

# Analýza maximálního environmentálního potenciálu průmyslové symbiózy v oblasti nakládání s plastovými odpady

---

*1.E.1.09 Analýza maximálního environmentálního potenciálu průmyslové  
symbiózy v oblasti nakládání s plastovými odpady  
Zpráva vypracovaná v rámci řešení pracovního balíčku  
WP1E projektu TAČR SS02030008 Centrum environmentálního  
výzkumu: Odpadové a oběhové hospodářství a environmentální  
bezpečnost (CEVOOH)*

*Prosinec 2024*

---

Ing. Aleš Paulu, prof. Ing. Vladimír Kočí, Ph.D., Ústav udržitelnosti a  
produktové ekologie VŠCHT Praha

T A  
Č R

Projekt SS02030008 Centrum environmentálního výzkumu: **Odpadové a oběhové hospodářství a environmentální bezpečnost (CEVOOH)** je financován se státní podporou Technologické agentury ČR a Ministerstva životního prostředí ČR v rámci **Programu Prostředí pro život**.

## Obsah

<b>1. Úvod</b> .....	<b>3</b>
<b>2. Metody</b> .....	<b>4</b>
<b>2.1. Posuzované odpadní toky a technologie</b> .....	<b>4</b>
<b>2.2. Maximální přepravní vzdálenosti</b> .....	<b>4</b>
<b>2.3. Analýza potenciálu</b> .....	<b>5</b>
2.3.1. Současný scénář .....	5
2.3.2. Potenciální scénář.....	5
<b>2.4. LCA metodologie</b> .....	<b>6</b>
2.4.1. Definice cílů a rozsahu .....	6
2.4.2. Inventarizace, posouzení dopadů a analýza nejistot .....	7
<b>3. Výsledky a diskuze</b> .....	<b>7</b>
<b>3.1. Porovnání technologií</b> .....	<b>7</b>
<b>3.2. Maximální přepravní vzdálenosti</b> .....	<b>9</b>
<b>3.3. Analýza potenciálu</b> .....	<b>9</b>
3.3.1. Potenciální bariéry.....	11
<b>4. Závěr</b> .....	<b>12</b>
<b>Literatura</b> .....	<b>13</b>

## 1. Úvod

V průběhu let se paradigma nakládání s průmyslovým odpadem posunulo od pouhého odstraňování nežádoucích vedlejších produktů každodenní lidské činnosti k procesům vytvářejícím druhotné zdroje s potenciálem zmírnit dopady na životní prostředí (Dijkema et al., 2000; United Nations Environment Programme, 2024). K naplnění tohoto potenciálu a k propojení odvětví odpadového hospodářství a průmyslové výroby v rámci oběhového hospodářství jsou nutné systémové změny (Ekvall et al., 2016). Evropská unie v novém akčním plánu oběhového hospodářství (Evropská komise, 2020) vytyčila jasný směr, stanovila cíle pro nakládání s odpady a zavedla nová politická opatření. Pro průmysl je vizí průmyslová symbióza, tj. propojená síť podniků, které sdílejí zdroje a snižují dopady na životní prostředí při současném zachování své konkurenceschopnosti (Neves et al., 2020). Realizace těchto nových opatření a naplnění vize však ale závisí na odhodlání jednotlivých členských států EU.

Česká republika se vydala ve stopách Evropské unie a přijala vlastní strategický rámec pro oběhové hospodářství do roku 2040 a nový zákon o odpadech (OECD, 2021). Cílem těchto legislativních nástrojů je zavedení hierarchie nakládání s odpady, která upřednostňuje předcházení vzniku odpadů a jejich snižování, a teprve poté mají následovat postupy jako opětovné použití, recyklace nebo odstranění. Legislativa se však zaměřuje především na komunální a obalové odpady. EU například uvádí limit pro recyklaci plastových obalových odpadů ve výši 55 % do konce roku 2030. Průmyslovým plastovým odpadům se však veřejné politiky zatím komplexně nevěnují, a to ani studie zabývající se environmentálními dopady.

Posuzování životního cyklu (LCA) je široce využívaná standardizovaná analytická metoda, kterou je možné používat také k hodnocení potenciálních dopadů a přínosů různých strategií nakládání s odpady. LCA odpadů umožňuje komplexní, holistické a transparentní mapování všech toků v rámci systému nakládání s odpady i mimo něj (Christensen et al., 2020). Ačkoli je aplikace LCA v odpadovém hospodářství vyspělou disciplínou s mnoha přehledovými články uvádějícími množství případových studií, jsou tyto studie téměř výhradně zaměřeny na komunální odpady (Gentil et al., 2010; Laurent, Bakas, et al., 2014; Laurent, Clavreul, et al., 2014; Mulya et al., 2022). Lze sice tvrdit, že mnohem větší množství průmyslového odpadu (Eurostat, 2020a) je převážně inertní, což může signalizovat nízké přímé dopady na životní prostředí, pokud bychom ale uvažovali z pohledu celého životního cyklu, bylo by možné vyhodnotit potenciál průmyslového odpadu spíše v zamezování často environmentálně náročné primární produkce. Dané zamezení primární produkce se v LCA odpadů uvažuje jako substituční modelování (Viau et al., 2020), které připisuje sekundární výrobě vynuté environmentální dopady primární výroby. Studie LCA se zaměřují na průmyslový sektor především z pohledu symbiózy konkrétních průmyslových subjektů (Aissani et al., 2019; Kerdlap et al., 2020; Neves et al., 2020), a často kombinují LCA s analýzou materiálových toků (MFA) nebo se zaměřují na konkrétní druhy odpadů, jako jsou plasty (Alhazmi et al., 2021; Antelava et al., 2019). V kontextu České republiky existuje ovšem pouze několik LCA studií zkoumajících komunální odpady (Ferdan et al., 2018; Kočí & Třešňáková, 2011; Stehel et al., 2019), zatímco komplexnější studie zaměřená na průmyslové odpady chybí.

Tato práce analyzuje potenciál nakládání s plastovým průmyslovým odpadem v České republice v rámci zmírnění dopadů na životní prostředí. Analýza využívá frakčně-specifické modelování prostřednictvím softwaru EASETECH (Clavreul et al., 2014) a zahrnuje také analýzu nejistot pro testování výsledků. Studie porovnává současný stav nakládání s českými průmyslovými plastovými odpady se stavem potenciálním, kdy jsou naplněny cíle současných politik. Naším cílem je dále objasnit hierarchii nakládání s plastovým odpadem, poukázat na oblasti s největším potenciálem pro zmírnění dopadů na životní prostředí a prozkoumat překážky bránící realizaci tohoto potenciálu.

## 2. Metody

### 2.1. Posuzované odpadní toky a technologie

V analýze bylo předpokládáno, že plastový odpad je směsí následujících frakcí: měkké plasty (LDPE), tvrdé plasty (HDPE, PP, PS, PVC) a PET lahve. Tyto frakce pak byly posuzované v rámci technologií odpadového hospodářství jako jsou skládkování, terénní úprava a zásyp (dále jen zásyp), spalování, energetické využití a mechanická recyklace (dále jen recyklace).

Relevantní technologie nakládání s plastovými odpady byly vybrány podle nejnovějších celostátně hlášených statistických údajů o nakládání s odpady (Eurostat, 2020b). Inovativní, laboratorní nebo nově vznikající technologie, jako např. chemická recyklace, nebyly předmětem analýzy. Technologie byly uvažované jako lokalizované na území České republiky. Procesy spalování a energetického využití byly reprezentovány spalovnou odpadů s roštovým kotlem s termooxidačním rozkladem odpadů při teplotě 950-1100 °C, zatímco model energetického využití zahrnoval výrobu elektřiny (11,4 % vstupní energie) a tepla (39,1 % vstupní energie) (Ministerstvo průmyslu a obchodu ČR, 2022), nahrazující marginální elektřinu a teplo na českém trhu. Pro skládkování byla modelována průměrná česká skládka směsného a komunálního odpadu, včetně biofiltrů a opětovného rozstříku skládkového výluhu. Vzhledem k tomu, že zasypaný odpad je stále v kontaktu s okolním prostředím, bylo zasypávání modelováno jako proces skládkování, ale s dopady sníženými nahrazením běžně používaného zasypaného materiálu, jako je štěrk. Recyklace plastů sestávala z kroků třídění, čištění, homogenizace, drcení a tavení na HDPE a PET pelety s konečnou náhradou primárních HDPE a PET granulátů při výrobě plastů. Aby bylo možné realisticky porovnávat rozdílnou kvalitu primárních a sekundárních plastových materiálů, byly do analýzy zahrnuty také kvalitativní koeficienty substituce. Tyto poměry činily 0.73 pro PET granulát a 0.86 pro HDPE granulát (Viau et al., 2020). U měkkých plastových frakcí se nepředpokládalo, že by byly recyklovány mechanicky, ale pouze energeticky.

### 2.2. Maximální přepravní vzdálenosti

Vzhledem k tomu, že přepravní vzdálenosti často hrají významnou roli při posuzování vlivu nakládání s odpady na životní prostředí, zahrnovala studie také analýzu maximálních přepravních vzdáleností, na které je výhodné přepravovat odpady k recyklaci nebo zasypávání. Předpokládaným druhem dopravy bylo nákladní vozidlo s průměrným zatížením 16-32 tun a emisní normou EURO 6. Vzdálenosti byly vypočteny na základě výsledků v kategorii dopadu Změna klimatu (uhlíková stopa).

Rovnice vycházela z ušetřené uhlíkové stopy při recyklaci (nebo zasypání) jedné tuny odpadu vydělené uhlíkovou stopou při přepravě jedné tuny odpadu.

## 2.3. Analýza potenciálu

Byly porovnány dva scénáře s produkcí a nakládáním na celostátní úrovni, s cílem prozkoumat potenciál průmyslového plastového odpadu pro zmírnění dopadů na životní prostředí (Obr. 1).

### 2.3.1. Současný scénář

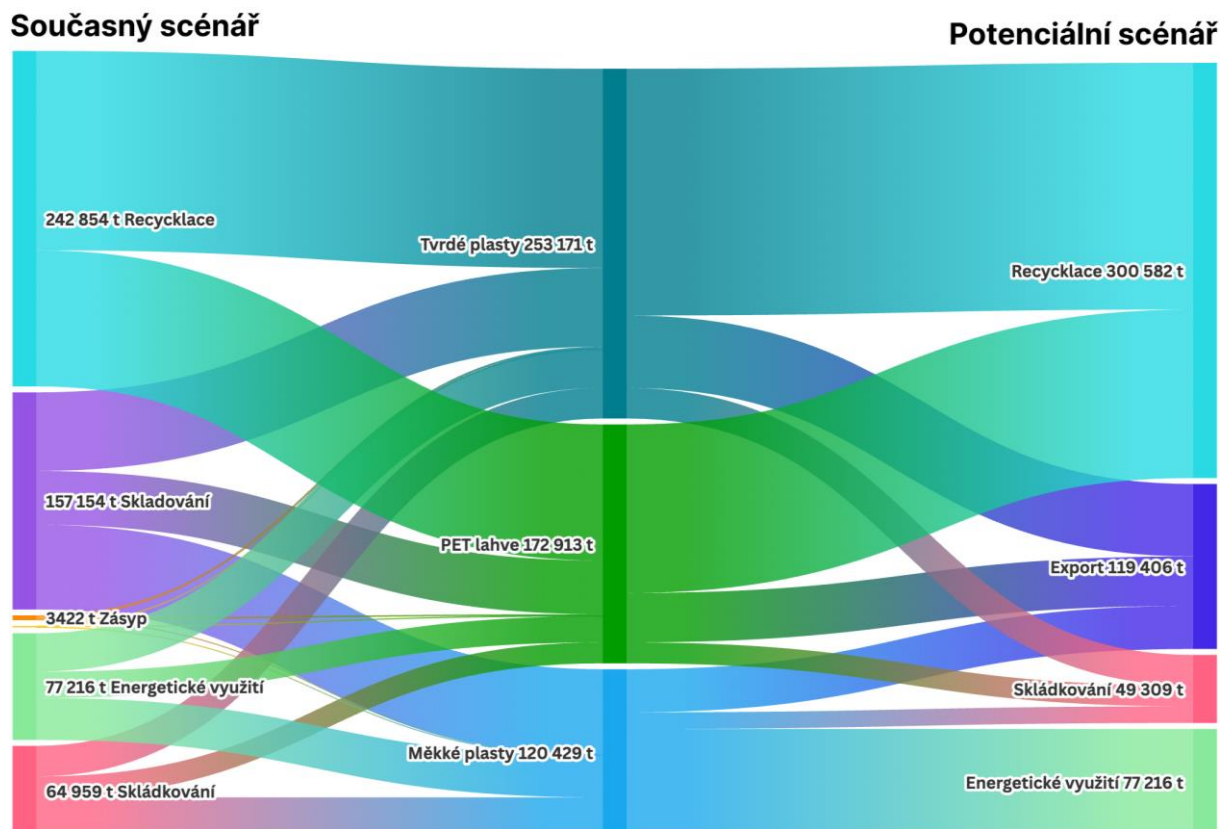
Současný scénář představuje poslední celostátně vykazované statistické údaje o zpracování odpadů včetně exportu (Eurostat, 2020b), ale extrapolované na poslední celostátně vykazované statistické údaje o produkci odpadů (Český statistický úřad, 2021). Meziroční skladování odpadů bylo vypočteno z rozdílu mezi celkovým množstvím vykázaného nakládání s odpady a celkovou produkcí.

Exportovaný odpad nebyl předmětem analýzy. Zahrnuta byla také přeprava nákladními vozidly (16-32 tun, EURO 6) do jednotlivých zařízení pro nakládání s odpady. Průměrné přepravní vzdálenosti uvažované v současném scénáři byly předpokládány jako 40 km na skládku a zásypová místa, 70 km do spalovny a 100 km do zařízení na energetické využití a recyklaci.

### 2.3.2. Potenciální scénář

Potenciální scénář představuje teoretický stav, kdy jsou splněny současné cíle v oblasti nakládání s průmyslovými odpady (OECD, 2021). Aby bylo možné přímé srovnání, je potenciální scénář zasazen do stejného časového období jako současný scénář (2021) a uvažuje stejná množství produkce. Pro vytvoření potenciálního scénáře byly přijaty následující předpoklady. 1) Frakce tvrdých plastů a PET lahví z plastového odpadu se řídí cílem mechanické recyklace 55 %, zatímco frakce měkkých plastů se ve větší míře využívá k energetickému využití. 2) Skládování je sníženo pod stanovený limit 10 %. 3) Nedochozí k žádnému dalšímu meziročnímu skladování odpadu a upřednostňuje se spíše export. 4) Nedochozí k žádnému dalšímu spalování plastových odpadů bez energetického využití a pro energetické využití se upřednostňují měkké plastové frakce.

Obr. 1: Materiálové toky tří skupin průmyslových plastových odpadů pro dva analyzované scénáře na celostátní úrovni.



## 2.4. LCA metodologie

Tato práce se řídila metodickými pokyny pro lepší praxi odpadových LCA studií od Laurent, Clavreul et al. (2014), a také mezinárodními standardy pro LCA (Finkbeiner et al., 2006). V této části jsou popsány první tři fáze, tj. definice cílů a rozsahu, inventarizační analýza a posouzení dopadů, zatímco fáze interpretace je součástí výsledků.

### 2.4.1. Definice cílů a rozsahu

Podle příručky ILCD (Wolf et al., 2010) byl rozhodovací kontext této studie klasifikován jako situace B, kdy se na základě výsledků LCA očekávají rozhodnutí, která mohou být přijata, a očekávají se rozsáhlé důsledky na některé z procesů v systému v pozadí. Z těchto důvodů byla v této studii přijata metodologie konsekvenčního LCA.

V této studii byly použity dvě funkční jednotky: jednotková – tzn. nakládání s 1 tunou odpadu; a absolutní – tzn. celkové nakládání s odpady v ČR v roce 2021. Jednotková funkční jednotka umožňuje



porovnávat jednotlivé postupy nakládání s plastovými odpady, zatímco absolutní funkční jednotka umožňuje kvantifikovat celkový potenciál zmírnění dopadů.

Hranice systému byly stanoveny jako „od brány do hrobu“ (také nazýváno „od popelnice do hrobu“), přičemž byly vyjmuty dopady spojené se vznikem odpadu. Předcházení vzniku odpadu, přestože je na vrcholu hierarchie nakládání s odpady (Evropská komise, 2008), je mimo systémové hranice, protože obě funkční jednotky předpokládají, že plastový odpad již byl generován (Christensen et al., 2020). Export odpadu byl ponechán mimo hranice systému a byl mu přiřazen nulový dopad, a to z důvodu nedostatku údajů o osudu exportovaného odpadu. Z tohoto důvodu jsou v této studii analyzovány pouze environmentální důsledky vznikající uvnitř hranic České republiky.

## 2.4.2. Inventarizace, posouzení dopadů a analýza nejistot

Pro účely vypracování modelů skládkování, spalování a energetického využití odpadů byly shromážděny primární údaje prostřednictvím osobní komunikace s provozovateli zařízení pro nakládání s odpady v České republice. Pro recyklaci nebyla podobná data dostupná, tudíž byla recyklace modelována s využitím sekundárních dat datasetů Ecoinvent 3.10, upravených pro české podmínky.

Frakčně-specifické modely skládkování, zásypu, spalování a energetického využití byly vytvořeny v softwaru EASETECH specializovaném na environmentální hodnocení technologií nakládání s odpady (Clavreul et al., 2014). Recyklace byla modelována v programu OpenLCA s cílem zpřesnit obecná data Ecoinvent a zajistit lepší přizpůsobení českým podmínkám. Kombinace obou softwarů byla proveditelná, protože oba poskytují potřebné metodiky hodnocení dopadů LCA a také nástroje k provádění hodnocení nejistot výsledků. Pro hodnocení dopadů byla přijata metodika Environmental Footprint 3.1 (EF 3.1), obsahující 16 kategorií dopadů (Pedersen & Remmen, 2022). Protože se však současná legislativa do značné míry zaměřuje na dopady spojené s emisemi skleníkových plynů a dekarbonizaci, byl kladen zvláštní důraz na kategorii dopadů Změna klimatu.

V neposlední řadě byla analyzována nejistota výsledků pomocí simulace Monte Carlo s 1000 iteracemi. Ačkoli existují i jiné doporučené metody pro analýzu nejistoty v LCA odpadů s menšími výpočetními nároky (Bisinella et al., 2016), tyto metody staví na předchozí analýze citlivosti výsledků. Analýzu citlivosti nebylo možné do této studie zahrnout kvůli omezením softwaru OpenLCA. Parametry zahrnuté do analýzy nejistot zahrnovaly recyklační účinnost, kvalitativní koeficienty substituce, podíly frakcí, energetické požadavky, a také nejistoty integrované v datasetech Ecoinvent.

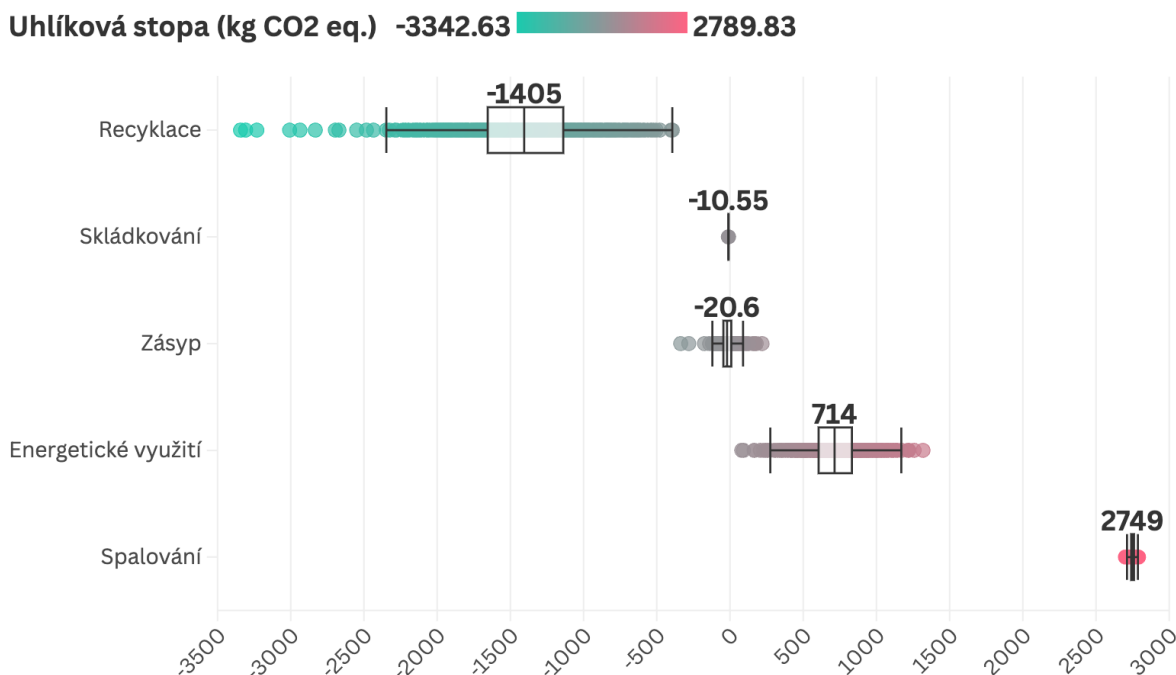
## 3. Výsledky a diskuze

### 3.1. Porovnání technologií

Výsledky LCA pro kategorii dopadu Změna klimatu (uhlíková stopa) jsou znázorněny na Obrázku 2, kde jsou porovnány všechny technologie nakládání s odpady v rámci 1 tuny zpracovaného průmyslového plastového odpadu. K analýze nejistoty výsledků byla použita simulace Monte Carlo s

1000 iteracemi. Přeprava odpadu do různých zařízení není do výsledků zahrnuta, aby bylo možné porovnat jednotlivé postupy bez ohledu na různé přepravní vzdálenosti.

*Obrázek 2: Uhlíková stopa nakládání s plastovým průmyslovým odpadem. Výsledky jsou vyjádřeny v kg CO<sub>2</sub> ekv. na tunu plastového odpadu. Každá tečka představuje jednu iteraci Monte Carlo a jejich výskyt je rovněž vizualizován pomocí krabicového grafu. Čísla nad krabicovým grafem představují mediánovou hodnotu.*



Z výsledků vyplývá, že recyklace je navzdory vyšší nejistotě výsledku neekologičtější způsobem nakládání s odpady. Recyklace vede k celkovému zamezení dopadů v kategorii Změna klimatu v důsledku nahrazení primárních plastových materiálů. Vzhledem k použitému přístupu k modelování je zásyp ekologičtější metodou nakládání s plasty oproti skládkování, a to díky zohledněné náhradě primárního štetku. Spalování vykazuje ze všech metod nejvyšší dopady v kategorii Změna klimatu. Také u všech ostatních kategorií dopadu EF 3.1 je mechanická recyklace nejpreferovanějším postupem nakládání s odpady, zatímco odstraňování spalováním je nejméně preferované. Energetické využití plastového odpadu má za následek vyšší dopady na Změnu klimatu ve srovnání s jeho recyklací, nebo dokonce skládkováním. Tyto výsledky jsou v souladu s výsledky jiných případových studií porovnávajících technologie nakládání s plastovým odpadem; rozhodující jsou však modelové volby, například předpokládané nahrazované materiály (Bernardo et al., 2016). V případě České republiky nepokrývají úspory z nahrazení marginální elektřiny a tepla přímé emise ze spalování plastů a vedou k celkovému dopadu 714 kg CO<sub>2</sub> ekv./tunu (5-95. percentil v rozmezí 440 až 1006 kg CO<sub>2</sub> ekv./tunu). Skládkování plastů má za následek zamezení dopadů -10,5 kg CO<sub>2</sub> ekv./t (5-



95. percentil v rozmezí -11,0 až -10,1 kg CO<sub>2</sub> ekv./t). Dané zamezení dopadů se připisuje uložení uhlíku z biogenní frakce plastového odpadu (v této studii předpoklad 0.35-0.41 % (Riber et al., 2009)). Je však nutné podotknout, že dopady skládkování mohou být v LCA často podhodnoceny, protože standardní charakterizační modely nezahrnují dlouhodobé emise (více než 100 let), dopady mikropolutantů jako jsou mikroplasty, nebo problémy se zápachem (Christensen et al., 2020). Složitější situace je také u dalších kategorií dopadů na životní prostředí. Kromě Změny klimatu má energetické využití v této studii vyšší dopady na Využívání půdy, avšak v kategoriích dopadů Ekotoxicita, Poškození ozonové vrstvy, Spotřeba vody, Spotřeba surovin, Eutrofizace a Acidifikace má energetické využití nižší dopady než skládkování i zásyp.

### 3.2. Maximální přepravní vzdálenosti

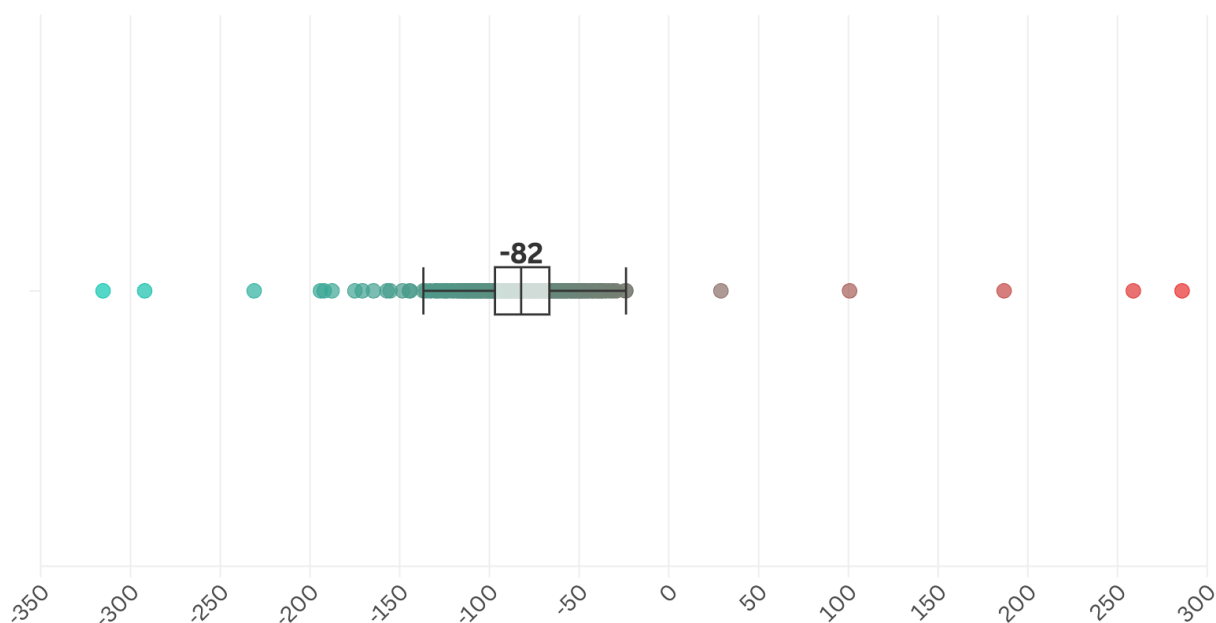
Maximální vzdálenost, na kterou je ještě výhodné přepravovat plastový odpad k recyklaci, byla z hlediska dopadů na Změnu klimatu vyčíslena na 6702 km. Dále byla vyčíslena maximální vzdálenost, na kterou je ještě výhodné přepravovat plastový odpad k účelu terénní úpravy a zásypu, a to jako 29 km. Je třeba ovšem podotknout, že výsledné vzdálenosti jsou velmi závislé na typu dopravního prostředku, použitém palivu, koeficientu zatížení nebo nutnosti zpáteční cesty, a také jsou uvedeny pouze pro kategorii dopadů Změna klimatu. Tyto výsledky jsou pouze orientační a slouží jako hrubý odhad úlohy dopravy při rozhodování o tom, zda je možné využít odpad i na delší přepravní vzdálenosti. Výsledky jsou založeny na průměrném scénáři, který představuje přepravu dieselovým nákladním automobilem na jednu cestu s užitečným zatížením 16-32 tun, třídou EURO 6 a koeficientem zatížení 5,8 tuny. Z výsledků lze vyvodit závěr, že doprava by obecně neměla být pro recyklaci plastů z hlediska klimatu limitujícím faktorem, nicméně v případě zасыpávání plastů tomu tak může být.

### 3.3. Analýza potenciálu

Celkový potenciál průmyslového plastového odpadu pro zmírnění dopadů změny klimatu je znázorněn na Obrázku 3. Podle výsledků byl potenciál vypočten jako mediánová hodnota 82 kilotun CO<sub>2</sub> ekv. Tato hodnota je důsledkem zvýšené míry recyklace ze současných 44 % na cílových 55 %. Je třeba poznamenat, že zamezení těchto dopadů souvisí pouze s lokalitou České republiky a zvýšení exportu za hranice může vést k dalším environmentálním důsledkům, které jsou nad rámec této studie.

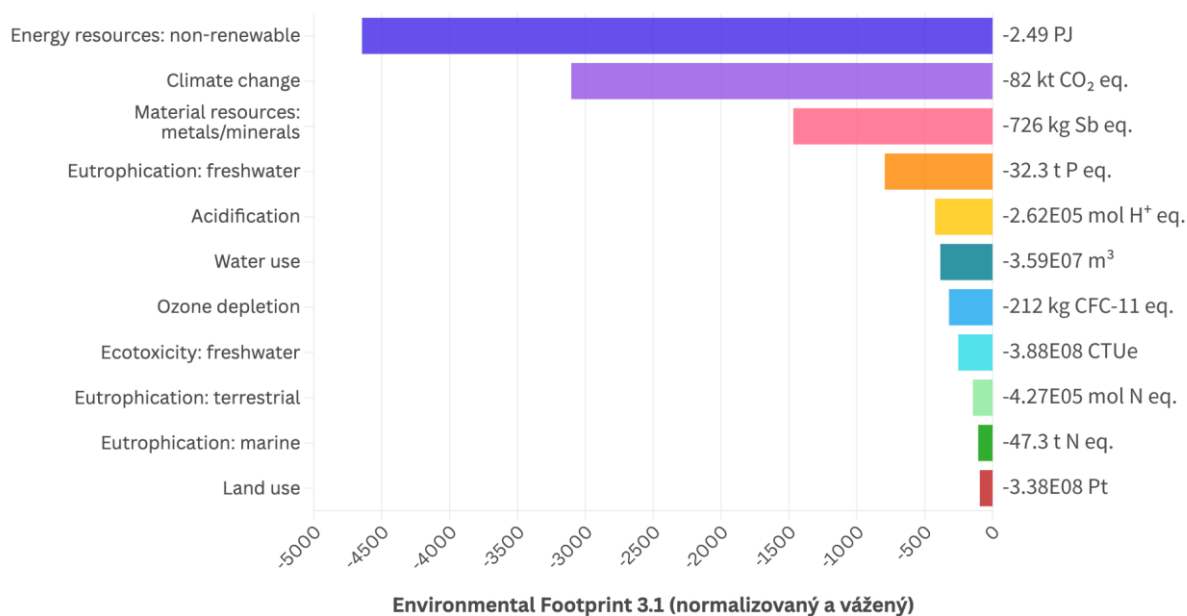
Obrázek 3: Absolutní potenciál průmyslových plastových odpadů v České republice pro zmírnění dopadů na Změnu klimatu. Výsledky představují rozdíl mezi současným a potenciálním scénářem a jsou vyjádřeny v kilotunách CO<sub>2</sub> ekv. Každá tečka představuje jednu iteraci Monte Carlo a jejich výskyt je rovněž vizualizován krabicovým grafem. Čísla nad krabicovým grafem představují mediánovou hodnotu.

**Uhlíková stopa (kt CO<sub>2</sub> eq.) -315.3 286**



Celkový potenciál zmírnění dopadů vybraných kategorií dopadů EF 3.1 je znázorněn na Obrázku 4. Obrázek porovnává kategorie dopadů po normalizaci a vážení, a uvádí také výsledky kategorií dopadů v odpovídajících jednotkách před použitím těchto kroků. Kategorie dopadů hodnotící dopady na lidské zdraví (Toxicita pro člověka, Tvorba pevných částic, Tvorba fotochemických oxidantů a Ionizující záření) byly ze srovnání na Obrázku 4 vynechány. Důvodem je vysoká nejistota spojená s charakterizačními modely, jejichž cílem je korelovat dopady na lidské zdraví s různorodou škálou toxických látek, z nichž každá má různé vlastnosti a účinky (Fantke et al., 2021). Pro přesnější posouzení dopadů toxických látek na lidské zdraví existují i jiné vhodné metody než LCA (např. Analýza rizik), a tato studie se zaměřujeme především na zmírnění dopadů na životní prostředí.

Obrázek 4: Absolutní potenciál zmírnění dopadů pro vybrané kategorie dopadů EF 3.1. Výsledky na ose x jsou normalizovány a váženy. Hodnoty v pravém sloupci představují celkové výsledky před normalizací a vážením.



Zde prezentovaný teoretický scénář nakládání s průmyslovými plastovými odpady má potenciál zamezit celkově 82 kilotun CO<sub>2</sub> ekv., což představuje přibližně 0.07 % celkových emisí CO<sub>2</sub> v České republice (Evropská komise et al, 2023). Dále daný scénář představuje snížení spotřeby fosilní energie o asi 2.49 PJ, což odpovídá asi 0.13 % celkové spotřeby primárních energetických zdrojů ČR (Ministerstvo průmyslu a obchodu ČR, 2017).

### 3.3.1. Potenciální bariéry

Na tomto místě bychom se rádi věnovali překážkám, které by mohly nastat při snaze o naplnění vypočítaného potenciálu ke zmírnění dopadů. V případě plastového odpadu je hlavní překážkou intenzivnější materiálové recyklace pravděpodobně fakt, že vyžaduje odpad, který je homogenní, čistý a vzniká ve velkém množství na několika málo místech. Materiálová recyklace heterogenních směsí odpadních plastů je méně efektivní v porovnání se zpracováním homogenní směsí (Česká technologická platforma pro plasty, 2023). Pro dosažení cíle 55 % je tedy otázkou, zda je výhodnější usilovat o zlepšení sběru a předzpracování plastových odpadů, nebo zda upřednostnit nové vznikající technologie (jako např. chemické recyklace), které mohou doplnit slabiny mechanické recyklace (Ragaert et al., 2017). Pro efektivnější nakládání s plasty v budoucnosti, a to nejen v České republice, může být nezbytná kombinace obou přístupů.

## 4. Závěr

Cílem této studie bylo vyčíslit maximální potenciál pro zmírnění environmentálních dopadů prostřednictvím zlepšení nakládání s průmyslovým plastovým odpadem v České republice. Pomocí metodiky LCA, frakčně-specifického modelování, a analýzy nejistot byly vyhodnoceny environmentální dopady běžných technologií nakládání s odpady, jako jsou skládkování, terénní úprava a zásyp, spalování, energetické využití a mechanická recyklace. Ve všech kategoriích dopadu EF 3.1 byla potvrzena hierarchie nakládání s odpady, přičemž recyklace vychází jako nejekologičtější způsob nakládání s plasty, přičemž odstraňování je nejméně ekologické, zejména ve formě spalování. Ukázalo se také, že případ energetického využití je složitější, aneb vykazuje vyšší dopady na Změnu klimatu a Využívání půdy oproti skládkování i zásypu, ale naopak předčí skládkování i zásyp v dopadech na Ekotoxicitu, Poškození ozonové vrstvy, Spotřebu vody, Spotřebu surovin, Eutrofizaci i Acidifikaci. Dále byly vyčísleny maximální přepravní vzdálenosti, na které je ještě výhodné přepravovat průmyslový plastový odpad z hlediska dopadů na Změnu klimatu. Tyto vzdálenosti činí 6702 km pro recyklaci plastového odpadu a 29 km pro zasypávání plastovým odpadem. Za účelem analýzy absolutního potenciálu pro zmírnění dopadů na životní prostředí byl vytvořen potenciální scénář, který představuje především současný cíl 55 % recyklace plastových obalů. Předložený scénář vykazuje potenciální zamezení 82 kilotun CO<sub>2</sub> ekv., což odpovídá přibližně 0.07 % celkových národních emisí, a snížení spotřeby fosilní energie o přibližně 2.49 PJ, což představuje asi 0.13 % celkové spotřeby primárních energetických zdrojů.

## Literatura

- Aissani, L., Lacassagne, A., Bahers, J.-B., & Féon, S. L. (2019). Life cycle assessment of industrial symbiosis: A critical review of relevant reference scenarios. *Journal of Industrial Ecology*, 23(4), 972-985. <https://doi.org/10.1111/jiec.12842>
- Alhazmi, H., Almansour, F. H., & Aldhafeeri, Z. (2021). Plastic Waste Management: A Review of Existing Life Cycle Assessment Studies. *Sustainability*, 13(10), 5340. <https://doi.org/10.3390/su13105340>
- Antelava, A., Damilos, S., Hafeez, S., Manos, G., Al-Salem, S. M., Sharma, B. K., Kohli, K., & Constantinou, A. (2019). Plastic Solid Waste (PSW) in the Context of Life Cycle Assessment (LCA) and Sustainable Management. *Environmental Management*, 64(2), 230-244. <https://doi.org/10.1007/s00267-019-01178-3>
- Bisinella, V., Conradsen, K., Christensen, T. H., & Astrup, T. F. (2016). A global approach for sparse representation of uncertainty in Life Cycle Assessments of waste management systems. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(3), 378-394. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-1014-4>
- Christensen, T. H., Damgaard, A., Levis, J., Zhao, Y., Björklund, A., Arena, U., Barlaz, M. A., Starostina, V., Boldrin, A., Astrup, T. F., & Bisinella, V. (2020). Application of LCA modelling in integrated waste management. *Waste Management*, 118, 313-322. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.08.034>
- Clavreul, J., Baumeister, H., Christensen, T. H., & Damgaard, A. (2014). An environmental assessment system for environmental technologies. *Environmental Modelling & Software*, 60, 18-30. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.06.007>
- Ministerstvo průmyslu a obchodu ČR. (2022). Statistika energetického využívání odpadů a alternativních paliv 1989–2021. Čerpáno 20.09.2024 z <https://www.mpo.gov.cz/assets/cz/energetika/statistika/obnovitelne-zdroje-energie/2022/7/Statistika-EVO-2021.pdf>
- Český statistický úřad. (2021). Produkce, využití a odstraňování odpadů - 2021: Tabulka 6 - Produkce odpadů podle Seznamu kódů odpadů. Čerpáno 25.7. 2024 z <https://csu.gov.cz/produkty/generation-recovery-and-disposal-of-waste-53pmfy4qu8>
- Dijkema, G. P. J., Reuter, M. A., & Verhoef, E. V. (2000). A new paradigm for waste management. *Waste Management*, 20(8), 633-638. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(00\)00052-0](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(00)00052-0)
- Ekvall, T., Hirschnitz-Garbers, M., Eboli, F., & Śniegocki, A. (2016). A Systemic and Systematic Approach to the Development of a Policy Mix for Material Resource Efficiency. *Sustainability*, 8(4), 373. <https://doi.org/10.3390/su8040373>
- Evropská komise. (2008). Consolidated text: Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives (Text with EEA

relevance)Text with EEA relevance. European Commission Brussels, Belgium. Čerpáno z <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A02008L0098-20240218>

Evropská komise. (2020). COM(2020) 98 final: A new Circular Economy Action Plan - For a cleaner and more competitive Europe. European Commission Brussels, Belgium. Čerpáno z <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1583933814386&uri=COM:2020:98:FIN>

Eurostat. (2020a). Generation of Waste by Waste Category, Hazardousness and NACE Rev 2 Activity (env\_wasgen) [https://doi.org/10.2908/ENV\\_WASGEN](https://doi.org/10.2908/ENV_WASGEN)

Eurostat. (2020b). Treatment of waste by waste category, hazardousness and waste management operations (env\_wastrt) [https://doi.org/10.2908/env\\_wastrt](https://doi.org/10.2908/env_wastrt)

Ferdan, T., Pavlas, M., Nevrlý, V., Šomplák, R., & Stehlík, P. (2018). Greenhouse gas emissions from thermal treatment of non-recyclable municipal waste. *Frontiers of Chemical Science and Engineering*, 12(4), 815-831. <https://doi.org/10.1007/s11705-018-1761-4>

Finkbeiner, M., Inaba, A., Tan, R., Christiansen, K., & Klüppel, H.-J. (2006). The New International Standards for Life Cycle Assessment: ISO 14040 and ISO 14044. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(2), 80-85. <https://doi.org/10.1065/lca2006.02.002>

Gentil, E. C., Damgaard, A., Hauschild, M., Finnveden, G., Eriksson, O., Thorneloe, S., Kaplan, P. O., Barlaz, M., Muller, O., Matsui, Y., Li, R., & Christensen, T. H. (2010). Models for waste life cycle assessment: Review of technical assumptions. *Waste Management*, 30(12), 2636-2648. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.06.004>

Kerdlap, P., Low, J. S. C., & Ramakrishna, S. (2020). Life cycle environmental and economic assessment of industrial symbiosis networks: a review of the past decade of models and computational methods through a multi-level analysis lens. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 25(9), 1660-1679. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01792-y>

Koci, V., & Trecakova, T. (2011). Mixed municipal waste management in the Czech Republic from the point of view of the LCA method. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(2), 113-124. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0251-4>

Laurent, A., Bakas, I., Clavreul, J., Bernstad, A., Niero, M., Gentil, E., Hauschild, M. Z., & Christensen, T. H. (2014). Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I: Lessons learned and perspectives. *Waste Management*, 34(3), 573-588. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.045>

Laurent, A., Clavreul, J., Bernstad, A., Bakas, I., Niero, M., Gentil, E., Christensen, T. H., & Hauschild, M. Z. (2014). Review of LCA studies of solid waste management systems – Part II: Methodological guidance for a better practice. *Waste Management*, 34(3), 589-606. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.004>

Mulya, K. S., Zhou, J., Phuang, Z. X., Laner, D., & Woon, K. S. (2022). A systematic review of life cycle assessment of solid waste management: Methodological trends and prospects. *Science of The Total Environment*, 831, 154903. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154903>



Neves, A., Godina, R., Azevedo, S. G., & Matias, J. C. O. (2020). A comprehensive review of industrial symbiosis. *Journal of Cleaner Production*, 247, 119113.

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119113>

OECD. (2021). Towards a national strategic framework for the circular economy in the Czech Republic. <https://doi.org/10.1787/5d33734d-en>

Pedersen, E., & Remmen, A. (2022). Challenges with product environmental footprint: a systematic review. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 27(2), 342-352.

<https://doi.org/10.1007/s11367-022-02022-3>

Stehel, V., Dvořák, J., Wittlingerová, Z., & Petruželková, A. (2019). Economic contradictions of the waste-to-energy concept and emissions reduction plan (case study, Czech Republic). *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 41(13), 1622-1629.

<https://doi.org/10.1080/15567036.2018.1549137>

United Nations Environment Programme. (2024). Global waste management outlook 2024: beyond an age of waste, turning rubbish into a resource. <https://www.unep.org/resources/global-waste-management-outlook-2024>

Viau, S., Majeau-Bettez, G., Spreutels, L., Legros, R., Margni, M., & Samson, R. (2020). Substitution modelling in life cycle assessment of municipal solid waste management. *Waste Management*, 102, 795-803.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.11.042>

Wolf, M., Chomkhamsri, K., Brandao, M., Pant, R., Ardente, F., Pennington, D., Manfredi, S., De Camillis, C., & Goralczyk, M. (2010). International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – General guide for life cycle assessment – Detailed guidance. EUR 24708 EN. Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2788/38479>

