DOPADY TOXICKÉHO ODPADU

Popel ze spaloven odpadů v oběhovém hospodářství

VÝZKUMNÁ ZPRÁVA – LEDEN 2022

Andrew Neil Rollinson

ARNIKA

gaia

ZERO WASTE EUROPE

Autor: Andrew Neil Rollinson
Redaktoři: Janek Vahk, Ana Oliveira
Zero Waste Europe, 2022

Zero Waste Europe je evropská síť obcí, měst, institucí, firem, odborníků a dalších subjektů, které spojuje vize předcházení vzniku odpadu v naší společnosti. Nabízíme konkrétní rady, jak přehodnotit vztah ke zdrojům, změnit životní styl a přejít na udržitelnější vzorce výroby a spotřeby v souladu s principy oběhového hospodářství.

GAIA (Global Alliance for Incinerator Alternatives) je globální síť více než 800 občanských iniciativ, nevládních organizací a jednotlivců. Naším cílem je spravedlivý svět bez odpadů, postavený na respektu k ekologickým mezím a lidským právům, kdy lidé nejsou zatíženi toxickým znečištěním a zdroje jsou udržitelným způsobem zachovávány, ne páleny nebo ukládány na skládky. Podporujeme globální posun směrem k environmentální spravedlnosti pomocí posilování občanských sociálních hnutí, která napomáhají řešení problémů s odpady a znečištěním.

Český překlad této studie připravila v roce 2023 organizace Arnika – program Toxické látky a odpady.
Autorka překladu: Anna Almáši
Odborná úprava textu: Nikola Jelínek, Sarah Ožanová
Korektor: Ondřej Krochmalný
Autor grafické úpravy: Pavel Jaloševský

Arnika je česká nezisková organizace, která od roku 2001 spojuje lidi usilující o lepší životní prostředí. Naším posláním je chránit přírodu a zdravé prostředí pro budoucí generace doma i ve světě. Dlouhodobě prosazujeme méně odpadů a nebezpečných látek, živé řeky a pestrou přírodu a právo občanů rozhodovat o životním prostředí.

Kampaň Arniky s názvem „Nespaluj, recykluj!" byla zahájena koncem roku 2011 a od té doby reaguje na opakované snahy o masivní budování spaloven odpadů v České republice. Arnika prostřednictvím kampaně apeluje na veřejnost a politiky, aby se tomuto trendu aktivně postavili a svou pozornost a podporu zaměřili na prevenci vzniku odpadů, recyklaci, kompostování a systémy zpětného odběru a zálohování. Více se dozvíte na https://arnika.org/kampan-nespaluj-recykluj.

Projekt, v rámci kterého překlad výzkumné zprávy vznikl, podpořila Nadace OSF v rámci programu Active Citizens Fund, jehož cílem je podpora občanské společnosti a posílení kapacit neziskových organizací. Cílem programu je dále inspirace k aktivnímu občanství a pomoc znevýhodněným skupinám. Program Active Citizens Fund vstoupil do České republiky v září roku 2019 s cílem podpořit neziskové organizace nehledě na jejich velikost a zkušenosti. V České republice jej spravuje konsorcium, které tvoří Nadace OSF, Výbor dobré vůle – Nadace Olgy Havlové a Skautský institut. Program je realizován v rámci Fondů EHP a Norska 2014–2021. Prostřednictvím Fondů EHP a Norska přispívají státy Island, Lichtenštejnsko a Norsko ke snižování ekonomických a sociálních rozdílů v Evropském hospodářském prostoru (EHP) a k posilování spolupráce s 15 evropskými státy. Důležitým posláním programu je také spolupráce mezi Českou republikou a dárcovskými státy. Jde o spolupráci mezi českými neziskovými organizacemi a organizacemi z Islandu, Lichtenštejnska a Norska.

Obsah

Abstrakt 6

1/ Úvod 7

2/ Základní informace o popelu ze spaloven odpadů 8

3/ Metodika a identifikace nebezpečí 9

4/ Výsledky: Právní rámec norem a zkušebních metod 11

5/ Výsledky: Empirický výzkum 12

5.1 Potenciálně toxické prvky 12

5.1.1 Srovnání výluhových zkušebních metod 13

5.1.2 Zrání, hodnota pH, pufrování a huminové látky 15

5.1.3 Nestabilita a nebezpečnost spalovny odpadů v závislosti na velikosti částic 16

5.2 Perzistentní organické znečišťující látky (POPs) a mikroplasty 17

5.2.1 PCB 17

5.2.2 PCDD/F 18

5.2.3 BFR: PBDE a PBDD/F 18

5.2.4 PFAS 19

5.2.5 Mikroplasty 19

6/ Diskuze 20

6.1 Vliv na zpracování a důsledky 20

6.2 Určující faktory a další motivace 22

6.3 Zjištění ve vztahu k taxonomii EU 23

6.4 Alternativy a doporučení 24

6.5 Omezení 24

7/ Závěry 25

8/ Poděkování 26

9/ Zdroje 26

Abstrakt

Popelem jsou v následujícím textu míněny zbytky po spalování odpadů, které propadnou roštem spalovny (někdy též označované jako „ložový popel"). Vzniká jich poměrně velké množství a s jejich vznikem je spojena řada negativ. Díky velkému podílu písku, skla a kamenů by se na první pohled mohlo zdát, že se jedná o materiál, který lze znovu využít v rámci oběhového hospodářství. Popel ze spaloven odpadů však obsahuje také mnoho toxických látek, například takzvaných „látek vzbuzujících mimořádné obavy" („substances of very high concern", zkráceně SVHC) nebo perzistentních organických znečišťujících látek (zkráceně POPs).

K sekundárnímu znečištění z popela může docházet v případech, kdy se tyto toxické látky za různých podmínek a v různém časovém období vyluhují do okolního prostředí. Když však spalovnářský sektor propaguje popel ze spaloven odpadů jako „zelený" či „ekologický" stavební materiál, o této skutečnosti se většinou nezmiňuje. Ve srovnání se znečištěním ovzduší emisemi ze spaloven odpadů tak popel poněkud uniká pozornosti a stává se snadno předmětem greenwashingu.

Tato zpráva využívá závěry nezávislých empirických výzkumů, aby doložila, že popel ze spaloven odpadů je velmi nebezpečný a nedostatečně regulovaný. Riziko je umocněno skutečností, že zkušební metody pro jeho využívání jako stavebního materiálu jsou zastaralé. V souvislosti s používáním popela ze spaloven odpadů ve výrobcích na bázi cementu a jako kameniva na silnice a chodníky je v této zprávě uveden seznam patnácti problémů, které mohou mít za následek ohrožení veřejného zdraví a bezpečnosti. Výzvy na podporu využívání popela ze spaloven odpadů v rámci oběhového hospodářství jsou předčasné a v souladu se zásadou předběžné opatrnosti by jeho dosavadní používání mělo být ukončeno. Nezávislým zkoumáním popela jsme rovněž získali některé diagnostické údaje o stabilitě provozu spaloven odpadů. Ty vyvolávají nejen pochyby o schopnosti těchto zařízení produkovat popel, který je nezávadný, ale i obavy o dodržování požadavků legislativy týkající se emisí.

1/ Úvod

V přírodě se odpad vždy stává novým zdrojem. Veškerý přirozeně vznikající „odpad" je znovu využíván v efektivním procesu recyklace, ke kterému na Zemi dochází přirozeně. Organismy žijící na zemi se během krátké doby pouštějí do jeho konzumace a opětovného využívání. Odpad se v přírodě nevyskytuje, protože příroda nemá neefektivitu v oblibě.

Naproti tomu civilizace 21. století zavedla ekonomický systém, který je k neefektivitě předem odsouzený. Je to zřejmé, pokud se na něj podíváme z hlediska toho, jak (ne)dokáže využívat přírodní zdroje (omezené množství chemických látek, které tvoří zemskou litosféru a biosféru, a energii, která je v nich obsažena), a to konkrétně tak, že usiluje o vytváření dočasného lokálního finančního zisku za cenu urychlování vzniku neuspořádanosti. Tím se lidské počínání dostává mimo stabilní systém, tj. přirozenou recyklaci prvků v rámci omezeného „rozpočtu", a vrhá se do nestability „jednorázová" společnosti, která musí mít, ve snaze uspokojit své požadavky, vždy větší spotřebu zboží, služeb a pohonných hmot než v uplynulém roce, čímž vzniká také stále větší množství odpadů.

Za účelem vyřešení četných environmentálních problémů, které jsou přímými důsledky takto nastaveného systému a našich snah se z něho vymanit, byla navržena řada koncepcí, které spíše, než by přímo zpochybňovaly základy tohoto systému, navrhují se s ním smířit. Jednou z nich je „udržitelný rozvoj" (Spaiser a kol., 2017), dalším je „oběhové hospodářství" (Ellen MacArthur Foundation, 2014). Spalování odpadů se nepovažuje za součást oběhového hospodářství (tamtéž), protože se jedná o destruktivní proces, který naopak podporuje produkci odpadů, což je ještě umocňováno vznikajícími smluvními závazky (Muznik, 2017).

V současné době Evropská unie (EU) zkoumá, zda by v rámci podpory oběhového hospodářství nebylo vhodné využívání popela z moderních spaloven odpadů finančně podpořit. O této otázce se diskutuje v rámci taxonomie EU (EU, 2020). Aby byly všechny příslušné aktivity v souladu, musejí „podstatným způsobem přispívat" k naplňování alespoň jednoho ze šesti cílů:

1. zmírnění změny klimatu,
2. adaptace na změnu klimatu,
3. udržitelné využívání a ochrana vodních a mořských zdrojů,
4. přechod na oběhové hospodářství,
5. prevence a omezování znečištění anebo
6. ochrana a obnova biodiverzity a ekosystémů.

Zároveň tyto aktivity nesmějí „významným způsobem škodit" naplňování žádného z ostatních cílů, jinými slovy pokroku směrem k jednomu cíli nesmí být dosahováno na úkor jiného. Soulad s tímto požadavkem je posuzován na základě stanovených „technických prověřovacích kritérií" a je vyžadováno, aby byly důkazy o tomto souladu „vědecky podložené" a „získané pomocí konzistentní metodologie" (PSF, 2021).

Cílem této zprávy není posoudit zápory spalování odpadů v rámci modelu oběhového hospodářství. Je jím poskytnout důkazy proti výše uvedeným kritériím, konkrétně v případě použití popela ze spaloven odpadů v „nestmelených" směsích (na silnice a chodníky) i ve „stmelených" směsích (tj. výrobcích na bázi cementu, jako jsou beton a tvárnice). Toto téma má význam také z hlediska legislativy, povolování a plánování, a to v případě, kdy spalovnářský sektor tvrdí, že popel ze spaloven odpadů může mít „mnoho využití", že může být „uhlíkově negativní", nebo dokonce že může pomoci s „přizpůsobováním se změně klimatu a se snižováním emisí skleníkových plynů" (Powerfuel, 2020).

V této zprávě jsou (případná) rizika způsobená využíváním popela ze spaloven odpadů posuzována pomocí nezávislé, recenzované odborné literatury. Tato rizika spočívají hlavně v samotném obsahu toxických látek v popelu a ve výrobcích z něj nebo jeho aplikací a jejich tendenci k pronikání do životního prostředí. Zpráva rovněž zkoumá současná regulační a zkušební ochranná opatření na evropské úrovni a jsou v ní také diskutovány podněty a motivace, které hovoří pro navrhovaná využití popela ze spaloven odpadů.

2/ Základní informace o popelu ze spaloven odpadů

V polovině 19. století, před registrací prvního patentu na spalovnu tuhého komunálního odpadu (Clark, 2007), obsahoval odpad tehdejší společnosti zejména prach, popel a škváru (přibližně z 80 % šlo o odpad z krbových roštů), dále pak menší množství vegetace, exkrementů, kostí a těl uhynulých zvířat, ale také keramiku, oděvy, papír a kovy (Tanner, 2006). Takovéto zbytky se často hromadily na okrajích rychle rostoucích městských oblastí a mělo se za to, že haldy odpadu mohou mít určitou hodnotu (Dickens, 1865). Lidé mezi nimi žili, bylo povoleno se jimi prohrabovat a minimálně v jednom městě se za tuto výsadu vybíral dokonce poplatek (Melosi, 1973). Jakmile byly z odpadu tímto způsobem vybrány všechny „cennosti", zbylý popel a škvára se běžně používaly jako podkladová vrstva pod cesty a silnice. V roce 1848 byla údajně celá velká londýnská prachová halda (Obrázek 1) prodána Rusku na výstavbu ulic Moskvy (Tilley, 2014).

Obrázek 1. King's Cross, Londýn: Velká prachová halda, vedle Battle Bridge a Smallpox Hospital. Akvarel E. H. Dixona, 1837 (Wellcome Collection, nedatováno).

Popel z moderních spaloven odpadů se významně liší od popela a strusky, které byly v 19. století používány do základů silnic. Tuhý komunální odpad dnes obsahuje velké množství všudypřítomných plastů a jejich příměsí spolu s plastovými a kovovými kompozity, jako jsou desky s plošnými spoji a dalšími chemicky ošetřenými materiály, jako jsou papír, různé obaly nebo odpadní dřevo (Conesa a kol., 2021). Nedávno zveřejněná zpráva uvádí, že odpadní plasty obsahují více než 2 400 látek, které jsou v EU považovány za potenciálně nebezpečné, protože splňují jedno nebo více kritérií perzistence, bioakumulativnosti nebo toxicity (Wiesinger a kol., 2021).

Většina moderních spaloven odpadů je založena na technologii velkoobjemového roštového spalování a největší množství odpadu („popela"), který vytvářejí, vzniká propadem hlavním roštem. Přestože spalovny odpadů nejsou budovány k získávání popela, je jejich účelem jej vytvářet – jejich název (v anglickém originále „incinerator") etymologicky odkazuje k procesu „přeměny na škváru" („converting to cinders"). Některé spalovny získávají pálením odpadů zpět určité množství energie a jsou označovány jako „zařízení na energetické využívání odpadů" (zkráceně ZEVO). Účinnost takovéto přeměny odpadů na energii je však velmi nízká, $x \leq 0{,}3$, což v podstatě znamená, že se minimálně 70 % energie ve formě chemických vazeb v odpadu během procesu „přeměny na škváru" ztratí (Neuwahl a kol., 2019).

Přibližně třetina vstupního odpadu, který do moderních spaloven odpadů vstupuje, je nespalitelná nebo neshoří (Bielowicz a kol., 2021). Ze spalovny odpadů tak vystupuje zhruba čtvrtina vložené hmotnosti odpadu jako popel (Bunge, 2019; Hulgaard a Vehlow, 2011). Menší množství pevných zbytků se také dostává do spalin a je buď vypouštěno do ovzduší (Particulate Matter Research Group, 2019), nebo zachyceno technologiemi pro čištění spalin (Vehlow, 2015). Tyto částice se označují jako popílek a zbytky z čištění spalin (APCr) a nejsou součástí této zprávy.

Evropská legislativa se v případě spaloven odpadů zaměřuje primárně na minimalizaci emisí do ovzduší, která je v posledních letech implementována v podobě směrnice o průmyslových emisích (IED) (EU, 2010). Ta vyžaduje, aby byly spaliny vystaveny teplotě alespoň 850°C po dobu nejméně 2 vteřin, a to i za těch nejméně příznivých podmínek, a aby byl obsah celkového organického uhlíku (TOC) v popelu / strusce < 3 % hm., nebo aby jeho ztráta žíháním (LOI) činila méně než 5 % hm. Limitní hodnoty jsou stanoveny pouze pro koncentrace znečišťujících látek v emisích do ovzduší a v odpadních vodách systému čištění spalin. Prostředí nad spalovacím roštem je složité monitorovat, a přestože existuje jen málo informací o lokálních teplotních odchylkách, ke kterým zde dochází, předpokládá se, že teplota nad roštem se pohybuje kolem 900 °C (Bunge, 2019).

Na makroúrovni tvoří popel ze spaloven odpadů převážně (z 50–97 %) amorfní materiály, kameny, skleněné střepy, kusy kovu a písčitá drť (Buchholz a Landsberger, Caviglia a kol, 2019). Amorfní frakce je často označována jako „struska" nebo „slínek" – produkt vznikající ve spalovací zóně při vysokých teplotách, při kterých dochází k tavení pomocí prvků skupiny 1 a 2 periodické soustavy prvků, což jsou tavicí činidla (Miles a kol., 1995). Označení „struska" a „slínek" se často používají jako synonyma k pojmu popel. Z chemického hlediska má popel hodnotu pH v rozmezí 11–12 (Bunge, 2019). Jeho hlavními složkami (cca 90 %) jsou oxidy síry (S), křemíku (Si), vápníku (Ca), železa (Fe) a hliníku (Al) ve vázaných formách a minoritně je zastoupeno i velké množství dalších prvků z ostatních skupin, z nichž mnohé jsou velmi toxické (Simon a kol., 2021; Vateva a Laner, 2020). Popel obsahuje také některé čisté kovy, z nichž lze část komerčně extrahovat (Bunge, 2019).

Komerční extrakce kovů z popela je ovlivněna tím, jakým způsobem je popel po vyjmutí zpod roštu dočasně skladován. Některé spalovny odpadů mají chladicí systém (nádrž naplněnou vodou), jiné pracují se suchým zachycováním, během kterého dochází ke skladování na volném prostranství, tzn. zvětrávání nebo zrání. Obě tyto metody mohou vést k tomu, že se změní forma anebo chemické složení popela. Železné (Fe) a neželezné (NFe) kovy lze z popela extrahovat, platí to však pouze pro neoxidované složky (tj. čisté, přírodní kovy) a nikoli pro oxidy kovů, které jsou řazeny mezi minerální složky. Úplné využití všech kovů obsažených v popelu není možné, malá část jich spolu s oxidy kovů zůstává v té části, která je někdy označována jako „minerální frakce" popela. Tato zpráva pojednává o této „zbytkové" složce popela.

3/ Metodika a identifikace nebezpečí

Můj výzkum byl založen na dvou hypotézách:

1. Využívání popela ze spaloven by mohlo podstatným způsobem přispět k přechodu na oběhové hospodářství.
2. Jeho využívání nezpůsobí žádné významné škody.

Metodologií výzkumu bylo zkoumání literatury, přičemž články byly vybrány podle data publikace, konkrétně byly zahrnuty ty, které vyšly v roce 2019 a později a které obsahovaly výsledky získané empirickým výzkumem. Datový soubor byl omezen na vzorky popela vzniklého spalováním tuhého komunálního odpadu, tj.odpadu z domácností a komerčního nebo průmyslového odpadu, přičemž byly vyloučeny studie pojednávající o spalovnách „nebezpečného odpadu". Vyloučeny byly také publikace, které buď vznikly na zakázku průmyslového sektoru, nebo které tento sektor spolufinancoval nebo se na nich podílel autorsky. Oblast byla geograficky vymezena hranicemi Evropy, přičemž u organických látek byla zkoumaná literatura rozšířena o odborné studie z jiných kontinentů, které doložily soulad s provozními minimy stanovenými právními předpisy EU a/ nebo nejlepšími dostupnými technikami („The EU Best Available Techniques", zkráceně BAT).

Potenciální rizika spojená s popelem závisejí na jeho chemickém složení. Další rizika pak vznikají interakcí popela s chemickými látkami ve vnějším prostředí při jeho použití v podobě výrobku. Riziko je také posuzováno v závislosti na legislativním

rámci případných ochranných opatření, kterými se řídí tvorba výrobku a místo jeho použití. V literatuře jsou chemická rizika běžně vyjadřována pomocí dvou faktorů: a) „celkové koncentrace", což je množství prvků nebo sloučenin na jednotku hmotnosti, a b) mobility těchto prvků a sloučenin z popela, označované pojmem „koncentrace ve výluhu" a definované jako hmotnost látky na jednotku objemu kapaliny použité k vyluhování vzorku.

V této zprávě je identifikace chemických rizik založena na EU REACH (evropské regulaci zaměřené na registraci, hodnocení, povolování a omezování chemických látek). Všechny látky uvedené v Tabulce 1 byly přítomny v popelu, jak uvádějí studie, které jsou součástí této zprávy. Všechny jsou považovány za „látky vzbuzující mimořádné obavy" (SVHC), protože splňují jedno nebo více kritérií nebezpečnosti podle nařízení EU REACH (konkrétně: biokumulativnost, karcinogenita, mutagenita, reprodukční toxicita, narušování endokrinního systému, toxicita pro specifické cílové orgány při opakované expozici a chronická toxicita pro vodní prostředí) v kombinaci s velkým objemem produkce, jak uvádí Wiesinger a kol. (2021). Údaje o fázových přeměnách jsou uvedeny v Tabulce 1, z čehož je možné vyvodit podmínky panující uvnitř daných spaloven odpadů a informace o přítomnosti a formě látek v popelu.

Tabulka 1. Přehled prvků*, které jsou považovány za „vzbuzující mimořádné obavy", nalezených v popelu ze spaloven tuhého komunálního odpadu v rámci studií zahrnutých do této zprávy (Wiesinger a kol., 2021). * = Cl- je iont a SO42- je iontová sloučenina. ** Halkidiskis a kol., 2019; Wiesinger a kol, 2021.

Prvek	Bod tání	Bod varu	Původ v tuhém komunálním odpadu**
arsen (As)	Sublimuje při 616 °C		Používá se v elektronice a skle a jako konzervační prostředek na dřevo. Biocid v plastech.
baryum (Ba)	729 °C	1637 °C	Antioxidant, barvivo, plnivo, tepelný a UV stabilizátor v plastech.
brom (Br)	–7 °C	59 °C	Hlavní složka zpomalovačů hoření v plastech, pěnách a textilu.
kadmium (Cd)	321 °C	756 °C	Tepelný stabilizátor, antioxidant a pigment v plastech. Používá se při pokovování a v bateriích.
kobalt (Co)	1495 °C	2870 °C	Katalyzátor a pigment v plastech. Široce používán v magnetech a kovových slitinách.
chloridy (Cl^-)*	n/a	n/a	Změkčovadlo, tepelný stabilizátor, barvivo, antioxidant a katalyzátor v plastech. Hlavní složka polyvinylchloridu (PVC). Konzervační prostředek na dřevo.
chrom (Cr)	1860 °C	2672 °C	Katalyzátor a pigment v plastech. Používá se při pokovování.
měď (Cu)	1084 °C	2567 °C	Biocid a pigment v plastech. Nachází se v kabeláži ve většině elektrozařízení.
olovo (Pb)	334 °C	1740 °C	Barvivo, antioxidant, UV a tepelný stabilizátor v plastech. Nachází se v bateriích, kovovém zboží, skle, elektronice.
rtuť (Hg)	–39 °C	357 °C	Katalyzátor, barvivo, síťovací činidlo, plnivo a biocid v plastech.
molybden (Mo)	2617 °C	4612 °C	Katalyzátor, síťovací činidlo a zpomalovač hoření v plastech.
nikl (Ni)	1453 °C	2732 °C	Katalyzátor a biocid v plastech.
antimon (Sb)	631 °C	1635 °C	Používá se hlavně jako zpomalovač hoření v plastech, ale také jako plastový katalyzátor, antioxidant a pigment.
sírany (SO_4^{2-})*	n/a	n/a	Plnivo, barvivo, tepelný a UV stabilizátor v plastech.
cín (Sn)	232 °C	2270 °C	Biocid a antioxidant v plastech. Používá se jako zpomalovač hoření, při pokovování, ve skle, v keramice.
vanad (V)	1887 °C	3377 °C	Antioxidant v plastech. Také mazivo při výrobě plastů. Sloučenina vyvolávající obavy – oxid vanadičitý.
zinek (Zn)	420 °C	907 °C	Je mnohostranně využíván jako přísada do plastů – jako plnivo, tepelný stabilizátor, zpomalovač hoření, kluzný prostředek nebo pigment.

Kromě toho je v popelu přítomna řada skupin organických látek, které jsou také považovány za nebezpečné. Skupiny těchto látek jsou běžně známé pod pojmem perzistentní organické znečišťující látky (POPs) a většina z nich je uvedena ve Stockholmské úmluvě (přestože některé v ní přece jen chybí). Perzistentní organické znečišťující látky dlouho přetrvávají v životním prostředí a jsou toxické. Je o nich známo, že se bioakumulují na vyšších trofických úrovních, přičemž každá trofická úroveň může obsahovat mnoho druhů těchto sloučenin s podobnými vlastnostmi (známých jako kongenery). Tyto látky jsou podrobně popsány samostatně v oddílu 5.2.

4/ Výsledky: Právní rámec norem a zkušebních metod

V Evropě panují v současné době značně různorodá pravidla pro využívání popela ze spaloven odpadů jako stavebního materiálu (Blasenbauer a kol., 2020). Některé země (Norsko) jeho použití zakazují, zatímco jiné (Nizozemsko) využívají veškerý popel, který vytvoří. Některé státy nevyužívají žádný popel, přestože to jejich legislativa umožňuje, zatímco v řadě zemí existují značné regionální odchylky (od 0 do 100 % hm.) v rozsahu jeho využívání. Některé země mají pro použití popela ze spaloven odpadů speciální požadavky. Například v Itálii lze popel používat v cementu, cihlách a keramzitu bez další úpravy nebo zkoušek, naproti tomu při využití při stavbě silnic se výluhovými zkouškami zjišťuje přítomnost některých těžkých kovů (Caviglia a kol., 2019). Pět z dvaceti šesti zemí EU nemá v tomto ohledu vůbec žádnou regulaci, dva státy (Irsko a Lucembursko) sice zakazují domácí použití popela, avšak umožňují jeho vývoz (Blasenbauer a kol., 2020).

Společné evropské normy pro stavební kamenivo a výrobky na bázi cementu (EN 12620, EN 13139, EN 13043 a EN 13242) pracují se všeobecným termínem „nebezpečné látky". Tento termín se týká pouze celkové koncentrace dané látky (nikoli koncentrace ve výluhu), není příliš konkrétní a pro účely propojení s jinými směrnicemi EU má spíše „informativní" než „normativní" funkci. Adekvátní ochranná opatření neobsahuje žádná z evropských směrnic, pouze čl. 53 EU (2010) pojednává o minimalizaci zbytků po spalování odpadů a uvádí, že by měly být provedeny „vhodné testy", vedoucí k odhalení jejich potenciálu znečišťovat životní prostředí. Tento problém je tak delegován na jednotlivé státy, aniž by existovaly jednotné zkušební metody, což je problém, o kterém se hovoří už přes deset let (Blasenbauer a kol., 2020).

Podrobnosti o státech EU, které v případě použití popela ze spaloven odpadů jako stavebního materiálu vyžadují jeho výluhové zkoušky, jsou shrnuty níže (Blasenbauer a kol., 2020):

- Jedenáct zemí používá vsádkové testy vycházející z EN 12457 – tato metoda však není navržena pro popel jako stavební materiál a jako rozpouštědlo[1] používá vodu (EN, 2002/2003). Mezi zeměmi se výše uvedené liší podle následujících parametrů:
    - Objem rozpouštědla na hmotnost vzorku kvantifikovaný jako poměr kapaliny k pevné látce (L/S). Státy používají buď 2 nebo 10 $l.kg^{-1}$, zatímco jedna země (Belgie) vyžaduje dvoustupňovou zkoušku. Všechny mají dobu trvání 24 hodin. Sedm zemí tuto zkoušku používá na velikost částic < 4 mm a tři země (plus jeden region v Belgii) jej používají na velikost částic < 10 mm.
- Čtyři země používají kolonový nebo perkolační test s rychlostí eluce od 0,1 do 10 $l.kg^{-1}$. Velikost částic není uvedena v případě Finska a Švédska, přičemž v Nizozemsku a dvou regionech v Belgii je hodnota nastavena na < 4 mm. Doba trvání testu není určena.
- Nizozemsko je výjimečné v tom, že provádí také zkoušku monolitu, která se vztahuje pouze na stmelené kamenivo. To zahrnuje vložení vzorku popela do vody na dobu 64 dní. Velikost částic zde není specifikována a poměr L/S se liší v závislosti na velikosti monolitu.

[1] „Rozpouštědlo" je definované množství kapaliny, které protéká daným množstvím popílku nebo je s ním mícháno v uzavřené nádobě, přičemž do něj přechází určitá část toxických látek. Po analýze se množství toxických látek zachycených v takto vzniklém výluhu stanoví jako „koncentrace ve výluhu".

Mezi vědeckými autoritami převládá názor, že výluhové zkoušky neposkytují dostatečnou ochranu. Například Tiberg a kol. (2021):

„Dosud není zcela jasné, do jaké míry představuje vyluhovávání kovů z minerální frakce popela a jejich přítomnost v ní hrozbu pro životní prostředí, a jak by se to mělo vyhodnocovat."

A Simon a kol. (2020):

„Standardní výluhové zkoušky mobilizují pouze malé množství celkového počtu určitých látek v popelu ze spalovaných odpadů."

Další nezávislá pozorování jsou uvedena v následující části, která srovnává empirické analýzy popela s různými evropskými limitními hodnotami pro celkovou koncentraci a koncentraci ve výluhu. Informace o limitních hodnotách byly získány z publikací autorů Blasenbauer a kol. (2020) a Glauser a kol. (2021), pokud není uvedeno jinak. Ke vhodnosti limitních hodnot není uveden žádný komentář, protože jak tvrdí Blasenbauer a kol. (2020):

„Nelze učinit závěr, zda konkrétní limitní hodnota je příliš vysoká nebo příliš nízká, protože není známo, jak byly limitní hodnoty v jednotlivých zemích definovány."

5/ Výsledky: Empirický výzkum

5.1 Potenciálně toxické prvky

V Tabulce 2 jsou uvedeny studie, které odpovídaly rozsahu zkoumané literatury. Jedná se o studie ze šesti evropských zemí. Všimněme si zejména podrobných informací o přípravě vzorku (zrání, extrakce kovů, zvětrávání).

Tabulka 2. Data z empirických studií analyzujících potenciálně toxické prvky v popelu ze spalovaných tuhého komunálního odpadu.

Zdroj	Původ vzorku	Příprava vzorku	Metoda	Analyt
Bielowicz a kol., 2021	Zařízení na energetické využívání odpadů (ZEVO), Polsko.	Skladování uvnitř po dobu dvou týdnů, následná extrakce železných a neželezných kovů. Odběr vzorku o hmotnosti 20 kg z 350 – 400 kg každý týden, analýza po dobu 36 týdnů.	Výluhová zkouška dle EN12457 s L/S 10 l.kg-1.	Ba, Cl-, Cr, Cu, Mo, Pb, Sb, SO42-, Zn.
Glauser a kol., 2021	Dvě švýcarské spalovny tuhého komunálního odpadu / zařízení na zpracování popela: 1. mokrý proces zpracování popela, zrání a extrakce kovů; 2. „vylepšené" suché zpracování a extrakce kovů.	1 tuna, následná extrakce kovů vzorky odebírány 5–6krát během dvou dnů z každého zařízení. Kousky kovů a nespálené hmoty > 5 mm odstraněny. Frakce všech velikostí rozdrcené na < 0,25 mm.	Výluhové zkoušky: 1. vsádkový test při 10 l.kg-1, a) s deionizovanou vodou a b) s vodou nasycenou CO2 (nižší hodnota pH). 2. kolonová výluhová zkouška s deionizovanou vodou při L/S mezi 0.1 a 10 l. kg-1.	Cl-, Cu, Pb, Zn (výluh) As, Cl-, Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb, Sb, Sn, V, Zn (celková koncentrace)

Mantovani a kol., 2021	Zařízení na energetické využívání odpadů (ZEVO), Itálie.	Pět vzorků o celkové hmotnosti 30 kg odebíraných po dobu pěti dnů. Sušené po dobu 24 hodin, poté proseté na různou zrnitost.	Pouze celkové koncentrace.	Velké množství.
Simon a kol., 2021	Zařízení na zpracování popela, Německo.	Železné a neželezné kovy odděleny, bez zrání. Mokrá separace a prosévání do zrnitosti v rozsahu mezi 25 a 45 mm.	6letý experiment, výluhové zkoušky v lysimetru pomocí simulované dešťové vody.	Cl-, Cr, Cu, Mo, Sb, SO42-, V
Tiberg a kol., 2021	Šest různých švédských spaloven odpadů.	Extrakce kovů, poté zrání venku po dobu nejméně čtyř měsíců nebo úprava na hodnotu pH 10.	Výluhová zkouška při různé hodnotě pH na částicích o velikosti mezi 5,5 a 8,5 mm.	Al, Cu, Fe, Zn
Kalbe a Simon, 2020	Zařízení na zpracování popela, Německo.	Extrakce železných a neželezných kovů, bez zrání. Mokrá separace a prosévání na zrnitost mezi 25 a 45 mm.	Čtyři různé výluhové zkoušky: simulovaná dešťová voda v lysimetru při 2,96 l. kg-1, kolonová výluhová zkouška při 9,6 l.kg-1 a vsádkové testy při 2 l.kg-1 a 10 l.kg-1.	Velké množství.
Vateva a Laner, 2020	Německá spalovna tuhého komunálního odpadu (mokrý proces zpracování popela).	1900 kg odebráno v 9 dnech v průběhu čtyř týdnů. Porovnáno „ve stavu, v jakém bylo přijato" a ve stavu po 4měsíčním zrání. Velikost částic mezi 0,063 a 31 mm.	Vsádkový test dle EN 12457 při 10 l.kg-1.	As, Cd, Cl-, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, SO42-, Zn
Alam a kol., 2019a	Různé spalovny odpadů v Nizozemsku.	Přirozené zvětrávání po dobu šesti týdnů, vysušení a prosetí do velikosti částic ≤ 0,125 mm.	Vsádkový test dle EN 12457-2 při 10 l.kg-1 deionizované vody.	Velké množství.
Alam a kol., 2019b	Různé spalovny odpadů v Nizozemsku.	Bez extrakce kovů. Zvětrávání po dobu šesti týdnů, sušení při 105 °C a prosetí na 3 velikosti částic v rozsahu 0,125 až 4 mm.	Kolonová výluhová zkouška dle EN 7383:2004, porovnání se sekvenční zkouškou kyselé, redukční a oxidační fáze.	Velké množství.
Caviglia a kol. 2019	Spalovna odpadů v Itálii.	Jednorázový odběr vzorku. Částice prosety na velikost 0,063 až 20 mm.	Vsádkový test dle EN 12457 s deionizovanou vodou při L/S 10 l.kg-1.	Velké množství.

5.1.1 Srovnání výluhových zkušebních metod

Glauser a kol. (2021) ukázali, že rozdílné výluhové zkušební metody ve Švýcarsku a Nizozemsku vedly k rozdílným výsledkům u řady potenciálně toxických prvků v témže vzorku. Statisticky významné korelace ($R^2 \geq 0,95$) byly zjištěny pouze u Cu a Cl^- při použití deionizované vody jako rozpouštědla. U Zn nebyla zjištěna žádná statisticky významná korelace ($R^2 = 0,65$), zatímco u Pb byla průměrná koncentrace ve výluhu ze švýcarského vsádkového testu 2,5krát vyšší než při nizozemské kolonové výluhové zkoušce ($R^2 = 0,55$), což svědčí o relativní mírnosti nizozemské zkoušky.

Žádný ze vzorků popela nevyhověl švýcarským předpisům pro skládkování kvůli celkovým koncentracím těžkých kovů Cr, Cu a Pb u některých velikostí částic. Zejména se to týkalo Sb, který překročil limitní hodnotu pro všechny velikostní frakce částic, a to 11krát u jemných frakcí a 1,5krát až 3krát dokonce i v případech, kdy byl popel podroben „vylepšené úpravě". K tomu autoři suše poznamenali, že švýcarské předpisy týkající se skládkování mají limitní hodnoty pouze pro celkový organický uhlík a určité neželezné kovy z „určitého důvodu", jinak by vzorky popela nedokázaly dané požadavky splnit. Obecně jejich výsledky ukázaly, že:

„Ukládání na skládky s nižšími požadavky a recyklace popela jako suroviny pro výrobu cementového slínku nejsou možné bez další úpravy.“ (Glauser a kol., 2021)

Pokud jde o nizozemské kolonové výluhové zkoušky, byly zaznamenány pouze Cl^-, Cu, Pb a Zn, avšak žádná velikostní frakce popela nevyhověla požadavkům pro Cl^-. Dále nevyhovělo 62 % vzorků požadavkům pro Cu a 38 % požadavkům pro Pb. K tomu autoři poznamenali, že nizozemská kolonová výluhová zkouška s použitím deionizované vody nebyla reprezentativní, protože nebrala v úvahu měnící se hodnoty pH v průběhu času.

Rozdílné výluhové zkušební metody při použití na stejném vzorku porovnávali také Kalbe a Simon (2020). Některé toxické prvky, jako např. Cd, Co, Ni a Pb, se při kolonových a lysimetrických zkouškách vyluhovávaly z popela ve větším množství než při vsádkových testech, zatímco jiné látky, jako Cl^-, Sb a Sn, se vyluhovaly ve větším množství spíše při vsádkových testech než při kolonových výluhových zkouškách, což podporuje závěry Glausera a kol. (2021). Kalbe a Simon (2020) okomentovali vhodnost použití lysimetru namísto běžných vsádkových nebo kolonových zkoušek takto:

„Výsledky lysimetrických experimentů jsou blíže reálným podmínkám na skládkách než kolonová zkouška, a to díky většímu objemu vzorku a průtoku vrchem oproti průtoku zespoda nahoru.“

Jak ukazuje Tabulka 2, žádná evropská země pro výluhové zkoušky lysimetr nepoužívá.

Kvantifikace rozsahu, v jakém se výsledky zkoušek pohybují, poukazuje na velké rozdíly, které existují mezi vsádkovými a kolonovými výluhovými zkouškami, a tedy na to, jak tyto metody umožňují některým zemím popel ze spaloven odpadů používat, zatímco jiným ne. Při měření procentuálního rozdílu celkové koncentrace (C) ve vsádkových a kolonových výluhových zkouškách, při nichž byl použit stejný vzorek ($C_{vsádka} - C_{kolona}$) / $C_{vsádka}$ × 100, se hodnoty lišily takto: As = 63 %, Cl^- = 44 %, Sn = 52 % a Sb = 52 %. To opět ukazuje na relativní mírnost holandské kolonové výluhové zkoušky, ačkoli u některých jiných prvků byly hodnoty záporné, což svědčí o opaku, tzn. relativní přísnosti holandské zkoušky.

V souvislosti s nizozemským používáním kolonových nebo monolitických vyluhovacích testů hodnotili Allam a kol. (2019a) vzorek popela pomocí vsádkových testů s deionizovanou vodou, které se v jiných zemích běžně používají. Jejich výsledky ukázaly, že koncentrace Cu, Cr, Mo a Sb spolu s Cl^- a SO_4^{2} ve výluhu ze vsádkových testů by překročily nizozemský zákonný limit pro použití popela jako stavebního materiálu. Autoři také pojednávají o možnostech zlepšení vlastností popela, přičemž za vhodné nepovažují zvětrávání, protože:

„Zvětrávání krátkodobě až střednědobě snižuje vyluhování potenciálně toxických prvků, je však stabilní pouze v omezeném rozsahu hodnot pH.“

Stejná výzkumná skupina porovnávala nizozemské kolonové výluhové zkoušky pro zrnitý stavební materiál s metodou postupné (sekvenční) výluhové zkoušky (Allam a kol., 2019b). Při postupné zkoušce je vzorek vystaven rozdílným podmínkám, což odpovídá „nejhoršímu možnému scénáři“ toho, co by se s popelem v přirozených podmínkách mohlo dít. Žádná evropská země však postupnou zkoušku nepoužívá.

Allam a kol. (2019b) zjistili, že vzorek o zrnitosti ≤ 4 mm překročil nizozemské limitní hodnoty u výluhové zkoušky pro Cl^-, Cu a Mo. Rovněž se v tomto odvolávají na své vlastní dříve publikované studie z let 2016 a 2017, které ukázaly, že koncentrace Cr, Ni, Pb, Sb a Zn ve výluhu „běžně překračují limit pro využití při neizolované aplikaci“. Při postupných výluhových zkouškách byl zejména Zn vysoce mobilní při nízké hodnotě pH, zatímco Cr, Cu, Ni a Sb vykazovaly vysokou mobilitu za oxidačních podmínek. Autoři to přičítají komplexaci mnoha toxických prvků s huminovými látkami, které se pak stávají mobilními, když dojde ke zničení organické hmoty vlivem oxidace. Tyto výsledky jsou dalším důkazem toho, že sterilní výluhové zkoušky neodpovídají reálným podmínkám, v tomto případě v důsledku interakce s organickou hmotou. Zejména to platí pro nestmelené kamenivo pro výstavbu silnic a chodníků.

Další výsledky jsou uvedeny níže a pocházejí z dalších odborných studií na toto téma. Abychom se vyhnuli opakování velmi podobných shrnutí, jsou následující informace seskupeny tematicky podle konkrétních omezení, která výluhové zkoušky používané na území EU mají z hlediska nebezpečnosti popela ze spaloven odpadů.

5.1.2 Zrání, hodnota pH, pufrování a huminové látky

Když Glauser a kol. (2021) změnili při vsádkovém testu rozpouštědlo a snížili hodnotu pH (pomocí vody nasycené CO_2), rozdíly v hodnotách koncentrací ve výluzích byly mnohem větší – ve srovnání s rozpouštědlem v podobě deionizované vody se mobilita Zn při vsádkové zkoušce zvýšila 15krát. Bylo také zjištěno, že koncentrace Cu ve výluhu byla vyšší, když byla přítomna rozpuštěná organická hmota, a to i v zásaditém prostředí (mezi koncentrací Cu a rozpuštěným organickým uhlíkem byla statistická korelace R^2 = 0,90). Autoři zaznamenali vysokou pufrační kapacitu v menších frakcích, když byl přítomen CaO, což vedlo k dočasné stabilitě Cu i Zn.

Vateva a Laner (2020) porovnávali výsledky svých výluhových zkoušek se dvěma platnými a jednou navrhovanou německou normou pro stavební kamenivo. Výluhové koncentrace Cl^- a SO_4^{2-} ve vzorcích byly u frakcí většiny úrovní zrnitosti nad limitními hodnotami, nad limitními hodnotami byly také výluhové koncentrace Cr, Cu a Pb. Autoři došli k závěru, že co se týče Cl^- a SO_4^{2-}, proces zrání dlouhý čtyři měsíce kvalitu popela nijak nezlepšil. Za zmínku stojí také to, že autoři zaznamenali, přestože to dále nezkoumali, „značné rozdíly v obsahu nespálených organických látek během celé devítidenní doby odběru vzorků". Pro shrnutí:

„Zpracovaný popel nebyl vhodný celkově, ani jako stavební materiál v pevných konstrukcích, ani jako kamenivo do betonu, protože nesplňoval limitní hodnoty podle platných německých předpisů... Popel jako stavební materiál nesplňoval právní předpisy ani po delším zrání. Pro snížení obsahu rozpustných solí a minimalizaci obsahu zbytkových kovů by byla nutná další úprava nebo zpracování."

A také:

„Zpracovaný popel jako směs nesplňoval současné německé limitní hodnoty pro použití jako stavební materiál zejména kvůli nadměrnému obsahu rozpustných solí. Hrubší zrnitostní frakce byly méně znečištěné, z čehož vyplývá snížení potenciálu využití popela jako stavebního materiálu na méně než 30 %."

Stejné německé limitní hodnoty pro kamenivo použili jako referenční hodnotu také Simon a kol. (2021), kdy byly jimi získané výsledky završením šestiletého pokusu spočívajícího v zavlažování vzorků popela v lysimetru simulovanou dešťovou vodou (600 $mm.a^{-1}$). Lysimetr umožňuje analyzovat obsah látek v čase, což vsádkové testy neumějí (Kalbe a Simon, 2020). Během těchto testů se hodnota pH neměnila (9,9 ± 0,5), látky obsažené v popelu tak působily jako dočasný pufr hodnoty pH. I při zrání bylo pozorováno krátkodobé uvolňování velkého množství Cl^- a SO_4^{2-}, což spolu s koncentracemi Cu a Mo vedlo k výraznému překročení jedné z kategorií limitních hodnot. Sb i V byly nadále mobilní po dobu šesti let a blížily se uvedeným limitním hodnotám, jak je popsáno níže:

„Náš pokus ukazuje, že míra uvolňování Sb a V z popela ze spalovny odpadů se za dobu téměř šesti let nijak nezmenšila. Dlouhodobé používání popela např. v sekundárních stavebních materiálech tak může představovat potenciální riziko pro životní prostředí."

Autoři dále uvádějí, že nejsou k dispozici žádná ekonomicky přijatelná technická opatření pro cílené odstranění Sb a V z popela. A ve srovnání s novým návrhem vyhlášky pro minerální odpad nebyly limitní hodnoty dosažitelné ani v případě popela upraveného mokrým procesem (Simon a kol. 2021).

V pokusech Kalbeho a Simona (2020) byl substrát v lysimetru udržován v zásaditém prostředí v rozmezí hodnot pH mezi 8,5 a 10,5. Ačkoli autoři uvádějí, že v tomto omezeném rozsahu nelze mezi hodnotou pH a mobilitou Sb pozorovat žádnou korelaci, poznamenali, že na konci pokusu (po šesti letech) se kumulativní uvolňování Sb stále zvyšovalo. Ukázalo se, že se uvolňování Sb zvyšuje při klesající koncentraci Ca, protože Ca tvoří v důsledku zrání méně rozpustné sloučeniny, jako je $CaCO_3$ (uhličitan vápenatý). Stárnutí s cílem stabilizace popela má zřejmě nejen opačný účinek na mobilitu Sb, ale tento problém by pravděpodobně nevyřešila ani proaktivní úprava, jako například přidávání sloučenin Ca, protože v dlouhodobém horizontu by se tento prvek stejně přeměnil na $CaCO_3$ (Kalbe a Simon, 2020).

Tiberg a kol. (2021) potvrdili, že Zn i Cu byly mobilnější při hodnotě pH nižší než 8,5, často až o čtyři řády. Také poznamenávají, že vyluhovatelnost těchto prvků při vyšší než neutrální hodnotě pH se řídila jinými parametry, nicméně že huminové látky

jejich mobilitu zvyšují. Autoři z výsledků nevyvozují právní důsledky, protože „chybí jasné vodítko a praxe se v jednotlivých zemích liší". Konkrétně se odvolávají na omezení daná Rámcovou směrnicí o odpadech.

5.1.3 Nestabilita a nebezpečnost spalovny odpadů v závislosti na velikosti částic

Bielowicz a kol. (2021) odebírali vzorky popela po dobu 36 týdnů a během této doby všechny zkoumané prvky v určité fázi překračovaly limitní hodnoty polské legislativy pro výluh při „zpracování mimo zařízení".[2] Pro Cl^- nebyla tato hodnota dokonce nikdy pod limitem a jejím maximem byl sedminásobek limitní hodnoty, zatímco další významná maxima dosáhly Ba (11,5× nad limitem) a Sb (21× nad limitem), přičemž Zn překročil limity ve čtyřech případech, zatímco průměr pro Sb představoval více než dvojnásobek limitní hodnoty a limity obecně překračoval častěji, než je plnil. Průměrná hodnota koncentrace Pb ve výluhu překračovala limitní hodnotu o 70 %. Tato široká variabilita koncentrací svědčí o tom, že spalovny odpadů zajišťují jen malé nebo žádné omezení obsahu toxických látek v popelu. To potvrdili i Simon a kol. (2020), kteří uvedli, že: „Koncentrace zejména stopových kovů se může lišit až o řád."

Někteří autoři naznačují, že odstranění jemnějších frakcí popela povede ke snížení toxicity (Alam a kol., 2019a). Tato úvaha však není vždy správná. Kalbe a Simon (2020) ukázali, že nejmenší frakce (< 25 mm) nemusí nutně obsahovat nejvíce toxických látek, protože největší frakce (mezi 0,25 a 45 mm) obsahovala přibližně dvojnásobné množství Br, Co, Cr a Ni. Vateva a Laner (2020) také naměřili větší množství Cr a Pb ve větších (větší než 31,5 mm) i menších (4 až 8 mm) frakcích; v nejmenších frakcích Cd, Ni a Zn. V případě Sn a Sb vykazovalo rozdělení mezi frakce náhodný rozptyl. Zjistili také vyšší koncentrace ve frakci > 4 mm pro Cl^-, Cr a SO_4^{2-} po zrání vzorku.

Mantovani a kol. (2021) zjistili vyšší koncentrace Cr a Pb v největší frakci (> 16 mm), zatímco nejvyšší koncentrace Ni byla ve frakci 8 až 16 mm. Bylo zjištěno, že povlak na povrchu jemnějších úlomků pokrývá větší kusy a ty se snadno oddělovaly během přepravy a prosévání, což svědčí o rozmělnění potenciálně toxických prvků uvolňovaných po prosévání. Dalším zajímavým zjištěním bylo, že všechny hodnoty LOI naměřené v závislosti na velikosti frakce výrazně překračovaly požadavky EU (IED), přičemž v nejlepším případě to bylo o 9,4 %, v nejhorším o 26,4 %. Autoři dospěli k závěru, že nemá smysl provádět prosévání a třídění z důvodu redukce přítomnosti potenciálně toxických prvků (jako je Cu, Ni, Zn, Pb, Sn) ve všech kategoriích uhličitanů, síranů, amorfních látek a zbytků LOI.

Caviglia a kol. (2019) zjistili, že v důsledku přítomnosti Cu byly italské limitní hodnoty překročeny u všech frakcí s velikostí částic pod 10 mm. Dalšími zajímavými zjištěními bylo, že hodnoty LOI překračují předpisy EU (o 6,2 %), a že se těžké kovy (konkrétně Cu, Ni, Pb, Sr, Zn) koncentrovaly v částicích střední velikosti (2 až 8 mm).

[2] Z osobní korespondence s autorem: „Výstavba, rekonstrukce nebo obnova železničních staveb a kolejových loží, náspů, železničních a silničních náspů, podkladů vozovek na dálnicích, nepropustných vrstev, prohlubní se zemními sedimenty, jader hydrotechnických staveb a dalších konstrukcí a staveb včetně základů".

5.2 Perzistentní organické znečišťující látky (POPs) a mikroplasty

Tato témata zahrnovala pouze jedna studie, a to práce výzkumné skupiny z Norska. Metodologie byla proto v návaznosti na to rozšířena o jeden rok, aby zahrnovala také státy mimo EU. Rozšiřující data jsou uvedena v Tabulce 3.

Tabulka 3. Data empirických studií o organických toxických látkách v popelu ze spalovny tuhého komunálního odpadu.

Zdroj	Původ vzorku	Příprava vzorku	Metoda	Analyt
Arp a kol., 2020.	Norské spalovny odpadů prostřednictvím zařízení pro nakládání s odpady.	Vzorky odebrané v průběhu jednoho roku.	Výluhová zkouška s destilovanou vodou dle EN 12457 při 10 $l.kg^{-1}$. Prodloužení doby třepání na 28 dnů.	PCB (7 kongenerů).
Morin a kol., 2017.	Dvanáct norských zařízení pro nakládání s odpady.	Vzorky byly odebírány po dobu jednoho roku.	Vsádková výluhová zkouška s destilovanou vodou, v souladu s EN 12457 při 10 $l.kg^{-1}$.	Bromované zpomalovače hoření (PBDE).
Lin a kol., 2014.	Dvě spalovny odpadů v Tchaj-wanu.	4 vzorky denně (každých 6 hodin) v průběhu 1 týdne. Velikost částic mezi 0,075 až 9,5 mm.	Vsádková výluhová zkouška (třepání lahví). Promíchávání po dobu 18 hodin „kapalinou" o hodnotě pH 2,9.	PBDE.
Wang a kol., 2010.	Spalovna odpadů v Tchaj-wanu.	3 vzorky denně (každých 8 hodin) po dobu 3 dnů. Extrahovatelné železné a neželezné kovy, „kameny a sklo" odstraněny.	Celkové koncentrace. Vzorky srovnány s ostatními vzorky popela po proudu spalovací komory.	PBDD/F (12 kongenerů). PBDE (30 kongenerů).
Liu a kol., 2021.	Tři čínské spalovny odpadů.	24 vzorků odebraných během 2 let.	Celkové koncentrace a supernatant po odstředění a „stabilizaci" hodnoty pH na 7–8.	PFAS.
Hsieh a kol., 2018.	Spalovna odpadů v Tchaj-wanu.	Odebíráno přímo ze spalovny po dobu čtyř let.	Celkové koncentrace.	PCDD/F.
Chen a kol., 2006.	Dvě spalovny odpadů v Tchaj-wanu.	Vzorky odebírány 4krát denně ve 2hodinových intervalech po dobu 1 týdne.	Celkové koncentrace. Velikost částic od 0,25 do 9,5 mm.	PCDD/F.
Yang a kol., 2021.	16 spaloven tuhého komunálního odpadu a 1 závod na zpracování popela v Číně.	31 odebraných vzorků popela během stabilního provozu.	Celkové koncentrace.	Mikroplasty.

5.2.1 PCB

Polychlorované bifenyly (PCB) byly až do omezení zavedeného v 70. letech 20. století hojně používány v nátěrových hmotách a elektronických kondenzátorech. Mnoho těchto látek zůstává dodnes v oběhu, ale pouze tři evropské země (Nizozemsko, Belgie a Česká republika) posuzují riziko přítomnosti PCB ve stavebním kamenivu, žádná země neposuzuje PCB ve výluhu.

Arp a kol. (2020) porovnávali celkové koncentrace PCB a jejich vyluhovatelnost z popela a popílku s řadou dalších látek ze zařízení na recyklaci odpadů v Norsku. Zjistili, že průměrné celkové koncentrace PCB byly v popelu (28 ± 34 $\mu g\ kg^{-1}$) mnohem vyšší než v popílku (0,3 ± 0,8 $\mu g\ kg^{-1}$) – v průměru 93krát – zatímco popel vykazoval druhou nejvyšší vyluhovatelnost PCB u všech zkoumaných vzorků. Tyto výsledky přitom skutečné nebezpečí vyluhování pravděpodobně podhodnocují, protože studie brala v úvahu pouze volně rozpuštěnou frakci, nikoliv PCB navázané na povrch částic nebo jako součást rozpuštěného organického uhlíku. Autoři se v tomto ohledu odkazují na předchozí výzkum, podle něhož jsou PCB spojeny především

s částicemi a rozpuštěným organickým uhlíkem, a to „až z 80–99,9 %“. Takovéto průměrné celkové koncentrace by překročily limitní hodnoty jak pro Českou republiku, tak pro jeden region v Belgii, kde by byly překročeny všechny limitní hodnoty v případě, že bychom zohlednili celý rozsah. Za zmínku také stojí velké kolísání koncentrací v průběhu jednoho roku, kdy byly vzorky odebírány.

5.2.2 PCDD/F

Polychlorované dibenzo-p-dioxiny / dibenzofurany (PCDD/F) jsou halogenované polyaromatické sloučeniny, běžně označované jako „dioxiny“. Mají řadu škodlivých účinků, včetně karcinogenity, teratogenity, imunotoxicity a embryotoxicity. Přesto má ze šestadvaceti zemí, které zmiňuje Blasenbauer a kol. (2020), pouze jediná (Německo) stanoveny podmínky pro posouzení celkové koncentrace PCDD/F v popelu před jeho použitím jako stavebního kameniva. Posouzení PCDD/F ve výluhu popela nepožaduje žádná ze zemí.

PCDD/F jsou koncentrovanější v popílku než v popelu, i přes to je jich v popelu poměrně velké množství (Hsieh a kol., 2018). V průběhu čtyř let, během kterých byly odebírány vzorky, nabývaly průměrné koncentrace PCDD/F v popelu (1,48 $ng.g^{-1}$) přibližně tří pětin koncentrace dioxinů v popílku (2,56 $ng.g^{-1}$). Vzhledem k tomu, že množství vyprodukovaného popela bylo (v průměru) třikrát větší, než tomu bylo v případě popílku, byl popel hlavním úložištěm PCDD/F ze spalovny odpadů. Za zmínku opět stojí široké rozpětí celkových koncentrací PCDD/F v popelu během období odběru vzorků, což svědčí o nestálosti procesu spalování tuhého komunálního odpadu v tomto ohledu. Autoři to vyjádřili pomocí WHO_{2005} – TEQ[3], přičemž koncentrace se liší sedminásobně.

Chen a kol. (2006) analyzovali celkové koncentrace PCDD/F v popelu po extrakci kovů a ve vzduchem sušeném popelu ze dvou moderních spaloven odpadů v Tchaj-wanu technologií označovanou jako „nejúčinnější technologie kontroly emisí PCDD/F“. Měření prováděli jako I-TEQ a zjistili, že částice o velikosti ≤ 0,6 mm akumulují množství PCDD/F na úrovni, která je potenciálně nebezpečná pro životní prostředí, a proto nejsou vhodné pro použití v „zemině, podkladových vrstvách pod silnice a ve stavebních tvárnicích“. Na základě limitních hodnot pro hnojiva v Německu překračoval jeden vzorek popela (velikost částic ≤ 0,6 mm) limitní hodnoty pro použití na pastvinách, zatímco hodnoty u vzorku s větší zrnitostí (≥ 2,36 mm) byly hraniční.

5.2.3 BFR: PBDE a PBDD/F

Bromované zpomalovače hoření (BFR, z anglického brominated flame retardants) jsou široce používány v elektronických obvodových deskách a plastových obalech, jako jsou vaničky pro ohřev v mikrovlnné troubě, a v potahovaných textiliích (Weidlich, 2021). Jejich koncentrace v plastech se pohybuje od 3 do 15 % (Hennebert, 2021). Některé jsou sice v EU zakázány a regulovány, ale v oběhu jsou stále i starší výrobky, na které se ještě regulace nevztahovaly, takže bromované zpomalovače budou pravděpodobně součástí odpadů i v příštích desetiletích (tamtéž). Polybromované difenylethery (PBDE) jsou podskupinou BFR. Mnohé z nich patří mezi endokrinní disruptory, látky narušující činnost žláz s vnitřní sekrecí. Z PBDE vznikají při nízkých teplotách v místech s nízkým obsahem kyslíku nad roštem spaloven tuhého komunálního odpadu PBDD/F (Weidlich, 2021). Existují důkazy, že PBDD/F jsou stejně toxické, jako jejich známější chlorované protějšky, a zároveň jsou nebezpečnější než PBDE, z nichž vznikly (Conesa a kol., 2021). Žádná evropská země v současné době neprovádí zkoušky na přítomnost PBDE nebo PBDD/F ve stavebním kamenivu, přičemž PBDD/F nejsou sledovány a neexistují pro ně ani žádné limity ve zbytcích po spalování odpadů.

Po vyhodnocení celkové koncentrace a vyluhovatelnosti PBDE z různých zařízení pro nakládání s odpady, přičemž u dvou z nich se jednalo o popel z moderní norské spalovny odpadů, zjistili Morin a kol. (2017), že celkové koncentrace PBDE byly v popelu řádově vyšší než v popílku. Koncentrace ve výluhu byly v případě popela také přibližně o řád vyšší než v popílku.

---

[3] TEQ = toxický ekvivalent. Součet součinů koncentrace kongenerů (příbuzných sloučenin) PCDD/F a jejich toxického ekvivalentního faktoru (TEF). TEQ se používá pro vyjádření toho, jak jsou dané kongenery toxické ve srovnání s nejtoxičtějším kongenerem 2,3,7, 8 –TCDD Existují dva společné ukazatele: I-TEQ definovaný NATO a WHO-TEQ stanovený Světovou zdravotnickou organizací.

Studie opět nebere v úvahu vyluhované PBDE sorbované na koloidech nebo huminových kyselinách, avšak poznamenává, že výsledky vyluhování byly pravděpodobně „nižší vlivem zkreslení", spočívajícího v nedosažení rovnováhy po dobu trvání experimentu. Stejní autoři dále zjistili, že celková koncentrace BFR mezi vstupním tuhým komunálním odpadem a popelem zůstává stejná, což naznačuje, že spalováním nedochází k jejich zničení:

„Popel obsahuje koncentrace zpomalovačů hoření, které nelze považovat za zanedbatelné, a může být nutné toto zohlednit při skládkování popela nebo jeho využívání k jiným účelům, například jako plnicího materiálu."

Lin a kol. (2014) zjistili, že celkové koncentrace PBDE byly v popelu 2 až 19krát vyšší než v popílku, což rovněž dokazuje, že PBDE nebyly spalováním zničeny. Celkové koncentrace byly o dva řády vyšší než v městské a venkovské půdě, a zároveň byly více zastoupené ve frakci větších částic (o velikosti mezi 0,25 a 1 mm), přičemž rychlost jejich vyluhování byla přibližně o čtyři řády vyšší než u původního odpadního materiálu. Celkové koncentrace v popelu se pohybovaly mezi 29 a 243 $ng.g^{-1}$, avšak v současné době neexistují žádné limitní hodnoty, s nimiž by bylo možné je porovnat. Podle autorů se vysoce bromované vyluhovatelné PDBE po průchodu spalovnou odpadů snadno rozkládají na lehčí bromované varianty, což vede k jejich vyšší toxicitě způsobené vyšší schopností absorpce a bioakumulace. Také uvedli, že roztoky s obsahem huminových látek zvyšují vyluhovatelnost PBDE z popela a ovlivňují možnosti využití popela při zemních pracích. V důsledku toho doporučili autoři studie při navrhovaném použití popela ze spaloven odpadů jako stavebního materiálu opatrnost.

Nejčastěji uváděná studie o vyluhovatelnosti POPs z popela je z pera Wang a kol. (2010). Autoři odebírali vzorky zbytků popela a popílku ze dvou modulů pro čištění spalin a popel ze dvou dohořívacích zón (ekonomizér a přehřívák) třikrát denně v osmihodinových intervalech po dobu tří dnů. Zařízení bylo považováno za „nejúčinnější technologii pro kontrolu emisí PCDD/F". Zjistili, že popel má nejvyšší obsah PBDD/F a PBDE ze všech zbytků, což opět potvrzuje, že PBDE nebyly zničeny spalováním. Přišli také na to, že při spalování vznikaly PBDD/F, protože jejich koncentrace ve výstupech ze spalovny byly vyšší než ve vstupním odpadu. Obsah PBDE v popelu byl o jeden až tři rády vyšší než v referenční půdě. Autoři tak dospěli k závěru, že opětovným využíváním popela ze spaloven odpadů by se tyto látky dostávaly do životního prostředí.

5.2.4 PFAS

Perfluorované a polyfluorované látky (PFAS) se vyrábějí od čtyřicátých let 20. století a jsou široce používány jako zpomalovače hoření a jako látky odpuzující vodu a mastnotu uvnitř a na povrchu plastů (Liu a kol., 2021). Ve vodě jsou rozpustné natolik, že mohou být vstřebávány rostlinami (Ghisi a kol., 2019). Žádná z evropských zemí, o nichž informovali Blasenbauer a kol. (2020), netestovala PFAS v popelu při jeho využití jako stavebního kameniva.

Stejně jako bromované zpomalovače hoření, ani PFAS nejsou během procesu spalování zcela zničeny. Liu a kol. (2021) zjistili, že popel dvou ze tří spaloven odpadů, z nichž byly odebrány vzorky, byl obohacen o PFAS v třikrát vyšší koncentraci než popílek. Autoři studie dospěli k závěru, že popel představuje jednu z důležitých cest, kterými se PFAS dostávají do životního prostředí. Jejich závěrem bylo i to, že je třeba realizovat další studie o tepelné přeměně PFAS a že musí být vyvinuty technologie schopné PFAS ve spalovnách odpadů ničit. Dalším důležitým zjištěním studie byly velmi rozdílné koncentrace PFAS v jednotlivých vzorcích popela, který byl odebírán v průběhu dvou let.

5.2.5 Mikroplasty

Nebezpečí, které představují mikroplasty v popelu ze spaloven odpadů, je velmi nové a zatím nedostatečně prozkoumané téma. Yang a kol. (2021) ukázali, že spalováním nedochází k likvidaci mikroplastů a že se jejich množství v popelu pohybuje v rozmezí od 1,9 do 565 částic na kg, tj. do 102 000 částic mikroplastů na metrickou tunu spáleného odpadu. Studie byla provedena během stabilního provozu v šestnácti moderních spalovnách tuhého komunálního odpadu, které byly rovnou postaveny nebo modernizovány na „pokročilou technologii" v posledních deseti letech. U všech vzorků byla hodnota LOI nižší než 3,2 %, tedy v mezích < 5 % hm. stanovených EU. Bylo zjištěno, že největší podíl mikroplastů v popelu pochází z obalových a stavebních materiálů (polypropylenu a polystyrenu), které obsahují zpomalovače hoření, a jsou tak odolné vůči vysokým teplotám. Studie bohužel nezahrnovala analýzy přítomnosti konkrétních zpomalovačů hoření nebo jakýchkoli POPs

v mikroplastech. V současné době neexistují žádné standardizované zkušební metody pro stanovení obsahu plastů v pevných matricích, natož v popelu, a pro mikroplasty nejsou stanoveny žádné limitní hodnoty pro popel/kamenivo.

6/ Diskuze

6.1 Vliv na zpracování a důsledky

Abychom pochopili složení popela a mechanismy jeho vzniku, musíme si nejprve uvědomit, že odpad je špatné palivo (Hulgaard a Vehlow, 2011). Pevný komunální odpad je vysoce heterogenní a jeho spalování je velmi složitý proces, který zahrnuje tisíce chemických reakcí (Chagger a kol., 2000). Teoreticky by se prvky, jako je Cd a Hg, jejichž bod varu je nižší než teplota roštu, v popelu neměly vyskytovat, zatímco jiné, jako Pb a Zn s vyššími body varu by měly vždy propadávat skrz rošt. K tomu však nedochází a As, Br, Cd, a dokonce i Hg se v popelu také vyskytují (viz studie v této zprávě plus Buchholz a Landsberger, 1995; Meima a kol., 1999; Klymko a kol., 2016). Dokonce i autoři nejnovějších studií si stále kladou otázku, jak se tyto těkavé látky do popela dostávají (Glauser a kol., 2021). Přesto je už ze základů reaktorového inženýrství zřejmé, že vznik teplejších a chladnějších oblastí je způsoben endotermními a pyrolýzními reakcemi, které snižují vnitřní teplotu, a vznikem kapes s vysokým či nízkým obsahem kyslíku v kombinaci s fyzikálními omezeními přenosu hmoty a tepla, to vše vede k nevhodným prostorovým i časovým podmínkám pro hoření. Přítomnost mnoha kovových prvků, jako jsou Cu a Sb navíc vytváří katalytické podmínky, které urychlují nepříznivé reakce, jejichž výsledkem je právě vznik chlorovaných a bromovaných dioxinů (Ebert a Bahadir, 2003; Weidlich, 2021). Odpad navíc obvykle obsahuje velké množství plastu, který je naimpregnován zpomalovači hoření (Tabulka 1), a je tak nejen odolný vůči tepelnému zpracování, ale vysoká teplota umožňuje přeměnu těchto látek na jejich toxičtější formy. Je to patrné i z obrovského rozsahu látek, které popel ze spaloven odpadů obsahuje a které svědčí o mimořádně vysokých teplotách (roztavená měď), ale i o značně nízkých teplotách (v popelu lze najít dokonce i nespálený čistírenský kal) (Bunge, 2019).

Technologie zpracovávání popela ze spaloven odpadů je stále ještě v plenkách. Výrazněji se toto odvětví rozvíjelo od 90. let 20. století, přičemž v něm neexistují dvě totožná zařízení na zpracování popela (Bunge, 2019). Zpracování obvykle probíhá externě, provádí jej jiný komerční subjekt, než ve kterém dochází k produkci popela, a často se tak děje až po transportu popela přes hranice regionu či dokonce jednotlivých států (Arkenbout, 2019). Mehr a kol. (2021) uvádějí, že moderní zařízení na zpracování popela mají účinnost extrakce v rozmezí 29 až 92 % pouze u pěti kovů, u Pb je to dokonce jen 16 %. Jak uvádí Simon a kol. (2021):

„Extrakce elementárních kovů je stále složitá z hlediska výtěžnosti a čistoty."

Zvýšení výtěžnosti kovů lze dosáhnout dodatečným drcením, což by však negativně ovlivnilo hodnotu materiálu – pro jeho použití jakožto kameniva musí být zachována celistvost větších částic (Bunge, 2019). Zvýšilo by se také riziko vzniku toxického prachu. Tento problém je poněkud zmírněn tím, že v Evropě převládá mokrý proces zpracování popela. Mokrý proces vytváří nové minerální fáze, což teoreticky vede k určité stabilizaci těžkých kovů, avšak zároveň k vázání prvků do minerální matrice a znemožňuje tak extrakci pomocí současných technologií (Vateva a Laner, 2020). Suchá extrakce je problematická sama o sobě, jedním z důvodů je rozpadavost částic a vznik prachu, který obsahuje těžké kovy (Bunge, 2019). Rozptyl Pb v ovzduší je považován za zvláště kritický rizikový faktor při použití popela na silnicích a v podkladových vrstvách (Van Praagh a kol., 2018). Negativní důsledky uvolňování prachu z popela byly popsány také v nedávných případových studiích z Nizozemska, kde se uvádí, že přeprava a manipulace s popelem na volném prostranství (bez bezpečnostních opatření) vedla k endokrinnímu poškození mořské fauny v lokalitě UNESCO (Arkenbout, 2019).

V dokumentu EU o nejlepších dostupných technikách (BAT) pro spalování odpadů (EU, 2019) se doporučuje třídění a prosévání popela. Avšak výsledky studie se s těmito doporučeními neshodují, protože toxické prvky jsou rozšířené ve frakcích všech velikostí a ve všech typech popela. Stejně tak se v tomtéž dokumentu doporučuje také zvětrávání/zrání, a zatímco dříve se mělo za to, že přínosnější je delší doba trvání procesu, směřuje například Německo k aplikaci kratší doby zrání, což

vede k většímu potenciálu pro extrakci kovů, ale také k větší rozpustnosti solí a menší stabilitě minerálních fází (Vateva a Laner, 2020).

Zvětrávání/zrání může také vést k odlučování jemnějších částic, a tím ke zvýšené mobilizaci toxických látek (Alam a kol., 2019a). Zvětrávání navíc zvyšuje mobilitu Sb z popela v dlouhém časovém horizontu (Kalbe a Simon, 2020). Vědecké poznatky o této tematice jsou stále nedostatečné a nemohou zatím poskytnout mnoho adekvátních vodítek.

Někteří autoři testovali rovněž možnost sekundárního tepelného zpracování popela, které však není jednoznačně přínosné a má další negativní dopady na klima a na náklady. Caviglia a kol. (2019) zjistili, že poté, co byl popel vystaven teplotám až 1000 °C, došlo sice ke snížení koncentrace Cu, Pb a Zn ve výluhu, avšak také ke zvýšení koncentrace Cr a Ba v něm o dva řády a koncentrace Al o jeden řád.

Zvýšená mobilita Al je zajímavým a důležitým ukazatelem zvláště pro ty soukromé společnosti, které propagují své cementové výrobky (např. stavební tvárnice) vyrobené z pevných zbytků po spalování odpadů jako takzvaně „zelené". Tento indikátor přitom souvisí nejen s nebezpečím vyplavování toxických látek, ale také s konstrukční bezpečností, zejména pokud k tvorbě výrobků z popela dochází za vysokých teplot (podle Caviglia a kol., 2019). Hliník totiž reaguje s vodou a postupem času tak dochází k uvolňování vodíku, což může vést nejen k bobtnání tvárnice vyrobené z popela a zhoršení pevnosti v tlaku, ale až ke vzniku požáru (Allegrini a kol., 2015; Bunge, 2019). Potvrzují to například závěry práce Vateva a Lanera (2020), v rámci které byl obsah kovového Al vyšší než 1 % ve všech zrnitostních frakcích popela zpracovaného současnými nejlepšími dostupnými technikami (BAT). Autoři uvádějí, že dokonce i v takto nízké koncentraci Al znesnadňuje využití popela jako stmeleného kameniva. V jiné studii Tiberg a kol. (2021) uvádějí, že koncentrace Al v popelu se pohybuje zhruba kolem 5–6 %, a to i po separaci kovů.

Když se takové výrobky dostanou do prodeje v Evropě, procházejí nedostatečným, zastaralým, roztříštěným, a tudíž nevyhovujícím regulačním systémem norem a zkušebních metod. Těch několik málo celostátně schválených výluhových zkoušek představuje kompromis mezi snahou o napodobení reálných podmínek a touhou minimalizovat dobu nutnou k analyzování vzorku a vyhnout se nutnosti jeho drcení (Blasenbauer, 2020). Jak však ukázala tato zpráva, tento typ zkoušek není vypovídající pro všechny toxické látky a představuje simulaci pouze krátkodobých a relativně sterilních podmínek, takže poskytuje v nejlepším případě pouze orientační informace, nikoliv dlouhodobou záruku integrity a bezpečnosti daného výrobku. Tím, že se při zkouškách opomíjejí změny hodnoty pH a vliv huminových látek, dostáváme falešné výsledky. Vysoká kyselost (nízká hodnota pH) výluhu zvyšuje koncentraci kovů v něm, a proto nadhodnocuje vyluhovací potenciál, mírně kyselé prostředí je naopak tlumeno alkalitou, což výluh dočasně stabilizuje a vede k podhodnocení mobility prvků nebo sloučenin. To také snižuje bezpečnost stmelených výrobků, protože je známo, že portlandský cement během své životnosti dále zraje a přeměňuje se na $CaCO_3$ (Haselbach, 2009). Je tedy nepravděpodobné, že by stmelené výrobky z popela zůstaly dlouhodobě stabilní v tvárnicích na bázi cementu nebo v betonu, o nichž se tvrdí, že jsou zpočátku bezpečné. Nutně by to později vedlo k uvolňování toxických látek do okolního prostředí.

Neočekávaným a náhodným zjištěním této zprávy byl rozsah hodnot LOI přesahující zákonná minima. Překvapivě je tato zpráva považována za vůbec první (dostupnou na základě nezávislých zkoušek), která jako diagnostický materiál provozu spalovny odpadů používá popel z ní. Vyslovuje přitom pochybnosti o tom, zda jsou moderní spalovny tuhého komunálního odpadu vhodné k vytváření ekologicky nezávadného, a tedy i využitelného popela, a také, zda je současný způsob monitorování spaloven odpadů efektivní a jejich provoz stabilní. Autoři v tomto ohledu doplňují obavy provozovatelů zařízení na zpracování popela z velkých výkyvů v kvalitě materiálu, který jim je spalovnami odpadů poskytován, a obavy z obecného trendu snižování kvality (Arkenbout, 2019). Jiní naznačují, že zdrojem POPs může být provoz spaloven tuhého komunálního odpadu, které neuplatňují nejlepší dostupné techniky (BAT) (Weber a kol., 2019). Dalším vysvětlením vysokých emisí znečišťujících látek mohou být periody jiných než normálních provozních podmínek (OTNOC) ve spalovnách odpadů (Arkenbout a kol., 2018). Výše uvedená zpráva však naznačuje, že ve skutečnosti může být nestabilita obvyklá i v běžném provozu spaloven odpadů a jejich stabilním stavu, vyžaduje to však další zkoumání.

6.2 Určující faktory a další motivace

V jednom ze čtivějších praktických pojednání o zpracování popela dochází jeho autor k závěru, že tlak na využití popela po extrakci kovů nemá vůbec nic společného se zájmy životního prostředí (Bunge, 2019):

„Použití popela zpracovaného suchou metodou jako stavebního materiálu se řídí výhradně komerčními zájmy, které se za závazky vůči životnímu prostředí pouze skrývají."

Jsou tím míněny vysoké náklady na skládkování a možná také zákonné povinnosti týkající se hlášení a monitorování této komodity se zápornou tržní hodnotou před tím, než se jí subjekt zbaví (EU, 2004). Podobná zjištění uvedl i Arkenbout (2019), kdy nizozemský inspektorát životního prostředí dospěl k závěru, že v odvětví likvidace odpadů existuje vysoké riziko podvodů v důsledku záporné tržní hodnoty popela, a poukázal na významný problém se současným způsobem implementace předpisů (Arkenbout, 2019). Dále pak uvedl, že:

„Vzhledem k nedostatku komerčně realizovatelných možností, jak „vyčistit" popel na přijatelnou úroveň obsahu toxických látek (POPs a těžkých kovů), k tomu prostě a jednoduše nedochází."

Existují případové studie, jako například z Bykeru (Newcastle) a Jezery (Česká republika), které popisují, jak použitím popela ze spalovny odpadů došlo k lokální kontaminaci půdy a bioakumulaci POPs přičemž druhý jmenovaný projekt byl dokonce omylem podpořen z prostředků EU (Petrlik a Bell, 2020; Švédská agentura pro ochranu životního prostředí, 2011; Arnika, 2021). V nedávné době, na základě dalších případových studií z Nizozemska, bylo také zjištěno, že (Arkenbout, 2019):

„Přestože je výzkum omezený, z toho, co máme k dispozici, vyplývají velké obavy o veřejnou bezpečnost a životní prostředí." [Naléhavě to vyžaduje další výzkum a...] „do té doby by mělo být pozastaveno jakékoli ‚užitečné' použití popela nebo popílku ze spaloven odpadů."

Zdá se, že hnací silou používání popela je spíše přeshraniční obchod než domácí použití. Například Rakousko nepotřebuje popel jako stavební materiál (Blasenbauer a kol., 2020). Totéž platí i pro Švýcarsko, kde vzniká, jakožto přebytek po výkopových pracích, obrovské množství neznečištěného kameniva (Glauser a kol., 2021). Když se podíváme na evropské obchodní statistiky, zjistíme, že hrstka zemí (zejména Nizozemsko, Německo, Norsko a Belgie) patří mezi hlavní subjekty obchodující s přírodním štěrkem a pískem, přičemž jejich roční obchodní obrat se pohybuje v miliardách amerických dolarů (Leal Filho a kol., 2021). Zejména Nizozemsko je třetím největším světovým vývozcem písku (OEC, 2021). V kombinaci s neharmonizovanými a roztříštěnými zkušebními metodami, o kterých již byla zmínka, je normám týkajícím se stavebního kameniva ponecháván volný průběh, kdy je odpovědnost za posouzení rizik přenášena na výrobce a provádění zkoušek se doporučuje pouze „v případě potřeby nebo v případě pochybností", zatímco kontrola výrobků nás pouze opět vrací k nevhodným směrnicím EU (EN, 2008):

„Výrobce je povinen zajistit, aby v případě identifikace nebezpečných látek jejich obsah nepřekračoval závazné limity podle předpisů platných v místě použití kameniva."

To vše představuje vysoké riziko pro zdraví obyvatel a životní prostředí. Hlavním faktorem, který v současné době ovlivňuje používání popela v Evropě, totiž není skutečnost, zda je vědecky prokázána bezpečnost tohoto materiálu, ale spíše to, jaká výluhová zkušební metoda je zvolena a v jaké zemi nebo regionu k jeho prodeji dochází. Jakákoli finanční podpora „zeleného" využití popela pak pravděpodobně pouze podpoří přesun tohoto nebezpečného materiálu ze skládek do zemí, kde legislativa o ochraně životního prostředí buď vůbec neexistuje, nebo je mírnější. Zvláště zranitelné jsou v tomto ohledu rozvojové země. Určitou ochranu jim sice poskytuje zařazení popela na seznam v příloze II Basilejské úmluvy, která se snaží minimalizovat přeshraniční pohyb nebezpečného odpadu, avšak ne všechny země se k této úmluvě připojily, a tak je po předchozím souhlasu přeshraniční přeprava popelu do nich přípustná.

Popel není ve stavu, kdy „odpad přestává být odpadem" (Blasenbauer a kol., 2020). Podle pravidel EU jej však lze klasifikovat jako nikoli nebezpečný, pokud se tak prokáže zkouškami ve vztahu k patnácti třídám nebezpečnosti (EU, 2014). Neexistuje pro to ale žádná jednotná zkušební metoda (Blasenbauer a kol., 2020). V jedné nizozemské studii pro spalovnářský sektor bylo uvedeno, že popel překračuje limitní hodnoty pro klasifikaci odpadů v EU pro celkovou koncentraci Pb, a zvláště pro H10 (toxický pro reprodukci) a H14 (ekotoxicita) (Klymco a kol. 2016). Na tuto důvěrnou zprávu o rok později navázaly pokyny

vysvětlující, jakým způsobem by rozdílné metodiky pro stanovení H14 mohly poskytovat různé (tj. vyhovující nebo nevyhovující) výsledky, a tím i klasifikace nebezpečnosti, a to navzdory porušení limitní hodnoty (Klymko a kol., 2017).

Skutečnost, že je popel nebezpečný, byla zjištěna už v 90. letech 20. století. Meima a kol. (1999) zjistili, že Cd, Cu, Mo a Pb v popelu vykazují vyluhovatelnost, která není závislá na hodnotě pH, přičemž Zn (u všech vzorků) a Cd vykazovaly nejvyšší vyluhovatelnost při nízké hodnotě pH. Metodika postupného vyluhování také není nová. Použili ji už Buchholz a Landsberger (1995), kteří tak zjistili, že míra vyplavování Zn je považována za zvláště významnou vzhledem k relativně vysokému množství tohoto prvku v popelu. As, Cd a Pb se vyluhovaly v mírně kyselém prostředí a byly označeny jako „nebezpečné při dlouhodobém louhování", zatímco As a Pb byly přítomny v největším množství sloučenin, proto byla jejich izolace obtížnější.

Navzdory důkazům uvedeným v této zprávě po téměř třech desetiletích stále zjišťujeme, že fakta o toxických látkách v „informačních listech" o popelu ze spaloven odpadů zcela chybí (CEWEP, 2019). A nejsou zmíněna ani v žádostech o plánování či povolování spaloven odpadů (viz § 1).

Zvláštní zpravodaj programu OSN pro životní prostředí nedávno zveřejnil dokument o environmentálně šetrném nakládání a likvidaci nebezpečných látek a odpadů. Kritizován byl především odpadový sektor (Orellana, 2021):

„Existuje mnoho příkladů dezinformačních kampaní, které firmy a průmyslová odvětví připravují, aby si udržely svůj podíl na trhu na úkor práv lidí, včetně pracovníků, spotřebitelů, jednotlivců a komunit, kteří jsou vystaveni nebezpečným látkám."

Mezi třiceti devíti doporučeními, jak tuto situaci zlepšit, se následující tři jeví jako relevantní pro náš případ (tamtéž):

„Navrhovat intervenční opatření vedoucí k řešení rizik a škodlivých účinků nebezpečných látek na základě nejlepších dostupných vědeckých poznatků."

„Reagovat na vědecké objevy včasnou aktualizací a prozkoumáním ochranných opatření týkajících se toxických látek."

„Uplatňovat zásadu předběžné opatrnosti ve všech politických a regulačních souvislostech, u nichž nejsou příslušné vědecké důkazy týkající se nebezpečných látek průkazné."

6.3 Zjištění ve vztahu k taxonomii EU

Tato výzkumná zpráva ukazuje, že úvahy o tom, že popel ze spaloven odpadů významně přispěje k přechodu na oběhové hospodářství, jsou předčasné a neprokázané, a hypotéza, že použití popela v pozemním stavitelství by „nezpůsobovalo žádné významné škody", byla vyvrácena. Odkazuje se přitom na následující cíle taxonomie EU:

- udržitelné využívání a ochrana vodních a mořských zdrojů;
- prevence a omezování znečištění a
- ochrana a obnova biologické rozmanitosti a ekosystémů.

Použití popela je podle článku 17 odst. 1 písm. d) bodu iii směrnice EU (2020) vyloučeno:

„Dlouhodobé ukládání odpadů může významně a dlouhodobě poškodit životní prostředí."

Ke zmírňování změny klimatu v důsledku používání popela, se současným vyloučením emisí skleníkových plynů, které jsou se spalováním odpadů přímo spojeny, se vyjádřil pouze jeden autor, ačkoli někteří zmiňují nesrovnatelnou energetickou náročnost zpracování popela (např. Mehr a kol., 2021). Bunge (2019) uvedl, že emise CO_2 vzniklé rozdílem mezi skládkováním a použitím popela místo štěrku a písku ve stavebnictví, nelze smysluplně vyjádřit vzhledem k tomu, jaké škody na životním prostředí jsou způsobovány vyluhováním kovů, jakmile je materiál použit v dané lokalitě.

Významná je v tomto ohledu také dřívější studie autorů Allegrini a kol. (2015), kteří použili empirická data z výluhových zkoušek popela získaného z dánského zařízení na zpracování popela. Na základě toho autoři studie modelovali toxický vliv výluhu s obsahem kovů (nikoliv však POPs) při navrhovaném využití popela v devíti různých scénářích pro použití ve stavebnictví,

a to prostřednictvím tří kategorií – karcinogenní toxicity pro člověka, nekarcinogenní toxicity pro člověka a sladkovodní ekotoxicity. Nepříznivý dopad byl prokázán pro všechny tři kategorie v osmi z devíti variant. Významný podíl na karcinogenní toxicitě pro člověka a sladkovodní ekotoxicitě byl zjištěn u scénáře, kdy byl popel součástí betonu. Zatímco Cr dominoval v karcinogenním vlivu na člověka, As a Zn měly větší dopad v kategorii nekarcinogenní toxicity. Velký vliv Cr byl zaznamenán poté, co byly vzorky karbonatovaného betonu použity jako podkladová vrstva pod vozovku. Koncentrace Cr a Se (selen) ve výluhu nesplňovaly limitní hodnoty pro vzorky betonu stanovené dánskou vládou, zatímco výluh ze stejného vzorku nebyl před zráním vyhovující kvůli nadměrnému uvolňování Pb. Cu měla největší nepříznivý dopad na sladkovodní ekotoxicitu.

6.4 Alternativy a doporučení

Pokud spalování odpadů (jakožto lineární činnost) zůstane po určitou dobu součástí přechodu na oběhové hospodářství, pak se zdá, že je nezbytné lépe třídit odpad u jeho zdroje, aby došlo k odstranění plastů, které obsahují toxické látky a jejichž spalováním vznikají POPs. Odstranění plastů ze spalovaných odpadů by však mělo nepříznivé důsledky pro teplotu uvnitř spalovny, protože plasty mají relativně vysokou výhřevnost. Také halogeny – prekurzory mnoha POPs – zůstanou široce rozšířeny i v dalších odpadních látkách, jako je povrchově upravené dřevo nebo textil (viz Tabulka 1). Robustní systém trasování toxických látek v odpadech se z hlediska financování jeví jako přednostní a znamenal by pro oběhové hospodářství větší přínos, neboť by poskytl mechanismus, pomocí něhož by se omezilo šíření a opakovaná cirkulace toxických látek. Ještě lepším řešením by nicméně bylo snížení produkce odpadů.

Do doby, než se tak stane, je potřeba provést revizi regulačních norem a osvědčených postupů, aby se při dalším povolování použití popela lépe zohledňovala vědecká zjištění a používala se zásada předběžné opatrnosti. To by mělo zahrnovat postupné (tzv. nejhorší scénář) výluhové zkušební metody a komplexnější zkoušky obsahu toxických látek ve výluhu, analýzy celkové koncentrace těchto látek se zaměřením na jejich dlouhodobou stabilitu po dobu celého životního cyklu materiálu a větší harmonizaci pravidel a postupů na evropské úrovni.

6.5 Omezení

Je možné, že některé empirické studie byly při našem zkoumání přehlédnuty. Absence novějšího empirického výzkumu na území Evropy týkajícího se POPs je matoucí a nelze ji vysvětlit jinak než hypotézou, že odráží převažující způsob financování akademické sféry v Evropě, kdy pozorujeme tendenci zaměřovat se na výzkumy s komerčním podnikatelským potenciálem – v tomto případě takové, které se zaměřují na zlepšení extrakce kovů z popela. To by také vysvětlovalo nedostatek výzkumných studií o toxických organických látkách, které by pravděpodobně nepřinesly podobný okamžitý prospěch.

Pouze jedna studie pojednává o jednorázovém odběru vzorku. Ostatní poskytují výsledky dlouhodobého odběru (trvajícího maximálně šest let) a analýzy vzorků popela, což zvyšuje význam jejich výsledků. Rozdíly ve složení odpadu mohou sice zvyšovat pravděpodobnost vzniku chyby, tento fakt je však vyvážen tím, že všechny evropské státy mají v podstatě podobnou strukturu odpadu (Hoornweg a Bhada-Tata, 2012). Interpretace výsledků analýzy vzorků na organické toxické látky například z asijských spaloven by naproti tomu mohly vyžadovat určitou opatrnost, ačkoli plastová frakce v odpadu je v celosvětovém měřítku podobná (tamtéž).

Má se za to, že řada studií skutečné nebezpečí popela ze spaloven odpadů podhodnocuje. Například Glauser a kol. (2021) vybrali před odběrem vzorků z popela nespálený organický materiál o zrnitosti > 5 mm, zatímco Bielowicz a kol. (2021) vyloučili některé vzorky, které obsahovaly množství Pb překračující národní limity pro celkovou koncentraci, a přesto jejich výsledky stále vykazovaly koncentraci Pb, která překročila limitní hodnotu ve výluhu o 70 %. Některé studie byly omezeny rozsahem analyzovaných prvků, například Vateva a Laner (2020) neanalyzovali Sb, což je prvek, u něhož bylo prokázáno překročení limitních hodnot ve výluhu v jiných podobných zkouškách (Glauser a kol., 2021; Simon a kol., 2021).

7/ Závěry

Na základě této zprávy byl vytvořen seznam problémových oblastí týkajících se veřejného zdraví a bezpečnosti v souvislosti s „cirkulárním" používáním zbytků popela ze spaloven odpadů:

1. Současné bezpečnostní normy jsou zastaralé. V EU není používání popela dostatečně regulováno; v nejlepším případě se jedná o směsici autonomních pravidel a směrnic, přičemž v mnoha zemích nejsou zkoušky vůbec vyžadovány.
2. Popel obsahuje významné celkové koncentrace prvků, které podle klasifikace nebezpečnosti EU REACH „vzbuzují mimořádné obavy".[4]
3. Zkušební metody pro popel nejednotně určují hodnoty celkové koncentrace, přičemž předpisy vyžadují stanovení pouze některých toxických látek.
4. Výluhové zkušební metody pro popel nemají jednotně stanovené limitní hodnoty, přičemž předpisy vyžadují pouze stanovení některých toxických látek.
5. Výluhové zkušební metody pro popel nevycházejí ze současných vědeckých poznatků a nedostatečně odrážejí skutečné podmínky, konkrétně:
    a. Zkoumají pouze krátkodobé vyluhování, přičemž některé toxické prvky jsou mobilní ještě po šesti letech provádění pokusů.
    b. Poskytují falešné výsledky v důsledku změny hodnoty pH. Vzorek se tak jeví stabilnější, než ve skutečnosti je.
    c. Nezohledňují vliv huminových látek, které prokazatelně zrychlují vyluhování.
    d. V případě použití ve stmelených výrobcích nezohledňují dlouhodobé účinky karbonatace cementu v důsledku příjmu CO_2 z ovzduší a zvětrávání. To způsobuje nesprávný odhad stability.
6. Je pravděpodobné, že nebezpečný popel bude vyvážen do zemí s mírnější legislativou.
7. Spalovnářský sektor se ve svých „informačních listech", při plánování a v žádostech o povolování spaloven odpadů nezmiňuje o rizicích spojených s popelem.
8. Mikroplasty se spalováním nezničí, přičemž v jednom kilogramu popela je až 565 částic mikroplastů.
9. PCDD/F jsou v popelu přítomny ve větším množství než v popílku, a to v koncentracích odpovídajících přibližně 3/5 koncentrace v popílku. Při použití popela jako stavebního kameniva pouze jedna evropská země hodnotí celkovou koncentraci PCDD/F a žádná evropská země neposuzuje hodnoty PCDD/F ve výluhu.
10. Koncentrace PBDE jsou v popelu o řád vyšší než v popílku a při spalování nedochází k jejich zničení. Žádná evropská země neposuzuje obsah PBDE v popelu při jeho použití jako stavebního kameniva, a to ani jako celkovou koncentraci, ani ve výluhu.
11. PCB se v popelu koncentrují v množství téměř dvojnásobném než v popílku (bráno podle průměru), ve vyšších koncentracích se z něj PCB mohou také vyluhovat. Pouze tři země v Evropě hodnotí celkové koncentrace PCB v popelu při jeho použití jako stavebního kameniva, ale žádný stát neposuzuje hodnoty PCB ve výluhu.
12. PFAS se hromadí v trojnásobně vyšší celkové koncentraci v popelu než v popílku. Žádná evropská země nehodnotí PFAS v popelu při jeho využití jako stavebního kameniva ani jako celkovou koncentraci ani ve výluhu.
13. Nejlepší dostupné techniky EU („The EU Best Available Techniques", zkráceně BAT) pro zpracování popela jsou zastaralé a neodpovídají současným vědeckým poznatkům, konkrétně:
    a. Prosévání/třídění za účelem odstranění frakcí s menší velikostí částic není účinné, protože mnoho potenciálně toxických prvků se vyskytuje ve větším množství ve frakcích s větší zrnitostí. To naopak vede k vyššímu riziku expozice toxickému prachu a šíření toxických látek ovzduším.
    b. Zvětrávání/zrání není příliš užitečné. Může vést k vyšší mobilitě toxických látek a nepřímo zvyšovat nebezpečnost popela tím, že na sebe váže více kovů v minerální frakci.
14. Odvětví zpracovávání popela je stále v plenkách a v současné době není schopno odstranit z popela všechny kovy. Přítomnost některých prvků, jako je Al, způsobuje v dlouhodobém horizontu bobtnání a uvolňování vodíku, spolu s možným nebezpečím požáru ve výrobcích, v nichž je použit cement s obsahem popela. I po úpravě je Al v popelu přítomen v množství, které může v průběhu času narušit strukturální integritu výrobků na bázi cementu (tvárnic a betonu), což znamená dlouhodobé riziko při používání těchto výrobků.

[4] Konkrétně jde o takzvané „látky vzbuzujících mimořádné obavy" („substances of very high concern"), zkráceně SVHC. (pozn. překl.)

15. Mnoho nezávislých studií ukázalo, že spalovny odpadů nebyly provozovány stabilně v souladu s požadavky směrnice o průmyslových emisích. To má dopad nejen na schopnost spaloven odpadů produkovat nezávadný popel, ale také to vyvolává obavy ohledně účinnosti monitorování spaloven odpadů a dohledu nad nimi.

8/ Poděkování

Děkujeme Abelu Arkenboutovi, Joshovi a Shlomoovi Dowenovým a Huubovi Scheelemu.

9/ Zdroje

Alam, Q., Schollbach, K., Rijnders, M., van Hoek, C., van der Laan, S., Brouwers, H.J.H. 2019a. The immobilization of potentially toxic elements due to incineration and weathering of bottom ash fines, *Journal of Hazardous Materials*, **379**, 120798.

Alam, Q., Scholbach, K., van Hoek, C., ven der Laan, S., de Wolf, T., Brouwers, H.J.H. 2019b. In-depth mineralogical quantification of MSWI bottom ash phases and their association with potentially toxic elements, *Waste Management*, **87**, s. 1–12.

Allegrini, E., Vadenbo, C., Boldrin, A., Astrup, T.F. 2015. Life cycle assessment of resource recovery from municipal solid waste incineration bottom ash, *Journal of Environmental Management*, **151**, s. 132–143.

Arkenbout, A. 2019. *The hidden impacts of incinerator residues*, Zero Waste Europe: Brussels, s. 1–11.

Arkenbout, A., Olie, K., Esbensen, KH. 2018. Emission regimes of POPs of a Dutch incinerator: regulated, measured and hidden issues, *Organohalogen Compounds*, **80**, s. 413–416.

Arnika, 2021. The European Union money used for contamination of a protected landscape area by fly ash (online). Zobrazeno 3. prosince 2021. Dostupné na: arnika.org/en/news/the-european-union-money-used-for-contamination-of-a-protected-landscape-area-by-fly-ash-19973

Arp, H.P.H., Morin, N.A.O., Andersson, P.L., Hale, S.E., Wania, F., Breivik, K., Breedveld, G.D. 2020. The presence, emission and partitioning behavior of polychlorinated biphenyls in waste, leachate and aerosols from Norwegian waste-handling facilities, *Science of the Total Environment*, **715**, 136824.

Bielowicz, B., Chuchro, M., Jędrusiak, R., Wątor, K. 2021. Changes in leachability of selected elements and chemical compounds in residues from municipal waste incineration plants, *Energies*, **14**, 771.

Blasenbauer, D., Huber., Lederer, J., Quina, M.J., Blanc-Biscarat, Bogush, A., Bontempi, E., Blondeau, J., Chimenos, J.M., Dahlbo, H., Fagerqvist, J., Giro-Paloma, J., Hjelmar, O., Hyks, J., Keaney, J., Lupsea-Toader, M., O'Caollai, C.J., Orupõld, Pajak, T., Simon, F-G., Svecova, L., Šyc, Ulvang, R., Vaajasaari, K., Carneghem, J.V., van Zomeren, A., Vasarevicius, S., Wégner, K., Fellner, J. 2020. Legal situation and current practice of waste incineration bottom ash utilisation in Europe, *Waste Management*, **102**, s. 868–883.

Buchholz, B.A., Landsberger, S. 1995. Leaching dynamics studies of municipal solid waste incinerator ash, *Journal of the Air and Waste Management Association*, **45**, s. 579–590.

Bunge, R. 2019. Recovery of metals from waste incinerator bottom ash (online). Zobrazeno 4. prosince 2021. Dostupné na: www.umtec.ch/fileadmin/user_upload/umtec.hsr.ch/Dokumente/Metals_from_MWIBA_6_2019.pdf

Caviglia, C., Confalonieri, G., Corazzari, I., Destefanis, E., Mandrone, G., Pastero, L., Boero, R., Pavese, A. 2019. Effects of particle size on properties and thermal inertization of bottom ash (MSW of Turin's incinerator), *Waste Management*, **84**, s. 340–354.

CEWEP, 2019. Bottom ash factsheet (online). Zobrazeno 1. prosince 2021. Dostupné na: www.cewep.eu/bottom-ash-factsheet

Chagger, H.K., Jones, J.M., Pourkashanian, M., Williams, A. 2000. The formation of VOC, PAH and dioxins during incineration, *Transactions of the Institute of Chemical Engineers*, **78** (B), s. 53–59.

Chen, C-K., Lin, C., Wang, L-C., Chang-Chien, G-P. 2006. The size distribution of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in the bottom ash of municipal solid waste incinerators, *Chemosphere*, **65**, s. 514–520.

Clark, J.F.M. 2007. ‚The incineration of refuse is beautiful': Torquay and the introduction of municipal refuse destructors, *Urban History,* **32** (2), s. 255–277.

Conesa, J.A., Nuñes, S.S., Ortuño, N., Moltó, J. 2021. PAH and POP presence in plastic waste and recyclates: State of the art, *Energies*, **14**, 3431.

Dickens, C. 1865. *Our Mutual Friend.* Chapman and Hall: London.

Ebert, J., Bahadir, M. 2003. Formation of PBDD/F from flame-retarded plastic materials under thermal stress, *Environment International*, **29** (6), s. 711–716.

Ellen MacArthur Foundation. 2014. *Towards the circular economy, accelerating the scale-up across global supply chains*, s. 14–15 (online). Zobrazeno 8. prosince 2021. Dostupné na: www3.weforum.org/docs/WEF_ENV_TowardsCircularEconomy_Report_2014.pdf

EN, 2008. EN12620:2002+A1: 2008. Aggregates for concrete incorporating corrigendum May 2004.

EN, 2002/2003. EN12457. Characterisation of waste – Leaching – Compliance test for leaching of granular waste materials and sludges. (V rámci této řady existují čtyři samostatné dokumenty, z nichž každý stanoví různé velikosti částic a poměry kapaliny a pevné látky.)

EU, 2020. Regulation (EU) 2020/852 of the European Parliament and of the Council of 18 June 2014 on the establishment of a framework to facilitate sustainable investment, and amending Regulation (EU) 2019/2088 (with EEA relevance).

EU, 2019. Commission Implementing Decision (EU) 2019/2010 of 12 November 2019 establishing the best available techniques (BAT) conclusions, under Directive 2010/75/EU of the European Parliament and of the Council, for waste incineration (notified under document C (2019) 7987) (Text with EEA relevance).

EU, 2014. Commission Decision of 18 December 2014 amending Decision 2000/532/ EC on the list of waste pursuant to Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council (Text with EEA relevance).

EU, 2010. Directive 2010/75/EU of the European Parliament and of the Council of 24 November 2010 on industrial emissions (integrated pollution prevention and control) (Recast) (Text with EEA relevance).

EU, 2004. Regulation (EC) No 850/2004 of the European Parliament and of the Council of 29 April 2004 on persistent organic pollutants and amending Directive 79/117/EEC (repealed).

Leal Filho, W., Hunt, J., Lingos, A., Platje, J., Viera, L.W., Will, M., Dan Gavriletea, M. 2021. The unsustainable use of sand: reporting on a global problem, *Sustainability*, **13**. 3356.

Ghisi, R., Vamerali, T., Manzetti, S. 2019. Accumulation of perfluorinated alkyl substances (PFASs) in agricultural plants: a review, *Environmental Research*, **169**, s. 326–341.

Glauser, A., Weibel, G., Eggenberger, U. 2021. Effects of enhanced metal recovery on the recycling potential of MSWI bottom ash fractions in various legal frameworks, *Waste Management and Research*, **1–12**, doi.org/10.1177/0734242X21103

Hahladakis, J.N., Velis, C.A., Weber, R., Lacovidou, E., Purnell, P. 2018. An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling, *Journal of Hazardous Materials*, **344**, s. 179–199.

Haselbach, L. 2009. Potential for carbon dioxide absorption in concrete. *Journal of Environmental Engineering*, **135**(6), s. 465–472.

Hennebert, P. 2021. The substitution of regulated brominated flame retardants in plastic products and waste and the declared properties of the substitutes in reach, *Detritus*, **16**, s. 16–25.

Hoornweg, D., Bhada-Tata, P. 2012. What a Waste: a global review of solid waste management. Urban development series. Knowledge papers no. 15. Washington, DC: World Bank, s. 16–22.

Hsieh, Y-K., Chen, W-S., Zhu, J., Huang, Q. 2018. Characterisation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans of the flue gases, fly ash and bottom ash in a municipal solid waste incinerator, *Aerosol and Air Quality Research*, **18**, s. 421–432.

Hulgaard, T., Vehlow, J., 2011. Incineration: Process and Technology, pp. 363–392. In: Christensen, T.H. *Solid waste technology and management*, volume 1 and 2. Blackwell Publishing: Oxford.

Kalbe, U., Simon, F-G. 2020. Potential use of incinerator bottom ash in construction: Evaluation of the Environmental Impact, *Waste and Biomass Valorization*, **11**, s. 7055–7065.

Klymko, T., van Zomeren, A., Dijkstra, J.J., Hjelmar, O., Hyka, J. 2016. *Revised classification of MSWI bottom ash.* ECN-X—16–125, ECN: Petten, s. 1–77.

Klymko, T, Dijkstra, J.J, van Zomeren, A. 2017. *Guidance document on hazard classification of MSWI bottom ash.* ECN-E–17–024 ECN: Petten, s. 1–37.

Lin, Y-J., Zhou, S-Q., Lee, W-J., Wang, L-C., Chang-Chien, G-P., Lin, W-C. 2014. Size distribution and leaching characteristics of polybrominated diphenyl ethers (PBDE) in the bottom ashes of municipal solid waste incinerators, *Environmental Science and Pollution Research*, **21**, s. 4614–4623.

Liu, S., Zhao, S., Liang, Z., Wang, F., Sun, F., Chen, D. 2021. Perfluoroalkyl substances (PFAS) in leachate, fly ash, and bottom ash from waste incineration plants: Implications for the environmental release of PFAS, *Science of the Total Environment*, **795**, 148468.

Mantovani, L., Tribaudino, M., De Matteis, C., Funari, V. 2021. Particle size and potential toxic element speciation in municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ash, *Sustainability*, **13**, 1911.

Mehr, J., Haupt, M., Skutan, S., Morf, L., Adrianto, L.R., Weibel, G., Hellweg, S. 2021. The environmental performance of enhanced metal recovery from dry municipal solid waste incineration bottom ash, *Waste Management*, **119**, s. 330–341.

Meima, J.A., Comans, R.N.J. 1999. The leaching of trace elements from municipal solid waste incinerator bottom ash at different stages of weathering, *Applied Geochemistry*, **14,** s. 159–171.

Melosi, M.V. 1973. „Out of sight, out of mind" The environment and disposal of municipal refuse, 1860–1920, *The Historian*, **35** (4), s. 621–640.

Miles, T.R., Miler Jr, T.R., Baxter, L.L., Bryers, W.R., Jenkins, B.M., Oden, L.L., 1995. Alkali deposits found in biomass power plants. A preliminary investigation of their extent and nature. A summary report for National Renewable Energy Laboratory, Office of Scientific and Technical Information: Oakridge.

Morin, N.A.O., Andersson, P.L., Hale, S.E., Arp, H.P.H. 2017. The presence and partitioning behaviour of flame retardants in waste, leachate, and air particles from Norwegian waste-handling facilities, *Journal of Environmental Sciences*, **62**, s. 115–132.

Muznik, S. 2017. "Deliver or pay", or how waste incineration causes recycling to slow down (online). Zobrazeno 3. prosince 2021. Dostupné na: zerowasteeurope.eu/2017/10/deliver-pay-waste-incineration-causes-recycling-slow

Neuwahl, F., Cusano, G., Benavides, J.G., Holbrook, S., Roudier. 2019. Best available techniques (BAT) reference document on waste incineration. Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control), EUR 29971 EN, Luxemburg: Publications Office of the European Union, s. 278–280.

OEC, 2021. Wold Trade in Sand 2019 (online). Zobrazeno 24. prosince 2021. Dostupné na: oec.world/en/profile/hs92/52505

Orellana, M. 2021. U.N. General Assembly. Right to science in the context of toxic substances. Report of the Special Rapporteur on the implications for human rights of the environmentally sound management and disposal of hazardous substances and wastes, Marcos Orellana. A/HRC/48/61. Human Rights Council, Forty-eighth edition, 13 September-1 October 2021. Available from: digitallibrary.un.org/record/3936864

Particulate Matter Research Group, 2019. *Particulates matter. Are emissions from incinerators safe to breathe?* (online). Zobrazeno 3. prosince 2021. Dostupné na: ukwin.org.uk/files/particulates/PRG-Particulates-Matter-December-2019.pdf

Petrlik, J., Bell, J. 2020. *Toxic ash poisons our food chain. International Pollution Elimination Network* (online). Zobrazeno 21. září 2021. Dostupné na: ipen.org/news/toxic-ash-poisons-our-food-chain

Powerfuel, 2020. *Portland energy recovery facility. Planning support statement*, September 2020 (online). Zobrazeno 20. listopadu 2021. Dostupné na: www.powerfuelportland.co.uk/files/image/Application%20documents/Portland_ERF_Planning_Supp_St.pdf

PSF, 2021. *Platform on Sustainable Finance: Technical Working Group. Taxonomy pack for feedback.* August 2021 (online). Zobrazeno 20. listopadu 2021. Dostupné na: ec.europa.eu/info/sites/default/files/business_economy_euro/banking_and_finance/documents/210803-sustainable-finance-platform-report-technical-screening-criteria-taxonomy_en.pdf

Simon, F-G., Vogel, C., Kalbe, U. 2021. Antimony and vanadium in incineration bottom ash – leaching behavior and conclusions for treatment processes, *Detritus*, **16**, s. 75–81.

Spaiser, V., Ranganathan, S., Bali Swain, R., Sumpter, D.J.T. 2017. The sustainable development oxymoron: quantifying and modelling the incompatibility of sustainable development goals, *International Journal of Sustainable Development and World Ecology,* **24** (6), s. 457–470.

Swedish Environmental Protection Agency, 2011. Low POP content limit of PCDD/F in waste – Evaluation of human health risks. Report 6418. The Swedish Environmental Protection Agency: Stockholm.

Tanner, A. 2006. Dust 0! Rubbish in Victorian London, 1860–1900, *The London Journal*, **31** (2), s. 157–178.

Tiberg, C., Sjöstedt, C., Fedje, K.K. 2021. Speciation of Cu and Zn in bottom ash from solid waste incineration studied by XAS, XRD, and geochemical modelling, *Waste Management*, **119**, s. 389–398.

Tilley, H. *Ashes to Cashes: The value of dust* (online). 17th July 2014. Zobrazeno 7. prosince 2021. Dostupné na: dickensourmutualfriend.wordpress.com

Van Praagh, M., Johansson, M., Fagerqvist, J., Grönholm, R., Hansson, N., Svensson, H. 2018. Recycling of MSWI-bottom ash in paved constructions in Sweden – A risk assessment, *Waste Management*, **79**, s. 428–434.

Vateva, I., Laner, D. 2020. Grain-size specific characterisation and resource potentials of municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ash: A German case study, *Resources*, **9**, 66, doi:10.3390/resources9060066

Vehlow, J. 2015. Air pollution control systems in WtE units: an overview, *Waste management*, **37**, s. 58–74.

Weber, R., Bell, L., Watson, A., Petrlik, J., Paun, M.C., Vijgen, J. 2019. Assessment of pops contaminated sites and the need for stringent soil standards for food safety for the protection of human health. *Environmental Pollution*, **249**, s. 703–715.

Wellcome Collection, no date. Wellcome Library no. 38709i (online). Zobrazeno 3. prosince 2021. Dostupné na: wellcomecollection.org/works/ssu37wcd

Weidlich, T. 2021. The influence of copper on halogenation/dehalogenation reactions of aromatic compounds and its role in the destruction of polyhalogenated aromatic contaminants, *Catalysts*, **11**, 378.

Wiesinger, H., Wang, Z., Hellweg, S. 2021. Deep dive into plastic monomers, additives, and processing aids, *Environmental Science and Technology*, **55**, s. 9339–9351.

Wang, L-C., Hsi, H-C., Wang, Y-F., Lin, S-L., Chang-Chein, G-P. 2010. Distribution of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PBDD/Fs) in municipal solid waste incinerators, *Environmental Pollution*, **158**, s. 1595–1602.

Yang, Z., Fan, L., Zhang, H., Wang, W., Shao, L., Ye, J., He, P. 2021. Is incineration the terminator of plastics and microplastics?, *Journal of Hazardous Materials*, **401**, 123429.