabulky 2 zřejmé, ještě v roce 2010 nedosahoval podíl obnovitelných zdrojů po odečtení využití vodní energie ani 1 %.

Z grafického vyjádření na obrázku 13 však zároveň vyplývá, že ve sledovaném období měl nárůst využití obnovitelných zdrojů energie exponenciální průběh.



Obrázek 13: Vývoj podílu obnovitelných zdrojů na celkové světové produkci primární energie

Zdroj: vlastní dle (EIA, 2019)

Samotný nárůst produkce primární energie z obnovitelných zdrojů však nelze jednoznačně vyhodnotit. Energie z obnovitelných zdrojů je produkována proto, že by měla postupně nahrazovat energii z neobnovitelných zdrojů. Zároveň jsou však na její produkci neobnovitelné zdroje v určité míře spotřebovávány a tato skutečnost není tvůrci veřejných politik, jak bylo doloženo v kap. 1.2, vždy zohledňována a ve statistikách jsou vykazovány hrubé energetické výnosy. Pokud by nárůst produkce primární energie z obnovitelných zdrojů byl doprovázen současným růstem spotřeby primární energie z neobnovitelných zdrojů, postrádá tato činnost význam jak pro úspory v oblasti spotřeby neobnovitelných zdrojů, tak pro omezování antropogenně podmíněných emisí skleníkových plynů. Stanovené cíle veřejných politik v této oblasti by pak mohly být sice naplňovány z pohledu vykazovaných hodnot, nicméně jejich reálný přínos k omezování emisí skleníkových plynů může být sporný.

Celkově lze tedy konstatovat, že bylo dosaženo v oblasti veřejných politik směřujících k podpoře využívání obnovitelných zdrojů úspěchu v tom smyslu, že je celkový rozvoj podílu této energie rychle rostoucí a toto tempo se celosvětově neustále zvyšuje.

Zároveň však z absolutních hodnot o spotřebě primární energie jednoznačně vyplývá, že množství primární energie vyráběné spalováním fosilních paliv má dlouhodobě rostoucí trend, což zároveň znamená, že snahy o omezení emisí CO<sub>2</sub> nejsou v celosvětovém měřítku dostatečně účinné. I přesto, že změnou energetického mixu v rámci fosilních paliv lze dosáhnout snížení produkovaného objemu skleníkových plynů, nemůže se jednat o dlouhodobé řešení přinejmenším z důvodu jejich neobnovitelnosti, nehledě na skutečnost, že tímto postupem nelze dosáhnout významnějších výsledků v cestě k nízkouhlíkové ekonomice. Výsledky ukazují, že dílčích úspěchů bylo v rámci aplikovaných veřejných politik dosaženo jak v rámci EU, tak i v celosvětovém měřítku. Nastolený trend je tedy správný, je však zřejmé, že pro dosažení zamýšlených cílů bude nezbytné v tomto úsilí dále nejen pokračovat, ale zároveň jej i zintenzivňovat. Tím je ověřen i předpoklad, vyslovený v úvodu této práce a to, že lze očekávat v rámci veřejných politik významný nárůst zájmu o environmentální témata.

Provedená analýza tak ukazuje na potřebnost co největší efektivity přijímaných opatření. Je nutné vyhledávat řešení, která přinášejí maximální efekt v dosahování cílů stanovených veřejných politik a která současně indukují co nejmenší celospolečenské náklady. Jde tedy především o to, aby veřejný sektor alokoval dostupné prostředky v této oblasti co nejefektivněji.



## 5 Návrh nástrojů pro podporu rozhodování

Praktická aplikace a využitelnost popsaných metod pro podporu rozhodování ve veřejném sektoru bude nyní demonstrována na třech vybraných případových studiích, které vycházejí z prací (Baťa & Fuka, 2018; Baťa & Kadlecová, 2011; Baťa & Půlkrábková, 2013). Původní práce byly pro tento účel aktualizovány a doplněny o další poznatky, které v rámci původních publikovaných verzí nebyly zahrnuty. První z nich se zaměřuje na problematiku produkce biopaliv I. generace z hlediska čistých energetických výnosů, druhá na energetické souvislosti sběru tříděného papíru a třetí na problematiku emisí do ovzduší a hospodárnosti při využívání energie z bioplynových stanic.

### 5.1 Případová studie 1 - modelování komparace čistých energetických výnosů biopaliv

Význam biopaliv spočívá jednak v jejich lokální dostupnosti, ale i v jejich potenciálu redukovat emise CO<sub>2</sub>, což dokládá řada vědeckých prací jako např. (Hufnagel & Garamvölgyi, 2014; Khadar et al., 2014; Kocsis & Hufnagel, 2011). Biopaliva získaná využitím pěstovaných energetických plodin jsou spojena se snahami o snižování produkovaných emisí CO<sub>2</sub>, případně i o řešení politických problémů vyplývajících z potřeby dovážet velké objemy fosilních paliv, zejména ropy a zemního plynu do zemí EU (MZČR, 2014).

Proto byla v rámci realizace veřejných politik EU v této oblasti uzákoněna povinnost přimíchávání biosložky do pohonných hmot využívaných v dopravě. V ČR platí tato povinnost od září 2007.

Tyto aktivity mají významný dopad na udržitelnost, protože pokrytí větší části poptávky po palivech z vlastních zdrojů by vedlo k redukcí množství dovážených fosilních paliv, produkovaného CO<sub>2</sub> a zároveň by mohlo zlepšit parametry místních ekonomik tvorbou nových pracovních míst např. (Laurin, 2006). Zároveň omezení produkce skleníkových plynů a zvýšení jistoty dostupnosti energetických zdrojů patří mezi strategické zájmy České republiky (MZV, 2011). Veřejný sektor má prostřednictvím aplikovaných veřejných politik kompetence nastavit parametry možných řešení. K tomu aby mohla být dostatečně efektivní, však potřebuje vhodná data pro rozhodování, která v této oblasti nebývají dostupná. Stávající práce obvykle pracují s hrubými energetickými výnosy např. (Woldeyohannes et al., 2016), pro efektivní rozhodování veřejného sektoru pro nastavení vhodného mixu obnovitelných zdrojů jsou však důležité údaje o čistých energetických výnosech, protože jenom ta poskytují relevantní informace pro kvantifikování skutečných energetických úspor.

Diskuse na půdě EU ohledně používaných biopaliv vyústila v roce 2017 v to, že Výbor Evropského parlamentu pro životní prostředí a zdraví odhlasoval návrh na ukončení povinného

přidávání biopaliv I. generace do pohonných hmot do roku 2030. Jako problémy spojené s využíváním tohoto druhu biopaliv byly, kromě škod na pralesích způsobených rozšiřováním plantáží palmy olejné, uváděny problémy s vyčerpáváním půd, erozí a zamořením prostředí pesticidy. Zároveň byla podpořena myšlenka povinného přidávání biopaliv II. generace od 1.1.2021 (Tramba, 2017).

Uvedená opatření byla následně schválena Evropským parlamentem na začátku roku 2018, přičemž se jednalo o kompromis mezi zastánci dalšího rozšiřování biopaliv a odpůrci této strategie. Konkrétně v podmínkách ČR je pak často prezentována v médiích skutečnost, že biopalivům dominuje MEŘO vyráběné z řepky olejné. Stejně tak se ozývají hlasy hovořící o neetičnosti výroby paliv z plodin použitelných v potravinářství, čemuž věnuje značnou pozornost i zpráva Ministerstva zemědělství ČR (Zachová, 2018).

Během uplynulých 2 dekad se ovšem zapomnělo na to, že důvodů pro postupné zavádění těchto druhů biopaliv bylo více, než jen boj s klimatickými změnami. Příliš velké výnosy evropského zemědělství vedly dlouhodobě k tlaku na pokles cen potravin a ekonomickým problémům zemědělců. Dle sdělení pana Bernda Wolterse, zaměstnance Saského státního ministerstva životního prostředí a zemědělství v Drážďanech, který se touto problematikou dlouhodobě zabývá, si zastánci využívání biopaliv od jejich produkce slibovali i vyřešení tohoto problému.

Stávající situace v oblasti zemědělské produkce a využívaných biopaliv je hodnocena rozdílně (Abeyrathne, 2014). Pozornost jí věnují práce mnoha odborníků, např. (Knothe et al, 2010; Mahla & Birdi, 2012; Mohan & Pal, 2013; Shikha Dahiya et al, 2018; Verma & Sharma, 2016).

Biopaliva mají totiž i značný strategický potenciál, protože v případě výpadku dodávky konvenčních zdrojů mohou zajistit dodávky energie. Zároveň podléhá produkce biopaliv kritice pro její malý energetický přínos, konkurenci vůči produkci potravin, pěstování velkých ploch monokultur nebo pro nutnost aplikovat velké množství chemických přípravků a umělých hnojiv a s tím související environmentální zátěž. Na prvním místě je ovšem nezbytné zodpovědět otázku, zda čistá energetická bilance těchto aktivit přináší vůbec nějakou kladnou přidanou hodnotu (Duren et al, 2015; EEE, 2012).

### 5.1.1 Cíl případové studie

**Cílem této případové studie je proto analyzovat potenciál biopaliv, se zahrnutím vstupních i výstupních látkových a energetických toků se zaměřením na čistý energetický výnos tak, aby bylo možné na základě získaných údajů poskytnout pro rozhodování o dalším směřování veřejných politik v oblasti využívání biopaliv na**

## **evropské, národní i regionální úrovni a jejich realizaci v podobě konkrétních kroků co nejpřesnější údaje.**

Pro řešení této otázky byla zvolena metoda analýzy látkových a energetických toků. Obvykle zpracovávané dílčí studie pro vybrané části dodavatelského řetězce dle LCA nevyhovují pro potřeby informační podpory pro rozhodování v oblasti veřejného sektoru, protože neposkytují informaci o tom, do jaké míry lze pokrýt energetické potřeby z vlastních zdrojů (ETC, 2012; ETC, 2013). Analýza stávajícího stavu ukázala, že tento problém nebyl detailně zkoumán a že většina studií se zabývá hrubými energetickými výnosy, které nejsou jako ukazatel pro rozhodování ve veřejném sektoru a utváření veřejných politik vhodné (Baťa & Fuka, 2018).

Jako pracovní hypotézy byly zvoleny:

- 1) čisté energetické výnosy lze sledovat pomocí modelů, které umožní zkoumat jak vývoj čistých energetických výnosů v čase, tak potřebnou plochu pro získání definovaného množství energie.
- 2) Takto konstruované modely mohou do jisté míry zohlednit i externalitu vyplývající z využívání biopaliv I. generace.
- 3) Čistý energetický výnos se může blížit nule, ale pravděpodobně nebude dosahovat záporných hodnot.

### **5.1.2 Výběr energetických plodin pro komparaci pomocí modelu**

Protože principy udržitelného rozvoje akcentují místní ekonomiky a jejich rozvoj, jsou uvažovány plodiny využívané v podmínkách střední Evropy. Na trhu je poptávána jak náhrada za benzin v podobě bioetanolu, tak za naftu v podobě různých esterů rostlinných olejů (MEŘO, FAME).

Plodiny, které lze v podmínkách střední Evropy využít na produkci bioetanolu, existuje řada (kukuřice, pšenice, tritikale, cukrová řepa, brambory a obecně ovoce s obsahem cukrů). Základní podmínkou pro to, aby měly uplatňované veřejné politiky v této oblasti nějaký reálný smysl, je požadavek, aby bylo z plodiny získáno více energie, než bylo spotřebováno na její vypěstování a výrobu využitelného zdroje energie.

V porovnání s dalšími energetickými plodinami je doporučována cukrová řepa, která poskytuje oproti bramborám, pšenici, tritikale nebo žitu nejlepší výsledek energie a za pěstební cyklus přijme nejvíce atmosférického CO<sub>2</sub> na jednotku plochy (Pulkrábek & Urban, 2011).

Mezi její další výhody patří i skutečnost, že rychle pokryje svými listy půdu a tím zamezí růstu plevelů, což redukuje potřebu aplikace chemických postřiků (Cattanach, 2019).

Řepka olejná je druhou z uvažovaných energetických plodin pro porovnání. Poslední je potom pšenice.

Poměr pěstování porovnávaných plodin dle osevních ploch uvádí tabulka 30 v příloze 2.

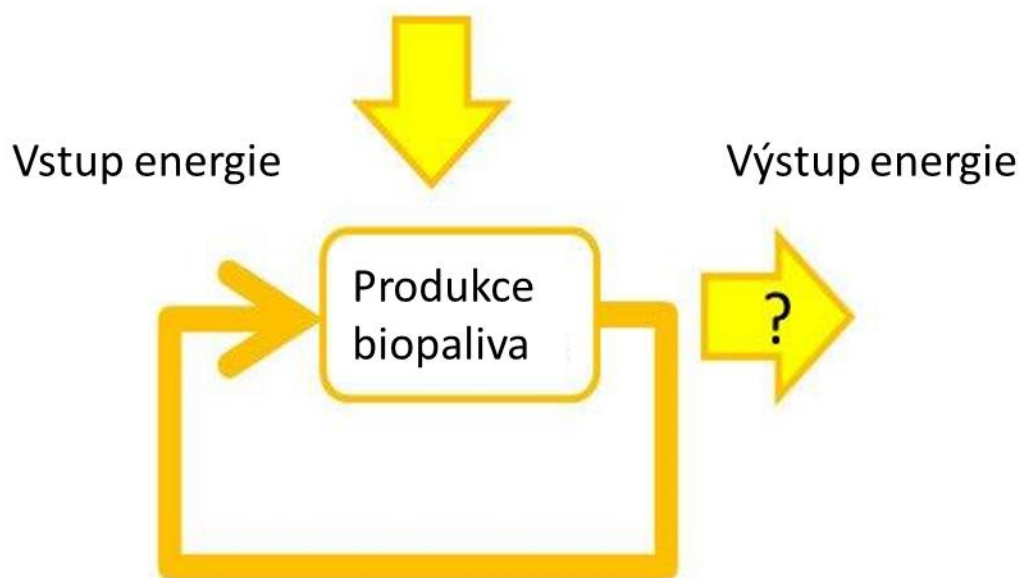
Jak je patrné z uvedené tabulky, podíl osevních ploch pro jednotlivé energetické plodiny je značně rozdílný. Celkově se tyto plodiny podílejí na zemědělské produkci přibližně z 50%, přičemž jejich podíl je v čase rostoucí ca. 38% v roce 2003 a předpokládaných 52,5% v roce 2018. Celkový pokles rozlohy osevních ploch souvisí s celkovým poklesem zemědělské produkce jako takové. Zatímco osevní plocha pšenice vykazuje spíše setrvalý stav s ročními výkyvy, u cukrové řepy je patrný nárůst její produkce od roku 2010, který lze dát do souvislosti s rostoucí poptávkou po biolihu jako povinně přimíchávané biosložky do automobilového benzínu. Tento trend je patrný i u řepky olejné.

### 5.1.3 Dílčí metodika

Metoda analýzy látkových a energetických toků i metoda LCA pracují s látkovými a energetickými toky. Pro účely rozhodování v oblasti veřejného sektoru je však, na rozdíl od využití pro potřeby soukromého sektoru, nutné:

- 1) zahrnout širší kontext dat, protože je třeba zahrnout všechny látkové a energetické toky, kterých se dotýká realizace příslušné veřejné politiky. Ta je vždy definovaná obecněji, než procesy v rámci konkrétních podniků.
- 2) Vyjádřit výsledky v souladu s cílem příslušné veřejné politiky.

Oba tyto cíle spolu souvisejí, protože v případě, že tyto metody sledují celý zpracovatelský řetězec a všechny jeho vstupy a výstupy, je možné determinovat potenciál obnovitelných zdrojů s vysokou mírou přesnosti, a zároveň v podobě, která je vhodná pro potřeby rozhodování ve veřejném sektoru. Právě zahrnutím pokud možno všech vstupů lze získat výsledky v podobě čistých energetických potenciálů, které jsou pro efektivní rozhodování při využívání biopaliv nezbytné. Zároveň je však nutné uvážit, že pro účely politického rozhodování, jak na celostátní úrovni, tak pro utváření úspěšných regionálních politik směřujících k udržitelnosti, nemusí postačovat analýza potenciálu pouze pro jednu variantu obnovitelného zdroje, protože nezohledňuje další alternativy, které mohou být efektivnější. To pak může mít za následek podporu řešení, která jsou nákladná a z hlediska udržitelnosti méně přínosná. Analýza kombinace různých druhů obnovitelných zdrojů je důležitá i z toho důvodu, že pouze jeden druh obvykle nedokáže pokrýt celé poptávané množství energie, nebo bývá takové řešení ekonomicky nevýhodné (EEE, 2012). Je důležité zahrnout do analýzy celkovou energetickou bilanci. To lze graficky interpretovat, jak ukazuje diagram využívající principů Sankeyova diagramu na obrázku 14.



Obrázek 14: Základní princip konceptu čistého energetického výstupu biopaliv.

Zdroj: vlastní

Proces získávání energie z obnovitelných zdrojů je uvažován pro možnost jeho využití ve veřejném sektoru jako proces se vstupy a výstupy a představuje tak vždy určitou bilanci. Energie ze slunce je přeměňována do dalších forem a pro její získání je nutné investovat další energii, jak ukazuje zpětná šipka v diagramu na obrázku 14. Aby bylo možné ověřit míru udržitelnosti a čistý přínos takového zdroje, je předpokládáno, že výstup procesu zahrnuje i procesní energii. Šipka označená otazníkem představuje problém, který má být řešen, tedy kolik energie ve skutečnosti zbyde - čistý výstup procesu. Z diagramu na obrázku 14 je patrné, že povaha látkových a energetických toků umožňuje využití dynamických modelovacích nástrojů. Protože se jedná o dynamický model s paralelismem, Petriho sítě představují ideální řešení (Baťa, 2013a; Baťa & Pulkrábková, 2013).

Samotná konstrukce modelu vyžaduje vytvoření pomocného matematického aparátu, s jehož využitím jsou data upravena a dopočítána tak, aby je bylo možné zadat do modelu, případně jsou s jejich využitím hodnoceny některé dílčí výsledky. Přitom je velmi podstatné celkové hodnocení efektivity produkce energie, neboť se jedná v případě procesů získávání energie o hodnotu zásadního významu, která umožňuje hodnotit jak ekonomickou smysluplnost získávání energie z daného zdroje, tak i čistý energetický zisk, který tak umožňuje stanovit i celkový čistý potenciál daného zdroje.

Pro hodnocení efektivity produkce energie je využíván indikátor označovaný jako „Energy Returned on Energy Invested“ (ERoEI). Ukazuje množství získané energie vůči energii vynaložené na její získání a je definován jako:

$$ERoEI = \frac{E_{out}}{E_{in}} \quad (3)$$

kde:

$E_{out}$  – představuje objem získané energie a

$E_{in}$  – představuje podíl vynaložené energie na získání  $E_{out}$

Podle Durena et al (2015) hodnota tohoto indexu má dosahovat pro ekonomicky smysluplné využití minimálně 3. Tato hodnota je vypočtena pomocí modelů pro řepkový olej a pro biolih vyráběný z cukrové řepy a pšenice.

Pro aplikaci získaných dat v modelech je však třeba nejprve zpracovat a dopočítat některé další údaje. Vzhledem k tomu, že je použita metoda, jak bylo opakovaně doloženo v kapitole 1.5 velmi náročná na vstupní data, odpovídá tomuto svým rozsahem i část zabývající se přípravou dat pro model.

V rámci přípravy dat jsou pro každou z uvažovaných plodin provedeny výpočty některých parametrů. Prvním z nich je přepočítání výhřevnosti paliv. Zatímco výhřevnost je uváděna v MJ.kg<sup>-1</sup>, spotřeba zemědělské techniky je uváděna v dm<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>. Pro přepočítání MJ.kg<sup>-1</sup> na MJ.dm<sup>-3</sup>, aby bylo různé hodnoty možné vzájemně porovnávat, byl proto využit vzorec:

$$C_v = C \times \rho \quad (4)$$

kde  $C_v$  představuje množství energie obsažené v jednom litru biopaliva vyjádřené v MJ.dm<sup>-3</sup>, C tabulkovou výhřevnost biopaliva, která je uváděna v MJ.kg<sup>-1</sup> a  $\rho$  hustotu biopaliva vyjádřenou v kg.dm<sup>-3</sup>.

Další výpočty se týkají hrubých energetických zisků, které tvoří kladnou hodnotu energetické bilance. Pro výpočet objemu biopaliva V, které lze získat z jednoho hektaru byl použit vzorec:

$$V = R_a \times F_{rec} \quad (5)$$

kde  $R_a$  je množství plodiny získané v průměru z jednoho hektaru zemědělské půdy v tunách a  $F_{rec}$  množství paliva v litrech, které lze získat z jedné tuny plodiny.

Množství energie v palivu, které bylo získáno z 1 ha, je vypočteno dle vzorce:

$$E = V \times C_v \quad (6)$$

kde E je množství energie v MJ obsažené v biopalivu získaném na ploše 1 ha, V je objem biopaliva v litrech vypočítaný dle (5), který lze získat z 1 ha a  $C_v$  je výhřevnost jednoho litru biopaliva vypočítaná dle (4).

Za část energetických nákladů byla zahrnuta spotřeba zemědělské techniky, náročnost výroby dusíkatých hnojiv a chemických postřiků. Tyto hodnoty tvoří hranice energetického systému uvažované v rámci provedené studie.

Výpočet energie spotřebované zemědělskou technikou na 1 ha za pěstební cyklus je proveden dle vztahu:

$$E_i = F_c \times d \times C_v \quad (7)$$

kde  $E_i$  je množství vynaložené energie,  $F_c$  je spotřeba nafty na hektar v litrech, d je hustota nafty a  $C_v$  je výhřevnost nafty v  $\text{MJ.kg}^{-1}$

Pro výpočet energetického obsahu dusíkatých hnojiv  $E_f$  byl použit vztah:

$$E_f = V_f \times D_e \times C_{v(\text{nafta})} \quad (8)$$

kde  $V_f$  představuje množství hnojiva používané v průměru na 1 ha pěstebních ploch,  $D_e$  energie potřebná pro výrobu 1 kg dusíkatého hnojiva vyjádřená formou ekvivalentu v objemu nafty v  $\text{dm}^3$ . Hodnota  $C_{v(\text{nafta})}$  je hodnota vypočítaná dle vztahu (4) pro motorovou naftu.

Energetická náročnost postřiků je pro řepku olejnou odvozena nepřímo pomocí dopočtu dle indexu EROEI, pro cukrovou řepu není využití chemických přípravků uvažováno. Pro pšenici nebyly hodnoty zjištěny, proto byl pro odhad energetické náročnosti využit výpočet úměrou. Pro odhad energetické náročnosti postřiků použitých na jeden pěstební cyklus při pěstování pšenice na základě údajů za energetickou náročnost dle údajů za řepku olejnou byl použit vzorec:

$$E_{ch(\text{pšenice})} = V_{ch(\text{pšenice})} \frac{E_{ch(\text{řepka})}}{V_{ch(\text{řepka})}} \quad (9)$$

kde  $V_{ch(pšenice)}$  představuje objem postřiků v  $dm^3$  pro pšenici na hektar,  $E_{ch(řepka)}$  představuje energetickou náročnost postřiků pro řepku na hektar v MJ a  $V_{ch(řepka)}$  představuje objem postřiků pro řepku olejnou na hektar v  $dm^3$ .

Kromě těchto výpočtů bylo potřeba dopočítat některé další hodnoty. Pro možnost vyjádřit čistou účinnost přeměny energie  $\eta$  a porovnat ji s některými jinými zdroji bylo třeba využít vzorec:

$$\eta = \frac{E_x \times 10}{E_s} \quad (10)$$

kde  $E_x$  je množství energie získané z  $x$  tého zdroje a  $E_s$  je množství energie, které lze získat z jednoho hektaru při 14% účinnosti přeměny.

Posledním vzorcem byl vzorec pro dosazení hodnot do modelu, kdy bylo nutné vypočítat převrácené hodnoty ze získaných údajů o účinnostech přeměny a zároveň bylo potřeba zredukovat počet desetinných míst, neboť použitý nástroj (P/T) Petriho síť v prostředí HPSim neumožňuje využití desetinného značení. K tomuto účelu byl využit vzorec:

$$V_m = \frac{1}{\frac{l_{pi} + u_{pi}}{2}} \times 100 \quad (11)$$

kde  $V_m$  je hodnota implementovaná v modelu jako váha příslušné hrany Petriho sítě,  $l_{pi}$  je dolní mez intervalu účinností přeměny a  $u_{pi}$  je horní mez intervalu účinností přeměny.

Smyslem přepočtu je přizpůsobit parametry co nejlépe možnostem použitého modelovacího nástroje. Smysl použití převrácených hodnot spočívá ve skutečnosti, že čím nižší je účinnost přeměny, tím delší dobu trvá, než je dosaženo stejného energetického zisku jako u variant, kde je účinnost přeměny vyšší. Zprůměrování obou hodnot má za cíl v odůvodněných případech zohlednit výkyvy ve výnosech pro konkrétní plodinu. Hodnotou 100 je výsledek vynásoben proto, že použitý modelovací nástroj neumožňuje používat desetinné značení. Váhy hran tak vycházejí v mezích, které lze v rámci možností softwarového prostředí HPSim pohodlně implementovat.

Nyní již lze do takto definovaných vzorců dosadit empirická data.

### 5.1.3.1 Příprava dat za řepku olejnou pro konstrukci modelu

Pro determinování přínosu z pěstování řepky olejné je třeba analyzovat energetické vstupy, které s procesem jejího pěstování souvisejí. Prvním z nich je spotřeba energie zemědělskou technikou. Empiricky zjištěná data ukazují, že během jednoho pěstebního cyklu řepky olejné



je třeba počítat s tím, že technika vyjede na pole nejméně 20 x. Sečtením celkového množství nafty připadající za sezónu na jeden hektar řepky olejky bylo vypočteno, že se jedná o hodnotu 116,89 dm<sup>3</sup> nafty. Energetický obsah vynaloženého a následně i získaného paliva je uveden v tabulce 3 za pomoci výpočtů dle (Baťa & Fuka, 2018; Čmelík et al, 2001; Novák, 2019; The Engeneering toolbox, 2005)

Množství biopaliva, které lze získat z jednoho ha je uvedeno ve čtvrtém řádku tabulky 3. Výpočet byl proveden za použití vzorců (4) a (5), dosazením hodnot dle (Laurin, 2008) do (4) za řepkový olej  $\rho = 0,915 \text{ kg} \cdot \text{dm}^{-3}$  a  $C_v = 36 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ :

$$C_v = 36 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1} \times 0,915 \text{ kg} \cdot \text{dm}^{-3}$$

$$C_v = 32,94 \text{ MJ} \cdot \text{dm}^{-3}$$

Dosazením hodnot dle (Baťa & Fuka, 2018) do (5) za  $R_a = 3,25 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  a  $F_{\text{rec}} = 406 \text{ dm}^3 \cdot \text{t}^{-1}$ :

$$V = 3,25 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \times 406 \text{ dm}^3 \cdot \text{t}^{-1}$$

$$V = 1\,319,5 \text{ dm}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$$

Množství energie obsažené ve vyprodukovaném biopalivu je uvedeno v pátém řádku tabulky 3 a bylo vypočítáno dosazením do (6) z předchozích výsledků:

$$E = 1\,319,5 \text{ dm}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \times 32,94 \text{ MJ} \cdot \text{dm}^{-3}$$

$$E = 43\,464,33 \text{ MJ} \cdot \text{ha}^{-1}$$

Vynaložená energie vypočítaná ze spotřeby paliva na 1 ha je uvedena v 7. řádku tabulky 3. Právě tento údaj je důležité doplnit, pokud má takový nástroj být aplikován v podmínkách veřejného sektoru pro podporu rozhodování při realizaci veřejných politik, neboť ukazuje z části druhou stránku celkové bilance. Tu je však dále potřeba doplnit ještě o další položky, aby byla tato bilance pokud možno kompletní

Dosazením do (7) za  $F_c = 116,89 \text{ dm}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ,  $d = 0,84 \text{ kg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ,  $C_v = 42,61 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$  (Baťa & Fuka, 2018):

$$E_i = 116,89 \text{ dm}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \times 0,84 \text{ kg} \cdot \text{dm}^{-3} \times 42,61 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$$

$$E_i = 4\,183,8 \text{ MJ} \cdot \text{ha}^{-1}$$

Získané výsledky jsou shrnuty v tabulce 3. Energetická bilance zde prezentovaná představuje parciální výsledek, který zahrnuje energii vyprodukovaného biopaliva a energetické náklady zemědělské techniky vynaložené na její získání.

Tabulka 3: Průměrná úroda řepky olejné na hektar, spotřeba paliva na hektar pěstované plodiny (struktura dat pro podporu rozhodování pro tvorbu a aplikaci veřejných politik)

Řádek	Ukazatel	Hodnota
1	Biopalivo	Řepkový olej
2	Průměrný výnos t.ha <sup>-1</sup>	3,25
3	Množství získaného biopaliva dm <sup>3</sup> .t <sup>-1</sup>	406
4	Objem získaného biopaliva dm <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup>	1319
5	Energie získaného biopaliva MJ.ha <sup>-1</sup>	43 464,33
6	Spotřeba nafty připadající na získané biopalivo dm <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup>	116,89
7	Energie nafty vynaložená na získání biopaliva MJ.ha <sup>-1</sup>	4 183,8

Zdroj: vlastní dle (Laurin, 2006; MZ, 2008; PREOL, 2012)

Pro doplnění celkové energetické bilance tak, aby byl nástroj využitelný pro zamýšlený účel, je ovšem potřeba zahrnout další zjištěné energetické vstupy procesu.

Během jednoho pěstebního cyklu je do půdy dodáno přibližně 220 - 230 kg dusíku na hektar (Podchlumí, 2017). Mendelova univerzita na svých stránkách uvádí, že: „*Výroba dusíkatých hnojiv je energeticky náročná. Na výrobu 1 kg čistého dusíku v hnojivu je zapotřebí podle druhu použité technologie 1,5 i více litrů nafty*“. Zároveň zmiňuje, že převažuje využití technologií s nejnižší energetickou náročností, což je pochopitelné vzhledem k nákladům (MENDELEU, 2019; Sitting, 1979).

Dosazením do vztahu (8) při uvažované výhřevnosti nafty 35,79 MJ.dm<sup>-3</sup> a předpokládané spotřebě energie 1,5 dm<sup>3</sup> na kilogram dusíku a průměrné spotřebě 225 kg dusíku na hektar (Baťa & Fuka, 2018):

$$E_i = 225 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \times 1,5 \text{ dm}^3 \cdot \text{kg}^{-1} \times 35,79 \text{ MJ} \cdot \text{dm}^{-3}$$

$$E_i = 12\,079,13 \text{ MJ} \cdot \text{ha}^{-1}$$

Celkově je tedy kromě spotřeby paliva na každý hektar za pěstební cyklus aplikováno přibližně 300 dm<sup>3</sup> různých chemických přípravků. Jejich objem výrazně přesahuje množství spotřebované nafty na hektar za jeden pěstební cyklus (pro řepku ca. 117 dm<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>).

Vhodnost půd a potenciální sklizně řepky olejné byly zmapovány s rozlišením 1 km<sup>2</sup> v celé Evropě (Duren et al, 2015). Největší hodnota indexu EROEI pro řepku olejnou dosahuje

v rámci EU za stávajících kultivačních metod hodnoty EROEI = 2,2. Tyto hodnoty jsou dosahovány pro výnosy kolem 3,5 t.ha<sup>-1</sup> (Duren et al, 2015). Průměrný výnos v České republice byl např. v roce 2013 na úrovni 3,2 t.ha<sup>-1</sup>. Existují a byly testovány postupy, které umožňují získat výnosy až kolem 10 t.ha<sup>-1</sup> (SPZO, 2013/14) díky vhodnému výběru rostlinných druhů. Empirická data získaná od zemědělského podniku uvádějí výnosy kolem 3 t (Podchlumí, 2017).

Pokud bude závislost mezi indexem EROEI a výnosem z jednoho hektaru lineární, limitní bude sklizeň 1,6 t.ha<sup>-1</sup>, při které dosahuje index EROEI hodnotu 1. To zároveň znamená, že olej získaný z 1,6 t řepky obsahuje množství energie, které připadá na jeden pěstební cyklus řepky a jeden hektar. Pro 3 t dosahuje hodnota EROEI = 1,9 a hrubý výnos energie 41 953 MJ.ha<sup>-1</sup>. Poměr vstupu je fixní a činí tedy 22 080,5 MJ.ha<sup>-1</sup> a čistý výnos pro tento případ představuje 19 872,5 MJ.ha<sup>-1</sup>. Protože spotřeba zemědělské techniky představuje v průměru 4 183,8 MJ.ha<sup>-1</sup>, dodatečný vstup energie připadající na výrobu hnojiv a postřiků lze vyjádřit jako rozdíl celkové spotřebované energie a energie spotřebované technikou (22 080,5 MJ.ha<sup>-1</sup> - 4 183,8 MJ.ha<sup>-1</sup>) = 17 896,7 MJ.ha<sup>-1</sup>. Tento výsledek je v souladu s očekáváním, neboť celkový objem hnojiv a chemických přípravků je podstatně větší, než objem spotřebovaného paliva. Celkově je aplikováno za jeden pěstební cyklus na jeden hektar 295,23 dm<sup>3</sup> chemických postřiků a 3,151 t hnojiv. Pokud se množství energie potřebné na výrobu hnojiv pohybuje okolo 12 079,13 MJ.ha<sup>-1</sup>, energie připadající na postřiky je dána rozdílem 17 896,7 MJ.ha<sup>-1</sup> - 12 079,13 MJ.ha<sup>-1</sup> = 5 817,57 MJ.ha<sup>-1</sup>.

Tím byly vypočítány hodnoty, které mají klíčový význam pro využití provedené bilance pro potřeby tvorby a realizace veřejných politik v oblasti energetiky. Získaný dílčí výsledek lze prezentovat snadno srozumitelným způsobem. Jeho hlavní přínos však spočívá ve skutečnosti, že prezentuje proces v získávání energie z biopaliva jako energetickou bilanci, což většina podobných analýz opomíjí.

Energetické náklady jsou zde obdobně, jako v ekonomii, rozděleny na fixní a variabilní. Fixními náklady jsou zde míněny ty energetické náklady, které jsou aplikovány na každý hektar obdělávané půdy bez ohledu na to, jakého výnosu je dosaženo. Jedná se např. o orání, předepsané chemické přípravy rozpočítávané na plochu atp.

Struktura fixní spotřeby energie je tedy dána v tomto případě:

1) Spotřebou zemědělské techniky	4 183,8 MJ.ha <sup>-1</sup>
2) Spotřebou energie na výrobu hnojiv	12 079,13 MJ.ha <sup>-1</sup>
3) Spotřebou energie na výrobu chemických postřiků	5 817,57 MJ.ha <sup>-1</sup>
Celkem	22 080,5 MJ.ha <sup>-1</sup>

Dosažením do (3) pro výnos  $3,2 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$  dosahuje index EROEI hodnoty 2. Pokud by byl uvažován výnos  $10 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ , měl by tento index hodnotu 6,2. (Pro EROEI=2 se jedná o získání  $22\,080,5 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ , pro EROEI = 6,2 by bylo možné získat  $114\,818,6 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ ). Je tedy zřejmé, že zvolená pěstební technologie a s ní spojený výnos mají zásadní vliv na celkový výsledek a příslušné veřejné politiky zabývající se touto problematikou by měly tuto skutečnost vzít v úvahu jak ve fázi nastavení pravidel, tak ve fázi jejich realizace.

### 5.1.3.2 Příprava dat za cukrovou řepu pro konstrukci modelu

Dalším vybraným palivem je biolih vyráběný z cukrové řepy. Biopalivo v podobě biolihu nebo i obecně v podobě ethanolu představuje alternativu k automobilovému benzínu. V klimatických podmínkách střední Evropy může výroba lihu z cukrové řepy představovat perspektivní možnost. Pro účely vytvářeného nástroje pro poskytování informací pro účely směřování veřejných politik v oblasti energetiky a jejich realizace je nezbytné i v tomto případě co nejpečlivěji zmapovat vstupní energetické toky. Empirická data ukazují, že počet výjezdů techniky za pěstební cyklus se pohybuje okolo 19, z 1 ha lze získat kolem 50 t řepy a z jedné tuny lze získat  $100 \text{ dm}^3$  biolihu (Baťa, 2013a; VUC, 2019).

Za jeden pěstební cyklus se v průměru zaorává kolem 50-60 kg dusíku na hektar v podobě chlévské mrvy. Dále je během pěstebního cyklu do půdy vpraveno 60-90 kg dusíku na hektar v podobě kapalného hnojiva. Objemy hnojiv, které se vpravují do půdy, výrazně závisí na výsledcích analýz půdy.

Výsledek energetické náročnosti proto zahrnuje informace získané zprůměrováním hodnot za několik let a vychází z dat dle (Baťa & Fuka, 2018).

Podle uvedených údajů lze počítat, že spotřeba paliva na 1 ha půdy osázené cukrovou řepou se bude pohybovat kolem  $195 \text{ dm}^3$  (Podchlumí, 2017).

Jak ukazují výsledky výzkumů, pro pěstování cukrové řepy principiálně nejsou potřeba žádné chemické postřiky, aplikovat případně metody biozemědělství by neměl být pro tuto plodinu velký problém (Pulkrábek et al, 2010).

Energetické parametry byly vypočítány obdobně jako v případě řepky olejné. Dosažením do (4) pro bioethanol dle  $C = 26,8 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$  a  $\rho = 0,789 \text{ kg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (Čmelík et al, 2001; Novák, 2019):

$$C_v = 26,8 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1} \times 0,789 \text{ kg}\cdot\text{dm}^{-3}$$

$$C_v = 21,15 \text{ MJ}\cdot\text{dm}^{-3}$$

Energetické parametry biolihu vyráběného z cukrové řepy jsou prezentovány obdobným způsobem jako pro řepku olejnou v doplněné struktuře konstruované s cílem poskytnout co nejpřesnější informační přehled pro potřeby veřejného sektoru a jsou uvedeny v tabulce 4. Množství biopaliva, které lze získat z jednoho ha, je uvedeno ve čtvrtém řádku tabulky 4. Bylo získáno výpočtem dle vztahu (5) obdobně jako pro řepku olejnou.

Dosazením do (5) za  $R_a=50 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$  a  $F_{\text{rec}} 100 \text{ dm}^3\cdot\text{t}^{-1}$ :

$$V = 50 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1} \times 100 \text{ dm}^3\cdot\text{t}^{-1}$$

$$V = 5\,000 \text{ dm}^3\cdot\text{ha}^{-1}$$

Množství energie obsažené ve vyprodukovaném biopalivu je vypočítáno dle vzorce (6). Dosazením do (6) za  $E = 5\,000 \text{ dm}^3\cdot\text{ha}^{-1}$  a  $C_v= 21,15 \text{ MJ}\cdot\text{dm}^{-3}$ :

$$E = 5\,000 \text{ dm}^3\cdot\text{ha}^{-1} \times 21,15 \text{ MJ}\cdot\text{dm}^{-3}$$

$$E = 105\,750 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$$

Vynaložená energie vypočítaná ze spotřeby paliva na 1 ha je uvedena v 7. řádku tabulky 4 a byla vypočtena dle vzorce (7). Dosazením za  $F_c = 194,67 \text{ dm}^3\cdot\text{ha}^{-1}$ , za  $d = 0,84 \text{ kg}\cdot\text{dm}^{-3}$  a za  $C_v = 42,61 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Podchlumí, 2017):

$$E_i = 194,67 \text{ dm}^3\cdot\text{ha}^{-1} \times 0,84 \text{ kg}\cdot\text{dm}^{-3} \times 42,61 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$$

$$E_i = 6\,967,71 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$$

Tabulka 4: Průměrná úroda cukrové řepy na hektar, spotřeba paliva na hektar pěstované plodiny (struktura dat pro podporu rozhodování pro tvorbu a aplikaci veřejných politik)

Řádek	Ukazatel	Hodnota
1	Biopalivo	Bioethanol
2	Průměrný výnos $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$	50
3	Množství získaného biopaliva $\text{dm}^3\cdot\text{t}^{-1}$	100
4	Objem získaného biopaliva $\text{dm}^3\cdot\text{ha}^{-1}$	5 000
5	Energie získaného biopaliva $\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$	105 750
6	Spotřeba nafty připadající na získané biopalivo $\text{dm}^3\cdot\text{ha}^{-1}$	194,67
7	Energie nafty vynaložená na získání biopaliva $\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$	6 967,71

Zdroj: vlastní dle: (Baťa & Fuka, 2018; Laurin, 2006; Laurin, 2008; MZ, 2008; PREOL, 2012)

I v tomto případě je potřeba doplnit celkovou energetickou bilanci o další energetické vstupy.

Ve sledovaném případě bylo získáno z jednoho hektaru 50 t cukrové řepy, což odpovídá 5 000 dm<sup>3</sup> biolíhu získaného s vynaložením 6 968 MJ.ha<sup>-1</sup> pro spotřebu využití zemědělské techniky (Baťa, 2013a). Pulkrábek uvádí, že z jednoho hektaru lze sklídit až 100 t a získat tak 10 000 dm<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> biolíhu (Pulkrábek et al, 2010). Odpovídající objem získané energie se tak pohybuje od 105 726 MJ.ha<sup>-1</sup> pro sklizeň 50 t.ha<sup>-1</sup> do 211 452 MJ.ha<sup>-1</sup> pro sklizeň 100 t.ha<sup>-1</sup> (Baťa, 2013a).

Na destilaci pak připadá spotřeba energie 3,032 MJ.dm<sup>-3</sup> (Baťa & Fuka, 2018).  
Přepočteno na hektary, energetické náklady na destilaci při výnosu 50 t:

$$5\,000\text{ dm}^3\cdot\text{ha}^{-1} \times 3,032\text{ MJ}\cdot\text{dm}^{-3} = 15\,160\text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$$

Hodnota 15 160 MJ.ha<sup>-1</sup> představuje spotřebu energie na získání 5 000 dm<sup>3</sup> biolíhu destilací.

Struktura fixní spotřeby energie je v tomto případě dána

- 1) spotřebou zemědělské techniky 6 968 MJ.ha<sup>-1</sup>.
- 2) Spotřeba energie na výrobu hnojiv není uvažována - je využívána chlěvská mrva
- 3) Spotřeba energie na výrobu chemických postřiků není uvažována, neboť ve sledovaném případě je nebylo nutné aplikovat (Baťa, 2013a).

Struktura variabilní spotřeby energie:

- 1) energie na destilaci 3,032 MJ.dm<sup>-3</sup> (Baťa & Fuka, 2018).

Celková spotřeba energie potom představuje pro výnos 50 t.ha<sup>-1</sup> celkem 22 128 MJ.ha<sup>-1</sup>

Pro sklizeň 50 t cukrové řepy je hodnota indexu ERoEI vypočítána dosazením do (3):

$$ERoEI = \frac{105\,726\text{ MJ}}{22\,128\text{ MJ}}$$

$$ERoEI = 4,77$$

(Pro sklizeň 10 t.ha<sup>-1</sup> stejným postupem dosahuje ERoEI hodnoty 5,67).

Výsledek ukazuje, že oproti řepce olejné není výsledek tolik ovlivněn způsobem pěstování. Charakter procesu využívání biolihu získaného z cukrové řepy vykazuje značné odlišnosti od využívání řepkového oleje.

To dokládá správnost předpokladu z kapitoly 1.2, že v případě jednotlivých skupin biopaliv není postup, kdy jsou tato paliva seskupena do tzv. generací, a pak je o nich v rámci politických rozhodování rozhodováno za celé tyto skupiny, optimální. Posledním z analyzovaných obnovitelných zdrojů energie je biolih vyráběný ze pšenice.

### 5.1.3.3 Příprava dat za biolih vyráběný ze pšenice pro konstrukci modelu

V porovnání s řepkou olejnou a s cukrovou řepou je počet výjezdů zemědělské techniky na pole při pěstování pšenice menší a pohybuje se kolem 16 výjezdů za pěstební cyklus. Z jedné tuny pšenice lze získat 357 dm<sup>3</sup> biolihu (MZ, 2018). Celková spotřeba pohonných hmot za těchto podmínek vychází pro pěstování pšenice na 82,1 dm<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> (Baťa, 2013a).

Energetické parametry výstupního paliva jsou zde identické jako v případě cukrové řepy, proto lze vynechat výpočet dle vztahu (4). Porovnává se zde opět energie bioetanolu a nafty. Množství biopaliva, které lze získat z jednoho ha, je uvedeno ve čtvrtém řádku tabulky 5 výpočtem dle vztahu (5) obdobně jako pro řepku olejnou.

Dosazením do (5) za  $R_a = 5 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  a  $F_{\text{rec}} = 357 \text{ dm}^3 \cdot \text{t}^{-1}$  dle (Baťa & Fuka, 2018):

$$V = 5 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \times 357 \text{ dm}^3 \cdot \text{t}^{-1}$$

$$V = 1785 \text{ dm}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$$

Množství energie obsažené ve vyprodukovaném biopalivu je uvedeno v pátém řádku tabulky 5 a bylo vypočítáno dle vzorce (6). Dosazením za  $V = 1785 \text{ dm}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  a  $C_v = 21,15 \text{ MJ} \cdot \text{dm}^{-3}$  (Podchlumí, 2017):

$$E = 1785 \text{ dm}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \times 21,15 \text{ MJ} \cdot \text{dm}^{-3}$$

$$E = 37752,75 \text{ MJ} \cdot \text{ha}^{-1}$$

Vynaložená energie vypočítaná ze spotřeby paliva na 1 ha je uvedena v 7. řádku tabulky 5 a byla vypočtena dle vzorce (7). Dosazením za  $F_c = 82,1 \text{ dm}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ , za  $d = 0,84 \text{ kg} \cdot \text{dm}^{-3}$  a za  $C_v = 42,61 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$  (Podchlumí, 2017):

$$E_i = 82,1 \text{ dm}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \times 0,84 \text{ kg} \cdot \text{dm}^{-3} \times 42,61 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$$

$$E_i = 2938,56 \text{ MJ} \cdot \text{ha}^{-1}$$

Tabulka 5: Průměrná úroda pšenice na hektar, spotřeba paliva na hektar pěstované plodiny. (Struktura dat pro podporu rozhodování pro tvorbu a aplikaci veřejných politik).

Řádek	Ukazatel	Hodnota
1	Biopalivo	Bioethanol
2	Průměrný výnos t.ha <sup>-1</sup>	5
3	Množství získaného biopaliva dm <sup>3</sup> .t <sup>-1</sup>	357
4	Objem získaného biopaliva dm <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup>	1 785
5	Energie získaného biopaliva MJ.ha <sup>-1</sup>	37 753
6	Spotřeba nafty připadající na získané biopalivo dm <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup>	82,1
7	Energie nafty vynaložená na získání biopaliva MJ.ha <sup>-1</sup>	2 938,56

Zdroj: (Laurin, 2006; Laurin, 2008; MZ, 2008; PREOL, 2012)

Také v případě pšenice je nezbytné doplnit celkový pohled o další energetické vstupy, které představují klíčový prvek celé bilance a uschopňují tak tento nástroj k praktické využitelnosti pro poskytování informací pro oblast veřejného sektoru.

Při pěstování pšenice je v průměru spotřebováno 222,28 dm<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> chemických přípravků na pěstební cyklus. V průběhu jara je do půdy vpraveno rovněž 180 - 190 kg dusíku na hektar. Dle (ČSÚ, 2019a) byl v letech 2010 – 2014 celkový průměrný výnos za ČR 5,6 t.ha<sup>-1</sup> což odpovídá 1999 dm<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>, a energii 42 283,08 MJ.ha<sup>-1</sup>.

Co se energetických a látkových vstupů sledovaného procesu týče, během jara je do půdy vpraveno rovněž 180 až 190 kg dusíku na hektar většinou v podobě chlěvské mrvy.

Pro spotřebu energie na destilaci byla rovněž využita hodnota 3,032 MJ.dm<sup>-3</sup>, neboť i v tomto případě by destilace probíhala za sníženého tlaku.

Sklizeň 5 t z hektaru umožňuje získat 1 785 dm<sup>3</sup> biolihu. Energetické náklady na destilaci pro toto množství představují 1 785 dm<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> x 3,032 MJ.dm<sup>-3</sup> = 5 412,12 MJ.ha<sup>-1</sup>. Při výhřevnosti nafty 35,79 MJ.dm<sup>-3</sup> a celkové spotřebě 82,1 dm<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> je spotřeba energie zemědělskou technikou 2 938,36 MJ.ha<sup>-1</sup>. Dále je však ještě třeba stanovit energetickou náročnost použitých chemických přípravků. V případě řepky olejné bylo při spotřebě chemických postřiků o celkovém objemu 295,23 dm<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> na pěstební cyklus vynaloženo na výrobu těchto přípravků 5 817,57 MJ.ha<sup>-1</sup>. Pro pšenici je dle dostupných dat aplikováno za jeden pěstební cyklus 222,3 dm<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> (Podchlumí, 2017). V případě řepky olejné je 10 aplikací pesticidů, 2x se jedná o látky podporující růst a jednou o látku pro zlepšení výnosů sklizně. V případě pšenice se jedná v 8 případech o pesticidy, v jednom případě o podporu růstu a v jednom o podporu sklizně. Struktura použitých látek je obdobná, lze tedy předpokládat, že obdobná bude i energetická náročnost jejich výroby. Odhad je tedy proveden úměrou dosazením do (9):



$$E_{ch (pšenice)} = 222,3 \frac{5\,817,57 \text{ MJ} \cdot \text{ha}^{-1}}{295,29}$$

$$E_{ch (pšenice)} = 4\,380,47 \text{ MJ} \cdot \text{ha}^{-1}$$

Na jeden  $\text{dm}^3$  postřiků pro pšenici tak vychází v průměru 19,7 MJ. Tuto hodnotu je však třeba chápat jako odhad, který může být značně nepřesný, neboť pro ošetření pšenice se používají jiné chemické prostředky, než v případě řepky olejné. Na druhou stranu se jedná o hodnoty získané zprůměrováním několika hodnot a celková struktura spotřeby je obdobná – převažuje aplikace pesticidů.

Nyní již lze, podobně jako v případě předchozích variant získávání energie z obnovitelných zdrojů provést konstrukci energetických vstupů a výstupů procesu v podobě jejich fixních a variabilních položek pro účely informačních potřeb při tvorbě a aplikaci veřejných politik v této oblasti.

Struktura fixní spotřeby energie je dána v tomto případě:

- 1) Spotřebou zemědělské techniky 2 938,36 MJ.ha<sup>-1</sup>
- 2) Spotřeba energie na výrobu hnojiv není uvažována - je využívána chlévská mrva  
(alternativně 9 931,73 MJ.ha<sup>-1</sup>)
- 3) Spotřebou energie na výrobu chemických postřiků 4 380,47 MJ.ha<sup>-1</sup>

Struktura variabilní spotřeby energie zahrnuje položku:

- 1) Energie na destilaci 3,032 MJ.dm<sup>-3</sup>  
(Pro výnos 1 785 dm<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> = 5 412,12 MJ.ha<sup>-1</sup>)

Celkové energetické náklady jsou tvořeny:

Spotřebou techniky + spotřebou pro fermentaci a destilaci + spotřebou na výrobu chemických přípravků, tedy:

$$2\,938,36 \text{ MJ} \cdot \text{ha}^{-1} + 5\,412,12 \text{ MJ} \cdot \text{ha}^{-1} + 4\,380,47 \text{ MJ} \cdot \text{ha}^{-1} = 12\,730,95 \text{ MJ} \cdot \text{ha}^{-1}$$

Za uvedených podmínek dosahují energetické náklady  $12\,730,95 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ .

Index ERoEI vypočítaný dle vztahu (3) pro sklizeň 5,6 t přenice z hektaru dosahuje hodnoty:

$$ERoEI = \frac{42\,283,08 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}}{12\,730,95 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}}$$

$$ERoEI = 3,32$$

Tato hodnota vychází relativně příznivě zejména díky skutečnosti, že sledované zemědělské družstvo nevyužívalo k obohacení půdy o dusík žádná umělá hnojiva.

Celkový energetický zisk by však i tak byl relativně nízký a to  $42\,283,08 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1} - 12\,730,95 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1} = 29\,552,13 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$

Doplnění dusíku v objemu  $185 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  v podobě umělých hnojiv by znamenalo dodatečný energetický náklad dosažením do (8) ve výši:

$$E_f = 185 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1} \times 1,5 \text{ dm}^3\cdot\text{kg}^{-1} \times 35,79 \text{ MJ}\cdot\text{dm}^{-3}$$

$$E_f = 9\,931,73 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$$

což by vedlo k poklesu čistého energetického zisku na hodnotu  $19\,620,4 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$  a poklesu hodnoty indexu ERoEI na 1,87. Výpočet byl proveden stejným způsobem, jako u řepky olejné dle údajů (MENDELEU, 2019; Sitting, 1979).

I z tohoto dílčího výsledku je zřejmé, že předpoklad z kapitoly 1.2 o problémech postupu seskupování biopaliv a realizaci politických rozhodnutí zaměřených na celé tyto skupiny je oprávněný. Výsledky se i v tomto případě značně liší od předchozích variant a je tak zřejmé, že parametry jak environmentálních vlivů, tak čistých energetických zisků, jsou za porovnávání zdroje nesouměřitelné. Politické rozhodování o této skupině, jako o celku, s sebou nese potenciální rizika neefektivity, a to v situaci, kdy díky již přijatým opatřením v rámci uplatňovaných veřejných politik může být stále obtížnější hledat další potenciál pro omezování environmentální zátěže.

Nyní už jsou zpracovány veškeré údaje potřebné pro konstrukci modelu. Ten umožní porovnat a srozumitelně interpretovat parametry a rozdíly mezi zkoumanými obnovitelnými zdroji pro účely rozhodování při tvorbě a aplikaci veřejných politik zaměřených na tuto oblast.

#### 5.1.4 Zpracování modelu energetických toků pro podporu rozhodování

Vypočtené čisté energetické zisky a hodnoty indexu EROEI, zahrnující zjištěné energetické vstupy pro analyzované plodiny, jsou shrnuty v tabulce 6. Jak je z tabulky zřejmé, hodnota indexu EROEI, který je podstatný pro hodnocení ekonomicky smysluplné využitelnosti porovnávaných zdrojů, se nemění jen pro vybrané plodiny, ale mění se i s hektarovými výnosy.

Tabulka 6: Vypočtený čistý energetický zisk a index EROEI dle plodin

(Komparace potenciální ekonomické smysluplnosti využití porovnávaných variant).

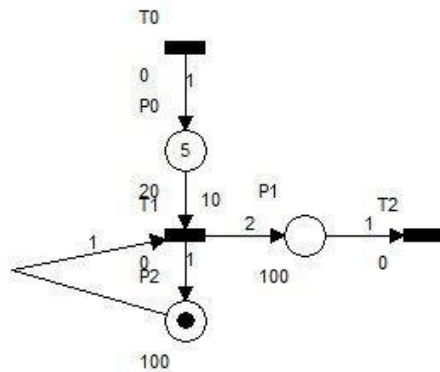
plodina	čistý zisk z 1 ha [MJ]	EROEI
cukrová řepa	83 598 – 174 164	<b>4,72</b> – 5,67
řepka olejná	22 080,5 - 114 818,6	<b>2,0</b> – 6,2
pšenice	19 620,4– 29 552,13	1,87 - 3,32

Zdroj: vlastní dle (Podchlumí, 2017)

Analýza shrnutá v tabulce 6 ukazuje na potenciální rizika při uplatňování veřejných politik vzhledem k jednotlivým skupinám biopaliv bez detailnější analýzy parametrů jednotlivých variant. Je z ní patrné, že každá z uvažovaných variant se liší jak z hlediska celkových energetických výnosů, tak i z hlediska ekonomické smysluplnosti jejich využití. Vytučněné hodnoty představují u biolihu a řepkového oleje aktuální stav. U pšenice jsou reálné obě hodnoty, záleží na způsobu hnojení, očekávané hodnoty se budou pohybovat v uvedeném intervalu. Pokud jsou hodnoty porovnány s hodnotami, které doporučuje Duren et al (2015), nejlépe z analýzy vychází biolih vyráběný z cukrové řepy, pro který index EROEI výrazně přesahuje doporučenou hodnotu 3. V případě pšenice, při variantě bez použití průmyslově vyráběných hnojiv, index EROEI hodnotu 3 také překračuje. Výsledky při pěstování řepky olejné by byly zajímavé v případě, kdy by došlo k rozšíření nových pěstebních metod s výrazným nárůstem výnosů. Je však nutno dodat, že problémem řepky i pšenice je spotřeba chemických přípravků při jejich pěstování, které se citelně podílejí na energetických vstupech sledovaných procesů. Z porovnávaných plodin jsou pro řepku nejvyšší. Z environmentálního hlediska má význam i zátěž prostředí spočívající v reziduích těchto prostředků (z 80% se jedná o pesticidy) v půdě a vodě. Aplikace pesticidů a zamoření prostředí jejich rezidui je rovněž jedním z důležitých argumentů v rámci diskusí na půdě orgánů EU o smysluplnosti využívání těchto druhů biopaliv a zaměření dalšího směřování veřejných politik v oblasti udržitelné energetiky EU jako celku. Pro možnost dalšího hodnocení vhodnosti jednotlivých typů biopaliv byl zpracován na základě zjištěných informací a dopočítaných dat model energetických toků. Jako modelovací nástroj byla využita P/N Petriho síť popsaná v obecné metodice.

### 5.1.4.1 Základní model

Základním stavebním modulem navrhovaného modelu pro informační podporu při směřování veřejných politik v oblasti udržitelné energetiky je jednoduchý model vytvořený pomocí P/N Petriho sítě, který představuje energetické toky při produkci jednoho druhu biopaliva dle schématu na obrázku 14. Grafická reprezentace modelu implementovaného v prostředí HPSim je na obrázku 15.



Obrázek 15: Základní segment modelu pro jednu energetickou plodinu.

Zdroj: vlastní

Petriho síť zobrazenou na obrázku 15 lze matematicky zapsat takto:

$$P = \{p_0, p_1, p_2\};$$

$$T = \{t_0, t_1, t_2\};$$

Incidenční funkce zahrnující váhy hran jsou definovány v tabulce 7 a tabulce 8. Kapacity míst  $K$  jsou uvedeny v tabulce 9, počáteční značení  $M_0$  v tabulce 10.

Tabulka 7: Dopředná incidenční funkce  $P \times T$

$P \times T$	$t_0$	$t_1$	$t_2$
$p_0$		1	
$p_1$			1
$p_2$		1	

Zdroj: vlastní

Tabulka 8: Zpětná incidenční funkce TxP

TxP	t <sub>0</sub>	t <sub>1</sub>	t <sub>2</sub>
p <sub>0</sub>	1		
p <sub>1</sub>		2	
p <sub>2</sub>		1	

Zdroj: vlastní

Tabulka 9: Kapacity míst K

p <sub>0</sub>	p <sub>1</sub>	p <sub>2</sub>
20	100	100

Zdroj: vlastní

Tabulka 10: Počáteční značení M<sub>0</sub>

p <sub>0</sub>	p <sub>1</sub>	p <sub>2</sub>
0	0	1

Zdroj: vlastní

Přechod t<sub>0</sub> představuje vstup ve formě solární energie, který je nezbytný pro růst biomasy. Přechod t<sub>1</sub> představuje proces růstu a zpracování výstupu. Hrana t<sub>1</sub> × p<sub>1</sub> představuje čistý energetický výstup, hrana t<sub>1</sub> × p<sub>2</sub> představuje tok procesní energie.

#### 5.1.4.2 Model pro sledované plodiny

Váhy hran t<sub>1</sub> × p<sub>1</sub> a p<sub>2</sub> × t<sub>1</sub> jsou nastaveny na hodnotu 1, slouží k vypočítání celkového počtu průchodů značek. Podle Bati a Čmolíkové (2013) odpovídají váhy hran p<sub>0</sub> × t<sub>1</sub>, účinnosti přeměny energie. V tomto případě se jedná o účinnost přeměny sluneční energie do podoby získaného biopaliva se zahrnutím všech zjištěných látkových a energetických toků ve všech identifikovaných člancích dodavatelského řetězce.

Sledovaný proces tak nemá charakter řetězce na sebe navazujících procesů a jejich látkových a energetických toků, nýbrž sítě vzájemně se ovlivňujících procesů. Tím se tento typ analýzy odlišuje od běžných analýz látkových a energetických toků.

Pro výpočet účinností přeměny je nutné získat výchozí údaj pro porovnání. Pokud je známa informace, že využitím fotovoltaického panelu s účinností 14% lze získat z jednoho

hektaru za rok 5 778 000 MJ elektrické energie<sup>1</sup>, (CENIA, 2013b; ISOFEN ENERGY, 2019), je tak vytvořen benchmark, na jehož základě lze vyjádřit i účinnosti přeměny u ostatních sledovaných procesů dle vzorce (10).

Z čistých hodnot energetického zisku z hektaru dle tabulky 6, jsou vypočítány odpovídající účinnosti přeměny energie dosazením hodnot z tabulky 6 do vztahu (10). Pro cukrovou řepu:

$$\eta = \frac{83\,598 \text{ MJ} \cdot \text{ha}^{-1} \times 14\%}{5\,778\,000 \text{ MJ} \cdot \text{ha}^{-1}}$$

$$\eta = 0,202\%$$

Analogicky pro řepku olejnou a pšenici byly získány výsledky pro všechny uvažované varianty dosazením dalších hodnot z tabulky 6. Výsledky jsou uvedeny v tabulce 11.

Tabulka 11: Účinnost přeměny dle jednotlivých plodin

plodina	účinnost přeměny
cukrová řepa	0,202 % - 0,421 %
řepka olejná	0,053 % - 0,278 %
pšenice	0,048 % - 0,072 %

Zdroj: vlastní dle (CENIA, 2013b; ISOFEN ENERGY, 2019; Podchlumí, 2017)

Zatímco index ERoEI ukazuje míru vynaložené energie na získání výstupu, účinnost přeměny umožňuje porovnat samotnou efektivitu získávání energie z porovnávaných plodin i dalších zdrojů.

Nyní lze již zpracovat samotný model pro všechny tři sledované plodiny. Pro modelování byla využita PT Petriho síť implementovaná v prostředí HPSim. Pro dosazení do modelu byly pro váhy hran využity převrácené hodnoty účinnosti přeměny podle tabulky 19, vypočítané dle vzorce (11):

Dosazením hodnot z tabulky 11 do vztahu (11) pro cukrovou řepu:

$$V_{m(c)} = \frac{1}{\frac{2,02 + 4,21}{2}} \times 100$$

$$V_{m(c)} \approx 32$$

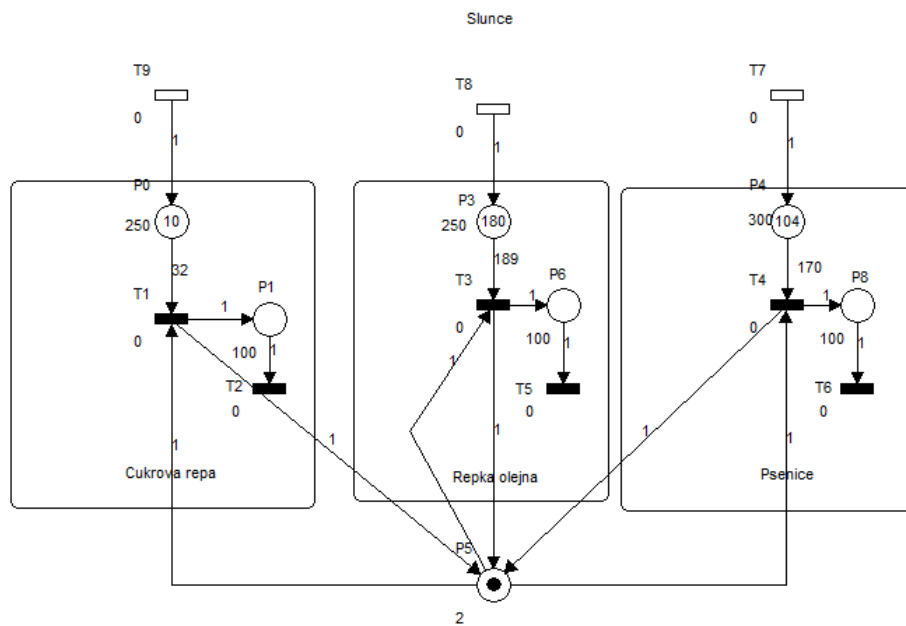
<sup>1</sup> Při účinnosti přeměny fotovoltaického panelu 14% lze získat v podmínkách ČR z jednoho m<sup>2</sup> 133 – 188 kWh elektrické energie za rok. Průměrně tedy 160,5 kWh.m<sup>2</sup> = 577,8 MJ.m<sup>2</sup>. Z jednoho hektaru 577,8 m<sup>2</sup> × 10 000 = 5 778 000 MJ.ha<sup>-1</sup>.

Analogicky pro řepkový olej a biolůh vyrobený z pšenice:

$$V_{m(r)} \approx 189$$

$$V_{m(p)} \approx 170$$

Pro řepku olejnou by tak byla stejným postupem získána hodnota 60, pěstební technologie, která by dosahovala výnosů 10 t z hektaru, však není v praxi využívána. Reálnému stavu odpovídá dolní hodnota intervalu a správná hodnota pro dosažení do modelu je 189. Pro pšenici je tato hodnota 170. Drobné nepřesnosti způsobené nutností zaokrouhlit hodnoty na celá čísla lze eliminovat ve výstupním souboru. Grafická reprezentace modelu v počátečním značení je uvedena na obrázku 16. Model je zkonstruován ze tří segmentů - za každou z porovnávaných plodin.



Obrázek 16: Model produkce biopaliv z cukrové řepy, pšenice a řepky olejné.

Zdroj: vlastní

Význam prvků je analogický jako u modelu na obrázku 15. Petriho síť zobrazenou na obrázku 16 lze matematicky zapsat:

$$P=\{p_0, p_1, p_3, p_4, p_5, p_6, p_8\};$$

$$T=\{t_1, t_2, t_3, t_4, t_5, t_6, t_7, t_8, t_9\};$$

Incidenční funkce zahrnující váhy hran jsou uvedeny v tabulkách 12 a 13. Kapacity míst  $K$  jsou uvedeny v tabulce 14, počáteční značení  $M_0$  v tabulce 15. Kapacity míst byly nastaveny tak, aby se v rámci takto nastaveného modelu místa chovala jako místa s neomezenou kapacitou, vhodné jsou tedy hodnoty uvedené nebo vyšší. V případě snižování kapacit míst postupně dochází k problémům. Např. snížení kapacity místa  $p_4$  na hodnotu menší než 104 kompletně zablokuje simulaci produkce biolíhu z pšenice.

Tabulka 12: Dopředná incidenční funkce  $P \times T$

$P \times T$	$t_1$	$t_2$	$t_3$	$t_4$	$t_5$	$t_6$	$t_7$	$t_8$	$t_9$
$p_0$	32								
$p_1$		1							
$p_3$			189						
$p_4$				170					
$p_5$	1		1	1					
$p_6$					1				
$p_8$						1			

Zdroj: vlastní

Tabulka 13: Zpětná incidenční funkce  $T \times P$

$T \times P$	$t_1$	$t_2$	$t_3$	$t_4$	$t_5$	$t_6$	$t_7$	$t_8$	$t_9$
$p_0$									1
$p_1$	1								
$p_3$								1	
$p_4$							1		
$p_5$	1		1		1				
$p_6$			1						
$p_8$					1				

Zdroj: vlastní



Tabulka 14: Kapacity míst K

$p_0$	$p_1$	$p_3$	$p_4$	$p_5$	$p_6$	$p_8$
250	100	250	300	2	100	100

Zdroj: vlastní

Tabulka 15: Počáteční značení  $M_0$

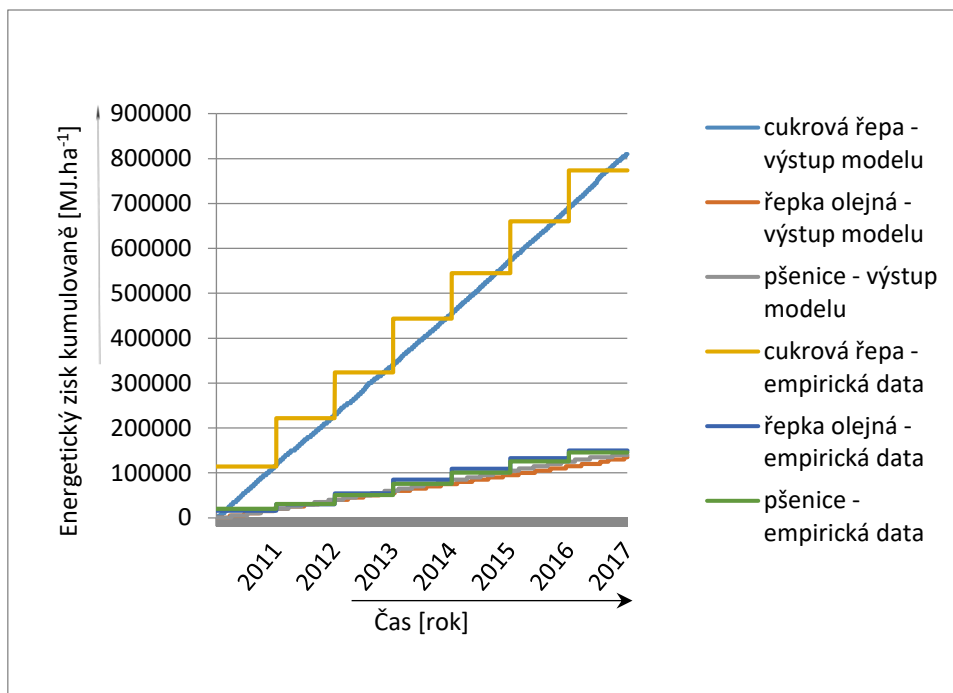
$p_0$	$p_1$	$p_3$	$p_4$	$p_5$	$p_6$	$p_8$
0	0	0	0	1	0	0

Zdroj: vlastní

Provádění přechodů  $t_7$ ,  $t_8$  a  $t_9$  je determinováno váhami hran  $p_0 \times t_1$ ,  $p_3 \times t_3$  a  $p_4 \times t_4$ . Přechody  $t_7$ ,  $t_8$  a  $t_9$  nemají předcházející místa, a proto mohou být provedeny kdykoli, kdy jsou splněny podmínky pro jejich provedení. To v tomto případě znamená, že musí být splněna pouze podmínka, že v místě, kde mají být umístěny značky po jejich provedení, je dostatečná volná kapacita v souladu s vahou hran směřujících od těchto přechodů do míst.

Softwarové prostředí HPSim, ve kterém byl model implementován, generuje tabulky průchodů značek místy sítě. Pro zpracování byly využity průchody značek v místech  $p_1$ ,  $p_6$  a  $p_8$ . Pro zkrácení výstupních souborů generovaných prostředím byly výsledky vynásobeny v prostředí MS Excel hodnotou 5000, čímž byly zkráceny časové intervaly pro jednotlivé roky na ca. 23 průchodů značek pro biolih vyráběný z cukrové řepy, což odpovídá 1 535 krokům simulace a tím i řádků výstupního souboru generovaného tímto modelem v prostředí HPSim.

Vlastnosti Petriho sítě prezentované na obrázku 11 jsou uvedeny v příloze 3. Grafická reprezentace výstupu modelu je patrná na obrázku 17. Graf na obrázku 17 zahrnuje výstup modelu, který představuje predikci vývoje čistých energetických výnosů z biopaliv získávaných z porovnávaných energetických plodin. Hodnoty jsou porovnány s empirickými daty.



Obrázek 17: Porovnání výstupu modelu pro informační podporu a empirických dat.

Zdroj vlastní s využitím (ČSÚ, 2011-2017)

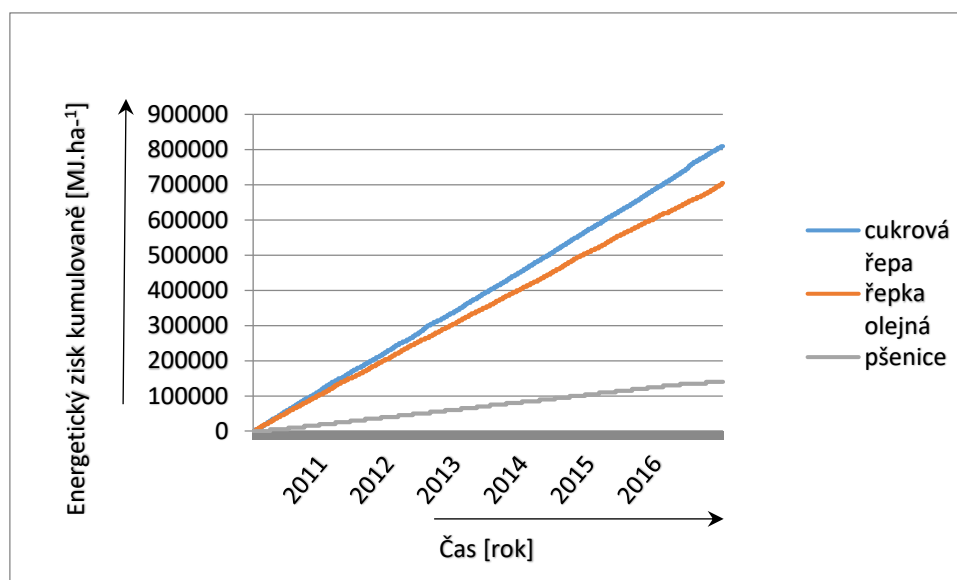
Protože kromě energie získané z cukrové řepy nejsou výsledky dobře viditelné, jsou čisté energetické výnosy z ostatních plodin uvedeny v samostatných grafech na obrázcích 29 a 30 v příloze 4. V této příloze je rovněž provedeno ověření správnosti navrženého modelu na empirických datech.

#### 5.1.5 Možnosti informační podpory pro utváření veřejných politik v oblasti udržitelné energetiky na základě zkonstruovaného modelu.

Celkově je rozsah i způsob zpracovávaných informací dimenzován pro informační podporu při tvorbě a aplikaci veřejných politik v oblasti udržitelné energetiky. Výstupy, které model poskytuje, jsou vhodné k provádění různých typů analýz, které dokáží poskytnout odpovědi na mnoho otázek, které se v souvislosti s tvorbou a aplikací veřejných politik v této oblasti mohou vyskytnout. Získané informace mohou posloužit jak k rozhodnutím směřujícím k ústupu od používání biopaliv, tak i k výběru nejvhodnějších variant pro dosažení cílů veřejných politik. Významným rysem navrženého modelu je skutečnost, že predikuje čisté energetické výstupy biopaliv. Tím činí výsledky modelování bez jakýchkoli dalších úprav využitelné pro informační podporu v oblasti veřejného sektoru. Získané výsledky ukazují, jaký reálný efekt může mít využívání porovnávaných biopaliv na celkový podíl využívaných obnovitelných zdrojů. Alternativní výsledky pro různé možnosti dovolují komparovat využitelnost, nároky i potenciál porovnávaných variant získávání energie. Pro ukázkou možností práce s vypracovaným modelem byly vybrány některé varianty, které by se mohly stát předmětem rozhodování při

utváření a realizaci veřejných politik v oblasti udržitelné energetiky. Na jejich základě byly prezentovány výsledky modelování.

Graf na obrázku 18 ukazuje, jak by se změnil čistý energetický výstup v situaci, kdy by byla aplikována nová metoda pro pěstování řepky olejné s výnosy kolem  $10 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$  dle (SPZO, 2013/14).



Obrázek 18: Predicke energetických zisků při aplikaci nové technologie pro pěstování řepky olejné.

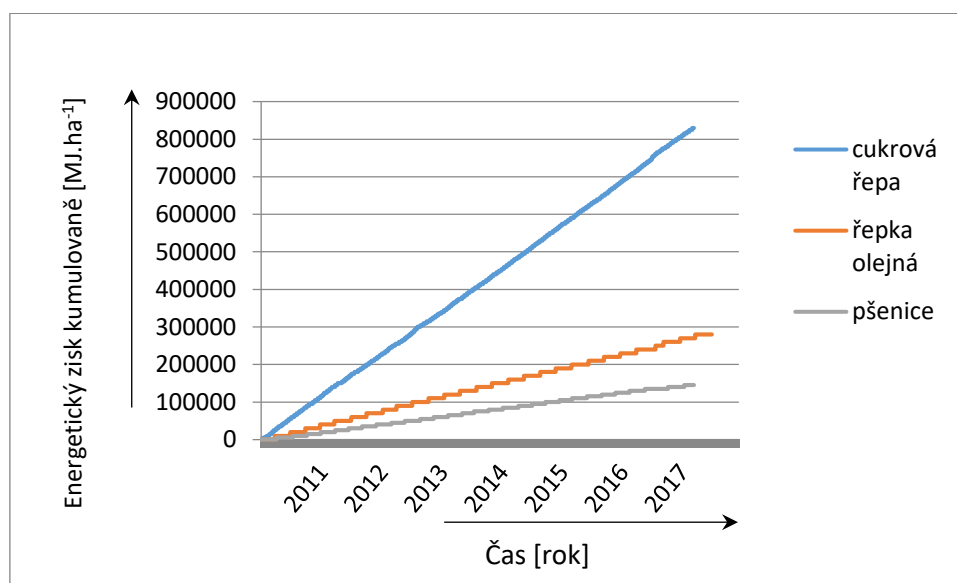
Zdroj: vlastní

Z grafu je patrné, že v tomto případě by byl čistý energetický zisk paliva vyráběného z řepky olejné srovnatelný s výsledky pro cukrovou řepu. Tato změna je implementována do modelu změnou vah hran  $p_3 \times t_3 (V_m)$  z hodnoty 189 na 36 dle vztahu (3). Z grafu je patrné, že změna by měla značný dopad na celkový čistý energetický výstup, který by byl porovnatelný s výstupem pro cukrovou řepu, což je pro případné rozhodování o směřování veřejných politik v této oblasti podstatný údaj.

Další možností, kterou lze pomocí modelu zohlednit, je porovnání poměru rozlohy osevních ploch a čisté množství energie, které z nich lze získat. Obecně lze vynásobením výstupů rozlohou plánovaných osevních poloh predikovat čistý energetický zisk za zvolené regiony.

V následujících porovnáních je tato možnost uvažována. Změnou vah hran  $t_1 \times p_1$ ,  $t_3 \times p_6$  a  $p_8 \times t_4$  lze modelovat větší osevní plochy pro kteroukoli ze sledovaných plodin. Plocha, která je pro každou plodinu v základním modelu uvažována, je 1 ha, na modelu lze však porovnávat i výsledky, kdy by byla některá z plodin pěstována na větší rozloze, ideálně v násobcích. Lze však získat výsledky o množství energie za libovolný poměr osevních ploch. Potom lze porovnat celkový výsledek za zvolený časový interval. Základní

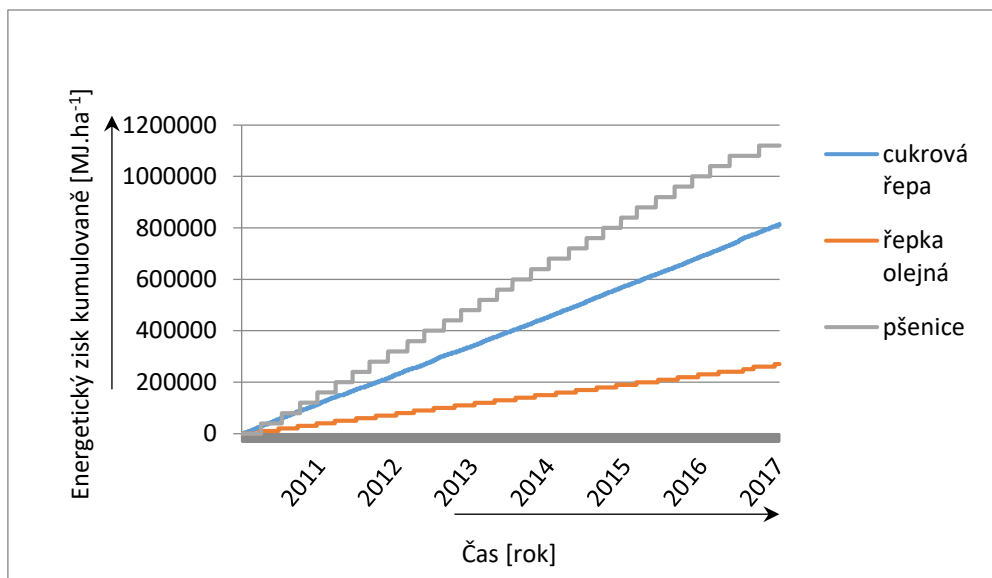
časovou jednotkou je zde ovšem jeden rok, vzhledem k povaze sledovaných procesů nemá smysl uvažovat kratší období. Protože je zvolená Petriho síť živá, je teoreticky možné modelovat vývoj výstupu za libovolně dlouhé období. Omezujícím faktorem jsou pouze vlastnosti modelovacích nástrojů (nejdelší čas, jaký lze nastavit pro simulaci v prostředí HPSim) a nástrojů pro následné zpracování dat (maximální velikost tabulek v MS Excel). Nastavením hodnoty váhy hrany  $t_3 \times p_6$  na 2 lze modelovat výsledek pro rozšíření osevní plochy pro řepku olejnou na dvojnásobek. Výstup modelu pro situaci, kdy by byla využita pro pěstování řepky olejně plocha 2 ha, zatímco pro ostatní plodiny 1 ha je zobrazen v grafu na obrázku 19.



Obrázek 19: Predikce vývoje čistého energetického zisku v případě, že by byla osevní plocha pro řepku olejnou rozšířena na 2 ha, zatímco pro ostatní plodiny 1 ha.

Zdroj: vlastní

Výsledek modelu pro energetický mix obnovitelných zdrojů pro variantu, kdy by byla pšenice pěstována na rozloze 4 ha a ostatní plodiny na 1 ha je zobrazen v grafu na obrázku 20. Změna byla modelována nastavením váhy hrany  $t_4 \times p_8$  na hodnotu 4.



Obrázek 20: Predikce vývoje čistého energetického zisku v případě změn osevních ploch.

Zdroj: vlastní

Zde je patrné, že pokud by směřovalo politické rozhodnutí k podpoře výroby biolihu z pšenice, lze očekávat, že při osminásobně větší rozloze osevní plochy by již poskytovala podstatně větší celkový čistý energetický výnos, než biolih vyráběný z cukrové řepy. Zároveň je z výsledků modelu patrné, že i při zdvojnásobení rozlohy osevních ploch pro řepku olejnou by energie získaná z řepkového oleje nedosahovala ani poloviční hodnoty čistého energetického výnosu energie získané z biolihu vyráběného z cukrové řepy.

Model umožňuje simulaci výsledků čistých zisků energie z biopaliv při aplikaci libovolných kombinací pěstebních technologií a osevních ploch. Obdobně by bylo možné simulovat změnu výměry osevních ploch v kombinaci se změnou pěstebních technologií a výsledky porovnat.

Zvolené příklady dokládají univerzálnost využití tohoto modelu pro účely informační podpory při tvorbě veřejných politik i při jejich aplikaci. Model dovoluje sledovat vlivy různých změn v pěstování energetických plodin na celkový čistý energetický výnos.

### 5.1.6 Dílčí diskuse

Výhodou takto zkonstruovaného modelu je jeho dynamika, která umožňuje pohodlně monitorovat energetické toky za libovolně dlouhý časový úsek. To umožňuje analyzovat problém, o němž je rozhodováno v rámci utváření i uplatňování veřejných politik v oblasti udržitelné energetiky z mnoha úhlů pohledu, ať už se jedná o environmentální dopady v rámci nutných změn zemědělské produkce, nebo o stanovení strategického potenciálu možnosti samozásobení z obnovitelných zdrojů, nebo o potenciál pro redukcii produkce skleníkových plynů či dalších hledisek. Nejpodstatnějším údajem, který lze však z modelu získat, je čistý

energetický přínos, tedy skutečná přidaná hodnota těchto plodin. Tento údaj umožňuje tvůrcům veřejných politik např. plánovat reálně technologicky dosažitelné % podílu obnovitelných zdrojů v cílovém energetickém mixu za regiony nebo i jednotlivé státy, zjistit s jejich pomocí, jak se konkrétní varianty nastavení veřejných politik mohou podílet na poklesu celkových emisí CO<sub>2</sub>, případně jak velkou plochu je pro pokrytí definované spotřeby energie získané skutečně udržitelným způsobem nutno využívat pro pěstování konkrétních druhů energetických plodin a odhadnout tak, do jaké míry zde skutečně hrozí často diskutovaná konkurence produkci potravin. Za pomoci tohoto modelu lze však řešit i otázky typu, jak se změní získaný objem energie v případě, že by byly využity jiné pěstební postupy apod. Je tedy zřejmé, že právě skutečnost, že sledovaný proces byl zpracován prostřednictvím dynamického modelu, významným způsobem posiluje jeho vypovídací schopnost, a tak jej předurčuje jako užitečný nástroj pro informační podporu při utváření a aplikaci veřejných politik zaměřených na využívání biopaliv.

Na druhou stranu je nutné připustit, že přesné hodnoty sklizní na jednotlivých pozemcích lze vzhledem k jejich variabilitě dané přírodními vlivy postihnout velmi obtížně. Výsledek z tohoto důvodu nelze považovat za přesný výpočet, ale spíše za kvalifikovaný odhad, který by měl platit po zprůměrování skutečných hodnot pro větší plochy a v delších časových úsecích. Čisté energetické zisky byly modelovány v přepočtu na rozlohu osevních ploch vyjádřenou v ha a pomocí dynamického modelu za definovaných podmínek. Model je tak vhodnější pro podporu rozhodování za větší územní celky, jako jsou jednotlivé státy, případně regiony NUTS 2-3. Méně vhodný je vzhledem k změnám v přírodních podmínkách pro větší celky jako např. celá EU, stejně jako pro menší celky jako okres nebo obec. V těchto případech je třeba očekávat menší přesnost predikovaných výsledků.

Prostředí HPSim využitě pro implementaci modelu se osvědčilo zejména díky své přehlednosti, snadné ovladatelnosti a vyhovující nabídce možností pro nastavení a ladění modelu. Faktorem, který naopak práci s modelem komplikuje, je bezesporu nutnost výsledky exportovat do tabulkového kalkulátoru a dále je zpracovávat, což může být za určitých okolností pracné (např. doba simulace, zkušenost osoby, která zpracování provádí atp.)

Správnost modelu byla verifikována na dostupných empirických datech. Grafické porovnání výsledků generovaných modelem s dostupnými empirickými daty za ČR dle grafů na obrázcích 17, 29 a 30 ukazuje dostatečnou přesnost výsledků modelování. Dobré výsledky lze proto očekávat zejména pro země s obdobnými klimatickými podmínkami, tedy země střední Evropy. Pro používání biopaliv jsou důležité finální závěry:

Formulované dílčí pracovní hypotézy v rámci této případové studie potom lze okomentovat následovně:

První pracovní hypotéza definovaná v rámci této případové studie zněla: čisté energetické výnosy lze sledovat pomocí modelů, které umožní zkoumat jak vývoj čistých energetických výnosů v čase, tak potřebnou plochu pro získání definovaného množství energie.

V rámci případové studie byl zpracován dynamický model čistých energetických výnosů biopaliv vyráběných z energetických plodin, který umožňuje predikovat vývoj těchto výnosů v čase pro vybrané energetické plodiny, případně lze sledovat čisté výnosy energie při změně rozlohy osevních ploch pro jednotlivé energetické plodiny.

Metoda modelování látkových a energetických toků je, jak bylo uvedeno i v pracích jiných autorů, velmi náročná na vstupní data. V tomto případě byl tento problém ještě umocněn skutečností, že bylo potřeba získat nejen data o samotných procesech výroby energie z obnovitelných zdrojů, ale zároveň bylo nutné analyzovat energetické vstupy do tohoto procesu včetně jejich struktury a odečíst je od celkových výstupů. Ubírat se cestou čistých energetických výnosů však bylo nezbytné, neboť data v hrubých údajích nejsou pro informační podporu při utváření a uplatňování veřejných politik v oblasti udržitelné energetiky, ale i pro další formy rozhodování v oblasti veřejného sektoru, použitelná. Unikátnost tohoto přístupu spočívá zejména v komparaci čistých energetických výnosů z několika různých druhů energetických plodin. Teprve takový pohled poskytuje dostatečný přehled o povaze problému, a je proto nezbytným předpokladem pro správné nasměrování dotčených veřejných politik i pro jejich úspěšnou realizaci.

Druhá pracovní hypotéza definovaná v rámci této případové studie zněla: takto konstruované modely mohou do jisté míry zohlednit i externalitu vyplývající z využívání biopaliv I. generace.

Řada pomocných výpočtů při přípravě dat poskytla dodatečné údaje poskytující rozhodujícím subjektům mnoho dalších informací o některých dalších souvislostech využívání konkrétních druhů biopaliv. Příkladem může být např. údaj o spotřebě pesticidů za jeden rok na 1 ha pěstované energetické plodiny.

Třetí pracovní hypotéza definovaná v rámci této případové studie zněla: čistý energetický výnos se může blížit nule, ale pravděpodobně nebude dosahovat záporných hodnot.

V průměrných hodnotách bylo ve všech sledovaných případech prokázáno, že při započtení uvažovaných látkových a energetických toků existovala kladná přidaná hodnota. Je

však nutno konstatovat, že množství energie získané ze všech sledovaných druhů energetických plodin bylo v porovnání např. s fotovoltaickými systémy velmi malé. Právě fotovoltaické kolektory, které jsou často kritizovány pro nízkou účinnost přeměny, byly využity ke komparaci. Ze zjištěné účinnosti přeměny vyplývá, že čistý energetický přínos z využívání žádné z porovnávaných energetických plodin nemá lepší energetické zisky, než fotovoltaický kolektor. Nejlepších výsledků dosahuje biolih vyráběný z cukrové řepy a olej z řepky olejné v případě využití nejnovějších pěstebních postupů. Biolih pak ani v případě, kdy jeho index EROEI dosahuje hodnoty přes 5 (5,67), se nepřibližuje se svojí účinností přeměny k 1%. Již na základě dílčích parametrů modelu lze tedy konstatovat, že využívání energetických plodin přináší výrazně menší hektarové zisky energie než fotovoltaické elektrárny.

Podmínku pro ekonomickou smysluplnost využívání energetických zdrojů dle Durena et al (2015) splňuje z analyzovaných možností pouze bioetanol vyráběný z cukrové řepy. To zároveň zpochybňuje smysluplnost dlouhodobého využívání řepkového oleje pro výrobu MEŘO za stávajících podmínek, kdy index EROEI dosahuje reálně hodnoty kolem 2. Tím byla sice potvrzena principiální správnost stávajících veřejných politik na půdě EU, které se ubírají směrem odklonu od povinného využívání biopaliv I. generace ovšem s výjimkou bioetanolu. Orientační porovnání s výnosností biopaliv II. generace dle EEE (2012) ukázalo, že takto produkovaný biolih může dosahovat lepších čistých energetických hektarových výnosů, než právě tato generace biopaliv.

### 5.1.7 Dílčí závěry

Výsledky získané pomocí výše popsaného modelu, specifického nástroje vytvořeného pro účely podpory rozhodovacích procesů v oblasti veřejného sektoru na celostátní i regionální úrovni – ukazují, že modelování procesů poskytuje výsledky pro specifické způsoby využití. V případě této případové studie se jednalo o komparativní analýzu založenou na porovnávání výsledků modelování. Kromě teoretických poznatků tak navržené řešení poskytuje prakticky využitelné výsledky. Prostředí státní nebo regionální správy je typickým příkladem, který dokládá nutnost uvažovat v kontextu prakticky využitelných aplikací. Vytvoření manažerského nástroje, který pomáhá při rozhodování v důležitých otázkách, bylo hlavním smyslem zpracování této případové studie. Tematicky cílí výsledky na aplikaci principů udržitelnosti na regionální, ale i celostátní i nadnárodní úrovni. Zkoumána byla udržitelnost vybraných energetických plodin pro praktické využití. Hodnoceny byly čisté energetické zisky biopaliv vyrobených z vybraných energetických plodin v podmínkách střední Evropy. Výsledky mají primárně praktickou hodnotu pro politická a správní rozhodnutí. Porovnány byly čisté energetické zisky z třech druhů energetických plodin, řepky olejné, pšenice a cukrové řepy. Po zpracování dat byl zkonstruován dynamický model pro predikci čistých energetických zisků



sledovaných plodin v čase. Výsledky ukazují, že nejlepší výsledky lze předpokládat pro biolih vyráběný z cukrové řepy, neboť v obou uvažovaných možnostech splňuje podmínku, aby index EROEI pro palivo z ní vyráběné přesahoval hodnotu 3. Analýza dále ukazuje, že pěstování řepky olejné je problematické vzhledem k potřebě používání značného množství chemických přípravků pro její ošetřování v průběhu celého pěstebního cyklu. Pro stávající pěstební postupy dosahuje index EROEI pro energetické využití řepkového oleje hodnoty kolem 2. Její další využívání se tak jeví za stávajících podmínek jako diskutabilní. Biolih vyráběný z pšenice vykazuje podstatně menší energetické výnosy na hektar a na získání stejného celkového objemu energie je třeba počítat přibližně se čtyřnásobně větší osevní plochou v porovnání s cukrovou řepou. Díky možnosti do modelu snadno zasahovat lze predikci upřesňovat v průběhu času, lze však i doplnit další energetické plodiny do celkového porovnání. Význam této analýzy pro podporu rozhodování ve veřejném sektoru, utváření a aplikaci veřejných politik spočívá zejména ve skutečnosti, že jsou porovnávány čisté energetické výnosy. Výsledky tak zahrnují aktuální energetické zisky po odečtení všech zjištěných energetických nákladů na jejich získání. Prezentovaná data jsou tak přímo využitelná pro podporu rozhodování v oblasti veřejného sektoru bez nutnosti dalších úprav. Jedná se o zcela originální způsob interpretace výstupů jasným a praktickým způsobem. Model tak nabízí jedinečný manažerský nástroj, který může být aplikován pro účely podpory rozhodování na celostátní úrovni nebo při aplikaci na regionální úrovni podle aktuálních potřeb konkrétních regionů upravován. Použité parametry lze rovněž přizpůsobit pro potřeby různých zemí a zejména v rámci Evropy tak využít výsledky i na nadnárodní úrovni.

Druhá případová studie se rovněž zaměřuje na problematiku hospodaření s energií, řeší však zcela jiný problém a to, zda se vyplatí z pohledu úspor energie recyklovat tříděný odpad vždy, nebo zda existují i podmínky, kdy je taková činnost ztrátová.

## 5.2 Případová studie 2 – energetické souvislosti recyklace papíru.

Pro veřejnou politiku EU, která směřuje k omezování dopadů na životní prostředí v podobě omezování emisí skleníkových plynů, je podstatná i možnost omezení celkové spotřeby energie. Že se jedná o aktuální politické téma, dokládá skutečnost, že se orgány EU touto problematikou v posledních letech intenzivně zabývaly. 26. června 2017 Rada Evropy řešila směrnice o vyšší energetické účinnosti a o energetické náročnosti budov, jejichž cílem je významným způsobem snížit spotřebu energie prostřednictvím snižování energetické náročnosti všech typů budov (Evropská rada, 2019).

Revidovaná směrnice Rady Evropy z 5.12.2018 uvádí, že mezi významné cíle, které mají být naplněny do roku 2030, patří i dosažení energetické účinnosti ve výši alespoň 32,5% (Evropská rada, 2018).

V závěrech Evropské rady ze dne 20.6.2019 je akcentováno směřování k oběhovému hospodářství a k zelené a udržitelné energetice (Evropská rada, 2019a).

Po transformaci těchto cílů do veřejných politik mohou konkrétní kroky k jejich naplňování spočívat i v hledání rezerv u procesů, které zdánlivě již významný potenciál úspor nenabízejí, případně se nejeví jako procesy, které by bylo třeba zkoumat z hlediska jejich energetických charakteristik. EIA uvádí, že produkce papíru a lepenky zaujímá na žebříčku spotřeby energie v USA po výrobě hliníku druhé místo (Skelton, 2017). Celosvětově průmysl papíru a celulózy zaujímá čtvrté místo mezi průmyslovými odvětvími z hlediska spotřeby energie (Laurijssen, 2013). Nabízí se tedy možnost prozkoumat některé souvislosti nakládání s touto surovinou podrobněji.

Z hlediska recyklace se jedná o jedny z typických látek, které jsou recyklovány v mnoha zemích a po poměrně dlouhou dobu (Otis, 2016). Analýza způsobu a parametrů procesů nakládání s vytríděným papírem může poskytnout podporu pro utváření a realizaci veřejných politik zaměřených na recyklaci papíru. Existují totiž podmínky, za kterých je lepší papír raději spalovat, než recyklovat. Otázka směřující k energetickému využití vytríděného papíru je značně komplexní (Baťa & Kadlecová, 2011).

### 5.2.1 Cíl případové studie

**Cílem této případové studie je analyzovat proces nakládání s vytríděným papírem realizovaný dle principů obecné hierarchie nakládání s odpady z hlediska efektů v oblasti úspor energie.**

Pro zhodnocení možnosti smysluplného energetického využití papíru v kontextu dalších vlivů je třeba zpracovat přehled energetických toků té části posuzovaného systému, který je z hlediska takového rozhodování relevantní. Zde je nezbytné porovnávat celkové

úspory vyplývající z recyklace a následně možného energetického zisku z papíru, který již dále recyklovat nelze a byl by využit energeticky. Protože je cílem uvedených veřejných politik energetická účinnost, jako hlavní indikátor pro posuzování procesu recyklace se jeví nejvhodnější energie.

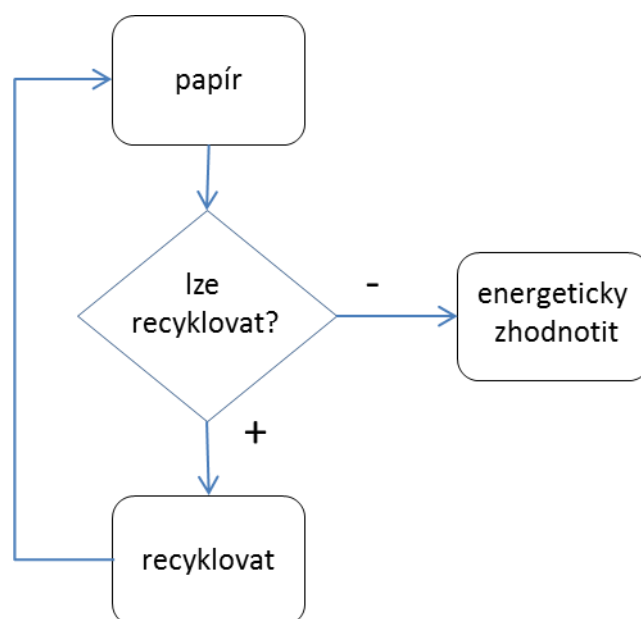
Pracovní hypotéza byla pro tuto případovou studii zvolena tato: Při posuzování procesu recyklace papíru mohou reálně nastat podmínky, kdy může být proces recyklace horším řešením než spalování.

Tato pracovní hypotéza tak zároveň předpokládá, že za jistých okolností nemusí být mechanické respektování doporučení uvedených v Evropské směrnici o odpadech nebo v našem zákoně o odpadech (Evropský parlament a Rada evropské unie, 2008; MVCR, 2019) vždy v souladu s cíli stanovenými v dokumentech Rady Evropy směřujícími k dosažení stanovené energetické účinnosti do roku 2030.

### 5.2.2 Dílčí metodika

V souladu s hierarchií nakládání s odpady, která je uvedena mimo jiné např. i v našem zákoně o odpadech, je vždy potřeba hledat takový způsob nakládání s odpadem, jaký odpovídá co nejvýše uvedené položce v této hierarchii (MVCR, 2019). To je i v souladu s žádoucími cíli v oblasti udržitelnosti, neboť hierarchie odstupňovává způsoby nakládání s odpadem podle očekávané environmentální zátěže.

Pro vytříděný papír tak připadá v souladu s tímto mechanismem v úvahu recyklace, pokud je možná, a následně energetické využití. Celý proces lze znázornit pomocí vývojového diagramu na obrázku 21.



Obrázek 21: Vývojový diagram procesu nakládání s vyříděným papírem dle hierarchie nakládání s odpady.

Zdroj: vlastní dle (MVCR, 2019)

Nejprve je potřeba si položit zdánlivě zbytečnou otázku, proč je vlastně papír recyklován. Z hlediska energetické účinnosti lze smysluplnost tohoto kroku doložit úsporami energie (Baťa & Kadlecová, 2011). Celková úspora energie, oproti uložení papírového odpadu po prvním použití na skládku, spočívá jednak v úspoře energie ze samotné recyklace a následně z energetického využití papíru. Tyto dvě položky tedy tvoří celkovou sumu úspor. Je zřejmé, že na otázku, zda je správné nebo nesprávné vyříděný papír spalovat, jednoznačně odpovědět nelze. Spalování papíru tak představuje jednu z možností, která může přispívat ke zvýšení celkové energetické efektivity procesů zpracování vyříděného papíru. Takovou analýzu je však rovněž nutné doplnit o analýzu pozitivních efektů spojených s recyklací.

Samotný postup řešení spočívá nejprve ve zpracování modelu pomocí barvené Petriho sítě, ze kterého je následně odvozen obecný matematicky vyjádřitelný vztah mezi podílem vyříděného papíru a celkovým energetickým efektem z postupné recyklace a následného spalování. Výsledek je porovnán s variantou, kdy by byl vyříděný papír využíván pouze energeticky.

### 5.2.3 Modelování energetického využití papíru

Data použitá v této analýze za vyříděný papír jsou vztažena na konkrétní město, kterým je město Děčín. Důvodem výběru je dostupnost dat za relativně dlouhé časové období. Definovaný problém lze zkoumat i obecně, využití konkrétních dat však umožňuje vyslovení

i konkrétních doporučení z výsledků provedené analýzy. Data jsou dobře dostupná na webových stránkách města. Vztažení části výpočtů ke konkrétní obci má za cíl zhodnotit energetický potenciál využívání papíru k produkci tepla.

Lze očekávat, že podobnou strukturu bude mít odpad i v dalších českých městech. V počtu na obyvatele za Děčín vychází za rok ca. 22,1kg vyříděného papíru. (1 116 000 kg vyříděného papíru na 50 500 obyvatel v roce 2011). Množství vyříděného papíru za roky 2000 – 2011 a 2013-2018 uvádí tabulka 16.

Tabulka 16: Množství vyříděného papíru v městě Děčín za rok [t]

Rok	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
množství papíru	101,2	160,6	170,4	238,7	549,4	945,5	1 027,5	1 182,7	1 312,6
Rok	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
množství papíru	963,4	1 081,5	1 116,0		991,8	935,6	1 127,2	1 135,1	1 160,59
Rok	2018								
množství papíru	1 100,8								

Zdroj: vlastní dle (Město Děčín, 2011; Město Děčín, 2019)

Za rok 2012 nebyl údaj nalezen. Z uvedených dat je však patrné, že se celková hmotnost vyříděného papíru pohybuje každoročně okolo 1 000 t. Konkrétně průměr za roky 2005 – 2018 je 1 074,45 t. Dalším údajem, který je potřeba v nějaké formě v modelu zohlednit, je údaj o tom, kolik % papíru se v průměru vyřídí. Data, která lze pro celkový odhad podílu vyříděného papíru využít, uvádí server „Bez obalu“. Bohužel se zde jedná o údaje týkající se pouze obalového papíru.

Tabulka 17: Výroba a podíl tříděného papíru z obalů v ČR [t]

Rok	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Vyrobený papír	337 799	353 413	374 591	379 627	398 846	410 675	427 319
Vyříděný papír	317 034	330 507	339 056	326 121	349 568	363 906	384 304
% recyklace	93,85	93,52	90,51	85,91	87,64	88,61	89,93

Zdroj: (ČSÚ, 2019b)

Z údajů uvedených v tabulce 17 lze vypočítat, že v letech 2009 – 2015 bylo procento vyříděného papíru z obalů 90%. Celkově je zřejmě % podíl vyříděného papíru menší, jak uvádí server „Třídění odpadu“, kde je uveden údaj, že se pohybuje těsně pod 80% (Concept 42, 2019).

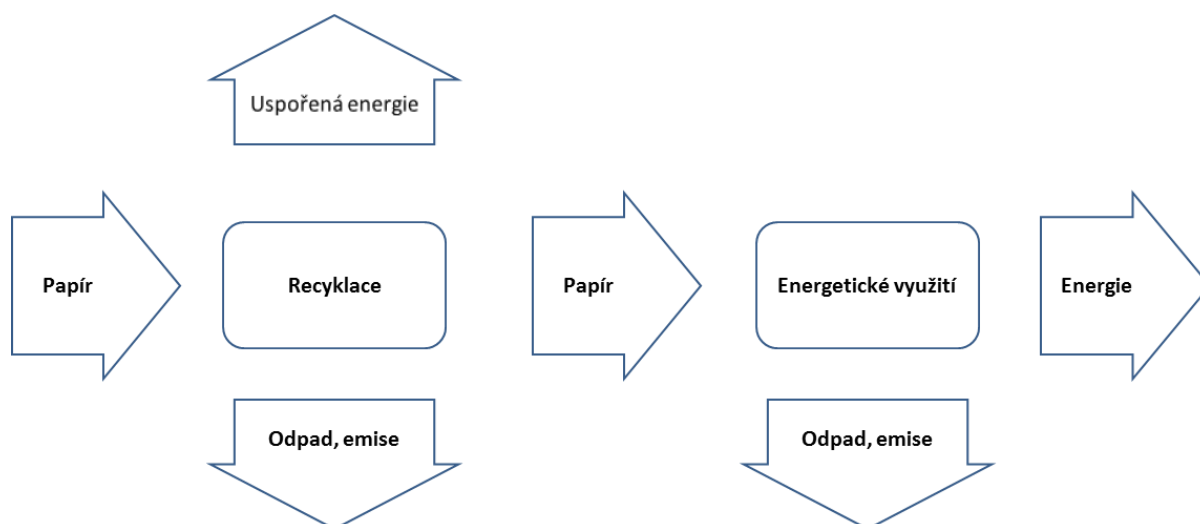
Jiné zdroje, které by uváděly údaje týkající se průměrného podílu vyříděného papíru v ČR, nebyly k datu zpracování této případové studie nalezeny. Zároveň lze dodat, že přesné stanovení tohoto údaje není pro konstrukci modelu nezbytné, protože jej lze kdykoli upřesnit zadáním nových dat. Pro zadání vstupní proměnné do základního modelu je využita hodnota 80%.

Dalším údajem, který je pro reálné výsledky do konstruovaného modelu potřeba zadat, je množství energie, které je uspořeno v případě, kdy je papír recyklován. Problémem zde je, že údaje se z různých zdrojů liší. EIA uvádí dle technologie spotřebu energie 1 054,35 – 4 219,2 MJ na zpracování jedné tuny recyklovaného papíru, zatímco na výrobu papíru z dřevní hmoty připadá na výrobu jedné tuny 10 544,4 – 12 654 MJ energie (Otis, 2016). Oproti tomu evropský portál zabývající se problematikou recyklace uvádí, že recyklací jedné tuny papíru lze ušetřit až 14 400 MJ energie, 26 000 litrů vody a 3,5 m<sup>3</sup> prostoru na skládkách (Bureau of International Recycling, 2019). Dle Laurijssena (2013) dosahovala v roce 2010 spotřeba primární energie na výrobu jedné tuny papíru průměrně v zemích EU 13 899,96 MJ.

Zajímavý údaj je rovněž dostupný na stránkách města Jihlavy, kde jsou prezentovány výsledky obdobných měření v podmínkách ČR. Podle údajů zde uvedených, je k výrobě 1 t papíru potřeba ca. 240 000 dm<sup>3</sup> vody a 16 920 MJ energie a k výrobě 1 t recyklovaného papíru ca. 180 000 dm<sup>3</sup> vody a 9 900 MJ energie (Jihlava, 2010). Vzhledem k tomu, že zde panuje poměrně velká míra nejistoty ohledně detailů ve skutečných přínosech recyklace a na základě uvedených dat lze s jistotou konstatovat pouze to, že recyklací k úspoře energie dochází, budou v souladu s principem opatrnosti využity ze zjištěných hodnot ty nejméně příznivé, tedy spotřeba energie na 1 t papíru 16 920 MJ, a na recyklaci 9 900 MJ. To odpovídá rozdílu

7 020 MJ.t<sup>-1</sup> papíru, což je úspora energie připadající na jednu tunu vyříděného papíru, který je následně recyklován. V případě zjištění přesnějších údajů lze model odpovídajícím způsobem aktualizovat. Nyní již lze přistoupit k samotné tvorbě modelu.

Vzhledem k tomu, že se v období kolem roku 2009 vyskytlo několik návrhů upřednostňujících dokonce energetické využití papíru před recyklací, které byly následně vtěleny do vyhlášky č. 482/2005 Sb., nabízí se možnost reálně aplikovat kombinaci recyklace a spalování. Základní modul tvoří model procesu energetického zhodnocení vyříděného papíru v souladu s konceptem hierarchie nakládání s odpady. Papír lze technicky několikrát recyklovat, v okamžiku, kdy už jsou vlákna natolik poškozena, že další recyklace není možná, lze ho ještě smysluplně energeticky využít. Tento modelovaný proces je znázorněn schématem na obrázku 22.



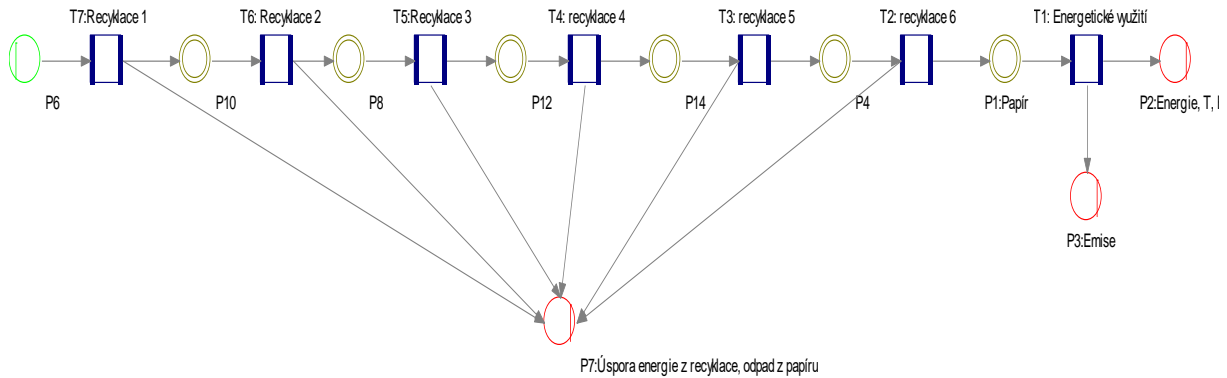
Obrázek 22: Schéma modelovaného procesu nakládání s vytríděným papírem.

Zdroj: vlastní

Pro aplikaci modelu na konkrétní lokalitu je uvažováno v modelovém výpočtu veškeré množství papíru umístěného v nádobách na tříděný papír za město Děčín. Samotný objem papíru, který je finálně určen ke spálení (nerecyklovatelný zbytek), je ovlivněn tím, kolik procent papíru je z celkového objemu vytríděno a kolik zanikne jiným způsobem. Z výše uvedených dat a jejich zpracování vyplývá, že tento poměr byl stanoven na 80%/20%. Dopravní, ekonomické a jiné náklady byly zanedbány. V letech 2005 – 2018, s výjimkou roku 2012, bylo ve městě Děčín v modrých nádobách na papír umístěno v průměru 1 074,45 t.a<sup>-1</sup> papíru, který by mohl být nejprve opakovaně recyklován a následně využit jako palivo k výrobě elektrické a tepelné energie. Model jeho energetického využití bude zpracován pomocí barvené Petriho sítě a implementován v prostředí Umberto 5.5. Toto prostředí podporuje i desetinné značení v místech, které může být i záporné. Určitým specifickým je rovněž skutečnost, že prostředí pracuje s neživým typem Petriho sítě. Zároveň ale umožňuje dopočet počátečního značení z libovolného zadaného parciálního stavu. Z tohoto důvodu nemá smysl analyzovat vlastnosti použité sítě.

Model implementovaný s využitím barvených Petriho sítí v prostředí Umberto 5.5 je uveden na obrázku 23 a představuje proces znázorněný vývojovým diagramem na obrázku 21. Vstupem v místě  $p_6$  je papír určený pro další zpracování. Je předpokládáno, že vstupní papír bude šestkrát recyklován a následně energeticky zhodnocen, což je v souladu s údaji, které uvádí Bureau of International Recycling (2019). V každém kroku recyklace dojde ke ztrátě 20% objemu vytríděného papíru (celková efektivita sběru je uvažována na úrovni 80%). Přechody  $t_7 - t_2$  představují opakovaný postup recyklace aplikovaný na vytríděný a znovu recyklovatelný papír. Protože prostředí Umberto neumožňuje modelovat tzv. živou Petriho síť, nebylo možné proces recyklace modelovat pomocí cyklu v rámci jediného přechodu. Tato

skutečnost do jisté míry představuje výhodu, neboť je grafická reprezentace modelu takto lépe srozumitelná. Celkový efekt z úspory energie z recyklace je reprezentován místem  $p_7$ , které rovněž reprezentuje i celkovou ztrátu papíru v procesu následných recyklací a sběru. Přechod  $t_1$  představuje proces přeměny na tepelnou energii. Výstupem je tepelná energie ( $p_2$ ) a emise ( $p_3$ ).



Obrázek 23: Model pro informační podporu v otázkách recyklace a energetického využití papíru (výroba tepla) implementovaný v prostředí Umberto

*Zdroj: vlastní*

Uvedený model lze zapsat matematicky takto:

$P = \{p_1, p_2, p_3, p_4, p_6, p_8, p_{10}, p_{12}, p_{14}\}$ ,  $T = \{t_1, t_2, t_3, t_4, t_5, t_6, t_7\}$ ,  $UP = \{\text{papír, tepelná energie, CO, SO}_2, \text{ drobné částice, CO}_2, \text{ CH}_4, \text{ N}_2\text{O, prach, papír nerecyklovaný, energie uspořené}\}$ ,

Tabulka 18: Dopředná incidenční funkce IC:

$P^*T \rightarrow R^*C$	$t_1$	$t_2$	$t_3$		$t_4$	$t_5$	$t_6$	$t_7$
$p_1$	b)							a)
$p_2$								
$p_3$								
$p_4$		a)						
$p_6$								
$p_8$						a)		
$p_{10}$							a)	
$p_{12}$					a)			
$p_{14}$			a)					

a) papír, 100 (kg)

b) papír, 0,269 (kg)



Tabulka 19: Zpětná incidenční funkce QC:

T*P→R°C	p <sub>1</sub>	p <sub>2</sub>	p <sub>3</sub>	p <sub>4</sub>	p <sub>6</sub>	p <sub>8</sub>	p <sub>10</sub>	p <sub>12</sub>	p <sub>14</sub>
t <sub>1</sub>		b)	c)						
t <sub>2</sub>	a)								
t <sub>3</sub>				a)					
t <sub>4</sub>									a)
t <sub>5</sub>								a)	
t <sub>6</sub>						a)			
t <sub>7</sub>							a)		

a) papír, 80; papír nerecyklovaný, 20; energie uspořena 702 [kg; kg; MJ]

b) tepelná energie 3340,12 (MJ)

c) CO, 0,002986; SO<sub>2</sub>, 4,2E-5; NO<sub>2</sub>, 0,000111; CH<sub>4</sub>, 0,000194; drobné částice, 9,722E-5; CO<sub>2</sub>, 0.082; popel, 0,18356978; [kg; kg; kg; kg; kg; kg; kg]

Zdroj: vlastní dle (Jihlava, 2010)

Vzhledem k vlastnostem použitého typu Petriho sítě není třeba zapisovat počáteční značení. Parametry procesu energetického využití papíru byly do modelu získány převzetím některých položek z procesu spalování dřeva a dílčími úpravami parametrů tohoto procesu. tak, aby byly položky, které se od procesu spalování dřeva odlišují odpovídajícím způsobem modifikovány (Baťa & Kadlecová, 2011; Fritsche, 1997; Fritsche, 2001; IFU Hamburg, 2007; Novák, 2019).

#### 5.2.4 Výsledky a dílčí diskuse

Po zadání průměrné hodnoty pro objem vytříděného papíru za město Děčín do modelu lze na základě získaných výsledků konstatovat, že v případě přeměny pouze na tepelnou energii by vzniklo z výše uvedeného množství papíru 15 160,48 GJ tepelné energie. V případě, že by byl papír nejprve 6 x recyklován, odpovídá vzniklé množství následně spáleného zbytku 3 495.86 GJ tepelné energie. Množství vzniklých emisí uvádí tabulka 20.

Tabulka 20: Množství emisí v kg při výrobě tepelné energie z 1 074,45 t papíru

Výstup	Hodnota (kg)
Oxid uhelnatý	85 823,45
Oxid siřičitý	43,96
Oxid dusný	116,18
Metan	203,05
Prach	101,75
Oxid uhličitý	85 823,44
Popel	192 129,16

Zdroj: Výstup modelu v prostředí Umberto – knihovny procesů sestaveny IFU Hamburg s využitím (Fritsche, 1997; Fritsche, 2001)

Přehled produkovaných emisí poskytuje důležitou informaci při rozhodování o možnostech nakládání s odpadem, protože je tím jasně vymezen dopad spalování na životní prostředí. Vzhledem k rozdílným parametrům různých zařízení je třeba chápat výsledky v případě nejistoty o technických parametrech zařízení, v němž by byl papír energeticky využíván, jako orientační. V modelovaném případě se jedná o parametry procesu energetického využití papíru v rámci lokálního topeniště do výkonu 50 kW bez odlučovačů.

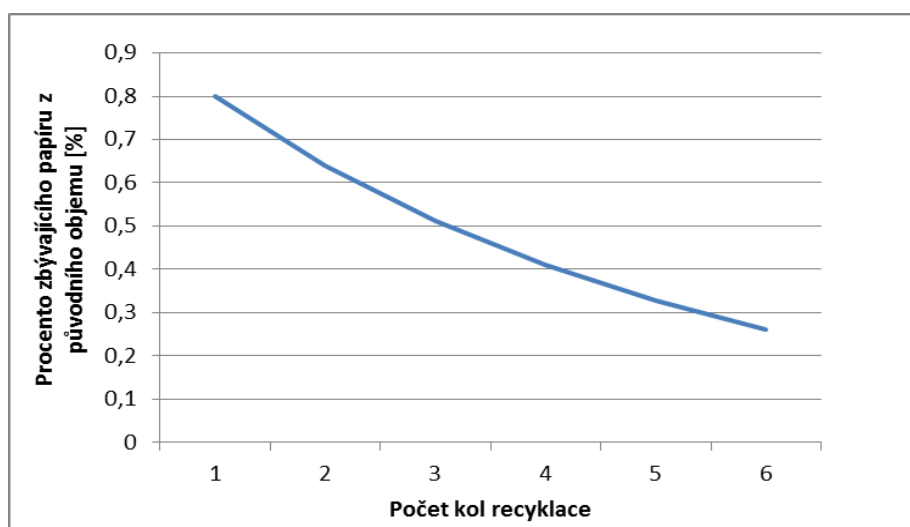
Z výsledků modelování je rovněž zřejmé, že v procesu recyklace a sběru papíru dochází ke značným ztrátám. V modelovaném příkladu je předpokládán počet recyklací vstupní suroviny nastaven na hodnotu 6 v souladu s údaji dle Bureau of International Recycling (2019). Pokud je v každém kole vždy vytříděno 80% papíru, je z výsledků modelování zřejmé, že z původních 1 074,45 t je v šesti po sobě jdoucích cyklech sběru a recyklace celkem ztraceno 792,457 t, což je celkem 73,5% celkového vstupního objemu papíru. K energetickému využití se tak dostane na konci procesu recyklace pouze 26,2% původně vytříděného papíru. Celková suma úspor energie z recyklace představuje sumu úspor z opakovaných recyklací stále se zmenšujícího objemu papíru, který je opakovaně vytříděn, a z energie, kterou lze získat z papíru, který je po šestém kole recyklací ještě vytříděn a k recyklaci se již nehodí. Je zřejmé, že čím větší procentní podíl papíru by bylo možné vytřídít a recyklovat, tím větší by byl objem uspořené energie i získané vstupní suroviny pro energetické využití.

Celkově lze vyjádřit funkční závislost mezi procentním množstvím vyříděného papíru a počtem recyklací vztahem  $f(x)$ :

$$y = x^n \quad (12)$$

kde  $y$  představuje zbývající % papíru z původního objemu  
 $x$  procento průměrně vyříděného papíru a  
 $n$  počet kol recyklace.

Vztah lze vyjádřit graficky, jak je uvedeno na obrázku 24.



Obrázek 24: Vliv počtu kol recyklace na podíl zbývajícího papíru z původního množství.

Zdroj: vlastní dle (Božek et al, 2003; Concept 42, 2019)

Z grafu je patrné, jak se s narůstajícím počtem kol recyklace snižuje celkový zbytkový objem recyklovatelného a následně energeticky využitelného papíru. Na základě výsledků modelu tak lze porovnat, do jaké míry je recyklace v souladu s požadavky hierarchie nakládání s odpady (MVCR, 2019) skutečně efektivnější z hlediska úspor energie, než samotné energetické využití. Jak je z modelovaného procesu zřejmé, s každým dalším krokem je úspora z recyklace menší, neboť se zmenšuje množství materiálu k recyklaci. Tento efekt v reálných podmínkách není patrný, protože zde není patrná přímá relace k původnímu objemu vyříděného množství papíru. Jak je z grafu patrné, po uskutečnění šesti kol recyklace zbývá z původního objemu na samotné energetické zhodnocení už jen čtvrtina původního množství.

Energetická efektivita tohoto postupu daná součtem úspor ze všech kroků recyklace a následně energetickým ziskem z dále již nerecyklovatelného papíru, je pro množství papíru

zadané do modelu za město Děčín 27 815,26 GJ v podobě úspory energie a 3 495,86 GJ v podobě tepelné energie. Dohromady je tedy celkový efekt na úsporu a získání energie 27 815,26 GJ + 3 495,86 GJ = 31 311,12 GJ.

Oproti tomu v případě, že by papír nebyl recyklován a celý objem vytříděného papíru by byl ihned energeticky využit, bylo by získáno 13 335,65 GJ energie.

Pro konstrukci a ověření správnosti následujícího vzorce byly z modelu rovněž získány výsledky v přepočtu na 1 t papíru.

V přepočtu na jednu tunu papíru vznikne spálením papíru o této hmotnosti 12,41 GJ energie. Jednorázovou recyklací 1 t papíru je uspořeno 7,02 GJ. Šestinásobnou recyklací a následným spálením 1 t papíru dojde při 80% efektivitě třídění k celkové úspoře 25,89 GJ díky recyklaci a k získání 3,25 GJ energie energetickým využitím nerecyklovatelného zbytku. Celkem tedy 29,14 GJ

Je zřejmé, že v tomto případě je lépe papír nejprve recyklovat a až následně energeticky využít. Zároveň je však patrné, že díky skutečnosti, že energetický přínos z recyklace je menší než energetické zhodnocení stejné hmotnosti papíru, existuje určitá míra % třídění papíru, která bude představovat zlomový bod, kdy bude energeticky výhodnější papír nerecyklovat, ale rovnou energeticky využít.

Celková úspora vypočítaná modelem je tedy dána pro 6 kol recyklace vztahem:

$$S = e_r + a \times e_r + a^2 \times e_r + a^3 \times e_r + a^4 \times e_r + a^5 \times e_r + a^6 \times e_h \quad (13)$$

kde S je množství ušetřené energie z recyklace,

a je procento vytříděného papíru

$e_r$  je hodnota úspory energie díky recyklaci 1 t (např. papíru oproti výrobě papíru z dřevní hmoty),

$e_h$  je množství energie, které lze získat spálením 1 t materiálu, např. papíru a

n je počet kol recyklace.

Po úpravě a zobecnění:

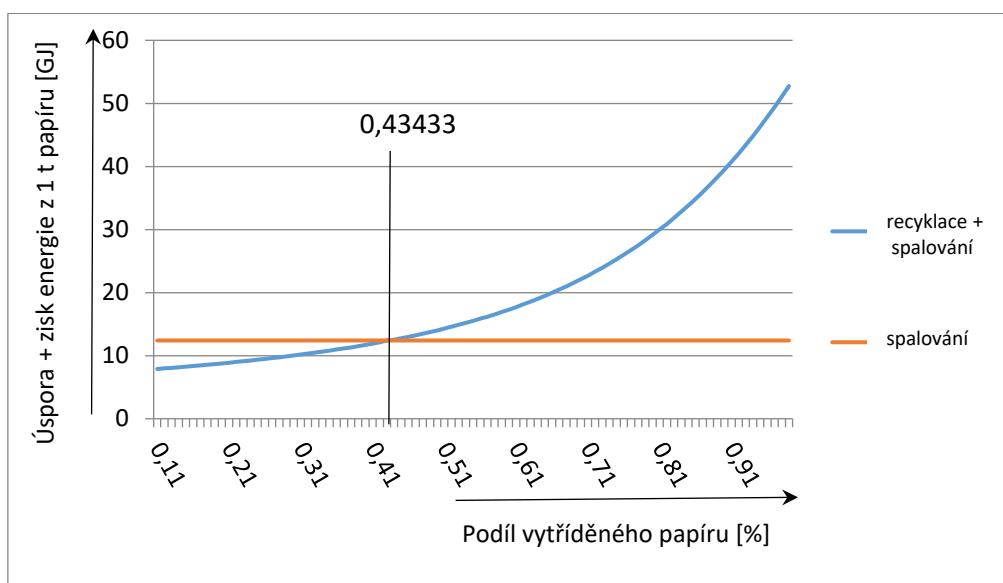
$$S = a \times e_r \frac{1-a^n}{1-a} + a^{n+1} \times e_h \quad (14)$$

Bod zlomu je tedy dán pro uvedený proces rovnicí, která vznikne dosazením hodnot za energetickou úsporu z recyklace a energetický zisk ze spálení 1 t papíru do vztahu (14):

$$7,02 + a \times 7,02 \frac{1-a^5}{1-a} + a^6 \times 12,41 = 12,41 \quad (15)$$

Tuto rovnici nelze řešit analyticky, ale lze najít číselné řešení např. pomocí MS Excel. Dle výpočtu v prostředí MS Excel je tato hodnota rovna 43,433%.

Z toho vyplývá významný závěr pro tvůrce a realizátory veřejných politik v oblasti hospodaření s odpady, protože pokud by nebylo dosaženo v systému sběru a třídění odpadu alespoň 43,433% vyříděného papíru, z hlediska úspory energie, jsou-li uvažovány pouze úspory z recyklace a zisky z energetického využití, bude dosahováno za výchozích podmínek pro konstrukci tohoto výpočtu lepších výsledků z hlediska celkové efektivity systému, pokud by byl papír rovnou spalován a vůbec se nerecykloval. Celková hodnota energetického zisku pak zůstává konstantní na úrovni  $12,41 \text{ MJ.t}^{-1}$  bez ohledu na to, jaká je míra třídění. Až při dosažení této úrovně třídění se začíná zlepšovat celková energetická bilance systému. Tato hodnota tak představuje bod zlomu, kdy teprve z hlediska energetické bilance začíná mít recyklace smysl. Vztah podílu recyklovaného papíru a celkového efektu z recyklace, který byl zkonstruován na základě rovnice (15), je graficky vyjádřen na obrázku 25.



Obrázek 25: Porovnání energetických zisků z využití papíru při recyklaci a následném spalování a při spalování bez recyklace

Zdroj vlastní

Z grafu je patrný celkový vývoj úspor energie využitím vyříděného papíru. Modrá křivka představuje celkový průběh energetických zisků při recyklaci a následném energetickém využití. Hnědá část křivky ukazuje celkový energetický zisk v případě, že by papír nebyl recyklován, ale rovnou spálen. Z grafu je patrné ověření předpokladu, že recyklace nemusí být vždy vhodným řešením, ale že je vždy potřeba uvážit vhodný kontext celkového systému sběru a třídění odpadů. Z grafu je zároveň patrné, že díky jeho exponenciálnímu průběhu je každé

další procento vyříděného odpadu významné, pokud se systém pohybuje v severovýchodní části grafu (procento vyříděného papíru je vysoké). Zatímco pro 80% vyříděného papíru je celkový energetický přínos z 1 t 29,15 MJ.t<sup>-1</sup>, potom v případě, že by se podíl vyříděného papíru posunul na 85%, činila by celková úspora 33,82 MJ.t<sup>-1</sup> a pro 99% vyříděného odpadu by se jednalo již o 52,76 MJ.t<sup>-1</sup>.

Dalším možným determinantem by mohla být doprava papíru k recyklaci, která by tento systém dále posunula k nižším hodnotám. Analýza dopravy je však značně komplexní, a proto nebyla do této případové studie zahrnuta.

### 5.2.5 Dílčí závěry

Výsledky modelování potvrdily předpoklad vyslovený v pracovní hypotéze. Byla prokázána existence bodu zlomu, pod který když klesne podíl vyříděného odpadu, je z hlediska energetické efektivity procesu výhodnější vyříděný papír nerecyklovat. Tím byl prokázán i určitý konflikt v náplni některých veřejných politik EU a jejich konkrétního vtělení do aktuálně účinných právních norem v podobě požadavku na dosahování úspor energie a aplikace konceptu hierarchie nakládání s odpady. Byl identifikován potenciální zdroj energetické neefektivity procesů recyklace, který není při analýzách těchto procesů snadno odhalitelný.

Pro konstrukci modelu bylo třeba získat informace o sběru, procesu recyklace a spalování papíru. Vzhledem k jejich variabilitě, byla pro zhodnocení vybrána nejméně příznivá varianta.

V případě, že by byly reálné hodnoty, zejména pro energetické úspory z recyklace, příznivější, stanovený bod zlomu by se tím posouval k nižším hodnotám, což by znamenalo, že recyklace by byla výhodná i při nižším procentu vyříděného papíru, než bylo stanoveno.

Omezení prezentovaného nástroje spočívají ve skutečnosti, že ačkoli jej lze zobecnit, je nezbytné vzít v úvahu následující skutečnosti:

- 1) obdobné výsledky lze získat pro zpracování těch druhů tříděného odpadu, pro které platí omezený počet možných kol recyklace.
- 2) Pro uvažovaný odpad musí existovat možnost po recyklaci odpad energeticky využít.
- 3) Proces recyklace daného odpadu musí být spojen s úsporou energie.

Tento pohled lze aplikovat zároveň především na ty odpady, které jsou vyráběny z obnovitelných zdrojů. V případě, že by se jednalo o některý druh neobnovitelného zdroje, je tento přístup již diskutabilní.

Nezbytnou podmínkou jeho uplatnitelnosti pak je skutečnost, že sledovaný odpad musí mít limitovaný počet možných recyklací a zároveň jej musí být možné energeticky využít.

Navržený model proto představuje nástroj využitelný zejména na místní a regionální úrovni pro odhad poměrů v oblasti nakládání především s tříděným papírem, neboť s jeho využitím lze dále sledovat, jaké množství papíru zbývá při zadaném očekávaném procentu třídění na energetické využití z původního množství. Zároveň lze sledovat i celkový objem ztrát papíru z celkového původního množství díky ztrátám vzniklým v procesu sběru tříděného odpadu.

Protože model zahrnuje i proces spalování papíru, včetně emisí s ním spojených, poskytuje tak kromě informací o množství energie, které lze takto získat a které mohou být užitečné pro utváření zejména místní a regionální politiky, také informace o možné zátěži prostředí z tohoto procesu. Proces získávání energie počítá i se ztrátami v průběhu přeměny.

Zároveň lze parametry díky využitému softwarovému prostředí snadno přizpůsobit a tak výsledky modelu zpřesnit pro konkrétní podmínky.

Na celostátní úrovni pak mohou být modelem predikované výsledky nápomocny zejména při nastavení politik v oblasti nakládání s tříděným papírem.

Díky použitému modelovacímu nástroji lze zadat jeden libovolný vstupní nebo výstupní parametr a model dopočítá všechny ostatní hodnoty. Funguje tedy obousměrně. Je možné proto zkoumat nejen jaké množství energie vznikne nebo je ušetřeno ze zadaného objemu papíru, ale také kolik papíru je potřeba na získání zadaného množství energie, jaké množství papíru lze zpracovat, než bude dosažen stanovený objem znečišťujících látek v ovzduší atp. Tato možnost se jeví jako obzvláště užitečná pro univerzální využitelnost navrženého modelu pro účely pokrytí různorodých informačních potřeb právě v oblasti veřejného sektoru při naplňování cílů veřejných politik směřujících k dosahování celkové vyšší energetické účinnosti procesů.

Na základě analýzy dat modelovaného procesu byl model doplněn o ověření možné existence a následné stanovení bodu zlomu, který byl stanoven pro minimální % podíl vytríděného papíru, kdy má ještě z pohledu energetických zisků smysl papír recyklovat.

To přináší zcela nový pohled na efekty recyklace, neboť výsledek ukazuje, že ještě při poměrně velkém procentu vytríděného papíru (zde < 43,4%), může recyklace představovat z hlediska celkové energetické bilance méně výhodnou variantu nakládání s tímto odpadem a může tak přispívat k celkové nižší energetické efektivitě v rámci procesů recyklace odpadů.

V obecné rovině lze konstatovat, že výsledky získané v rámci této případové studie prezentovaly originální metodu pro hodnocení efektů recyklace. Detailní analýza energetických toků ve sdruženém procesu recyklace a spalování papíru ukázala na existenci bodu zlomu pro konkrétní % vytrídění odpadu.

Zpracovaný model demonstruje tak jednu z dalších možností, jak pomocí analýz látkových a energetických toků poskytnout důležité informace o povaze procesů, které jsou předmětem působení veřejných politik v oblasti udržitelné energetiky. Stejně tak jako v rámci

první představené případové studie lze konstatovat, že se jedná o specifický nástroj vytvořený pro účely podpory utváření veřejných politik a jejich realizace, v tomto případě aplikovatelný na místní, regionální i celostátní úrovni. V případě této případové studie se jednalo o analýzu procesu sběru a zpracování papíru. Navržené řešení tak přináší kromě samotného zpracovaného modelu i jeho doplnění o bod zlomu ve vztahu k procentu vytríděného odpadu. Tím rozšiřuje v jedné rovině teoretické základy k posuzování této problematiky a zároveň ve druhé rovině přináší i prakticky využitelné výsledky.

Bylo zjištěno, že za předpokladu, že bude vytríděno průměrně 80% papírového odpadu, zbyde po šesti kolech třídění a recyklace z původního množství pouze 26,2%, dále bylo determinováno, jaké množství energie a emisí vznikne, nebo bude uspořeno procesem postupné recyklace a následného energetického využití zadaného množství vytríděného papíru. V neposlední řadě byl stanoven bod zlomu pro minimální procentní podíl vytríděného odpadu, kdy má ještě recyklace smysl z hlediska úspor energie. Tyto údaje představují další krok pro nastavení veřejných politik na půdě EU tak, aby bylo možné snáze a efektivněji dosáhnout stanoveného cíle pro energetickou účinnost v rámci realizace těchto politik na národní, regionální, případně i místní úrovni. Ačkoli bylo uvedeno, že prezentovaný nástroj je vhodný zejména pro fázi uplatňování veřejných politik v oblasti udržitelné energetiky, lze využít samotnou znalost existence možných bodů zlomu při třídění odpadů i pro doplnění legislativy EU. Posledním z analyzovaných procesů výroby energie z obnovitelných zdrojů je energie z bioplynu.



### 5.3 Případová studie 3 – struktura výstupů bioplynové stanice v kontextu politiky podpory obnovitelných zdrojů.

Zatímco úspory energie a energetická účinnost se ve veřejných politikách EU objevují zejména v posledních letech, problematika dekarbonizace a podpory využívání obnovitelných zdrojů energie se prolíná dokumenty EU již po dlouhou dobu. Bílá kniha o obnovitelných zdrojích energie byla přijata již v roce 1997. Směrnice o obnovitelných zdrojích energie, která stanovila cíle pro EU jako celek i pro jednotlivé členské státy, byla přijata na jaře 2009 (Gouardères & Beltrame, 2019).

V podmínkách ČR se příslušná veřejná politika zaměřila na podporu výroby elektrické energie z obnovitelných zdrojů již v rámci zákona 180/2005 Sb., o podpoře využívání obnovitelných zdrojů a následně v zákoně č. 165/2012 Sb., o podporovaných zdrojích energie. Za povšimnutí stojí skutečnost, že v rámci veřejných politik v oblasti obnovitelných zdrojů energie a jejich využívání je v podmínkách ČR často chápána zejména produkce elektrické energie z obnovitelných zdrojů, jak dokládají jednak uvedené zákony, ale i další zdroje jako např. (Aliance pro energetickou soběstačnost, 2016; AMO, 2009).

Tato skutečnost zdánlivě nepředstavuje žádný problém, jednou z oblastí využívání obnovitelných zdrojů energie, kde tento pohled problémy způsobovat může, je oblast výroby a využívání bioplynu.

Bioplynové stanice představují jednu z možností využití biomasy pro produkci energie využitím získaného bioplynu. Přestože se v kontextu využívání obnovitelných zdrojů lze setkat s označením „čistá energie“ např. (CENIA, 2013a), je jejich využití rovněž spojeno s environmentální zátěží, což platí v rámci celého dodavatelského řetězce (ve smyslu LCA) pro každý způsob využívání jakéhokoli obnovitelného zdroje. Navíc je tento zdroj limitován náklady na provoz a výkupní cenou za vyprodukovanou energii. Významnou položku v nákladech činí právě náklady na získávání biomasy, která je následně přeměňována až na vlastní energii a jejíž prodej představuje příjem provozovatele takového zařízení. Je zřejmé, že maximální hospodárnost při využívání energie je klíčovým prvkem pro ekonomickou udržitelnost provozu bioplynových stanic (ZDCHP, 2012).

Zároveň je třeba dodat, že se jedná o zdroj, který je poměrně variabilní, neboť produkce bioplynu nemusí být vždy nutně spojena s produkcí tepla a elektrické energie v kogeneračních jednotkách, jak je u většiny bioplynových stanic obvyklé. Je-li to z nějakého důvodu nevhodné, např. často problematické využití odpadního tepla, lze bioplyn použít k výrobě syntetického zemního plynu, biopaliv II. generace, nebo i dalších produktů (EEE, 2014).

Pokud není v dostatečné míře ekonomicky využíván i druhý výstup kogenerace v podobě tepla, může se stát provoz bioplynových stanic trvale ekonomicky závislý na dotovaných výkupních cenách případně i dalších dotacích.

### 5.3.1 Cíl případové studie

**Cílem této případové studie je analyzovat proces výroby energie z bioplynu pomocí modelu způsobem, který zahrne dostatek informací pro potřeby rozhodování v rámci realizace veřejných politik v oblasti udržitelné energetiky. Takto definovaný cíl implicitně zahrnuje i požadavek dosáhnout zobecnitelného řešení, neboť zpracovaný model by měl být schopen s dostatečnou mírou přesnosti predikovat hodnoty i pro další bioplynové stanice využívající stejný či podobný technologický postup.**

Pracovní hypotézy pro tuto případovou studii jsou:

- 1) zaměření podpory na jeden druh produkované energie v rámci veřejných politik může vést k neefektivitě, kterou lze vyčíslit např. ve fyzických jednotkách.
- 2) Nedostatečné využívání všech energetických výstupů produkovaných bioplynovými stanicemi způsobuje kromě ekonomické neefektivity zároveň i vyšší environmentální zátěž, kterou lze kvantifikovat.

### 5.3.2 Dílčí metodika

Uvažovaný bioplyn, který je v bioplynových stanicích produkován z biomasy a je využíván jako palivo, je směsí metanu, který představuje složku s největším podílem, a dále z plynů jako CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>S. Vstupní surovinou jsou jakékoli biologicky rozložitelné materiály s vysokým obsahem těkavých substancí a podílem suché složky menším než 50%. Zmíněná vstupní surovina je zpracována procesem metanové fermentace, která probíhá v anaerobním prostředí působením metanogenních bakterií v uzavřeném fermentoru. Dalším materiálovým výstupem tohoto procesu je biologicky stabilizovaný substrát využitelný jako hnojivo – digestát (Smatanová, 2012). Vzniklý bioplyn obsahuje 55-70% metanu a má výhřevnost 18 až 26 MJ.m<sup>-3</sup>. Plyn je pak obvykle dále veden do kogenerační jednotky, která jeho spalováním a přeměnou na teplo a mechanickou energii následně tuto mechanickou energii přeměňuje na elektrickou (Kára et al., 2007; Kazda, 2009; Rehm & Reed, 1983).

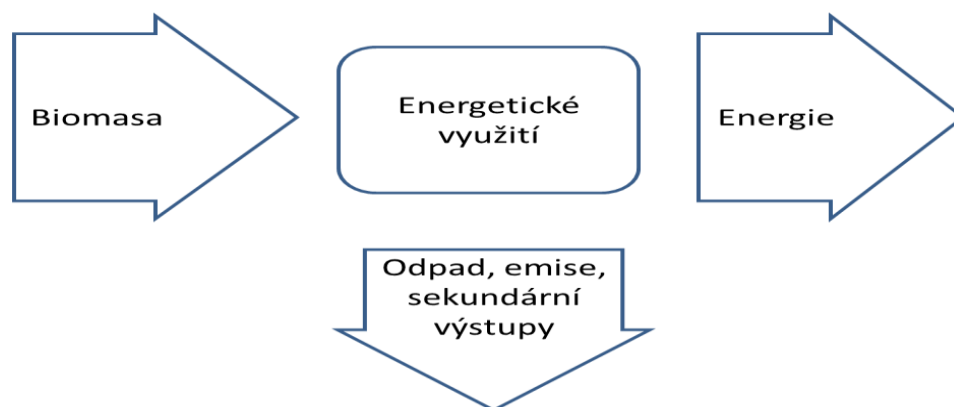
Spalování bioplynu indukuje další znečištění, některé složky tohoto znečištění jsou dokonce velmi nebezpečné např. polyaromatické uhlovodíky či dioxiny. Měření ukázala, že množství škodlivin v odpadních plynech je primárně determinováno způsobem spalování (Noskovič et al., 2004). Produkované množství škodlivin tak lze teoreticky zredukovat na tak nízkou úroveň, že je jak pro prostředí, tak pro člověka neškodná.

Koncentrace CO ukazuje na kvalitu spalovacího procesu, špatné nastavení parametrů spalování nebo nesprávnou konstrukci spalovny. Emise NO<sub>x</sub> jsou nejvíce ovlivněny obsahem dusíku v palivu a teplotou ve spalovací komoře. Síra je obsažena v biomase jen minimálně,

emise SO<sub>2</sub>, indukované jejím spalováním, jsou nízké (Koloničný, 2009; Pastorek et al, 2004). Množství polyaromatických uhlovodíků lze také ovlivnit nastavením spalovacího procesu. Dioxiny se v odpadních plynech analyzovaného procesu vyskytují pouze ve stopových množstvích.

Model bioplynové stanice je navržen pro kvantifikaci emisí indukovaných procesem přípravy na výrobu bioplynu, elektřiny a tepla v kogenerační jednotce. Použití modelu umožňuje simulovat objemy vstupů a výstupů zařízení na výrobu bioplynu, ale také produkovaných výstupů z procesu kogenerace jako množství produkované energie. Alternativně může tvořit vstupní hodnotu zadanou do modelu také množství dostupné biomasy, nebo objemy emisí znečišťujících látek, odpadního tepla aj.

Vhodným nástrojem k tomuto účelu může být nástroj pro modelování látkových a energetických toků. Obecný návrh modelu je zobrazen na obrázku 26.



Obrázek 26: Návrh modelu využití biomasy v bioplynové stanici

Zdroj: vlastní dle (EEE, 2014; Kazda, 2009)

Modelovaný proces zahrnuje vstupy procesu, především biomasu, zařazené mohou být ale i další vstupy, budou-li nalezeny. Žádoucím výstupem je dále využitelná energie, reziduálním výstupem je potom jednak nevyužitelná energie, ale i emise do ovzduší a další výstupy, které sledovaný proces doprovázejí.

Navrhovaný model by měl být pro potřeby realizace veřejných politik v oblasti udržitelné energetiky co možná nejuniverzálnější, a tak prostředí, ve kterém bude implementován, by mělo umožnit snadné provádění dílčích změn v parametrech jednotlivých procesů s cílem zajistit snadnou přenositelnost na všechny typy bioplynových stanic využívajících proces anaerobní digesce. K tomuto účelu byly jako modelovací nástroj vybrány barvené Petriho sítě implementované v prostředí Umberto 5.5, které splňují výše definovaný požadavek.

Sledovaná bioplynová stanice je vybavena čtyřmi kogeneračními jednotkami, za tři z nich byla provedena měření produkovaných emisí. Pro dosažení těchto hodnot do modelu je využit obecný vzorec pro výpočet průměru:

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i \quad (16)$$

kde za hodnoty  $x_i$  jsou dosazována empirická data o výsledcích měření.

Za energetický výkon nejsou některá data dostupná. Dostupná data se týkají pouze produkované elektrické energie. Pro analýzu všech forem produkované energie, včetně reziduální, lze k výpočtu využít údaje o účinnosti generátoru elektrické energie.

Celkové množství energie  $P_u$ , které je přeměněno na nějakou využitelnou formu, je tedy dáno vzorcem:

$$P_u = \frac{P_{el}}{\eta} + P_{th} \quad (17)$$

kde  $P_{el}$  představuje elektrický výkon celého zařízení,  $\eta$  účinnost přeměny mechanické energie na elektrickou a  $P_{th}$  tepelný výkon.

Vzhledem k tomu, že ani tato hodnota nepředstavuje spotřebu primární energie, zbývající část, kterou tvoří energetické ztráty v podobě nevyužitelné energie (hodnota  $P_i$ ), je dopočítána úměrou. Spotřeba primární energie je následně vypočítána součtem všech dílčích položek, což lze zapsat jako vzorec:

$$P_{tot} = P_{mech} + P_{th} + P_i \quad (18)$$

kde  $P_{tot}$  představuje celkovou spotřebu energie, tedy spotřebu primární energie, která je tvořena částí v podobě mechanické energie  $P_{mech}$ , tepelné energie  $P_{th}$  a nevyužitelné tepelné energie  $P_i$ .

Z těchto údajů již lze vypočítat celkovou mechanickou účinnost motoru  $\eta_{eng}$  v poměru ke spotřebované primární energii, což je údaj, který je potřeba pro konstrukci modelu. Tato hodnota byla vypočítána dle vzorce:

$$\eta_{eng} = \frac{P_{el}}{\eta} \times \frac{1}{P_{tot}} \quad (19)$$

kde  $P_{el}$  představuje elektrický výkon celého zařízení,  $\eta$  účinnost přeměny mechanické energie na elektrickou a  $P_{tot}$  celkovou spotřebu primární energie.

### 5.3.3 Příprava dat a charakteristika procesu

Cílem této případové studie, která se zaměřuje na energii z bioplynu, je ověřit do jaké míry je výroba energie z tohoto zdroje spojená s produkcí emisí do ovzduší a analyzovat strukturu výstupů tohoto procesu.

Tyto údaje jsou důležité zejména pro lokální i regionální správu, protože jednak přispívají k celkové informovanosti, co se emisních zdrojů týče, dále pak mohou nabídnout alternativní řešení v případě, že je provoz konkrétní bioplynové stanice spojen s ekonomickými obtížemi.

### 5.3.4 Emise ze spalování bioplynu

Pro výpočet parametrů modelu byla použita empirická data z vybraného zařízení na výrobu bioplynu. Tímto zařízením je bioplynová stanice v Litomyšli, která se potýká s typickými problémy bioplynových stanic, jako je zajištění vstupů a využití výstupů zejména v oblasti odpadního tepla (ZDCHP, 2012).

#### 5.3.4.1 Bioplynová stanice v Litomyšli – empirická data

Vybraná bioplynová stanice se nachází na severní straně města Litomyšl v Pardubickém kraji a jejím provozovatelem je zemědělské družstvo chovatelů a pěstitelů (ZDCHP). Hlavním předmětem jeho činnosti je zemědělská výroba, výstavba bioplynové stanice tak vedla k rozšíření činností provozovatele. Ten očekával jednak využití nevyužitého odpadu a příjmy z vyrobené elektrické energie.

Sledovaná bioplynová stanice je osazena čtyřmi motogenerátory, což je odlišné řešení od obvyklejšího modelu s jednou kogenerační jednotkou. Hlavní výhodou více motorů je podstatně lepší možnost regulace výkonu celé stanice. Takový regulační rozsah není možné

za dané účinnosti z technických důvodů u varianty s jedním generátorem dosáhnout. Toto řešení je výhodné zejména tam, kde je požadavek na tzv. špičkování nebo zálohování některého ze stochasticky dostupných obnovitelných zdrojů, jako je přímá přeměna solární energie, využívání větrné energie apod. nebo na ostrovní provoz. Jedna jednotka také může sloužit v případě výpadku sítě jako záložní zdroj pro provoz bioplynové stanice. Další výhodou bioplynové stanice s více jednotkami je provoz motorů v ideálním režimu s tím, že jen jeden generátor reguluje svůj výkon podle potřeb, zatímco další pracují na plný výkon. Stroje, které pracují na plný výkon, dosahují nejvyšší účinnosti, šetří provozní náklady a nejlépe využívají technický potenciál. Výhodou je i větší jistota zachování provozu v případě výpadku kogenerační jednotky. Nevýhodami vícečetné kogenerace jsou vyšší investiční náklady a složitější regulace. Proto se hodnoty predikované modelem pro bioplynové stanice s jednou kogenerační jednotkou mohou lišit v některých parametrech (EEE, 2014; ZDCHP, 2012).

#### 5.3.4.2 Proces produkce energie

Pro výrobu energie je využíván bioplyn, pro jehož produkci jsou převážně využívány materiály jako travní siláž, kukuřičná drť, kukuřice, kejda a močůvka. Množství bioplynu, který lze získat z těchto vstupů je uvedeno v tabulce 21.

Tabulka 21: Množství bioplynu z vybraných vstupů

Vstup	m <sup>3</sup> bioplynu připadající na 1 t materiálu
Kukuřičná siláž	200 – 220
Travní senáž	140 – 160
Obilniny	580 – 600
Kukuřičná drť (zrno, mouka...)	580 – 600
Kejda a močůvka	80

Zdroj: (ZDCHP, 2012)

Tyto vstupy se přivádějí do fermentoru, kde se zahřívají na teplotu 45 °C a procházejí procesem fermentace. Vznikající bioplyn je spalován kogenerační jednotkou, která vyrábí elektrickou energii a teplo, určitou část představují i ztráty energie v podobě tepla vyzářeného do okolí. Vyrobená elektrická energie je dodávána do sítě. Každý měsíc je takto vyrobeno 650 – 700 MWh elektrické energie. Pro nepřerušovaný provoz je třeba vyprodukovat každý den 11 000 m<sup>3</sup> bioplynu, což odpovídá vstupu o hmotnosti kolem 60 t biomasy.

Měření produkovaných emisí byla provedena na začátku roku 2009, kdy byly uvedeny do provozu tři kogenerační jednotky (výkonnostní parametry jsou uvedeny v tabulce 22). Později byla uvedena do provozu ještě čtvrtá kogenerační jednotka, výsledky jejího měření však nejsou k dispozici. Kogenerační jednotky jsou vybaveny vstřikováním přídavného paliva, kterým je lehký topný olej. Ten se podílí na celkovém množství vyprodukované energie 4%.

Tabulka 22: Parametry kogeneračních jednotek

	Výkon (kW)	Podíl (%)
Elektrická energie	250	43
Tepelná energie	232	40
Ztráty	x	17

Zdroj: (ZDCHP, 2012)

Plynné emise byly měřeny pro každý ze tří motorů zvlášť. Měření byla provedena pro každý motor opakovaně a výsledky byly zprůměrovány. Výsledky měření jsou uvedeny v tabulce 23. Hodnoty pro jednotlivé škodliviny jsou průměrem z provedených měření.

Tabulka 23: Souhrn údajů o emisích za motory kogenerační jednotky

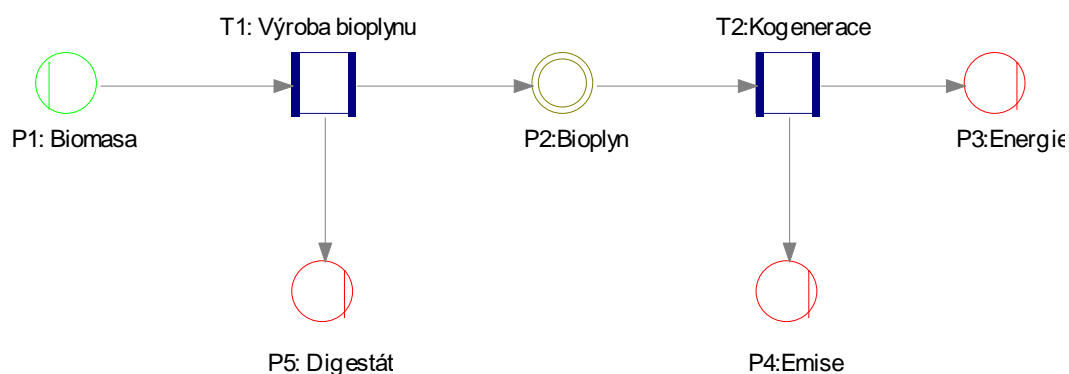
Měřená látka	Jednotka	Koncentrace	Emise přepočtené na bioplyn [mg/m <sup>3</sup> bioplyn]
		[M1; M2; M3]	[M1; M2; M3]
pevné částice	mg/m <sup>3</sup>	5; 5,3; 4,6	46; 49; 43
SO <sub>2</sub>	mg/m <sup>3</sup>	112; 107; 114	940; 867; 912
Σ NO <sub>x</sub>	mg/m <sup>3</sup>	405; 378; 354	3 400; 3 062; 2 829
CO	mg/m <sup>3</sup>	592; 511; 547	4 963; 4140; 4 367

Zdroj: (ZDCHP, 2012)

Dále je dostupná informace o průměrné spotřebě bioplynu, která činí 124,4m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> na kogenerační jednotku. Koncentrace jednotlivých škodlivin emitovaných bioplynovou stanicí byly porovnány s emisními limity. Bylo zjištěno, že všechny tři motory vyhovují požadavkům.

Proces výroby elektrické energie z bioplynu má řadu vstupů a výstupů. Proto byly jako modelovací nástroj využity barvené Petriho sítě implementované v prostředí Umberto 5.5, kde jsou vstupy zadány v podobě různých druhů biomasy a výstup je tvořen především generovanou energií.

Model byl zkonstruován na základě dostupných dat, avšak pro nastavení některých parametrů bylo nezbytné některá data dopočítat. Model celého procesu vyžaduje při tomto typu Petriho sítě a softwarového prostředí využití dvou přechodů, z nichž první představuje produkci bioplynu ze vstupní biomasy a druhý proces kogenerace. Mezi nežádoucí výstupy procesu patří plynné emise ze spalovacího procesu a odpadní teplo, žádoucím výstupem je potom vyrobená energie. Grafické vyjádření modelu zpracovaného pomocí barvené Petriho sítě a implementovaného v prostředí Umberto 5.5 je uvedeno na obrázku 27.



Obrázek 27: Model pro informační podporu implementovaný v prostředí Umberto 5.5

Zdroj: vlastní dle údajů (ZDCHP, 2012)

### 5.3.5 Charakteristika modelu

Matematický zápis tohoto modelu není možné provést ihned z uvedených vstupních dat, ale vyžaduje provedení dalších pomocných výpočtů. Místo  $p_1$  představuje vstup, kterým je biomasa. Spotřeba tohoto materiálu je v průměru 60 t (do modelu dosazováno v  $kg = 60\,000$  kg).

Místo  $p_2$  spojuje procesy produkce bioplynu a energetického využití reprezentované přechody  $t_1$  a  $t_2$ . Objem denní produkce bioplynu je  $11\,000\text{ m}^3$ , po převedení na hmotnost:  $11\,000\text{ m}^3 \times 1,2\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3} = 13\,200\text{ kg}$  pro bioplyn s 60%  $\text{CH}_4$  a 40%  $\text{CO}_2$ , o hustotě  $1,2\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$  (Mužík & Kára, 2009). Průměrná hodinová spotřeba vyprodukovaného bioplynu je  $124,4\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ .  $124,4\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1} \times 1,2\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3} = 149,8\text{ kg}\cdot\text{h}^{-1}$ .

Místo  $p_3$  představuje žádoucí výstupy v podobě tepelné a elektrické energie. Dle dat získaných od provozovatele bioplynové stanice je elektrický výstup jednoho generátoru 250 kW, tepelný 232 kW.

Místo  $p_4$  reprezentuje emise a odpadní teplo.

Místo  $p_5$  reprezentuje výstup v podobě digestátu. Protože je digestát výstupem prvního procesu, je místo  $p_5$  výstupním místem přechodu  $t_1$ .



Další odpadní energetické toky jsou zahrnuty jako součást 17% tepelných ztrát v procesu kogenerace, který je představován přechodem  $t_2$ .

Parametry přechodu  $t_1$  jsou tedy nastaveny pro látkové toky, vstup je prezentován biomasou, výstupem je bioplyn a digestát. Hmotnost vedlejšího výstupu digestátu + dalších složek je vypočtena z rozdílu hmotnosti mezi vstupem (hmotnost vstupní biomasy) a výstupem (hmotnost bioplynu):

$$60\,000\text{ kg} - 13\,200\text{ kg} = 46\,800\text{ kg}$$

Druhý přechod  $t_2$  představuje proces kogenerace. Pro nastavení parametrů byly použity hodnoty emisí z tabulky 23 a přepočteny tak, aby odpovídaly 1000 kg vstupní biomasy.

Výpočet byl proveden v prvním kroku tak, že měřené vyprodukované emise v  $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$  byly vynásobeny objemem bioplynu v  $\text{m}^3$ . Celý výpočet je uveden pro emise CO, pro výpočet dalších emisí byl využit stejný postup.

Průměr emisí ze sledovaných motorů byl vypočítán zprůměrováním empirických (naměřených) dat dle obecného vzorce (16):

$$\bar{x} = \frac{4\,963 + 4\,140 + 4\,367}{3}$$

$$\bar{x} = 4\,490\text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$$

Pro zadání do modelu v přepočtu na  $\text{kg}$  ( $1\text{ mg} = \text{kg}\cdot 10^{-6}$ ).  $4\,490\text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot 10^{-6} = 0,00449\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ , na  $1\text{ m}^3$  spáleného bioplynu tak připadá v průměru  $0,00449\text{ kg CO}$ . Množství vyprodukované v průměru za každou hodinu provozu motoru je vypočteno vynásobením této hodnoty množstvím spáleného bioplynu za hodinu. Tedy  $0,00449\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot 124,4\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1} = 0,558556\text{ kg}\cdot\text{h}^{-1}$ , tato hodnota tak udává emise CO jednoho motoru kogenerační jednotky za hodinu.

Analogicky byly vypočteny i hodnoty pro další znečišťující látky:

$$\text{NO}_x: 0,003096\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3} \times 124,4\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1} = 0,3851424\text{ kg}\cdot\text{h}^{-1}$$

$$\text{SO}_2: 0,000906\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3} \times 124,4\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1} = 0,11274745\text{ kg}\cdot\text{h}^{-1}$$

$$\text{Pevné látky: } 0,000046\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3} \times 124,4\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1} = 0,0057224\text{ kg}\cdot\text{h}^{-1}$$

Teplo, které nelze využít, představuje 17% energetického výstupu motoru. Zbývajících 83% tvoří výstup v podobě mechanické energie a tepla. Dostupná data se však vztahují pouze k elektrické energii. Pro výpočet celkového výkonu je nutné do výpočtu zahrnout i účinnost generátoru elektrické energie. Proto je potřeba stanovit celkový mechanický výkon motoru. Ten byl vypočítán zahrnutím údajů o účinnosti přeměny mechanické energie na elektrickou, která se pro ZDCHP pohybuje mezi 90-93%. Pro výpočet byla zvolena hodnota 91,5%.

Celková využitelná energie  $P_u$  motoru (tedy 83% energie paliva) byla vypočítána dle vzorce (17):

$$P_u = \frac{250 \text{ kW}}{0,915\%} + 232 \text{ kW}$$

$$P_u = 505,22 \text{ kW}$$

Toto množství energie představuje 83% energie získané z paliva, ztráty  $P_i$  jsou vypočítány úměrou, dopočtem do 100%:

$$P_i = \frac{505,22 \text{ kW}}{83} \times 17$$

$$P_i = 103,5 \text{ kW}$$

Nyní lze vypočítat mechanickou účinnost jednoho motoru, tedy účinnost přeměny bioplynu na mechanickou energii. Výpočet byl proveden vynásobením mechanického výkonu, který je elektrickým výkonem ( $P_{el}$ ) děleným účinností přeměny mechanické energie na elektrickou ( $\eta$ ) a převrácenou hodnotou celkového výkonu ( $P_{tot}$ ).

Pro účinnost byla dosazena hodnota 91.5%, jak je popsáno výše. Celkový výkon motoru je tedy dán součtem:

Mechanického výkonu	$P_{mech} = 273,22 \text{ kW},$
tepelného výkonu	$P_{th} = 232 \text{ kW a}$
ztrát	$P_i = 103,5 \text{ kW}.$

Celkový výkon  $P_{tot}$  tedy byl vypočítán dosazením takto získaných hodnot do (18):

$$P_{tot} = 273,22 \text{ kW} + 232 \text{ kW} + 103,5 \text{ kW} = 608,72 \text{ kW}$$

Získané hodnoty byly dosazeny do vzorce (19) pro celkovou účinnost motoru:

$$\eta_{eng} = \frac{250 \text{ kW}}{0,915} \times \frac{1}{608,72}$$

$$\eta_{eng} = 0,448 \ 843$$

$$\eta_{eng} = 44,88 \%$$

Z výpočtu je zřejmé, že účinnost motorů se pohybuje kolem 45%. Na základě provedených výpočtů lze specifikovat procesy nastavením parametrů přechodů  $t_1$  a  $t_2$  v modelu. Použité hodnoty jsou uvedeny v tabulkách 24 a 25 v rámci matematického vyjádření modelu. Nyní lze již Petriho síť uvedenou na obrázku 27 matematicky zapsat:

$$P=\{p_1, p_2, p_3, p_4, p_5\};$$

$$T=\{t_1, t_2\};$$

UP={biomasa, bioplyn, CO, digestát, elektrická energie, NO<sub>x</sub>, odpadní teplo, SO<sub>2</sub>, produkované teplo, pevné částice};

Tabulka 24: Dopředná incidenční funkce IC:

$P \times T \rightarrow R \times C$	$p_1$	$p_2$
$t_1$ , biomasa (kg)	678,54	
$t_2$ , bioplyn (kg)		149,28

Zdroj: vlastní dle (ZDCHP, 2012)

Tabulka 25: Zpětná incidenční funkce QC:

$T \times P \rightarrow R \times C$	$p_2$	$p_3$	$p_4$	$p_5$
$t_1$ , bioplyn (kg)	149,28			
$t_1$ , digestát <sup>1</sup> (kg)				529,27
$t_2$ , tepelná energie (kWh)		232		
$t_2$ , elektrická energie (kWh)		250		
$t_2$ , nevyužitá energie (kWh)			103,5	
$t_2$ , CO (kg)			0,558556	
$t_2$ , NO <sub>x</sub> (kg)			0,3851424	
$t_2$ , SO <sub>2</sub>			0,1127474	
$t_2$ , pevné částice			0,0057224	

Zdroj: vlastní dle (ZDCHP, 2012)

Vzhledem k vlastnostem modelované Petriho sítě a použitému softwarovému prostředí nemá smysl zkoumat vlastnosti této sítě ani zapisovat její počáteční značení.

Výhodou použitého modelovacího nástroje je skutečnost, že automaticky přepočítá veškeré vstupy a výstupy přechodů tak, aby byly v relaci. Proto je třeba dodržet pouze relaci

<sup>1</sup>Digestát včetně dalších materiálových výstupů procesu anaerobní digesce.

v rámci jednotlivých procesů (zadat správně vstupy a výstupy pro každý dílčí proces v odpovídajících přechodech), ale není již nutné sledovat relaci napříč celým zadaným řetězcem. Proto je možné do modelu zadat hodnoty např. tak, jak uvádí tabulka 26. Rozdíl je ve větší názornosti, neboť je zde zřejmý poměr vstupů a výstupů jednotlivých procesů, parametry jsou zde zadány za oba procesy nezávisle a teprve po zadání požadované položky (např. požadovaný výstup v podobě kWh elektrické energie) dopočítá model veškeré další látkové a energetické toky pro oba sledované procesy.

Tabulka 26: Specifikace poměru vstupů a výstupů

Přechod T1			
Vstupy		Výstupy	
Biomasa	1 000 kg	Bioplyn	220 kg
		Digestát	780 kg
Přechod T2			
Bioplyn	149,28 kg	Tepelná energie	232 kWh
		Elektrická energie	250 kWh
		Nevyužitá energie	103,5 kWh
		CO	0,558556 kg
		NO <sub>x</sub>	0,3851424 kg
		SO <sub>2</sub>	0,1127474 kg
		Pevné částice	0,0057224 kg

Zdroj: vlastní dle (ZDCHP, 2012)

Dále je uveden výstup modelu při zadání zvolené vstupní hodnoty.

### 5.3.6 Výsledek modelování

Veškerá empiricky získaná i dopočítaná data byla vložena do softwarového prostředí Umberto 5.5, v němž byl tento model implementován. Výsledky vypočítané modelem pro vstup 1 000 kg biomasy jsou shrnuty v tabulce 27.

Tabulka 27: Výstupy modelu

Výstup v podobě	Místo	Hodnota	Jednotka
Tepelná energie	p3	341,9	kWh
Elektrická energie	p3	368,4	kWh
Odpadní teplo	p4	152,5	kWh
CO	p4	0,823	kg.h <sup>-1</sup>
NO <sub>x</sub>	p4	0,568	kg.h <sup>-1</sup>
SO <sub>2</sub>	p4	0,166	kg.h <sup>-1</sup>
Pevné částice	p4	0,008	kg.h <sup>-1</sup>
Digestát	p5	750	kg

Zdroj: vlastní dle empirických dat (ZDCHP, 2012)

Z tabulky je dobře patrná výhoda využití barvené Petriho sítě, kdy jedním místem mohou procházet různé typy značek, které softwarové prostředí dokáže rozlišit.

Z výsledků je patrné, že množství vzniklého digestátu a dalšího vedlejšího materiálového výstupu je poměrně velké. ZDCHP Litomyšl tyto výstupy využívá jako hnojivo.

Dodatečná zátěž prostředí díky nevyužívání tepelného výkonu bioplynové stanice je potom dána poměrem tepelného a elektrického výkonu dle tabulky 27. Úměrou ji lze dopočítat za veškeré znečišťující látky zahrnuté v modelu, ale i za digestát. Pro konkrétní typ bioplynové stanice může být potřeba zahrnout případné využití technologického tepla, čímž by došlo ke zlepšení takto vypočítaných hodnot.

Model tak představuje obecnou charakteristiku popisující vazby mezi vstupy a výstupy sledovaného procesu. Aby byl zpracovaný model využitelný jako nástroj pro informační podporu ve veřejném sektoru, případně mohl poskytnout užitečné informace i pro tvůrce veřejných politik, je třeba ověřit, zda jím predikované hodnoty jsou platné i pro další bioplynové stanice a jsou tedy zobecnitelné.

### 5.3.7 Ověření správnosti modelu na datech za jinou bioplynovou stanici

Pro ověření správnosti modelu byly využity parametry bioplynové stanice v Třeboni. Bioplynová stanice v Třeboni je stanicí s unikátním řešením, byla vybrána záměrně jako typ bioplynové stanice, která se konstrukčně významně liší od bioplynové stanice, z jejichž dat byl zkonstruován model. V bioplynové stanici v Třeboni samotné provozní potřeby kryje kogenerační jednotka určená jenom k tomuto účelu, další kogenerační jednotka odlišné konstrukce a výkonu zpracovává vyrobený bioplyn a dále je část bioplynu vedena

bioplynovodem do teplárny. Od bioplynové stanice v Litomyšli je odlišný i způsob fermentace (dva paralelně pracující fermentory prvního stupně a společný fermentor druhého stupně). Netypické je také další využívání bioplynu k vytápění lázní. Konstrukčně je tak poměrně odlišná od bioplynové stanice v Litomyšli a je zde v případě vyhovující predikce hodnot modelem předpoklad možnosti přenositelnosti modelu i na konstrukčně odlišná zařízení. Vybrané technické charakteristiky této stanice jsou uvedeny v tabulce 28.

Tabulka 28: Technické parametry bioplynové stanice v Třeboni

Výrobní kapacita (forma energie)	Hodnota výstupu
Výroba bioplynu (v m <sup>3</sup> )	3 760 000 m <sup>3</sup> .a <sup>-1</sup>
Výroba bioplynu (v kg)	4 512 000 kg.a <sup>-1</sup>
Výroba elektrické energie (čistá)	7 100 000 - 7 300 000 kWh.a <sup>-1</sup>
Výroba tepla (hrubá)	8 500 000 – 8 800 000 kWh.a <sup>-1</sup>
Výroba tepla (čistá) po doplnění neznámých parametrů z modelu (=17% ztrátového výkonu)	7 055 000 – 7 304 000 kWh.a <sup>-1</sup>
Vstupní suroviny	
Kukuřičná siláž	14 500 t.a <sup>-1</sup>
Travní siláž	4 300 t.a <sup>-1</sup>
Kejda	3 500 t.a <sup>-1</sup>

Zdroj: (EkoBonus, 2011; Kajan, 2004).

Nejprve byly ověřeny hodnoty produkovaného bioplynu. Objem bioplynu predikovaný modelem při zadání vstupů bioplynové stanice v Třeboni se dle nastavení pohybuje v rozmezí 3 782 000 – 4 158 000 m<sup>3</sup>.a<sup>-1</sup>. (Podle toho, zda jsou zadány dle tabulky 28 maximální nebo minimální hodnoty). Hodnota predikovaná modelem se tak liší v případě dolní meze o +0,59%, v případě horní meze o +9,9%. Model tedy predikuje množství vyprodukovaného bioplynu poměrně přesně a to i přesto, že struktura fermentorů porovnávané bioplynové stanice je jiná než ta, dle jejíchž dat byl model konstruován.

Hodnota pro výrobu elektrické energie ze 4 512 000 kg bioplynu predikovaná modelem je 7 025 395,9 kWh, skutečný výstup se pohybuje v rozmezí 7 100 000 – 7 300 000 kWh. Rozdíl činí 4% pro hodnotu 7 300 000 kWh. Tepelný výkon predikovaný modelem je 7 570 469,8 kWh, skutečný tepelný výstup se pohybuje mezi 7 055 000 – 7 304 000 kWh. Zde pro hodnotu 7 055 000 kWh činí odchylka - 6,8%.

V případě, že jsou obě hodnoty sečteny a je počítán pouze čistý energetický výstup, je hodnota predikovaná modelem 14 595 865,7 kWh, zatímco skutečný výstup je v rozmezí

14 155 000 – 14 604 000 kWh. Predikovaná hodnota tak leží v intervalu skutečně vyprodukované energie.

To ukazuje na stálost poměru příslušných látkových a energetických toků, který je dán technickými zákonitostmi (technologickými procesy). Z této stálosti vyplývá použitelnost lineárních strukturních modelů popisujících vazby mezi jednotlivými vstupy a výstupy sledovaného procesu pro účely modelování provozu bioplynových stanic a predikci jejich vlastností pro účely rozhodování v oblasti veřejného sektoru.

### 5.3.8 Dílčí závěr

Výstupy modelu ukazují, že využitím procesu kogenerace lze získat z uvažovaného množství jedné tuny biomasy 232 kWh v podobě tepelné energie a 250 kWh elektrické energie, které jsou chápány jako žádoucí výstup. Dalším výstupem modelu jsou kvantifikované výstupy emisí.

První pracovní hypotéza stanovená v rámci této případové studie zněla: Zaměření podpory na jeden druh produkované energie v rámci veřejných politik může vést k neefektivitě, kterou lze vyčíslit např. ve fyzických jednotkách.

Zmapování zjištěných látkových a energetických toků celého procesu ukázalo na objem energie v podobě tepla, který byl zanedbán u projektů, které směřovaly v souladu s uplatňovanou politikou k výrobě elektrické energie z obnovitelných zdrojů a které zároveň nebraly v úvahu možné ekonomické zhodnocení dalších energetických výstupů.

Druhá pracovní hypotéza stanovená v rámci této případové studie zněla: Nedostatečné využívání všech energetických výstupů produkovaných bioplynovými stanicemi způsobuje vyšší environmentální zátěž, kterou lze kvantifikovat.

Samotná ekonomická neefektivita je dána objemem tepelné energie, kterou by bylo možné prodat, avšak v důsledku zaměření projektů čistě na produkci elektrické energie prodána není. Finanční hodnota těchto ztrát nebyla vyčíslena, neboť se může lišit podle konkrétního technického řešení i situace na trhu.

Zmíněný objem nevyužité tepelné energie zároveň ukazuje na dodatečnou environmentální zátěž, kterou, jak bylo uvedeno v kap. 5.3.6, lze dopočítat úměrou.

Protože je model založen na empirických datech, která byla z části verifikována na zařízení bioplynové stanice jiné konstrukce, lze předpokládat jeho přenositelnost i na jiné bioplynové stanice. V případě obdobné konstrukce motoru kogenerační jednotky se vstřikováním malého podílu nafty pak budou pravděpodobně souhlasit i data týkající se emisí. Tak lze výsledky využít např. pro analýzu expozice prostředí produkovanými emisemi.

Strategickou výhodou využití bioplynových stanic je nutnost jejich dekoncentrace v území, což zvyšuje spolehlivost dodávek energie.

Výhodou využití zvoleného typu Petriho sítě je možnost doplnit modelovaný proces o další potřebné látkové a energetické toky. Protože se tato případová studie zabývala především strukturou výstupu, uvedené výstupní parametry pro energii jsou hrubé údaje. Na základě výstupů tohoto modelu tak nelze stanovit např. index EROEI a zhodnotit tak celkový přínos provozu bioplynových stanic. K tomu by bylo potřeba model doplnit o další údaje.

Stanovení čistých energetických zisků by si vyžádalo zpracování další rozsáhlé studie vycházející ze struktury využívaných vstupů a zpracovávající analýzu dodavatelského řetězce na základě analýzy látkových a energetických toků pro každý z nich zvlášť. Mix zdrojů připadajících v úvahu může být v tomto případě oproti analýze provedené v první případové studii značně rozsáhlý, protože bioplynové stanice mohou zpracovávat poměrně široké spektrum odpadů.

Výsledky modelování rovněž ukázaly, že výroba elektrické energie z biomasy prostřednictvím bioplynových stanic neprodukuje velké množství emisí. Avšak v porovnání s čistšími technologiemi jako např. vodními elektrárnami je zde ve fázi provozu patrná vyšší zátěž prostředí, což může být užitečné pro případné další komparativní analýzy. Podstatnou roli zde hrají i ekonomické aspekty, neboť v oblasti udržitelnosti se prolínají ekonomické, sociální a environmentální prvky. Vysoká cena energií např. právě z bioplynových stanic pak může ovlivnit poptávané množství energie z tohoto zdroje v čistě ekonomické rovině, v politické pak celkový vybudovaný potenciál prostřednictvím mechanismu nabízených programů politických stran a preferencí voličů.



## 6 Výsledky práce a doporučení pro veřejnou politiku

Národní hospodářství je významným způsobem determinováno nabídkou energií. Energetika jako součást sekundárního sektoru představuje odvětví, které svým významem zaujímá klíčové postavení v rámci národního hospodářství, ale zároveň je spojeno i s generováním významné environmentální zátěže.

Uvedené tři případové studie představují unikátní nástroje, které poskytují nejen informační podporu pro tvůrce veřejných politik pro různé úrovně veřejného sektoru, ale zároveň mohou sloužit i jako nástroj pro verifikaci efektů již aplikovaných veřejných politik. Veřejné politiky však nejsou konkrétními nástroji pro prosazování stanovených cílů, ale představují určité strategie. Cíle pak musejí být prosazeny prostřednictvím konkrétních opatření, k jejichž správnému nastavení lze využít představené nástroje.

Jak dokládá provedená rešerše, modelování látkových a energetických toků jako nástroj pro podporu rozhodování bylo nejprve uplatňováno v soukromém sektoru, ale později našlo svoje uplatnění i v sektoru veřejném. Ve všech uvedených případových studiích byla věnována pozornost efektům v oblasti spotřeby či produkce energie. První případové studie se zaměřila na stanovení čistých energetických zisků při využívání biopaliv I. generace a komparaci výsledků. Ve druhé a třetí případové studii byla pozornost věnována zejména těm oblastem, ve kterých lze dosáhnout dalších zlepšení ve využívání či produkci energie, kde však zároveň neexistuje dostatečná míra informovanosti aktérů, nebo právně účinná legislativa možnosti dosažení úspor v dostatečné míře neakcentuje. Doporučení pro veřejný sektor tak vyplývají z následujících výsledků.

V rámci první případové studie bylo ukázáno, že i obecně formulované cíle veřejných politik na půdě EU mohou díky parametrům samotného rozhodovacího procesu - seskupování biopaliv do skupin podle generací a rozhodováním o nich jako o celcích, potenciálně diskvalifikovat z výběru i takové druhy obnovitelných zdrojů, jejichž další využívání může být smysluplné.

Na základě výsledků všech případových studií lze dále vyslovit zcela nový poznatek týkající se nutnosti dalšího vývoje veřejných politik v oblasti udržitelné energetiky. Jedná se o skutečnost, že pro dosahování náročných cílů směřujících k nárůstu celkové energetické efektivity do roku 2030 a dosahování dalších cílů v procesu dekarbonizace ekonomiky bude potřeba se vyhnout v těchto případech řešením plošného typu a místo nich bude třeba hledat úspory v rámci podrobných a přesných analýz jednotlivých procesů, které mohou být v případě chybně stanovených pravidel značným zdrojem energetické neefektivity, jak dokládají výsledky všech tří případových studií. Pro dosažení ještě lepších výsledků lze doporučit realizátorům veřejných politik na regionální úrovni vycházet pokud možno z regionálních či

ještě lépe z lokálních údajů, jsou-li k dispozici, neboť tak lze zpřesnit výsledky modelů prezentovaných v případových studiích a lépe je uzpůsobit pro podmínky konkrétního regionu.

Jak bylo zmíněno již v úvodních částech práce, navržené nástroje jsou vhodné zejména pro fáze tvorby a realizace veřejných politik v oblasti udržitelné energetiky prostřednictvím konkrétních dílčích kroků na národní či regionální úrovni. Některé závěry (týkající se např. problematiky související s rozhodováním o podpoře biopaliv seskupených dle generací na půdě EU aj.) jsou však využitelné i pro potřeby tvorby obecných cílů uplatňovaných veřejných politik v rámci EU.

Prezentované případové studie se od obdobných prací liší tím, že nezohledňují legislativní omezení. Díky tomu jsou využitelné mimo jiné právě pro utváření či přizpůsobování veřejných politik v dotčených oblastech pro efektivnější dosahování stanovených cílů.

Dalším významným přínosem takto zpracovaných modelů látkových a energetických toků pro veřejnou ekonomii je jejich snadná srozumitelnost, což usnadňuje jejich aplikaci zejména při výkonu veřejných politik zejména v rámci konkrétních opatření na lokální, regionální, ale i národní úrovni s možným přesahem v rámci některých procesů a jejich charakteristik do nadnárodní úrovně.

Mezi klíčové poznatky vyplývající z této práce lze jmenovat v obecné rovině především tato zjištění:

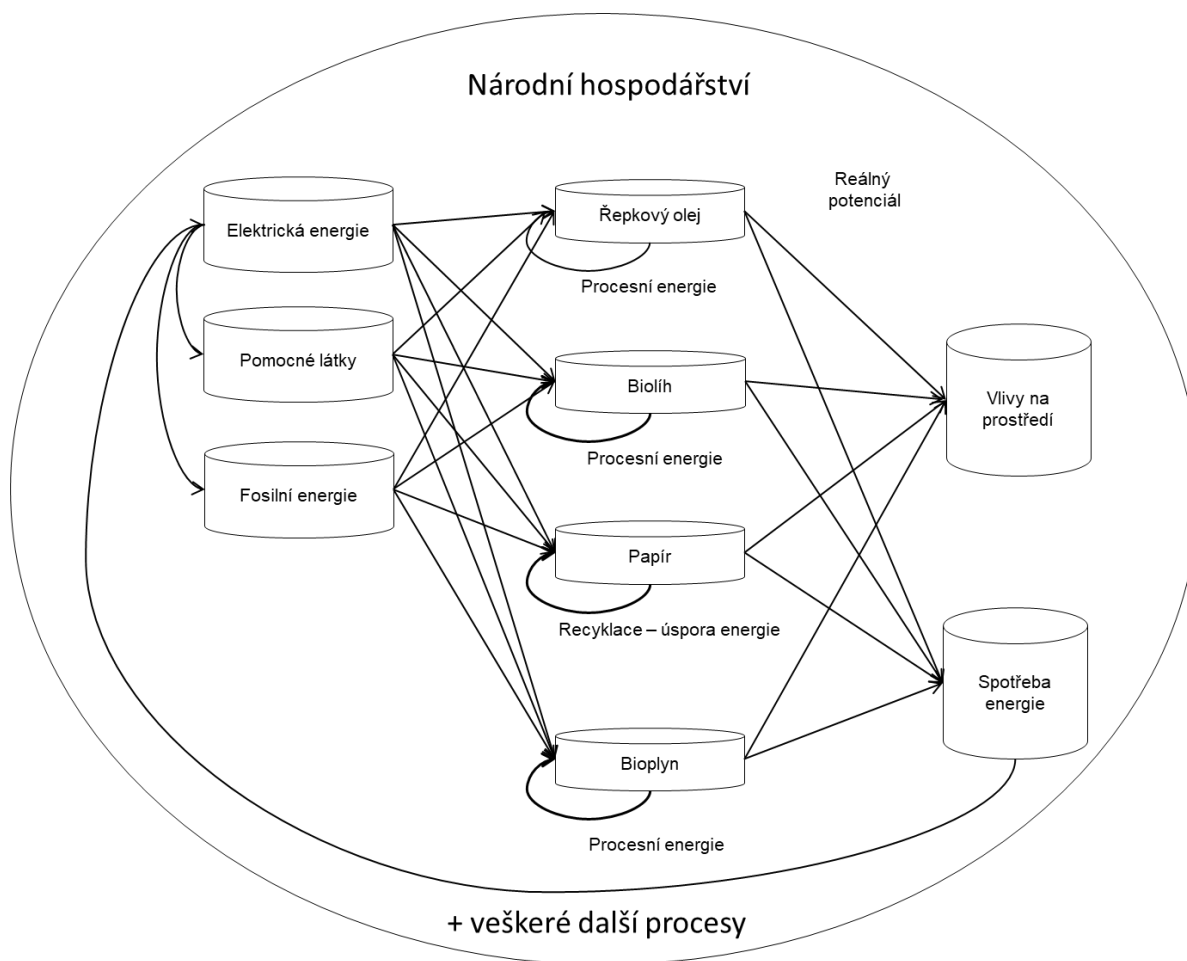
- 1) obvykle využívaný lineární model pro analýzy dodavatelských řetězců – LCA, příp. model látkových a energetických toků, neposkytuje zcela přesný obrázek o stavu procesů, jež jsou předmětem rozhodování ve veřejném sektoru v oblasti udržitelné energetiky, neboť tyto procesy v celé své šíři nemají lineární charakter. Jedná se o komplexní systém vzájemně provázaných vztahů, který, pokud mají být poskytnuty rozhodujícímu subjektu skutečně relevantní informace pro rozhodnutí, je účelné prezentovat formou sítí. V rámci těchto struktur lze sice rovněž vymezit hranice, jsou však podstatně komplexnější, než samotné lineární modely dodavatelských řetězců. Zde je nutné zdůraznit, že za lineární je zde považován běžný model látkových a energetických toků, který již sám o sobě představuje dynamický proces s paralelismem. Zde se ovšem jedná o sdružení těchto procesů tak, jak je zobrazeno v diagramu na obrázku 24. Jedná se o paralelismus na úrovni procesů zahrnutých v národním hospodářství, tedy o paralelismus na další úrovni agregace.
- 2) Pro účely informační podpory v rámci veřejného sektoru při tvorbě a realizaci veřejných politik v oblasti udržitelné energetiky lze využít modely látkových a energetických toků. Tyto modely poskytují pro účely realizace a v některých případech i tvorby veřejných politik dostatečně přesné informace o povaze a struktuře procesů, jež jsou předmětem

jejich působení. Zároveň lze s jejich pomocí přizpůsobit konkrétní opatření potřebám lokálních ekonomik v rámci regionů např. v souladu s požadavky Agendy 21.

- 3) Výsledky analýz látkových a energetických toků založených na těchto modelech poskytují nové poznatky, které rozšiřují pro realizátory příslušných veřejných politik informační základnu a tím umožňují díky lepší znalosti povahy procesů, jež jsou předmětem rozhodování, dosahovat lepších výsledků z hlediska energetické efektivity a tím i lepších výsledků v rámci národního hospodářství.

Vazby v systému procesů, jež byly zkoumány v rámci všech představených případových studií, jsou znázorněny v diagramu na obrázku 28. Tento diagram představuje graficky vyjádřené vazby mezi těmito procesy, a tak ukazuje oblast, která byla v jejich rámci zkoumána. Šipky v diagramu představují energetické toky procesů, které tvoří prostřední sloupec diagramu (řepkový olej, biolih, papír, bioplyn) a pro něž byly zpracovány bilance látkových a energetických toků v rámci třech prezentovaných případových studií.

Dle možností byly kvantifikovány v případě první případové studie veškeré zjištěné látkové a energetické toky sledovaných procesů, v případě druhé a třetí případové studie veškeré relevantní látkové a energetické toky procesů tak, aby byly výsledky využitelné pro informační podporu při tvorbě a realizaci veřejných politik v oblasti udržitelné energetiky. Cílem této podpory je dosahování celkové lepší efektivity zkoumaných procesů a tím i lepších environmentálních i hospodářských výsledků. Lze tedy konstatovat, že v tomto smyslu byly kvantifikovány procesy znázorněné vstupními šipkami prvků uvedených v prostředním sloupci diagramu na obrázku 28 i procesy znázorněné vystupujícími šipkami z těchto prvků. Tím byly originálním a uživatelsky přívětivým způsobem zmapovány vybrané procesy, které spadají do cílových oblastí těchto veřejných politik.



Obrázek 28: Reálný stav vybraných procesů, jež jsou předmětem působení veřejných politik

Zdroj: vlastní.

Z vypracovaného diagramu na obrázku 28 je patrné, jak každý z dílčích procesů ovlivňuje dosažení cílů, definovaných v rámci veřejných politik v podobě cílů směřujících k omezování vlivů na životní prostředí i v oblasti energetické účinnosti. Z diagramu je rovněž zřejmé, že i produkce energie z obnovitelných zdrojů vede ke spotřebě neobnovitelných zdrojů a stejně tak, že se nemusí vždy jednat o procesy s jednoznačně pozitivním environmentálním efektem. Spotřeba energie je zde chápána jako poptávka po energii. V tomto případě je znázorněna jenom ta její část, která se týká prezentovaných případových studií. Šipky mezi prostředním a pravým sloupcem představují výstupní látkové a energetické toky procesů, které byly v rámci této práce zkoumány. Označení „Reálný potenciál“ představuje dosažitelné optimum v rámci každého ze sledovaných procesů, konkrétní hodnoty vyplývají z výsledků prezentovaných případových studií. Představuje tak cílovou hodnotu, kterou lze při správném nastavení cílů a správné realizaci veřejných politik dosáhnout v rámci takto vymezeného segmentu národního hospodářství.

Dále bylo zjištěno:

- 4) pro účely informační podpory pro oblast veřejného sektoru obvykle nevyhovují dosud používané analýzy látkových a energetických toků z oblasti soukromého sektoru, které jsou v podobě analýz LCA chápány jako analýzy systémů s definovanými hranicemi. Pro podmínky veřejného sektoru je třeba definovat hranice systémů obvykle jinak, což je zřejmé ze zpracovaných případových studií. Jak je patrné z porovnání vědeckých prací jiných autorů, pro účely informační podpory při tvorbě a realizaci veřejných politik jsou často zkoumány pouze dopady některých procesů na životní prostředí. Tento přístup je pro využití v oblasti veřejného sektoru často nepostačující, protože neposkytuje dostatečný přehled o celkové struktuře problému, jenž je předmětem realizace příslušných veřejných politik. Důvodem je to, že nemusí zahrnout určité části dodavatelského řetězce, které jsou pro posouzení jejich environmentálního vlivu na politické úrovni, významné.
- 5) V neposlední řadě je třeba uvést, že v rámci snah o integraci principů udržitelnosti do procesů výroby energie je v odůvodněných případech nezbytné směřovat výsledky k čistým energetickým výnosům. Jak je patrné z výsledků první případové studie, údaje o hrubých energetických výnosech významným způsobem zkreslují reálný stav a vzhledem k rozdílům mezi oběma hodnotami (čistých a hrubých výnosů), nejsou pro účely informační podpory při rozhodování ve veřejném sektoru vhodné.

## 7 Závěr

Skutečnost, že trh selhává a že tento jev vyžaduje existenci autority, která se snaží pomocí vhodných nástrojů tato selhání napravit, je v teoretických pracích sledována již od 18. století. Smyslem těchto zásahů je především napravení neefektivity, která vzniká v případě selhání tržního mechanismu. Problémem, který je předmětem diskuzí mnoha významných osobností z oblasti vědy i politiky, je otázka, do jaké míry, s jakým efektem a prostřednictvím jakých nástrojů lze tyto problémy napravit.

V těchto činnostech sehrává klíčovou roli veřejný sektor a jeho prostřednictvím realizované veřejné politiky. Jejich obsah a vhodně zvolené a správně užití nástroje ve smyslu, jak jsou definovány Druckerem (1980), pak ovlivňují podstatným způsobem výsledky těchto politik. Z toho vyplývá nesporná potřeba hledání a tvorby účinných nástrojů při naplňování cílů veřejných politik tak, aby byly dosahovány co nejlepší výsledky ve smyslu celkové efektivity ovlivňovaných procesů.

Naléhavost tohoto požadavku je dána zejména v oblasti politik s významným environmentálním kontextem, mezi které bezesporu spadá i oblast energetiky. Životní prostředí a jeho kvalita, stejně jako dodávky energií, představují významný determinant vývoje ekonomiky i společnosti. Zároveň, jak bylo v práci prokázáno v rámci zpracovaných případových studií, lze v této oblasti některé procesy, jež jsou předmětem aplikace příslušných veřejných politik, pomocí vhodných nástrojů modelovat a prostřednictvím zpracovaných modelů simulovat chování systémů, o nichž je rozhodováno. To umožňuje přesným způsobem stanovit kroky, které je zapotřebí pro dosažení konkrétně specifikovaných cílů veřejných politik v této oblasti učinit.

Pracovní hypotézy stanovené v rámci celé habilitační práce byly tři. V rámci první z nich byl formulován předpoklad, že v případě uplatňování některých environmentálně orientovaných veřejných politik lze poměrně přesně definovat, jak se sledovaný systém bude chovat.

V rámci případových studií prezentovaných v kapitolách 5.1, 5.2 a 5.3 byly zpracovány dynamické modely procesů výroby biopaliv, recyklace papíru a výroby energie z biomasy, které umožňují podrobně zkoumat povahu těchto procesů i simulovat chování těchto systémů v případě změn v uplatňovaných veřejných politikách.

V případě druhé pracovní hypotézy byl zkoumán předpoklad, zda lze pro některé systémy definovat i žádoucí cílové hodnoty, ke kterým by měla realizace veřejných politik v dané oblasti směřovat. Případně, zda bude možné alespoň vybrat ukazatele, které budou jasně a srozumitelně charakterizovat proces, který je předmětem rozhodování.

Ve výsledcích první případové studie byl sledovaný proces hodnocen z několika hledisek. Jednak to byly čisté hektarové výnosy, ale i celková účinnost přeměny a podíl získané a investované energie, který ukazuje i na ekonomickou smysluplnost využívání energetických zdrojů. Rostoucí hodnoty všech těchto ukazatelů ukazují zároveň na zlepšování parametrů sledovaných procesů. V rámci druhé případové studie byl stanoven bod zlomu, který představuje minimální cílovou hodnotu pro smysluplnou recyklaci papíru z energetického hlediska. V rámci třetí případové studie představuje podíl tepelného výkonu bioplynové stanice na celkovém výkonu energetickou ztrátu celého procesu, kterou by bylo možné v případě lépe nastavených pravidel využít.

Třetí pracovní hypotéza se vztahovala k výběru použitých metod. Metoda modelování látkových a energetických toků využívající jako nástroj Petriho sítě byla aplikována při zpracování všech tří případových studií. Výsledky ukazují na výhody vyplývající z variability modelů a přesnosti výsledků. Je však třeba připustit, že určitou nevýhodou této metody je náročnost na vstupní data.

V první případové studii bylo prokázáno, že lze vyčíslit čisté hektarové energetické výnosy při rozhodování, zda podporovat produkci energie z konkrétních typů energetických plodin. Lze tak jednoznačně zodpovědět otázky, zda je v rámci veřejných politik v této oblasti lepší podporovat biopaliva na bázi řepky olejné, cukrové řepy nebo pšenice, případně výsledky porovnat s výnosy biopaliv dalších generací a vybrat tak nejlepší energetický mix pro konkrétní podmínky anebo rozhodnout o odklonu od využívání těchto zdrojů.

Ve druhé případové studii zaměřené na parametry recyklace papíru je chování systému popsáno funkční závislostí, výsledek lze pro konkrétní podmínky přesně vyjádřit. Prokazatelně se z hlediska veřejné politiky zaměřené na energetickou efektivitu nemusí vždy vyplácet prosazovat recyklaci tříděného odpadu ve všech případech. Zvolený postup lze uplatnit i v případě dalších druhů odpadů s obdobnými charakteristikami. Svým pojetím je navržený postup vhodný zejména pro aplikaci v podmínkách regionů, neboť se jeho vstupní charakteristiky mohou meziregionálně odlišovat. Optimální politika s nejlepšími výsledky se tak může mezi jednotlivými regiony lišit.

V rámci poslední případové studie je analyzován proces využívání energie biomasy bioplynovou stanicí, struktura jeho energetického i reziduálního výstupu. V tomto kontextu byl vyčíslen ztrátový výkon v podobě nevyužité tepelné energie, což umožňuje tvůrcům i realizátorům veřejných politik lépe nastavit podmínky pro další provoz a rozvoj využívání tohoto obnovitelného zdroje.

Navržené řešení tak poskytuje nový pohled na práci s informacemi v oblasti veřejného sektoru, zejména co se týče očekávatelných efektů přijímaných opatření v oblasti udržitelné energetiky. Lze konstatovat, že tak tvoří podstatný přínos v oblasti problémového okruhu „omezených informací“, coby jedné z příčin vládních selhání.

Údaje o čistých výstupech či emisích z procesů výroby energie nebo o efektech recyklace přesouvají rozhodování na racionální úroveň, neboť jsou parametry procesů s velkou mírou přesnosti zřejmé a v předložené podobě i snadno uchopitelné.

Práce tak přináší zcela nový pohled na možnosti informační podpory v oblasti veřejné ekonomie a představuje tak příklad uplatnění teoretické vědy při řešení konkrétních problémů v oblasti veřejného sektoru.

### **Aplikační přínos**

V úvodu práce byl ne náhodou jako jeden z prvních významných teoretiků zmíněn Wilfredo Pareto a následně byly popsány některé skutečnosti, které mohou ovlivnit směřování veřejného sektoru k neefektivnosti. Modely navržené v rámci uvedených tří případových studií představují takový typ nástrojů pro podporu politických rozhodnutí, které mají ambici přispět ke snahám o dosahování Pareto efektivity v oblasti udržitelné energetiky.

Je však nutno zároveň dodat, že zde existují určitá omezení spočívající v samotné podstatě použitých nástrojů, které jsou určeny pro realizaci veřejných politik v oblasti udržitelné energetiky. Nezbytným předpokladem pro smysluplné využití navržených nástrojů je skutečnost, že předmětem rozhodování je směřování látkových a energetických toků.

Další přínos pro veřejný sektor lze spatřovat ve skutečnosti, že nástroje pro informační podporu poskytují kvalitní data v číselné podobě, což přispívá k řešení problémů byrokratismu, které nastínil již Max Weber a dále rozpracoval William Niskanen. V rámci exaktně stanovených číselných údajů je přesněji determinován prostor pro možná rozhodnutí i jejich zaměření.

Vzhledem k tomu, že ani významní politici (poslanci, ministři a jejich poradci, ale i hejtmani krajů a starostové obcí) nedisponují běžně přesnými znalostmi o povaze látkových a energetických toků, které jsou v rámci stanovených cílů předmětem jejich politického rozhodování, lze spatřovat největší přínos využití navržených nástrojů právě zde, v poskytování podrobných údajů o parametrech a povaze systémů, jichž se mohou politická rozhodnutí týkat.



## **Přínos pro teorii**

Lze konstatovat, že v rámci každé z prezentovaných případových studií byla zpracována obecná metodika pro tvorbu modelů obdobného typu a byla ověřena funkčnost použitých typů Petriho sítí pro účely zpracování modelů na podporu rozhodovacích procesů v oblasti veřejného sektoru.

V rámci uvedených případových studií byla demonstrována na výsledcích modelování praktická využitelnost výsledků těchto modelů formou údajů, které lze za pomoci těchto modelů získat.

V rámci jednotlivých případových studií byly dosaženy stanovené cíle.

Ve zpracovaných případových studiích byly vytvořeny praktické nástroje pro informační podporu při realizaci veřejných politik v oblasti energetické udržitelnosti.

Z výsledků je zřejmé, že je možné poměrně přesně vyčíslit, jak se projeví konkrétní opatření na výsledné energetické bilanci a zároveň i v environmentální rovině. To významným způsobem zlepšuje možnost kontroly přijímaných kroků v rámci naplňování cílů veřejných politik v oblasti udržitelné energetiky, neboť lze pravděpodobné výsledky vyjádřit číselně.

## Zdroje:

Abdul Khadar, A. B., Prabhuraj, A., Srinivasa, R. M., Sreenivas, A. G., Naganagoud, A. (2014). Influence of elevated CO<sub>2</sub> associated with chickpea on growth performance of gram caterpillar, *Helicoverpa armigera* (Hüb). *Applied ecology and environmental research*, Vol. 12, Iss. 2, pp. 345-353.

Abeyrathne H. R. M. P., Jayawardena L. N. A. C. (2014). Impact of Group Interactions on Framers' Entrepreneurial Behaviour. *E+M Ekonomika a management*. Vol. 17, čís. 4. pp. 46-57.

Aliance pro energetickou soběstačnost. (2016). *EU v roce 2015 zvýšila podíl obnovitelných zdrojů, v ČR přibylo jen několik projektů*. TZB-info. [online]. [cit. 2019-10-18]. Dostupné z: <https://oze.tzb-info.cz/13817-eu-v-roce-2015-zvysila-podil-obnovitelných-zdroju-v-cr-pribylo-jen-nekolik-projektu>.

Allen, F. W. (2008). *Building Material Flow Accounts in the United States*. *Industrial Ecology*. Vol. 12, Iss. 5-6, 22. prosinec 2008. (pp. 785-791). Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2008.00073.x>.

Amano, K., Ebihara, M. (2005). *Eco-intensity analysis as sustainability indicators related to energy and material flow*. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, Vol. 16 Iss. 2. pp. 160-166. Dostupné z: <https://doi.org/10.1108/14777830510583173>.

AMO. (2009). *Obnovitelná energie v EU: srovnání ČR a Německa*. Asociace pro mezinárodní otázky. [online]. [cit. 2019-10-18]. Dostupné z: <https://euractiv.cz/section/energeticka-ucinnost/opinion/obnovitelna-energie-v-eu-srovnani-cr-a-nemecka/>.

Appleby, P. (1949). *Policy and Administration*. Tuscaloosa: AL: University of Alabama Press.

Aristovnik, A. (2009). *Public Sector Efficiency and Effectiveness – An Application to the New EU Member States and Croatia*. SSRN Electronic Journal. Dostupné z: [https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract\\_id=2237404](https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=2237404).

Bagchi, P. K., Seung-Kuk, P. (2001). *The role of public-private partnership in port information systems development*. *The International Journal of Public Sector Management; Bradford Sv.* 14, Čís. 6/7. pp. 482-499. DOI:10.1108/EUM0000000005965.

Barakat N., Pehlken A. (2011). Data Defects in Material Flow Networks. In: Golinska P., Fertsch M., Marx-Gómez J. (eds) *Information Technologies in Environmental Engineering*. *Environmental Science and Engineering*, vol 3. Springer, Berlin, Heidelberg. ISBN: 978-3-642-19535-8.

Bartoniček, R. (2019). *ODS objevila zelené téma. Jedna z priorit, tvrdí předseda Fiala i přes kritiku Grety*. Aktuálně.cz. [on-line]. [cit. 2019-10-09]. Dostupné z: <https://zpravy.aktualne.cz/domaci/politika/ods-objevila-zelene-tema-klicovy-problem-rika-predseda-fiala/r~bf9c4a6ce9a411e984c6ac1f6b220ee8/>.

Bata, R., Obrsalova, I., Volek, J., Costa Jordao, T. (2008). Petri Nets Application for Management of Biodegradable Components of Municipal Waste. *WSEAS Transactions on Environment and Development*. 2008, Iss. 12, vol. 4, pp. 1057–1066. Print ISSN: 1790-5079, E-ISSN: 2224-3496.

Bata, R. (2013a). Modeling of LCA-Chain Segment for Biofuels As an Instrument for the Protection of the Population. *WSEAS Transactions on Environment and Development*. 2013. Vol. 2, Iss. 9. pp. 116–125. ISSN: 1790-5079.

Baťa, R. (2013b). *Informační struktury a modelování informačních procesů ve veřejné správě*. In: Richard Pomahač a kolektiv, Veřejná správa. Str. 101–131. C.H.Beck, Praha. ISBN 978-80-7400-447-6.

Baťa, R. (2018). *Případová studie – Projekty s Německem*. In: Štědroň, B., Čáslavová, E., Foret, M., Stříteský, V., Šíma a kol., Mezinárodní marketing. Str. 273-284. C.H.Beck, Praha. ISBN 978-80-7400-441-4

Baťa, R., Čmolíková, B. (2013). *Renewable Energy Potential in the Pardubice Region as an Instrument of Public Safety*. In: Recent Advances in Energy Planning and Environment. Proceedings of the 7th WSEAS International Conference on Energy Planning, energy Saving, Environmental Educatin; 2013, pp. 55–60.

Baťa, R., Fuka, J. (2018). *Modelling of Biofuel Potential as a Tool for Public Managers*. *Sustainability* 2018, 10(12), 4380. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/su10124380>.

Baťa, R., Kadlecová, P. (2011). Modelování ekonomicko-environmentálních dopadů energetického využití papíru. *E+M Ekonomie a Management*. 2011, č. 2 roč. XIV., pp. 90–98. ISSN: 1212-3609.

Baťa, R., Půlkrábková, P. (2013). The importance of modelling the environmental impacts of a biomass based electric power generation for public safety, 2013, *WSEAS Transactions on Environment and Development*. Vol. 9, Iss. 4. pp. 314–323. ISSN: 1790-5079.

Bayer, J., Hanzálek, Z., Šusta, R. (2000). *Logické systémy pro řízení*. 1. vyd. Praha: Vydavatelství ČVUT. ISBN 80-01-02147-5.

Bechník, B. (2010). *Primární zdroje – definice*. Česká agentura pro obnovitelné zdroje energie. Online 28.4.2010 [cit. 6.5.2012]. Dostupné z: <http://www.czrea.org/cs/druhy-oze/primarni-zdroje-definice>.

Bejlková, K., Svítlová, V. (2017). *Pařížská dohoda je pro USA moc drahá, Trump od ní odstupuje*. ČTK. Online 1.6.2017 [cit. 20.9.2019]. Dostupné z: <https://www.seznamzpravy.cz/clanek/jak-odstoupit-od-parizske-dohody-trump-je-uz-pry-rozhodnuty-jen-hleda-cestu-32294>

Beran, ?. (2006). *Primární energetické zdroje*. Ministerstvo průmyslu a obchodu. [online]. [cit. 2019-05-31]. Dostupné z: <https://mpo.cz/cz/energetika/statistika/obecne-informace/primarni-energeticke-zdroje--25310/>.

Berggren, N. (2013). *James M. Buchanan Jr. [Ideological Profiles of the Economics Laureates]*. Econ journal Watch. [online]. [cit. 2019-10-17]. Dostupné z: [http://econjwatch.org/file\\_download/718/BuchananIPEL.pdf](http://econjwatch.org/file_download/718/BuchananIPEL.pdf).

Boots, P. W. G., Lootsma, F. A. (2000). *Decision Support in the Public Sector*. In: Journal of Multi-Criteria Decision Analysis 9 (1-3): 1-6.

Boulding, K., (1966). The Economics of the Coming Spaceship Earth. pp. 3–14. Jarret, H. (ed.). *Environmental Quality in a Growing Economy*. Baltimore, MD, USA: John Hopkins University Press.

Božek, F., Urban, R., Zemánek, Z. (2003). *Recyklace*. 1 vyd. Vyškov. ISBN: 80-238-9919-8.

- Brown, C. V, Jackson, P. M. (1990). *Public sector economics*. Blackwell Publishers Ltd. Oxford. ISBN: 0-631-16207-0.
- Buchanan, J., & Tullock, G. (1962). *The Calculus of Consent*. Vol. 3. Ann Arbor: University of Michigan Press.
- Buchanan, J., Wagner, R. E. (1977). *Democracy in deficit: The Political Legacy of Lord Keynes*. New York: Academic Press.
- Bureau of International Recycling. (2019). *Paper*. [online]. [cit. 2019-06-11]. Dostupné z: [https://bir.org/industry/paper/?locale=en\\_US](https://bir.org/industry/paper/?locale=en_US).
- Button, K. J. (1979). Models for Decision-Making in the Public Sector. *Omega – the International Journal of Management*. Vol. 7, No. 5. pp. 399-409.
- Cairncross, A. (2011). *Keynes, John Maynard, Baron Keynes*. Oxford Dictionary of National Biography. [online]. [cit. 2019-10-17]. Dostupné z: <https://www.oxforddnb.com/view/10.1093/ref:odnb/9780198614128.001.0001/odnb-9780198614128-e-34310>.
- Cattanach, A. W., Dexter, A. G., Oplinger, E. S. (2019). *Sugarbeets*. Alternative Field Crops Manual. University of Wisconsin. Červen 2019 (poslední update). [online]. [cit. 2019-06-09]. Dostupné z: <https://hort.purdue.edu/newcrop/afcm/sugarbeet.html>.
- CENIA. (2013a). *Vliv obnovitelných zdrojů energie*. Multimediální ročenka životního prostředí. [online]. [cit. 2019-06-04]. Dostupné z: [http://www.vitejtenazemi.cz/cenia/index.php?p=vliv\\_obnovitelnych\\_zdroju\\_energie&site=energie](http://www.vitejtenazemi.cz/cenia/index.php?p=vliv_obnovitelnych_zdroju_energie&site=energie).
- CENIA. (2013b). *Multimediální ročenka životního prostředí – Solární elektrárny*. [online]. [cit. 2019-06-06]. Dostupné z: [http://www.vitejtenazemi.cz/cenia/index.php?p=solarni\\_elektrarny&site=energie](http://www.vitejtenazemi.cz/cenia/index.php?p=solarni_elektrarny&site=energie).
- Colebatch, H. K. (2009). *Policy*. Buckingham, Open University Press 1998. 3. vyd. Glasgow. ISBN-13: 978-0816631384.
- Colin, O. B. (1985). A Linear Goal-Programming Model for Public-Sector Project Selection. *THE JOURNAL OF THE OPERATIONAL RESEARCH SOCIETY*. Vol. 36, No. 1 pp. 13-26.
- Collins, A., Flynn, A. (2006). The Environmental Impacts of Consumption at a Subnational Level. *The ecological footprint of Cardiff. Journal of Industrial Ecology*. Vol. 10, Iss.3, pp. 9–24. DOI: 10.1162/jiec.2006.10.3.9.
- Concept 42. (2019). *Papír. Vynález, díky kterému vznikla byrokracie*. Třídění odpadu. [online]. [cit. 2019-04-15]. Dostupné z: <https://www.trideniodpadu.cz/papir>.
- Curry, R. (2011). *The Use Of Ecological and Carbon Footprint Analysis in Policy Making Using the REAP Model*. The 4th International Conference on Carbon Accounting. 25. listopadu 2011, Edinburgh – Heriot-Watt University, Riccarton. [online]. [cit. 2019-05-30]. Dostupné z: <https://www.slideshare.net/icarb/robin-curry-the-use-of-ecological-and-carbon-footprint-analysis-in-policy-making-using-the-reap-model>.
- Češka, M. (1994). *Petriho síť, úvod do teorie a nástrojů pro aplikaci Petriho sítě*. 1. vyd. Brno: Akademické nakladatelství Cerm. ISBN 80-85867-35-4.
- Čmelík, M., Machonský, L., Šíma, Z. (2001). *Fyzikální tabulky*. Liberec: TU Liberec. 80-7083-515-X.

- ČSÚ. (2005). 16. *Průmysl a energetika. Energetika – metodika B.* [online]. [cit. 2019-05-31] Dostupné z: [https://www.czso.cz/csu/czso/10n1-05-\\_2005-energetika\\_\\_\\_metodika\\_b](https://www.czso.cz/csu/czso/10n1-05-_2005-energetika___metodika_b).
- ČSÚ. (2013). *Sklizeň zemědělských plodin v roce 2011.* [online]. [cit. 2019-03-12]. Dostupné z: <https://www.czso.cz/documents/10180/20543355/21021202.pdf/a894a974-ab54-4d32-9b71-d21f888b62f6?version=1.0>.
- ČSÚ. (2014). *Sklizeň zemědělských plodin v roce 2012.* [online]. [cit. 2019-03-12]. Dostupné z: <https://www.czso.cz/documents/10180/20543359/21021302.pdf/f5a8cbf7-3a77-4c8b-ad23-39a95e77caf4?version=1.0>.
- ČSÚ. (2015). *Sklizeň zemědělských plodin v roce 2013.* [online]. [cit. 2019-03-12]. Dostupné z: <https://www.czso.cz/documents/10180/20543363/2701411402.pdf/35c2867d-860a-4e0b-8f9e-d18936e5e177?version=1.0>.
- ČSÚ. (2016). *Sklizeň zemědělských plodin v roce 2014.* [online]. [cit. 2019-03-12]. Dostupné z: <https://www.czso.cz/documents/10180/30648781/2701411502.pdf/6b50ec95-91d8-4a7c-8a45-28673b503043?version=1.1>.
- ČSÚ. (2017). *Sklizeň zemědělských plodin v roce 2015.* [online]. [cit. 2019-03-12]. Dostupné z: <https://www.czso.cz/documents/10180/36740496/2701411602.pdf/0017f774-d2f7-4cc5-824f-a1375eb21591?version=1.0>.
- ČSÚ. (2018). *Sklizeň zemědělských plodin v roce 2016.* [online]. [cit. 2019-03-12]. Dostupné z: <https://www.czso.cz/csu/czso/definitivni-udaje-o-sklizni-zemedelskych-plodin-2016>.
- ČSÚ. (2019). *Sklizeň zemědělských plodin v roce 2017.* [online]. [cit. 2019-03-12]. Dostupné z: <https://www.czso.cz/documents/10180/61431846/2701411802.pdf/dffdd6f5-a458-46df-90a6-bb6b8c42f035?version=1.0>.
- ČSÚ. (2019a). *Zemědělství – časové řady.* [online]. [cit. 2019-04-05]. Dostupné z: [https://www.czso.cz/csu/czso/zem\\_cr](https://www.czso.cz/csu/czso/zem_cr).
- ČSÚ. (2019b). *Česko v datech.* [online]. [cit. 2019-04-15]. Dostupné z: <https://www.ceskovdatech.cz/clanek/74-bez-obalu-jak-recyklujeme-odpad-v-cesku/>.
- ČTK. (2019). *Brazílie nakonec přijme peníze na boj s požáry v Amazonii, má ale podmínky.* Online 28.8.2019. [cit. 20.9.2019]. Dostupné z: <https://zpravy.aktualne.cz/zahranici/brazilie-nakonec-prijme-penize-na-boj-s-pozary-v-amazonii-ma/r~ac13730cc9a211e982ef0cc47ab5f122/>
- David, R., Alla, H. (2004). *Discrete, Continuous and Hybrid Petri Nets.* 1. vyd. Berlin – Heidelberg: Springer-Verlag. ISBN: 3-540-22480-7.
- Denhardt, R. B., Denhardt, J. V., Blanc, T. A. (2014). *Public Administration.* Seventh Edition. Wadsworth, USA. ISBN-13-978-1-285-43401-8.
- Dokun, N., et al. (2004). *Integration of Immune Models Using Petri Nets.* In: Proceedings of Artificial Immune Systems: Third International Conference, ICARIS 2004, September 13-16, 2004 Catania, Sicily, Italy. Berlin – Heidelberg: Springer-Verlag, 2004. Vol. 3239 of Lecture Notes in Computer Science. pp. 205-216.
- Downey, E. B. (1979). The Use of Optimization Models in Public-Sector Planning. 1 May 1979. *Management Science.* Vol 25, No. 5. ISSN: 0025-1909. Dostupné z: <https://doi.org/10.1287/mnsc.25.5.413>.
- Downs, A. (1957). *An economic theory of democracy.* New York: Harper.

Drucker, P. F. (1980). The Deadly Sins in Public Administration. Wiley. *Public Administration Review*. Vol. 40, No. 2, pp. 103-106.

Duren, I., Voinov, A., Arodulu, O., Firrisa, M. T. (2015). Where to produce rapeseed biodiesel and why? Mapping European rapeseed energy efficiency. *Renewable Energy* 2015; 74, pp. 49–59. ISSN: 0960-1481.

Eckelman, M. J., Chertow, M. R. (2009). Using Material Flow Analysis to Illuminate Long-Term Waste. Management Solutions in Oahu, Hawaii. *Journal of Industrial Ecology*. 1. prosinec 2009. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2009.00159.x>.

Edelhauser, E., Toth, M. (2006) Petri Nets for Modeling a Supply Chain Management Proces. In: Proceedings of the International Conference on Theory and Application of Mathematics and Informatics ICTAMI 2005 - Alba Iulia, Romania. *Acta Universitatis Apulensis*. pp. 67–75. ISSN 1582-5329.

EIA. (2019). *U.S. department of energy – Energy Information Administration*. International Energy Statistics.Total Primary energy Production. [online]. [cit. 2019-05-26]. Dostupné z: <http://www.eia.gov/cfapps/ipdbproject/iedindex3.cfm?tid=44&pid=44&aid=1&cid=regions&syid=1980&eyid=2016&unit=QBTU>.

EkoBonus. (2011). *Jak fungují bioplynové stanice? Ukázkový příklad zajímavého řešení z Třeboně*. [online]. [cit. 2019-03-03]. Dostupné z: <http://www.ekobonus.cz/jak-funguji-bioplynove-stanice-ukazkovy-priklad-zajimaveho-reseni-z-trebone#diskuze>.

ETC Consulting Prague s.r.o. (2012). *Life Cycle Assessment*. [online]. [cit. 2016-05-04]. Dostupné z: [http://www.lca.cz/cz/106-co-je-lca\\_](http://www.lca.cz/cz/106-co-je-lca_)

ETC Consulting Prague s.r.o. (2013). *Life Cycle Assessment*. [online]. [cit. 2014-04-02]. Dostupné z: [http://www.lca.cz/cz/108-nastroje\\_](http://www.lca.cz/cz/108-nastroje_)

Evropská komise. (2015). *Bezpečná, cenově dostupná a udržitelná energie – balíček energetické unie*. Summaries of EU Legislation. [online]. [cit. 2019-10-19]. Dostupné z: [https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/?uri=legisum:1801\\_7](https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/?uri=legisum:1801_7).

Europäisches Zentrum für Erneubare Energie Güssing (EEE). (2012). *Treibstoffe der Zukunft*. [online]. [cit. 2012-03-04]. Dostupné z: <http://www.eee-info.net/cms/>.

Europäisches Zentrum für Erneubare Energie Güssing. (EEE). (2014). *Forschung und Entwicklung – Vielseitiges Produktgas aus Biomasse*. [online]. [cit. 2015-02-21]. Dostupné z: [http://www.eee-info.net/cms/netautor/napro4/appl/na\\_professional/parse.php?mlay\\_id=2500&xmlval\\_ID\\_DOC\[0\]=1000024\\_](http://www.eee-info.net/cms/netautor/napro4/appl/na_professional/parse.php?mlay_id=2500&xmlval_ID_DOC[0]=1000024_)

Evropská rada. (2018). *Energetická účinnost, obnovitelné zdroje energie a správa energetické unie: Rada schválila 3 významné předpisy v oblasti čisté energie*. [online]. [cit. 2019-10-09]. Dostupné z: <https://www.consilium.europa.eu/cs/press/press-releases/2018/12/04/energy-efficiency-renewables-governance-of-the-energy-union-council-signs-off-on-3-major-clean-energy-files/>.

Evropská rada. (2019). *Energeticky účinné budovy: větší úspory energie a lepší životní podmínky*. [online]. [cit. 2019-10-09]. Dostupné z: <https://www.consilium.europa.eu/cs/press/press-releases/2017/06/26/energy-efficient-buildings/>.

- Evropská rada. (2019a). *Rada vytyčila zásady a priority pro budoucnost energetických systémů v energetické unii*. [online]. [cit. 2019-10-09]. Dostupné z: <https://www.consilium.europa.eu/cs/press/press-releases/2019/06/25/council-outlines-principles-and-priorities-for-the-future-of-energy-systems-in-the-energy-union/>.
- Evropská unie. (2019). *Oblasti politiky Evropské unie*. Oficiální internetová stránka Evropské unie. [online]. [cit. 2019-10-19]. Dostupné z: [https://europa.eu/european-union/topics\\_cs](https://europa.eu/european-union/topics_cs).
- Evropská unie. (2019a). *Energetika. Investice do udržitelné energetické budoucnosti Evropy*. Oficiální internetová stránka Evropské unie. [online]. [cit. 2019-10-19]. Dostupné z: [https://europa.eu/european-union/topics/energy\\_cs](https://europa.eu/european-union/topics/energy_cs).
- Evropská unie. (2019b). *Orgány, instituce a ostatní subjekty EU*. Oficiální internetová stránka Evropské unie. [online]. [cit. 2019-10-19]. Dostupné z: [https://europa.eu/european-union/about-eu/institutions-bodies\\_cs](https://europa.eu/european-union/about-eu/institutions-bodies_cs)
- Evropský parlament a Rada evropské unie. (2008). *Směrnice Evropského parlamentu a rady (ES) č. 98/2008 ze dne 19. listopadu 2008 o odpadech a o zrušení některých směrnic*. EUR-Lex. [online]. [cit.2019-10-19]. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/?uri=CELEX:32008L0098>
- Ferrari, K., Gamberini, R., Rimini, B. (2016). *The Waste Hierarchy: a Strategic, Tactical and Operational Approach for Developing Mozambique*. Proceedings of the 8th International Conference on Waste Management and the Environment (Waste Management 2016). ISSN: 1743-7601 (paper format), ISSN: 1743–761X (online). Vol. 11, No. 5. pp. 759–770. DOI: 10.2495/SDP-V11-N5-759-770.
- Fleurbaey, M., Blanchet, D. Beyond GDP. (2013). *Measuring Welfare and Assessing Sustainability*. Oxford University Press, New York, 2013. ISBN: 978-0-19-976719-9.
- Frängsmyr T. (1991). *Ronald H.Coase Biographical*. [online]. [cit. 2019-10-17]. Dostupné z: <https://www.nobelprize.org/prizes/economic-sciences/1991/coase/biographical/>.
- Fritsche, U., Rausch, L., Simon, K.H. (1989). *Umweltwirkungsanalyse von Energiesystemen: Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS)*. Im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Energie, Umwelt und Bundesangelegenheiten, Öko-Intitut Darmstadt, Kassel, 1989.
- Fritsche, U., Gensch, C.O., Jenseit, W., Hochfeld, W., Knies, S., Lenz, W., Rausch, L., Schmied, M., Schmied, K, Schmitt, B., Stahl, H., Wiegmann, K. (2001). *Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS), Version 4.0.3.0*. Öko-Institut, 13.03.2001 [online]. Dostupné z: <http://www.oeko.de/service/gemis>.
- Garcia-Garcia, G., Stone, J., Rahimifard, S. (2019). Opportunities for waste valorisation in the food industry – A case study with four UK food manufacturers. *Journal of Cleaner Production*. Vol. 211, pp. 1339–1356. DOI: 10.1016/j.jclepro.2018.11.269
- Genc, S., Lafortune, S. (2003). *Distributed Diagnosis of Discrete-Event Systems Using Petri Nets*. 1. vyd. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, 2003. ISBN:3-540-40334-5.
- Genrich, H. J. (1987). *Predicate/Transition Nets*. In: Petri Nets Central Models and Their Properties, Advances in Petri Nets Part I. Brauer, W., Reisig, W., Rozenberg, G. (eds.) Berlin – Heidelberg: Springer-Verlag, Vol. 254 of Lecture Notes in Computer Science. s. 207–247. ISBN 978-3-540-47919-2.

- Giannetti, B. F., Agostinho, F., Almeida, C. M. V. B., Huisingh, D. (2015). *A review of limitations of GDP and alternative indices to monitor human wellbeing and to manage ecosystem functionality*. *Journal of Cleaner Production*. Vol 87, 15 ledna 2015. pp. 11–25. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.10.051>.
- Gouardères, F., Beltrame, F. (2019). *CEnergie z obnovitelných zdrojů*. Evropský parlament. [online]. [cit. 2019-10-18]. Dostupné z: <http://www.europarl.europa.eu/factsheets/cs/sheet/70/energie-z-obnovitelných-zdroju>.
- Grace's Guide to British Industrial History. (2018). *Matthew Henry Phineas Riall Sankey*. [online]. [cit. 2019-05-30]. Dostupné z: [https://www.gracesguide.co.uk/Matthew\\_Henry\\_Phineas\\_Riall\\_Sankey](https://www.gracesguide.co.uk/Matthew_Henry_Phineas_Riall_Sankey).
- Green, J., Heller, W. P. (1981). Chapter 1 Mathematical analysis and convexity with applications to economics. In Arrow, Kenneth Joseph; Intriligator, Michael D (eds.). *Handbook of mathematical economics, Volume I. Handbooks in economics*. 1. Amsterdam: North-Holland Publishing Co. pp. 15–52. doi:10.1016/S1573-4382(81)01005-9. ISBN 978-0-444-86126-9. MR 0634800.
- Hák, T., Janoušková, S., Moldan, B. (2016). *Sustainable Development Goals: A need for relevant indicators*. *Ecological Indicators*. Vol. 60, leden 2016. pp. 565–573. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.003>.
- Hausterman, M., Wagner, T., Moldt, D. (2018). *Petri Nets Tool Database*. [online]. [cit. 2019-05-25]. Dostupné z: <http://www.informatik.uni-hamburg.de/TGI/PetriNets/tools/db.html>.
- Hendl, J. (2005). *Kvalitativní výzkum: základní metody a aplikace*. Praha: Portál, 2005. ISBN 80-7364-040-2.
- Hendriks, C., Obernostere, R., Müller, D. Kytzia, S., Baccini, P., Brunner, P. H. (2010). *Material flow analysis: a tool to support environmental policy decision making. Case-studies on the city of Vienna and the Swiss lowlands*. *Local Environment*, Vol. 5, Iss 3. pp. 311–328. Dostupné z: <https://doi.org/10.1080/13549830050134257>.
- Hendrych, D. (2014). *Správní věda, teorie veřejné správy*. 4. aktualizované vydání, Wolters Kluwer 2014. ISBN 978-80-7478-561-0.
- Holman, R. a kol. (2005). *Dějiny ekonomického myšlení*. C. H. Beck. Praha, 2005, 3. vyd. ISBN 80-7179-380-9.
- Huber P., Jensen K., Shapiro R. M. (1991). *Hierarchies in coloured petri nets*. In: Rozenberg G. (eds) *Advances in Petri Nets 1990*. ICATPN 1989. *Lecture Notes in Computer Science*, vol 483. Springer, Berlin, Heidelberg. ISBN 978-3-540-53863-9.
- Hufnagel, L., Garamvölgyi, Á. (2014). *Impacts of climate change on vegetation distribution No.2 – Climate change induced vegetation shifts in the New World*. *Applied Ecology and Environmental Research*. Budapešť. Vol. 12 Iss. 2. pp. 355–422. ISSN 1589 1623. DOI: 10.15666/aeer/1202\_355422.
- IFU Hamburg. (2007). *Umberto*. [počítačový program]. Ver. 5.5.4.5605 [Německo]. Počítačový program pro tvorbu modelů LCA pomocí barvených hierarchických Petriho sítí. 428 MB. Vyžaduje Windows 2000 a vyšší. Upgrade verze educ.
- Ingham S. (2019). *Pareto-optimality*. *Encyklopediea britanica*. [online]. [cit. 2019-05-30]. Dostupné z: <https://www.britannica.com/topic/Pareto-optimality>.



Isofen Energy s.r.o. (2019). *Fotovoltaika v podmínkách České republiky*. [online]. [cit. 2019-03-08]. Dostupné z: <http://www.isofenenergy.cz/slunecni-zareni-v-cr.aspx>.

Jackson, P., M., Brown, C., V. (2003). *Ekonomie veřejného sektoru*. Praha: Eurolex Bohemia. ISBN: 80-86432-09-2.

Janoušek, V. (1998). *Modelování objektů Petriho sítěmi*. Brno: Vysoké učení technické. Fakulta elektrotechniky a informatiky. Ústav informatiky a výpočetní techniky. Vedoucí disertační práce doc. RNDr. Milan Češka, CSc.

Jasch, Ch. M. (2009). *Environmental and Material Flow Cost Accounting: Principles and Procedures*. Berlin: Springer. ISBN: 978-1-4020-9027-1.

Jelse, K., Peerens, K. (2018). Using LCA and EPD in Public Procurement Within the Construction Sector. pp. 499–02. In: *Designing Sustainable Technologies, Products and Policies*. Benetto, E., Gericke, K., Guiton, M. eds. Springer, Cham 2018. ISBN: 978-3-319-66980-9.

Jensen, K. (1997). *Coloured Petri Nets: Basic Concepts, Analysis Methods and Practical Use*. 1.vyd. Berlin – Heidelberg: Springer-Verlag. ISBN: 3-540-60943-1.

Jihlava. (2010). *Historie a současnost – papír*. [online]. [cit. 2012-09-06]. Dostupné z: <http://www.jihlava.cz/historie-a-soucasnost-papir/d-365521>.

Johnson, F., Leenders, M. R., McCue, C. (2017). A comparison of purchasing's organizational roles and responsibilities in the public and private sector. *Journal of Public Procurement*. Vol. 3 Iss.1. pp. 57–74. Dostupné z: <https://doi.org/10.1108/JOPP-03-01-2003-B003>.

Kabore, M., Bozonnet, E., Salagnac, P., Abadie, M. (2018). Indexes for passive building design in urban context – indoor and outdoor cooling potentials. *Energy and Buildings*. Vol. 173. pp. 315–325. DOI: 10.1016/j.enbuild.2018.05.043.

Kajan, M. (2004). *Bioplynová stanice Třeboň*. Enviweb. [online]. [cit. 2019-10-18]. Dostupné z: <http://www.enviweb.cz/48999>.

Kappe, C. P., Bottinger, M., Leitte, H. (2018). Exploring Variability within Ensembles of Decadal Climate Predictions. *EEE Transactions on Visualization and Computer Graphics*. Vol. 25, Iss. 3, pp. 1499–1512. DOI: 10.1109/TVCG.2018.2810919.

Kára, J., Pastorek, Z., Přibyl, E. (2007). *Výroba a využití bioplynu v zemědělství*. Ministerstvo zemědělství, Praha 2007. 1 vyd. ISBN 978-80-86884-28-8.

Kazda, R. (2009). *Projekt bioplynové stanice. Sborník příspěvků ze semináře „Energie z biomasy X“*. VUT v Brně, 2009, ISBN 978-80-214-4027-2.

Kerermic, T., Tukul, O. (2006). *Assisting Public Organizations in Their Outsourcing Endeavors: A Decision Support Model*. National Aeronautics and Space Administration (NASA), Cleveland, Ohio 44135-3191. Technical memorandum.

Klein D. (2013) Kenneth J. Arrow. *Ideological Profiles of the Economics Laureates*. Econ journal Watch. [online]. [cit. 2019-10-17]. Dostupné z: [https://econjwatch.org/file\\_download/715/ArrowPEL.pdf](https://econjwatch.org/file_download/715/ArrowPEL.pdf).

Knothe, G., Van Gerpen, J., Krahl, J. (eds.). (2010). *The Biodiesel Handbook*. Elsevier, American Oil Chemists' Society (ACOS) Press; 2010. ISBN: 978-1-893997-62-2.

- Kocsis, M., Hufnagel, L. (2011). Impacts of climate change on Lepidoptera species and communities. *Applied Ecology and Environmental Research*, Budapest. Vol. 9. Iss. 1. pp. 43–72. ISSN 1589 1623 DOI: 10.15666/aeer/0901\_043072.
- Koloničný, J. (2009). Emise při spalování biomasy. *Energie 21: Časopis obnovitelných zdrojů energie*. Profi Press s. r. o. 2009, 2, 1, pp. 24–27. ISSN: 1803-0394.
- Krpec, O. (2015). *Problémy současného politického systému: selhání aktérů nebo jejich racionální jednání?*. Acta Politologica, 7(1), pp. 28-48.
- Lang, D. J., Binder, C. R., Scholz, R. W., Schleiss, K., Stäubli, B. (2006). *Impact factors and regulatory mechanisms for material flow management: Integrating stakeholder and scientific perspectives: The case of bio-waste delivery*. Resources, Conservation and Recycling. Volume 47, Iss. 2, June 2006. pp. 101–132. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2005.08.008>.
- Laurijssen, J. (2013). *Energy use in the paper industry*. Utrecht University, Utrecht. ISBN: 978-90-8672-055-2.
- Laurin, J. (2006). *Uplatnění motorových biopaliv v dopravě v ČR*. TZB-info. [online]. [cit. 2012-04-15]. Dostupné z: <http://www.tzb-info.cz/3579-uplatneni-motorovych-biopaliv-v-doprave-v-cr>.
- Laurin, J. (2008). *Rostlinné oleje jako motorová paliva*. Biom.cz. [online]. [cit. 2014-11-03]. ISSN: 1801-2655. Dostupné z: <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/rostlinne-oleje-jako-motorova-paliva>.
- Liu, B. F., Horsley, J. S. (2007). The Government Communication Decision Wheel: Toward a Public Relations Model for the Public Sector. *Journal of Public Relations Research*. Vol. 19, 2007 – Iss. 4. pp. 377–393.
- Loužek, M. (2005). *Max Weber: Život a dílo Weberovské interpretace*. Praha: Nakladatelství Karolinum, 2005. ISBN 80-246-0812-X.
- Lüde, R., Moldt, D., Valk, R. (2003). *Sozionik - Modellierung soziologischer Theorie*. 1. vyd. Münster: Lit Verlag, 2003. ISBN 3-8258-5980-0.
- Margolis, J. (1975). Bureaucrats and Politicians: Comment. *The Journal of Law and Economics*. 18(3), pp. 645–659.
- Mahla, S. K., Birdi, A. (2012). Performance and Emission Characteristics of Different Blends of Linseed Methyl Ester on Diesel Engine. *International Journal on Emerging Technologies*. Vol. 3 Iss.1. pp. 55–59. ISSN: 2249-3255.
- Markovic, F., Lazarou, S., Dagoumas, A. (2018). Energy and Climate Policy Consideration Using the GCAM Model: Assessing Energy Sources and Technology Options. *International Journal of Renewable Energy Research*. Vol. 8, Iss. 4. pp. 2299–2309. DOI: 10.7910/DVN/A7JUMB.
- Malthus, T., R. (1803). *Esej o principu populace, přel. Ivo Šebestík*. Brno 2002.
- Mas-Colell, A. (1987). "Non-convexity" (PDF). In Eatwell, J., Milgate, M., Newman, P. (eds.). *The New Palgrave: A Dictionary of Economics (new ed.)*. Palgrave Macmillan. pp. 653–661. ISBN 9780333786765. doi:10.1057/9780230226203.3173.

- Meadows, D. (1998). *Indicators and Information Systems for Sustainable Development – A Report to the Balaton Group*. The Sustainability Institute, Hartland, USA. [online]. [cit. 2019-05-30]. Dostupné z: <http://www.sustainabilityinstitute.org/resources.html#SIpapers>.
- MENDELEU. (2019). *Hnojiva minerální*. [online]. [cit. 2019.03.06]. Dostupné z: [https://is.mendelu.cz/eknihovna/opory/zobraz\\_cast.pl?cast=71353](https://is.mendelu.cz/eknihovna/opory/zobraz_cast.pl?cast=71353).
- Město Děčín. (2011). *Přehled druhů a kategorií produkovaných odpadů. Celková produkce odpadů města Děčín 2000–2011*. [online]. [cit. 2019-05-04]. Dostupné z: [http://mmdecin.cz/user\\_data/zpravodajstvi/obrazky/File/Odpady/Celkova-produkce-odpadu\\_mesto-Decin\\_2000%20-2011.pdf](http://mmdecin.cz/user_data/zpravodajstvi/obrazky/File/Odpady/Celkova-produkce-odpadu_mesto-Decin_2000%20-2011.pdf).
- Město Děčín. (2019). *Zpráva o stavu plnění Plánu odpadového hospodářství města Děčín za rok. Přehled druhů a kategorií produkovaných odpadů. Celková produkce odpadů města Děčín 2013*. [online]. [cit. 2019-04-03]. Dostupné z: [http://www.mmdecin.cz/images/podklady/stav\\_plneni\\_odpady.pdf](http://www.mmdecin.cz/images/podklady/stav_plneni_odpady.pdf).
- Mikušová Meričková, B., Stejskal, J. (2014). *Teorie a praxe veřejné ekonomiky*. Praha: Wolters Kluwer.
- Ministerstvo vnitra české republiky (MVCR). (2019). *Zákon 185/2001Sb. o odpadech a o změně některých dalších zákonů. Část druhá, Hlava II, §9a*. [online]. [cit. 2019-06-06]. Dostupné z: [https://aplikace.mvcr.cz/sbirka-zakonu/SearchResult.aspx?q=185/2001&typeLaw=zakon&what=Cislo\\_zakona\\_smlouvy](https://aplikace.mvcr.cz/sbirka-zakonu/SearchResult.aspx?q=185/2001&typeLaw=zakon&what=Cislo_zakona_smlouvy).
- Ministerstvo zahraničí české republiky (MZV). (2011). *Bezpečnostní strategie České republiky*. [online]. [cit. 2019-04-03]. Dostupné z: [http://www.mzv.cz/file/699914/Bezpecnostni\\_strategie\\_CR\\_2011.pdf](http://www.mzv.cz/file/699914/Bezpecnostni_strategie_CR_2011.pdf).
- Ministerstvo zdravotnictví české republiky (MZČR). (2014). *Víceletý program podpory dalšího uplatnění udržitelných biopaliv v dopravě na období 2015–2020*. [online]. [cit. 2014-10-08]. Dostupné z: [http://eagri.cz/public/web/file/327185/Vicelety\\_program\\_2014.pdf](http://eagri.cz/public/web/file/327185/Vicelety_program_2014.pdf).
- Ministerstvo zemědělství (MZ). (2012). *Akční plán pro biomasu v ČR na období 2012-2020*. Praha, 2012. ISBN 978-80-7434-074-1.
- Ministerstvo zemědělství (MZ). (2018). *Biomasa jako obnovitelný zdroj energie*. EAGRI: Ministerstvo zemědělství. [online]. [cit. 2019-04-15]. Dostupné z: [http://eagri.cz/public/web/file/3649/\\_4\\_BIOMASA.pdf](http://eagri.cz/public/web/file/3649/_4_BIOMASA.pdf).
- Ministerstvo životního prostředí (MŽP). (2019). *Kjótský protokol k Rámcové úmluvě OSN o změně klimatu*. [online]. [cit. 2019-05-30]. Dostupné z: [https://www.mzp.cz/cz/kjotsky\\_protokol](https://www.mzp.cz/cz/kjotsky_protokol).
- Ministerstvo životního prostředí (MŽP). (2019a). *Pařížská dohoda*. [online]. [cit. 2019-05-30]. Dostupné z: [https://www.mzp.cz/cz/parizska\\_dohoda](https://www.mzp.cz/cz/parizska_dohoda).
- Ministerstvo životního prostředí (MŽP). (2019b). *Agenda 2030*. [online]. [cit. 2019-05-30]. Dostupné z: [https://www.mzp.cz/cz/agenda\\_2030](https://www.mzp.cz/cz/agenda_2030).
- Mohan, S., Pal, A. (2013). Economic Analysis of Biodiesel Produced from Waste Cooking Oil. *Indian Journal of Research*. Delhi, India. Vol. 3. Iss. 4. pp. 125–127. ISSN: 2250-1991.
- Mueller, D. C. (2003). *Public choice III* (1st ed.). New York: Cambridge University Press.

- Müller, D., Morgan, S. (2018). *Europoslanci požadují razantnější snížení emisí CO2 u nákladních automobilů*. Euractiv. [online]. [cit. 2018-11-19]. Dostupné z: <https://euractiv.cz/section/doprava/news/europoslanci-pozaduji-razantnejsi-snizeni-emisi-co2-u-nakladnich-automobilu/>.
- Müller, K., Laboutková, Š., Vymětal, P. (2010). *Lobbing v moderních demokraciích*. Praha: Grada Publishing.
- Mužík, O., Kára, J. (2009). *Možnosti výroby a využití bioplynu v ČR*. Biom.cz. [online]. [cit. 2011-03-29]. ISSN: 1801-2655. Dostupné z: <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/moznost-vyroby-a-vyuziti-bioplynu-v-cr>.
- MZV. (2017). *Kulatý stůl k ecosoc*. Ministerstvo zahraničních věcí. [online]. [cit. 2019-08-28]. Dostupné z: [https://www.mzv.cz/jnp/cz/udalosti\\_a\\_media/tiskove\\_zpravy/x2017\\_06\\_12\\_kulaty\\_stul\\_k\\_ecosoc.html](https://www.mzv.cz/jnp/cz/udalosti_a_media/tiskove_zpravy/x2017_06_12_kulaty_stul_k_ecosoc.html).
- Niskanen, W. A. (1971). *Bureaucracy and Representative Government*. Chicago: Aldine-Atherton.
- Norris, G. A. (2003). *Life Cycle Assessment: System Analysis for Sustainable Design and Consumption*. Sylvania /Harvard School of Public Health. 23. duben, 2003. [online]. [cit. 2019-05-25]. Dostupné z: [http://www.sciencenetwork.com/lca/LCA\\_Norris\\_April\\_2003a/sld001.htm](http://www.sciencenetwork.com/lca/LCA_Norris_April_2003a/sld001.htm).
- Noskovič, P., Koloničný, J., Ochodek, T. (2004). *Malé zdroje znečišťování*. Ostrava: Vysoká škola báňská – Výzkumné energetické centrum TU Ostrava.
- Novák, J. (2019). *Výhřevnost paliv*. TZB-Info. [online]. [cit. 2019-06-06]. ISSN 1801-4399. Dostupné z: <https://vytapeni.tzb-info.cz/tabulky-a-vypocty/11-vyhrevnosti-paliv>.
- Nutt, P. C. (2005). *Comparing Public and Private Sector Decision-Making Practices*. Oxford University Press on behalf of the Journal of Public Administration Research and Theory. March 30. doi:10.1093/jopart/mui041.
- Obršálová, I., Kožená, M., Baťa, R. (2006). *Research Report II - Environmentální účetnictví na mikro-úrovni*. 1. vyd. Pardubice: Univerzita Pardubice. 39 str. ISBN 80-7194850-0.
- OECD. (2011). *Classification of the Functions of Government (COFOG)*. [online]. [cit. 2019-10-10]. Dostupné z: <http://www.oecd.org/gov/48250728.pdf>.
- Ochrana, F., Pavel, J., Vitek, L. (2010). *Veřejný sektor a veřejné finance: financování nepodnikatelských a podnikatelských aktivit*. Praha: Grada Publishing.
- Olej, V. (1996). *Analysis of Decision Processes of Discrete Systems With Uncertainty*. 1. vyd. Košice: University Press elfa. ISBN 80-88786-30-4.
- OSN. (1987). *Naše společná budoucnost: Světová komise pro životní prostředí a rozvoj*. (z anglického originálu přeložil Pavel Korčák) – 1. vyd. – Praha: Academia, 1991. ISBN 80-85368-07-2.
- Otis, P. (2016). *Recovering and recycling paper has saved energy*. US Energy information Administration. [online]. [cit. 2019-06-11]. Dostupné z: <https://www.eia.gov/todayinenergy/detail.php?id=28352>.

- Papaspyropoulos, K. G., Karamanolis, D., Sokos, C. K., Birtsas, P. K. (2016). Enhancing Sustainability in Forestry Using Material Flow Cost Accounting. *Open Journal of Forestry*. Iss. 6. pp. 324–336. Dostupné z: <http://dx.doi.org/10.4236/ojf.2016.65026>.
- Passel P. (1998). *Mancur Olson, 66, a Professor and Author of Economics books*. *New York Times*. [online]. [cit. 2019-10-17]. Dostupné z: <https://www.nytimes.com/1998/02/24/business/mancur-olson-66-a-professor-and-author-of-economics-books.html>.
- Pastorek, Z., Kára, J., Jevič, P. (2004). *Biomasa: obnovitelný zdroj energie*. 1. vyd. Praha: FCC Public s.r.o. 286 s. ISBN 80-86534-06-5.
- Peterson, J. (1981). *Petri net theory and the Modelling of Systems*. 1. vyd. USA, New Jersey: Prentice Hall, Englewood Cliffs, 1981. ISBN:0136619835.
- Petri, C. A. (1966). *Communication with automata*. 1. vyd. New York, 1966.
- Pigou, A. C. (1920). *The Economics of Welfare*. *Palgrave Macmillan*. London, 2013. 896 stran. ISBN: 1137375620, 9781137375629.
- Podchlumí, a. s. (2017). *Česká Rybná – Empirická data ze zemědělského družstva*. Poslední aktualizace 2017.
- Potočár, R. (2018). *Biopaliva první generace dostala v europarlamentu červenou. Mají přijít o pobídky*. *Průmyslová revoluce.cz*. [online]. [cit. 2019-10-17]. Dostupné z: <https://www.prumyslovaekologie.cz/transfer.asp?aspxerrorpath=/Dokument/104956/biopaliva-prvni-generace-dostala-v-europarlamentu-cervenou-maji-prijit-o-pobidky.aspx>.
- Pots, J. (2014). *The innovation deficit in public services: The curious problem of too much efficiency and not enough waste and failure*. *Organization & Management*. Taylor – Francis. pp. 34–43. Dostupné z: <https://doi.org/10.5172/impp.453.11.1.34>.
- Potůček, M. (2016). *Veřejná politika*. Nakladatelství: » C. H. Beck, Médium / forma: Tištěná kniha, Rok vydání: 2016, První vydání, Skupina třídění: Veřejná správa, Učební osnovy. Vyučovací předměty. Učebnice, Datum vydání: 12.04.2016. ISBN: 978-80-7400-591-6, EAN: 9788074005916.
- Potůček, M., Pavlík, M. a kolektiv (2015). *Veřejná politika*. Masarykova univerzita, Ekonomicko-správní fakulta. BRNO 2015.
- PREOL. (2012). *Energetická bilance při výrobě bionafty*. [online]. [cit. 2012-06-04]. Dostupné z: <http://www.preol.cz/info-pro-verejnost/energeticka-bilance-bionafty/>
- Priese, L., Wimmel, H. (2003). *Theoretische Informatik: Petri-Netze*. 1. vyd. Berlin – Heidelberg: Springer-Verlag. ISBN: 3-540-44289-8.
- Prokkola, H., & Kuokkanen, T., Lassi, U. (2012). Material-Efficient Utilization of Waste Oils—Biodegradability and Other Chemical Properties of Vegetable Recycling Oils. *Green and Sustainable Chemistry*. Vol. 2. pp. 133–140. Doi: 10.4236/gsc.2012.24019.
- Procházka, M. (2019) Havlíček: Bez jádra to bude uhlí. *Právo* 26.-28.10. 2019.
- Pulkrábek, J., Švachula, V., Honsová, H. (2010). *Ekologická pěstební technologie řepy cukrové*. [online]. [cit. 20.01.2015]. Dostupné z: [http://www.cukr-listy.cz/on\\_line/2010/PDF/84-87.pdf](http://www.cukr-listy.cz/on_line/2010/PDF/84-87.pdf).

Pulkrábek, J., Urban, J. (2011). *Energetické využití rostlinné biomasy*. Biom.cz. [online]. [cit. 06.06.2019]. ISSN: 1801-2655. Dostupné z: <https://biom.cz/cz/odborne-clanky/energeticke-vyuziti-rostlinne-biomasy>.

Rehm, H. J.; Reed, G. (1983). *Biotechnology: a comprehensive treatise in 8 volumes*. Volume 3, Biomass, Microorganisms for Special Applications, Microbial Products I, Energy from Renewable Resources. Weinheim: Verlag Chemie. ISBN 3-527-25765-9.

Segal D. (2011). *William A. Niskanen, a Blunt Libertarian Economist, Dies at 78*. The New York Times. [online]. [cit. 2019-10-17]. Dostupné z: <https://www.nytimes.com/2011/10/29/business/william-a-niskanen-a-blunt-libertarian-economist-dies-at-78.html>.

Sekerka, B., Bata, R. (2011). *Energy and sustainable development*. In: GAVRILUTA, N. et al, Proceedings of the 5th WSEAS International Conference on Renewable Energy Sources (RES '11), the 5th WSEAS International Conference on Energy Planning, Energy Saving, Environmental Education (EPESE '11) and the 5th WSEAS International Conference on Waste Management, Water, Pollution, Air Pollution, Indoor Climate (WWAI '11). Iasi, Romania, WSEAS, 2011, pp. 152–157. ISBN: 978-1-61804-012-1.

Shane, M. (2019). *Real Historical Gross Domestic Product (GDP) and Growth Rates of GDP for Baseline Countries/Regions (in billions of dollars) 1969-2016*. [online]. [cit. 2019-05-13]. Dostupné z: <http://www.scribd.com/doc/57076154/HistoricalRealGDPValues>.

Shikha Dahiya, A., Naresh Kumar, J., Sravan, S., Chatterjee, S., Omprakash Sarkar, S., Mohan, V. (2018). *Food waste biorefinery: Sustainable strategy for circular bioeconomy*. *Bioresource Technology*. Vol. 248, Part A, leden 2018. pp. 2–12. doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.176.

Singh, R., Murty, H.R., Gupta, S.K., Dikshit, A.. (2009). *An overview of sustainability assessment methodologies*. *Ecological Indicators*. Vol. 15. Iss.2, březen 2009. pp.189-212. 10.1016/j.ecolind.2008.05.011.

Sittig, M. (1979). *Fertilizer Industry: Processes, Pollution Control, and Energy Conservation*. Park Ridge, NJ: Noyes Data Corp., 1979. ISBN 0-8155-0734-8.

Skelton, M. (2017). *U.S. primary aluminum production remains low despite slow increase in prices*. US Energy information Administration. [online]. [cit. 2019-02-05]. Dostupné z: <https://www.eia.gov/todayinenergy/detail.php?id=32872>.

Smatanová, M. (2012). *Digestát jako organické hnojivo*. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno sekce úřední kontroly. *Zemědělec*, čís. 18, roč. 2012. [online]. [cit. 2019-04-18]. Dostupné z: [http://eagri.cz/public/web/file/233740/Digestat\\_jako\\_organicke\\_hnojivo.pdf](http://eagri.cz/public/web/file/233740/Digestat_jako_organicke_hnojivo.pdf).

Sprague, R. H. (1980). *A Framework for the development of decision support systems*. *MIS Quarterly*. Vol. 4, No. 4. pp. 1–26. DOI: 10.2307/248957.

Stake, R. E. (1995). *The art of case study research*. Thousand Oaks: SAGE Publications, 1995. ISBN 0-8039-5767-X.

Stiglitz, J. E. (1997). *Ekonomie veřejného sektoru*. Praha, Grada Publishing 1997. 664 str. ISBN: 80-7169-454-1.

Stiglitz, J. E. (2009). "Regulation and Failure," in David Moss and John Cisternino (eds.), *New Perspectives on Regulation*, ch. 1, pp. 11-23. Archived February 14, 2010, at the Wayback Machine Cambridge: The Tobin Project.

Strečková Y, Malý, I. (1998). *Veřejná ekonomie pro školu i praxi*. Brno, Computer Press 1998. 214 str. ISBN: 80-7226-112-6.

Svaz pěstitelů a zpracovatelů olejnin (SPZO). (2013/14). *Stanovisko k odrůdové skladbě řepky pro rok 2013/14. Seznam doporučených odrůd*. [online]. [cit. 2015-01-20]. ISBN 978-80-87065-45-7. Dostupné z: <http://www.spzo.cz/wp-content/uploads/2013/05/stanovisko-odrudy2013.pdf>.

Tahmasebi, R., Mousavi, S. (2011). Politics-administration dichotomy: a century debate. *Revista Administratie si Management Public*. 2011. pp. 130-143.

The Engineering Toolbox. (2005). *Fuels – Densities and Specific Volume*. [online]. [cit. 2019-06-06]. Dostupné z: [https://www.engineeringtoolbox.com/fuels-densities-specific-volumes-d\\_166.html](https://www.engineeringtoolbox.com/fuels-densities-specific-volumes-d_166.html).

Tramba, D. (2017). *Soumrak řepky: EU chce skončit s biopalivy, Češi jsou proti*. Euro. [online]. [cit. 2019-10-19]. Dostupné z: <https://www.euro.cz/byznys/soumrak-řepky-eu-chce-skocit-s-biopalivy-cesi-jsou-proti-1379718>.

Tresch, R. W. (2008). *Public Sector Economics*. 175 Fifth Avenue, New York, NY 10010: Palgrave Macmillan. p. 108. ISBN 978-0-230-52223-7.

UNCED (1997). *UN Conference on Environment and Development 1992*. UNCED, Rio de Janeiro, 3-14 červen 1992. [online]. [cit. 2019-05-31]. Dostupné z: <https://www.un.org/geninfo/bp/enviro.html>.

United Nations (UN). (1972). *Report of the United Nations Conference on the Human Environment*. [online]. [cit. 2016-05-31]. Dostupné z: <http://www.un-documents.net/aconf48-14r1.pdf>.

United Nations (UN). (2015). *Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development*. [online]. [cit. 2018-10-22]. Dostupné z: <https://sustainabledevelopment.un.org/post2015/transformingourworld>.

US Census Bureau. (2019). *International Data Base, U.S. Census Bureau*. [online]. [cit. 2019-05-13]. Dostupné z: <http://www.census.gov/population/international/data/idb/informationGateway.php>.

USDA. (2019). *International Macroeconomic Data Set*. United States Department of Agriculture – economic research service. Historical Data Files. [online]. [cit. 2019-05-26]. Dostupné z: <http://www.ers.usda.gov/data-products/international-macroeconomic-data-set.aspx>.

Verma, P., Sharma, M. P. (2016). Review of process parameters for biodiesel production from different feedstocks. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. Vol. 62, September 2016. pp. 1063–1071. doi.org/10.1016/j.rser.2016.04.054.

VUC Praha. (2019). *Statistika komodity cukrovka-cukr v České republice*. [online]. [cit. 2019-04-03]. Dostupné z: <http://www.cukr-listy.cz/lc-statistika.html>.

Vyhláška č. 482/2005 Sb., *Vyhláška o stanovení druhů, způsobů využití a parametrů biomasy při podpoře výroby elektřiny z biomasy*. In: *Sbírka zákonů České republiky*. Dostupné z: <http://www.sbirka.com>

- Wenke H., Christopher M., Verbuecheln M. (2002). *EU Waste Policy and Challenges for Regional and Local Authorities*. Ecologic, Institute for International and European Environmental Policy Pfalzburger Straße 43/44, 10717 Berlin. [online]. Dostupné z: [https://www.ecologic.eu/sites/files/download/projekte/1900-1949/1921-1922/1921-1922\\_background\\_paper\\_waste\\_en.pdf](https://www.ecologic.eu/sites/files/download/projekte/1900-1949/1921-1922/1921-1922_background_paper_waste_en.pdf).
- Wigfall P. & Kalantri B. (2001). *Bibliographical dictionary of public administration*. Westport, Connecticut: Greenwood Press.
- Wolinetz, S. B. (2002). *Beyond the Catch-All Party: Approaches to the Study of Parties and Party Organization in Contemporary Democracies*. Political Parties. pp. 136-164.
- Woldeyohannes, A. D., Woldemichael, D. E., Baheta, A. T. (2016). Sustainable renewable energy resources utilization in rural areas. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. Vol. 66. pp.1–9. doi.org/10.1016/j.rser.2016.07.013.
- Wordometers. (2019). *World Population by Year*. [online]. [cit. 2019-04-03]. Dostupné z: <https://www.worldometers.info/world-population/world-population-by-year/>
- Yan, L. B., He, B. S. (2017). On a clean power generation system with the co-gasification of biomass and coal in a quadruple fluidized bed gasifier. *Bioresource Technology*. Vol. 235. pp. 113–121. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.03.087.
- Yin, R. K. (2009). *Case study research: design and methods*. 5 vyd. Svazek Applied social research methods series. Los Angeles: Sage, 2009. ISBN 978-1-4129-6099-1.
- Zachová, A. (2018). *Biopaliva z palmového oleje v EU končí. Europoslanci zastropovali i řepku a kukuřici*. Aktuálně.cz. [online]. [cit. 2019-10-19]. Dostupné z: <https://zpravy.aktualne.cz/zahranici/evropsky-parlament/biopaliva-vyrabena-z-palmoveho-oleje-v-eu-konci/r~ba6dcdbefc6011e7ad1e0cc47ab5f122/>.
- Zákon č. 165/2012 Sb., Zákon o podporovaných zdrojích energie a o změně některých zákonů*. In: Sběrka zákonů České republiky. [online]. Dostupné z: <http://www.sbirka.com/>.
- Zákon č. 180/2005 Sb., Zákon o podpoře výroby elektřiny z obnovitelných zdrojů*. In: Sběrka zákonů České republiky. Dostupné z: <http://www.sbirka.com/>.
- ZDCHP, Zemědělské družstvo chovatelů a pěstitelů (2012). Litomyšl. *Interní materiály*.
- Zhang, I., You, X., Jiao, J., Helo, P. (2006). *Modeling Supply Chain Configuration Based on Colored Petri Nets*. 2006 9th Int. Conf. Control, Automation, Robotics and Vision Singapore, 5–8th December 2006.
- Zikic, S. (2011). *Renewable energy sources as important factor of long-term sustainable development concept in the Republic of Serbia*. In: Proceedings of International Conference on Energy, Environment, Economics, Devices, Systems, Communications, Computers. WSEAS, IASI, Romania, July 1-3. 2011. ISBN: 978-1-61804-014-5.
- Žaludek, L. (2017). *Environmentální účetnictví*. MŽP. [online]. [cit. 2019-02-25]. Dostupné z: <http://www.enviweb.cz/107979>



## Příloha 1: Populace EU

Hodnoty měř a indexů jsou vypočítány dle vztahů (1) a (2)

Tabulka 29: Vývoj světové populace

Rok	Populace [osob]	Rok	Populace [osob]
1980	4 452 942 594	2000	6 089 648 784
1981	4 535 670 569	2001	6 166 108 367
1982	4 615 594 636	2002	6 242 347 736
1983	4 696 609 098	2003	6 317 998 040
1984	4 776 733 167	2004	6 393 741 245
1985	4 858 255 344	2005	6 473 525 000
1986	4 942 034 793	2006	6 551 257 000
1987	5 028 295 387	2007	6 629 668 000
1988	5 115 225 260	2008	6 708 197 000
1989	5 201 771 390	2009	6 786 381 000
1990	5 289 040 477	2010	6 863 771 000
1991	5 371 956 011	2011	6 940 712 000
1992	5 456 702 211	2012	7 017 554 000
1993	5 538 785 743	2013	7 095 218 000
1994	5 619 414 012	2014	7 095 218 000
1995	5 700 328 131	2015	7 295 290 765
1996	5 780 525 477	2016	7 379 797 139
1997	5 859 076 518	2017	7 464 022 049
1998	5 936 654 189	2018	7 547 858 925
1999	6 013 490 977	2019 (predikce)	7 631 091 040
Index	173,22		
Míra	73,22		

Zdroj: (US Census Bureau, 2019; Wordometers, 2019)

## Příloha 2: Vývoj rozlohy osevních ploch pro energetické plodiny v ČR

Tabulka 30: Vývoj rozlohy osevních ploch energeticky využitelných plodin v ČR

Rok	Osevní plocha celkem [ha]	Pšenice [ha]	Průmyslová cukrová řepa [ha]	Řepka olejná [ha]
2002	2 963 117	927 247	77 849	344 117
2003	2 571 122	648 389	77 326	250 959
2004	2 665 713	863 158	71 095	259 460
2005	2 657 881	820 440	65 570	267 160
2006	2 585 685	781 519	60 959	292 246
2007	2 587 184	810 987	54 272	337 570
2008	2 568 630	802 325	50 380	356 924
2009	2 545 371	831 300	52 465	354 826
2010	2 495 859	833 577	56 388	368 824
2011	2 488 141	863 132	58 328	373 386
2012	2 480 655	815 381	61 161	401 319
2013	2 476 922	829 393	62 401	418 808
2014	2 468 700	835 941	62 959	389 298
2015	2 457 465	829 820	57 612	366 180
2016	2 463 854	839 710	60 736	392 991
2017	2 471 545	832 062	66 101	394 262
2018	2 460 939	819 690	64 760	411 802

Zdroj: (ČSÚ, 2019a)

## Příloha 3 Vlastnosti použité Petriho sítě

U použité Petriho sítě byla zkoumána omezenost, živost a konzervativnost. Pro Petriho síť  $N = (P, T, F, W, K, M_0)$ . Místo  $p \in P$  se nazývá  $k$ -omezené, jestliže platí:

$$\exists k \in \mathbb{N} : \forall M \in [M_0] : M(p) \leq k.$$

Jestliže některý z vrcholů (v případě použitého typu sítě se toto omezení může týkat pouze míst) obsahuje označení  $\omega$ , pak tato síť není omezená. V opačném případě je omezená. Použitá Petriho síť je  $k$ -omezená, hodnota  $k=422$ .

Přechod  $t \in T$  je živý na hladině 4, jestliže pro každé  $M \in [M_0]$  existuje značení  $M'$  takové, že  $M' \in [M_0]$  a  $t$  je  $M'$ -proveditelný. Petriho síť je označována jako živá na hladině  $h$ , kde  $h \in \{0, 1, 2, 3, 4\}$ , jestliže každý přechod  $t \in T$  je živý na hladině  $h$ . Petriho síť se nazývá živá, v případě, kdy každý přechod  $t \in T$  je živý na hladině 4. Použitá Petriho síť je živá.

Další vlastností Petriho sítí je konzervativnost. Tato vlastnost znamená, že značky v této síti v průběhu simulace ani nevznikají, ani nezanikají, jejich počet zůstává stále konstantní. Konzervativnost může být buď striktní nebo vztažená k váhovému vektoru. Vzhledem k tomu, že použitá Petriho síť značky generuje (obsahuje přechody bez předchozího místa) i spotřebovává (obsahuje přechody bez následujícího místa) je zřejmé, že se nejedná o konzervativní Petriho síť.

## Příloha 4: Ověření správnosti základního modelu

V tomto základním nastavení model simuluje vývoj čistých zisků obnovitelné energie v situaci, kdy je pěstována každá ze sledovaných energetických plodin po dobu 6 let na rozloze 1 ha. Výsledky modelování byly verifikovány pro všechny porovnávané plodiny s empirickými daty za pěstební období 2010 - 2017 dle ČSÚ (2011-2017) a VUC Praha (2019).

Model byl konstruován na základě empirických údajů z období 2011 – 2017 a za konkrétního pěstitele (Podchlumí, 2017). Jak ukazuje graf na obrázku 17, výstup modelu pro biolích vyráběný z cukrové řepy koreluje s empirickými daty dle tabulky 31. Pro energetické výnosy zbývajících dvou plodin jsou souhrnné výsledky uvedené v grafu na obrázku 17 nepřehledné, proto jsou následně uvedeny v samostatných grafech. Schodovitý průběh křivky empirických dat je dán skutečností, že výsledky jsou v použitých zdrojích uváděny vždy za jeden pěstební cyklus, takže data jsou k dispozici jednou za rok, zatímco model simuluje postupný přírůstek energie biomasy v průběhu roku, což je patrné z průběhu příslušných křivek. Empirická data vykazují tedy po celé období finální výsledek, přestože není ještě dostupný, zatímco modelovaná data zohledňují postupný přírůstek a k této hodnotě se blíží. Pro ověření správnosti modelů je důležitá jihovýchodní část křivky empirických dat, aby schody spočívaly svojí dolní hranou na křivce dat predikovaných modelem.

Tabulka 31: Empirická data a EROEI pro biolích produkovaný z cukrové řepy za roky 2011 – 2017

Rok	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	Jednotka
Řepa cukrová [t.ha <sup>-1</sup> ]	66,84	63,26	60	70,28	59,38	67,81	66,56	t.ha <sup>-1</sup>
Biolích (hrubý výnos)	6 684	6 326	6 000	7 028	5 938	6 781	6 656	dm <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup>
Hrubý výnos energie	141 334,52	133 764,54	126 871,20	148 608,47	125 560,20	143 385,60	140 742,45	MJ.ha <sup>-1</sup>
Fixní energetické náklady	6 968,00	6 968,00	6 968,00	6 968,00	6 968,00	6 968,00	6 968,00	MJ.ha <sup>-1</sup>
Variabilní energetické náklady	20 265,89	19 180,43	18 192,00	21 308,90	18 004,02	20 559,99	20 180,99	MJ.ha <sup>-1</sup>
Čistý energetický zisk	114 100,63	107 616,10	101 711,20	120 331,57	100 588,18	115 857,61	113 593,46	MJ.ha <sup>-1</sup>
EROEI	5,19	5,12	5,04	5,26	5,03	5,21	5,18	

Zdroj vlastní dle (ČSÚ, 2011-2017)

Hodnoty empirických dat a vypočítaných hodnot pro ověření čistých energetických výnosů biopaliv vyráběných ze zbývajících plodin jsou uvedeny v tabulkách 32 a 33.

Z empirických dat o sklizni cukrové řepy v tabulce 31 je vypočítáno celkové množství biolihu, které lze z tohoto množství průměrně vyrobit (reálné hodnoty za jednotlivé roky mohou kolísat). Předpokládá se, že z 1 t cukrové řepy lze vyrobit 100 dm<sup>3</sup> biolihu (Baťa, 2013a).

Tato hodnota je dále přepočítána ve 4. řádku tabulky 31 na objem energie v MJ dle výhřevnosti lihu. Protože se jedná o hodnotu, která nezohledňuje energetické vstupy, potřebné pro její získání, jedná se o hrubý energetický výnos. Následně jsou započítány dle předchozích výpočtů v 5. a 6. řádku tabulky 31 fixní a variabilní energetické náklady. Fixní náklady zahrnují veškerou zjištěnou spotřebu energie, která připadá na plochu (paliva, hnojiva, postřiky), variabilní energetické náklady představují v tomto případě množství energie potřebné na destilaci, a proto se liší podle objemu hektrových výnosů.

Index EROEI uvedený v tabulce 31 tedy zahrnuje jak fixní, tak i variabilní energetické náklady. Byl vypočten dosazením hodnot z tabulky 31 do (3).

$$EROEI_{\text{cukrová řepa 2011}} = \frac{141\,334,52 \text{ MJ} \cdot \text{ha}^{-1}}{6\,968 \text{ MJ} \cdot \text{ha}^{-1} + 20\,265,89 \text{ MJ} \cdot \text{ha}^{-1}}$$

$$EROEI_{\text{cukrová řepa 2011}} = 5,19$$

Analogicky byl výpočet proveden i pro následující roky. Variabilní energetické náklady sledovaných plodin na destilaci 1 dm<sup>3</sup> biolihu byly vyčísleny v (Baťa & Fuka, 2018).

Celkový přehled vypočítaných hodnot pro cukrovou řepu je uveden v tabulce 31. Grafy zkonstruované pro energetické výnosy ze zbývajících uvažovaných energetických plodin ukazují, že výpočet provedený modelem koresponduje dobře za sledované období s reálnou situací, a to i vzhledem ke skutečnosti, že reálné hodnoty v čase mírně kolísají. Hodnota indexu EROEI vypočítaná z empirických dat se mění díky výkyvům v hektarových výnosech, podmíněných přírodními podmínkami, jak je zřejmé z údajů v tabulkách 32 a 33.

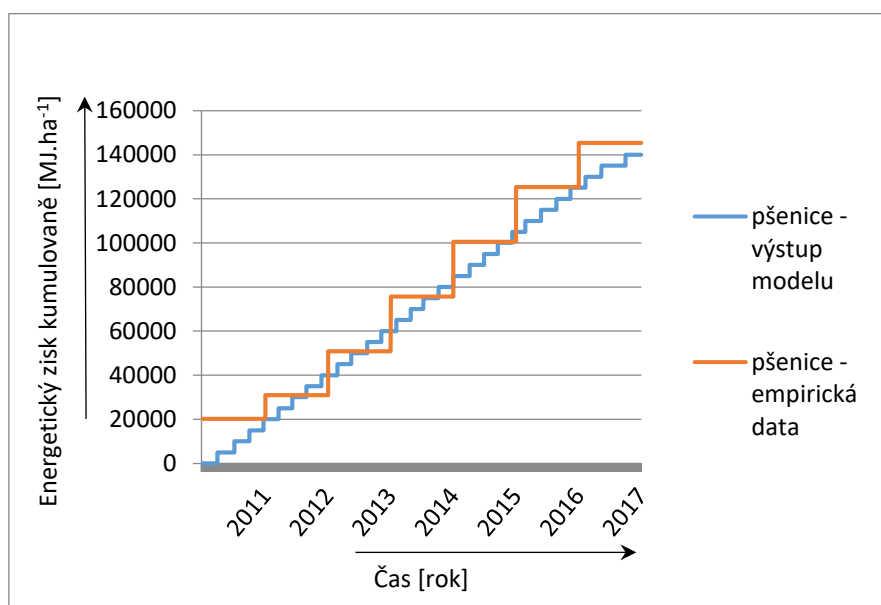
Stejně jako pro cukrovou řepu, byly pro ověření správnosti výstupu modelu zpracovány údaje o sklizních pšenice, které uvádí tabulka 32.

Tabulka 32: Empirická data a EROEI pro biolích produkovaný z pšenice za roky 2011 – 2017

Rok	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	Jednotka
Pšenice ozimná [t.ha <sup>-1</sup> ]	5.78	4.34	5.75	6,51	6.50	6.57	5.77	t.ha <sup>-1</sup>
Biolích (hrubý výnos)	2 063,46	1 549,38	2 052,75	2 324,07	2 320,50	2 345,49	2 059,89	dm <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup>
Hrubý výnos energie	43 632,27	32 761,95	43 405,81	49 142,92	49 067,44	49 595,86	43 556,79	MJ.ha <sup>-1</sup>
Fixní energetické náklady	17 250,56	17 250,56	17 250,56	17 250,56	17 250,56	17 250,56	17 250,56	MJ.ha <sup>-1</sup>
Variabilní energetické náklady	6 256,41	4 697,72	6 223,94	7 046,58	7 035,76	7 111,53	6 245,59	MJ.ha <sup>-1</sup>
Čistý energetický zisk	20 125,30	10 813,67	19 931,31	24 845,78	24 781,12	25 233,77	20 060,64	MJ.ha <sup>-1</sup>
ERoEI	1,86	1,49	1,85	2,02	2,02	2,04	1,85	

Zdroj vlastní dle (ČSÚ, 2011-2017)

Graficky vyjádřený výstup modelu v porovnání s empirickými daty za pšenici uvádí graf na obrázku 29.



Obrázek 29: Porovnání empirických dat a výstupu modelu pro biolích vyráběný z pšenice

Zdroj vlastní dle (ČSÚ, 2011-2017)

Z grafu je patrné, že i v tomto případě model predikuje hodnoty výnosů a jejich přírůstek vyhovujícím způsobem.

Obdobně byl verifikován i model pro řepku olejnou. Pro řepku olejnou jsou hodnoty indexu EROEI, vypočítané pro jednotlivé roky na základě empirických dat, uvedeny v tabulce 33.

Tabulka 33: Empirická data a EROEI pro řepkový olej produkovaný z řepky olejné v letech 2011 – 2014

Rok	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	Jednotka
Řepka olejná [t.ha <sup>-1</sup> ]	2,8	2,76	3,45	3,95	3,43	3,46	2,91	t.ha <sup>-1</sup>
Vyrobený řepkový olej	1 136,80	1 120,56	1 400,70	1 603,70	1 392,58	1 404,76	1 181,46	dm <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup>
Hrubý energetický zisk	37 446,19	36 911,25	46 139,06	52 825,88	45 871,59	46 272,79	38 917,29	MJ.ha <sup>-1</sup>
Fixní energetické náklady	22 080,50	22 080,50	22 080,50	22 080,50	22 080,50	22 080,50	22 080,50	MJ.ha <sup>-1</sup>
Čistý energetický zisk	15 365,69	14 830,75	24 058,56	30 745,38	23 791,09	24 192,29	16 836,79	MJ.ha <sup>-1</sup>
ERoEI	1,70	1,67	2,09	2,39	2,08	2,10	1,76	

Zdroj vlastní dle (ČSÚ, 2011-2017)

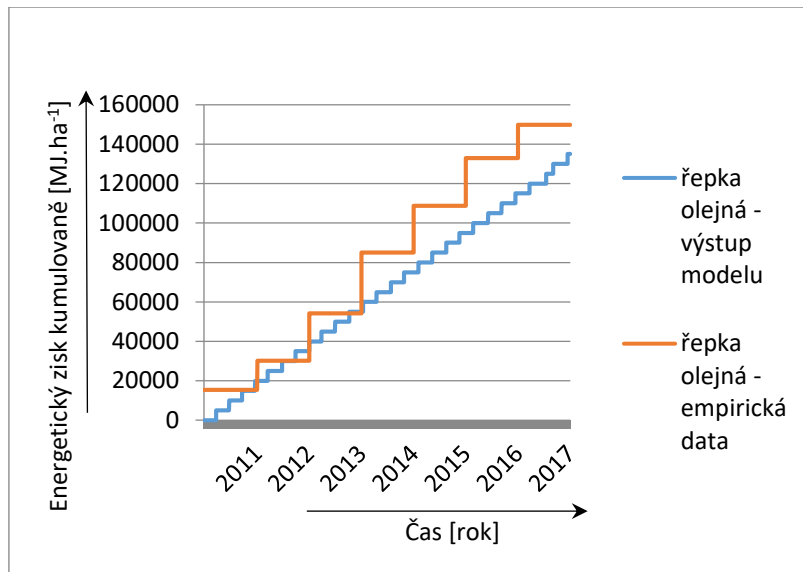
Pro výpočet energetického zisku z řepky olejné je předpokládáno, že v průměru lze získat z 1 t sklizených semen řepky olejné 406 dm<sup>3</sup> řepkového oleje. Hodnota "Vyrobený řepkový olej" uvedená ve 3. řádku tabulky 33 je 406 násobkem hodnoty "Průměrná sklizeň z 1 ha". Hodnota označená "Energetický potenciál" byla vypočítána vynásobením množství litrů výhřevností řepkového oleje 32,94 MJ.dm<sup>-3</sup> dle Baťa (2013a). Výše vynaložených fixních energetických nákladů 22 080,5 MJ.ha<sup>-1</sup> byla vypočtena v kapitole 5.1.3.1 a dosazena do (1) z 5. řádku tabulky 33. Hodnota hrubého energetického zisku vypočítaná na základě empirických dat o sklizních za jednotlivé roky je uvedena ve 4. řádku tabulky 33 a pro rok 2011 činí 37 446,19. Index EROEI byl vypočten dosazením do (3) takto:

$$EROEI_{\text{řepka olejná } 2011} = \frac{37\,446,19 \text{ MJ.ha}^{-1}}{22\,080,50 \text{ MJ.ha}^{-1}}$$

$$EROEI_{\text{řepka olejná } 2011} = 1,7$$

Analogicky byla hodnota indexu EROEI vypočítána pro další roky.

Grafické porovnání výstupu modelu s takto zpracovanými empirickými daty pouze pro energii získanou z řepkového oleje je uvedeno v grafu na obrázku 30.



Obrázek 30: Porovnání empirických dat a výstupu modelu pro čistý energetický zisk z řepkového oleje  
Zdroj vlastní dle (ČSÚ, 2011-2017)

Graficky interpretovaný výsledek ukazuje, že i zde model predikuje výsledky poměrně dobře. Je zde patrný nárůst produkce v roce 2014, který posouvá kumulované hodnoty v dalších letech výš. Nižší výnosy v roce 2017 opět obě křivky k sobě mírně přibližují.

Vzhledem k tomu, že se jedná o poměrně dlouhé období a modelovaný proces je významně závislý na mnoha přírodních vlivech, lze výsledek považovat za vyhovující.