POLITECNICO DI TORINO
Repository ISTITUZIONALE

Analisi delle prospettive di valorizzazione delle ceneri pesanti derivanti da combustione di rifiuti solidi urbani

Original
Analisi delle prospettive di valorizzazione delle ceneri pesanti derivanti da combustione di rifiuti solidi urbani / Bruno, M., Abis, M., Kuchta, K., Onofrio, M.F.E., Fiore, S.. - In: GEAM. GEOINGEGNERIA AMBIENTALE E MINERARIA. - ISSN 1121-9041. - STAMPA. - 1 (gennaio-aprile 2020):(2020), pp. 3-8.

Availability:
This version is available at: 11583/2893412 since: 2021-04-14T16:47:29Z

Publisher:
Pàtron Editore srl

Published
DOI:

Terms of use:

This article is made available under terms and conditions as specified in the corresponding bibliographic description in the repository

Publisher copyright

(Article begins on next page)

28 November 2026

Analisi delle prospettive di valorizzazione delle ceneri pesanti derivanti da combustione di rifiuti solidi urbani

Martina Bruno*
Marco Abis**
Kerstin Kuchta**
Maurizio Onofrio*
Silvia Fiore*

* DIATI (Dipartimento di Ingegneria per l'Ambiente, il Territorio e le Infrastrutture), Politecnico di Torino, Torino, Italia
** Institute of Environmental Technology and Energy Economics, Hamburg University of Technology, Hamburg, Germany

Corresponding author: Silvia Fiore

La produzione di rifiuti solidi urbani in Europa-28 nel 2017 è stata pari a circa 2500 Mt, destinate a riciclaggio (48% in peso), incenerimento e termovalorizzazione (28% in peso) e smaltimento in discarica (24% in peso). È stato stimato che gli impianti di termovalorizzazione presenti in Europa abbiano prodotto annualmente circa 19 Mt di materiale residuo, definito ceneri pesanti. La composizione chimica e le proprietà fisiche delle ceneri pesanti ne rendono possibile il trattamento attraverso tecnologie mature in piena scala. Il trattamento delle ceneri pesanti è principalmente finalizzato al riciclaggio dei metalli ferrosi e non (in totale possono costituire fino all'8% in peso delle ceneri pesanti), ma anche la valorizzazione della frazione inerte come materiale edile costituisce una prospettiva interessante. Al momento la principale criticità da risolvere per la ricerca in ambito accademico e industriale è la valorizzazione la frazione fine delle ceneri pesanti, ricca di sostanze pericolose e per la quale i tradizionali metodi di recupero dei metalli non sono soddisfacenti.
Parole chiave: *ceneri pesanti, incenerimento, riciclaggio, rifiuti solidi urbani, valorizzazione.*

Analysis of the valorization opportunities of bottom ash deriving from the incineration of municipal solid waste. *In 2017 the production of municipal solid waste in Europe-28 reached 2500 Mt, destined to recycling (48%-wt), incineration and thermal valorization (28%-wt) and landfilling (24%-wt). About 19 Mt per year of residual material, defined bottom ash, were produced by thermo-valorization plants in Europe. Physicochemical features of bottom ashes make possible their treatment through full-scale technologies. Bottom ash treatment is mostly aimed at the recycling of ferrous and non-ferrous metals (in total up to 8%-wt of bottom ash), however also the valorization of the inert fraction as building material could be an interesting opportunity. Nowadays, the main critical issue to solve for the scientific and industrial research is the valorization of the fine fraction of bottom ash, which is rich of hazardous substances and not effectively valorized by conventional methods for metals recovery.*
Keywords: *bottom ash, incineration, municipal solid waste, recycling, valorization..*

1. Introduzione

La produzione di rifiuti solidi urbani varia negli anni e a seconda del contesto geografico considerato in funzione di fattori di natura economica, demografica e sociale come densità di popolazione, reddito e livello di sviluppo economico. Contrariamente agli obiettivi fissati dalle recenti normative emanate dall'Unione Europea, la quantità di rifiuti pericolosi e non pericolosi prodotta dai singoli stati membri, dopo la leggera diminuzione registrata tra il 2010 e il 2014, ha iniziato nuovamente ad aumentare (fig. 1) (Eurostat, 2020), in modo concorde con la ripresa economica registrata in seguito alla crisi finanziaria del 2008. Tale andamento è giustificato dalla forte correlazione osservata tra ricchezza economica e quantità totale di rifiuti prodotti nei diversi paesi (Brown, 2015). La produzione di rifiuti solidi nel 2017 in EU-28 è stata pari a circa 250 Mt (Eurostat, 2020), destinate a riciclaggio (48% in peso), incenerimento e termovalorizzazione (28% in peso) e smaltimento in discarica (24% in peso). Il parametro "densità di popolazione" è direttamente collegato alla quantità di rifiuti prodotta in totale e per abitante. Ulteriori correlazioni sono state osservate con diversi parametri economici, come la distribuzione del reddito tra la popolazione. A tale parametro appaiono inoltre correlate le modalità di gestione dei rifiuti (fig. 2) (Eurostat, 2020); i Paesi con PIL più elevati, come Germania e Svezia, privilegiano trattamenti che consentono il recupero di materia ed energia dai rifiuti rispetto allo smaltimento in discarica (Malinauskaite *et al.*, 2017).

Tra le varie soluzioni tecniche che permettono di valorizzare i rifiuti solidi, l'incenerimento si qualifica come una tecnologia matura e diffusa in molti Paesi europei. La configurazione più utilizzata è la combustione in inceneritori a griglia mobile, utilizzata dal 90% degli impianti in Europa; senza alcun pretrattamento, il flusso di rifiuti è alimentato nella camera di combustione, nella quale la temperatura raggiunge i 950 °C (European Commission, 2018). Il potere calorifico inferiore dei rifiuti solidi urbani è pari a circa 10 MJ/Kg e rappresenta un'importante fonte

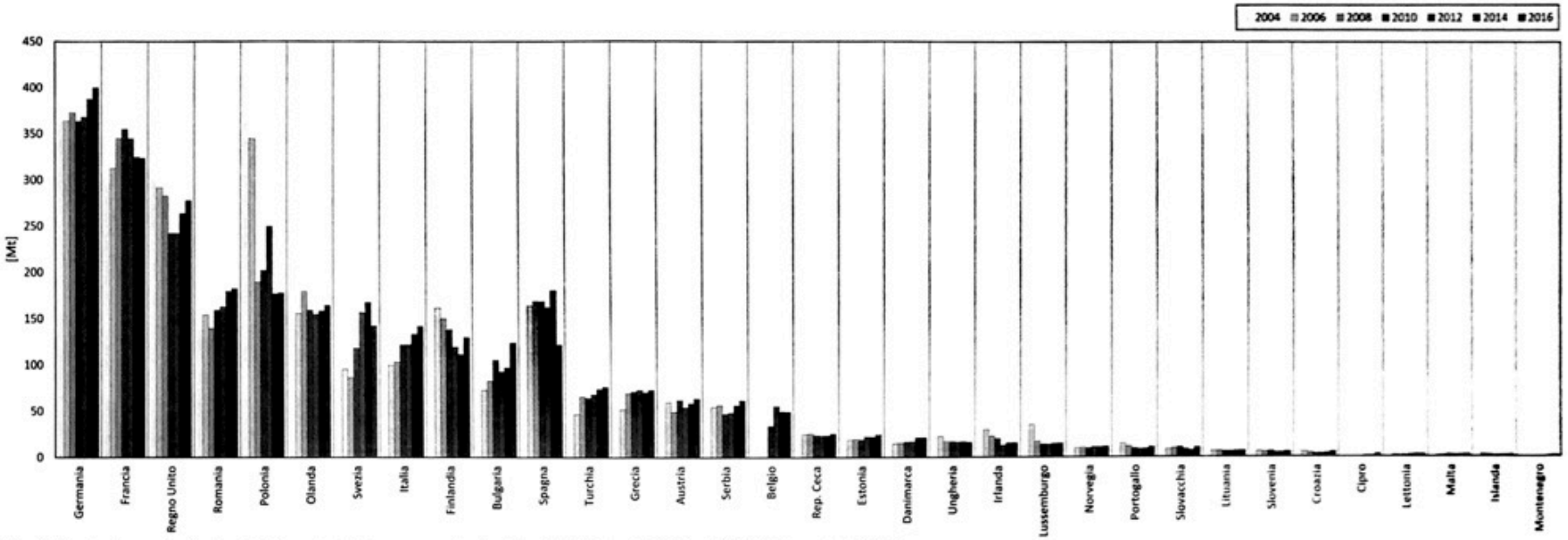

Fig. 1. Produzione di rifiuti solidi (pericolosi e non pericolosi) in EU-28 i tra il 2004 e il 2016 (Eurostat, 2020).
Production of solid waste (hazardous and not hazardous) in EU-28 between 2004 and 2016 (Eurostat, 2020).

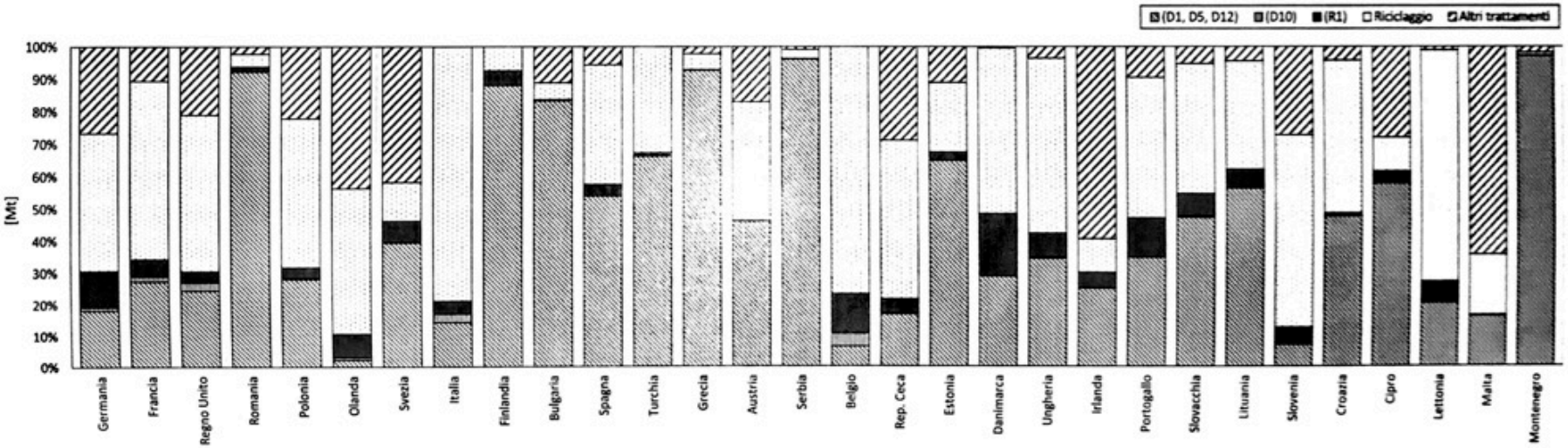

Fig. 2. Trattamento dei rifiuti solidi (pericolosi e non pericolosi) in EU-28 nel 2017. D1, D5, D12: smaltimento in discarica; D10: smaltimento con incenerimento; R1: recupero di energia (Eurostat, 2020).
Treatment of solid waste (hazardous and not hazardous) in EU-28 in 2017. D1, D5, D12: landfill disposal; D10: incineration disposal; R1: energy recovery (Eurostat, 2020).

di energia alternativa ai combustibili fossili (Malinauskaite *et al.*, 2017). Gli inceneritori svolgono un duplice ruolo nel contenimento delle emissioni di gas serra, sia in termini di riduzione delle emissioni di metano dalle discariche poiché riducono la quantità di rifiuti ad esse destinati, che in termini di riduzione delle emissioni di CO_2 da combustibili fossili, dovuta alla produzione di energia dai rifiuti. Gli effetti ambientali positivi possono essere ulteriormente migliorati attraverso l'ottimizzazione della gestione dei residui di incenerimento. Lo scopo di questa ricerca è analizzare le modalità di gestione delle ceneri pesanti, valutarne le prospettive di valorizzazione in base alle caratteristiche quantitative e fisico-chimiche e infine individuare gli aspetti critici che necessitano di azioni migliorative.

2. Le Ceneri pesanti

I residui derivanti dall'incenerimento sono le ceneri, classificate in leggere e pesanti, che rappresentano rispettivamente circa il 5% e il 25% in peso del materiale incenerito nel caso dei rifiuti solidi urbani (Enzner *et al.*, 2017). Le ceneri pesanti sono costituite da ossidi di silice e calcio, ossidi metallici e metalli (rottami ferrosi, alluminio, piombo, rame, zinco e altri metalli in traccia) e residui incombusti (CEWEP, 2017). Le ceneri pesanti possono essere destinate a recupero attraverso trattamenti relativamente semplici e possiedono un ampio campo di possibili applicazioni (Allegrini *et al.*, 2015), anche se alcune risultano limitate dall'elevato contenuto di metalli rilasciabili nell'ambiente (Astrup *et al.*, 2016). Pertanto esse sono considerate allo stesso tempo un rischio ambientale e una risorsa da valorizzare (Alam *et al.*, 2019; Funari *et al.*, 2015).

2.1. Caratteristiche quantitative

In Europa-28 nel 2018 erano presenti in totale 470 impianti di incenerimento di rifiuti solidi urbani (European Commission, 2018), localizzati principalmente in Francia, Germania, Italia, Danimarca, Svezia e Gran Bretagna; la produzione totale di ceneri pesanti è stata stimata in 19 Mt per anno (CEWEP, 2017). Il tenore di metalli nelle ceneri pesanti si attesta intorno all' 8-10% in peso, di cui il 6-7% è costituito da metalli ferrosi e circa il 2% da metalli non ferrosi, principalmente alluminio (CEWEP, 2017). Considerando la produzione stimata di ceneri pesanti menzionata in precedenza, lo smaltimento in discarica comporterebbe la perdita di circa 1.5-1.9 Mt totali di metalli ogni anno.

2.2. Caratteristiche qualitative

La composizione delle ceneri pesanti dipende fortemente dalle caratteristiche dei rifiuti da cui derivano, a loro volta altamente variabili nel tempo e secondo la regione geografica considerata. Anche la configurazione dell'impianto di incenerimento può influire sulla loro composizione, in quanto il contenuto di materiale organico presente nelle ceneri dipende dalla temperatura di combustione e dal tempo di permanenza del rifiuto nella camera di combustione (Lynn *et al.*, 2017). Le ceneri pesanti si presentano come un materiale granulare con dimensioni comprese solitamente tra 0.02 e 10 mm (Dou *et al.*, 2017) e densità pari a circa 950 kg/m^3. La conducibilità idraulica può variare tra 10^{-9} e 10^{-4} m/s, e il tenore di umidità tra il 15 e il 60% in funzione del processo di spegnimento a cui sono sottoposte (Dou *et al.*, 2017). La natura porosa delle ceneri pesanti ne determina la capacità di adsorbimento, attribuibile in particolare alle frazioni fini. Altre proprietà fisiche, quali resistenza al taglio, all'azione gelo-disgelo e ad abrasione, si dimostrano idonee al riutilizzo delle ceneri pesanti come aggregato da costruzione. Inoltre, è necessario osservare come il modulo elastico risulti migliore nei campioni di cenere non sottoposti a fasi di "invecchiamento" o stabilizzazione (Lynn *et al.*, 2017).

Sebbene le stime sulla composizione dei rifiuti solidi siano sempre incerte e le condizioni operative di combustione dipendano dalla specifica configurazione impiantistica, generalmente è possibile identificare una composizione generale per le ceneri pesanti. Esse sono infatti costituite dalle componenti inerti dei rifiuti (vetro, minerali e metalli) e dai residui incombusti dell'incenerimento di natura organica. La composizione mineralogica generale delle ceneri pesanti dopo invecchiamento/stabilizzazione consiste in: una frazione minerale (pari a circa il 60% in peso) costituita da quarzo SiO_2, ghelenite $Ca_2Al_2SiO_7$, carbonati di calcio $CaCo_3$, anidrite $CaSO_4$, ettringite $Ca_6Al_2(SO_4)_3(OH)_{12}\,6H_2O$; una frazione minerale ossidata (pari al 5-13% in peso), comprendente ossidi magnetici quali Goethite FeOOH, magnetite Fe_3O_4, ematite Fe_2O_3; e infine da metalli/leghe metalliche quali alluminio, acciaio, rame e zinco (Astrup *et al.*, 2016). Materiali refrattari come vetro e ceramica possono rappresentare fino al 20-30% in peso delle ceneri pesanti, mentre la frazione organica è solitamente presente in quantità inferiori al 4%. La presenza di componenti non minerali, in particolare di metalli pesanti, è maggiore nella frazione fine (Astrup *et al.*, 2016).

2.3. Modalità di gestione

Le ceneri pesanti prodotte dagli inceneritori di rifiuti solidi urba-

ni vengono smaltite in discarica o recuperate come materie prime secondarie (Bourtsalas, 2012). Nel corso degli anni le prospettive di recupero individuate hanno riguardato prevalentemente gli infusi metallici e la frazione minerale, recuperata come materiale da costruzione o per sottofondi stradali, nella produzione di cemento e calcestruzzo e substrato di assorbimento (Tang *et al.*, 2015). La presenza dei metalli sotto forma di ossidi o particelle metalliche nelle ceneri pesanti ne compromette il riutilizzo in tali applicazioni (Astrup *et al.*, 2016): la presenza di alluminio metallico causa nelle fasi di idratazione del cemento la produzione di idrogeno gassoso all'interno della malta compromettendone la stabilità; i metalli pesanti, che potrebbero facilmente venir rilasciati in acqua, rappresentano una problematica dal punto di vista ambientale. La rimozione dei metalli dalle ceneri pesanti ha quindi il duplice vantaggio di migliorare le caratteristiche della frazione minerale delle ceneri pesanti, separandone le componenti più pericolose, e di recuperare le frazioni economicamente più importanti (Tang *et al.*, 2016). E' stato stimato che circa l'85% del valore economico delle ceneri pesanti sia dovuto al tenore di metalli non ferrosi quali alluminio, rame, zinco, piombo, oro e argento (Bunge, 2015). Di seguito sono analizzate le modalità di gestione delle ceneri pesanti.

2.3.1. Spegnimento/ stabilizzazione

Il primo trattamento a cui sono sottoposte le ceneri pesanti è lo spegnimento, a secco o a umido. La configurazione più comune è lo spegnimento a umido, nella quale il materiale in uscita dalla camera di combustione viene scaricato in una vasca d'acqua per abbassarne la temperatura. Il principale vantaggio di questa configurazione è la riduzione dei sali di cloro e zolfo e della quantità di polveri rilasciate, che costituisce la principale problematica dello spegnimento a secco (Kahle *et al.*, 2015). Tuttavia, pur essendo più difficile da gestire, lo spegnimento a secco conferisce migliori caratteristiche alle ceneri: evitando il contatto con l'acqua si impediscono reazioni di ossidoriduzione che, alterando il pH potrebbero causare il rilascio di metalli pesanti, e si riduce l'agglomerazione delle particelle fini, mantenendo tale frazione più facilmente separabile dalle frazioni grossolane meno contaminate (Martin *et al.*, 2015). Le ceneri spente vengono lasciate invecchiare per un periodo variabile, da qualche settimana ad alcuni mesi. Durante la fase di invecchiamento (o stabilizzazione) avvengono numerose alterazioni mineralogiche dovute all'interazione con gli agenti atmosferici: idrolisi degli ossidi di calcio, alluminio, sodio e potassio; dissoluzione e precipitazione degli idrossidi e adsorbimento della CO_2 atmosferica che innesca la carbonatazione dell'ossido di calcio contenuto nelle ceneri (Polettini e Pomi, 2004).

2.3.2. Trattamento fisico

I trattamenti fisici a cui sono sottoposte le ceneri pesanti hanno l'obiettivo principale di separare la frazione minerale dalle componenti metalliche, facendo ricorso alle differenze di forma, dimensione, densità proprietà magnetiche. Le tecnologie adottate, soprattutto separazione magnetica e a correnti indotte, si dimostrano più efficienti quando operano su classi granulometriche ridotte, pertanto lo schema di trattamento prevede sempre uno o più livelli di vagliatura (Koralewska, 2011).

2.3.3. Trattamento termico

I trattamenti termici si basano su due diversi processi per ridurre il rilascio dei metalli dalle ceneri pesanti: separazione per evaporazione o immobilizzazione nella matrice solida. La volatilizzazione di alcuni metalli, come mercurio, cadmio, piombo e zinco, è generalmente indotta portando le ceneri ad una temperatura di 1000 °C, superiore a quella raggiunta durante l'incenerimento dei rifiuti (Dou *et al.*, 2017). Per quanto riguarda l'immobilizzazione termica, possono essere implementate diverse tecniche: fusione, vetrificazione, sinterizzazione o microonde. La fusione e la vetrificazione sono processi simili in cui, a causa dell'alta temperatura (1000-1500 °C), le specie inorganiche presenti nei residui si legano chimicamente, inibendo di conseguenza il rilascio di metalli come mercurio, cadmio, piombo e zinco (Schafer *et al.*, 2019). La sinterizzazione si basa invece sull'aumento della temperatura o della pressione, senza raggiungere il punto di fusione, per ottenere prodotti dall'aspetto vetroso caratterizzati da bassa porosità e alta resistenza, adatti per l'uso come compositi cementizi (Yang *et al.*, 2018).

2.4. La Frazione fine

La principale limitazione nella ottimizzazione del recupero delle ceneri pesanti è il trattamento della frazione fine, nella quale si concentrano le componenti pericolose. L'abbondanza relativa della frazione fine dipende dal livello tecnologico adoperato nei diversi Paesi nel trattamento delle ceneri pesanti. Nei Paesi con maggiore esperienza nell'incenerimento dei rifiuti, quali Germania, Olanda, Belgio, Danimarca, Austria e Finlandia, la minima dimensione recuperabile è di 2 mm (Enzner *et al.*, 2017); considerando le caratteristiche granulometriche medie delle ceneri pesanti, la frazione fine ne rappresenta il circa il 40-50% in peso. Lo smaltimento in discarica

Tab. 1. Produzione e gestione delle ceneri pesanti nei diversi paesi (CEWEP, 2017; Enzner et al., 2017).
Production and management of bottom ash in European countries (CEWEP, 2017; Enzner et al., 2017).

Paese	Rifiuti inceneriti (Mt)	Ceneri pesanti (Mt)	Minima dimensione recuperabile (mm)
Germania	26.8	6.7	2
Francia	14.4	3.6	4
UK	10.9	2.7	4
Olanda	7.6	1.9	2
Italia	6.1	1.5	4
Svezia	6.1	1.5	4
Svizzera	4.0	1.0	4
Belgio	3.4	0.8	2
Danimarca	3.4	0.8	2
Spagna	3.0	0.8	5
Austria	2.6	0.6	2
Norvegia	1.6	0.4	6
Finlandia	1.6	0.4	2
Portogallo	1.2	0.3	10

della frazione fine delle ceneri pesanti comporta da un lato la perdita di una considerevole quantità di risorse, e di conseguenza di un potenziale guadagno economico e ambientale, e dall'altro il rischio eventuale di rilascio nell'ambiente di un elevato quantitativo di metalli pesanti. Tali considerazioni, di carattere ambientale e economico, rappresentano i motivi per i quali è necessario ottimizzare il recupero di metalli e minerali residui, in particolare per le frazioni ancora non valorizzate delle ceneri pesanti, quali la frazione fine.

3. Conclusioni

Secondo l'analisi della letteratura, le ceneri pesanti derivanti da termovalorizzazione dei rifiuti rappresentano allo stesso tempo un rischio ambientale e una risorsa da valorizzare. Attualmente l'applicazione principale per le ceneri pesanti, a meno di non venire smaltite in discarica, è il recupero come materia prima nella produzione di cemento e calcestruzzo (Tang *et al.*, 2015). Questa applicazione è favorita dal fatto che il costo degli aggregati dipende fortemente dalla distanza tra i siti di estrazione degli stessi e i cantieri a cui sono destinati; gli impianti di incenerimento dei rifiuti solidi urbani invece si trovano di solito nelle aree urbane o in loro prossimità, dove i materiali da costruzione sono più richiesti (Bourtsalas, 2012). Sebbene sia stato stimato che il recupero delle ceneri pesanti come aggregati edili possa ipoteticamente sostituire solo lo 0.6% in peso degli aggregati primari nel mercato europeo, la deviazione delle ceneri pesanti dal flusso totale di rifiuti diretto alle discariche ne comporterebbe una riduzione annua del 7-8% in peso (Blasenbauer *et al.*, 2020). Tuttavia, a livello europeo manca ancora un quadro normativo dettagliato e univoco sulla gestione delle ceneri pesanti e attualmente questo è uno dei principali ostacoli che compromettono la chiusura del ciclo per la gestione di tale materiale nell'ottica della Economia Circolare.

Riferimenti bibliografici

Alam, Q., Schollbach, K., Van Hoek, C., Van Der Laan, S., De Wolf, T., Brouwers, H.J.H., 2019. *In-depth mineralogical quantification of MSWI bottom ash phases and their association with potentially toxic elements In-depth mineralogical quantification of MSWI bottom ash phases and their association with potentially toxic elements.* Waste Manag. 87, 1-12. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.01.031.

Allegrini, E., Maresca, A., Olsson, M.E., Holtze, M.S., Boldrin, A., Astrup, T.F., 2014. *Quantification of the resource recovery potential of municipal solid waste incineration bottom ashes.* Waste Manag. 34, 1627-1636. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.05.003.

Astrup T., Muntoni A., Polettini A., Pomi R., Van Gerven T., Van Zomeren A., 2016. *Treatment and Reuse of Incineration Bottom Ash.* Chapter 24, Environmental Materials and Waste, Elsevier Inc. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803837-6.00024-X.

Blasenbauer, D., Huber, F., Lederer, J., Quina, M.J., Blanc-Biscarat, D., Bogush, A., Bontempi, E., Blondeau, J., Maria, J., Dahlbo, H., Fagerqvist, J., Giro-paloma, J., Hjelmar, O., Hyks, J., Keaney, J., Lupsea-toader, M., Simon, F., Svecova, L., Joyce, C., Caollai, O., Orupõld, K., Paja, T., Šyc, M., Ulvang, R., Vaajasaari, K., Caneghem, J. Van, Zomeren, A. Van, Vasarevic, S., Wégner, K., Fellner, J., 2020. *Legal situation and current practice of waste incineration bottom ash utilisation in Europe.* 102, 868-883. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.11.031.

Bourtsalas, A., 2012. *Review of WTE ash utilization processes under development in northwest Europe*, 1-25.

Brown, D.P., 2015. *Garbage: How population, landmass and development interact with culture in the production of waste*. Resour. Conserv. Recycl. 98, 41-54. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.02.012.

Bunge, R., 2015. Recovery of metals from waste incinerator bottom ash.

CEWEP, 2017. *Composition of bottom ash Treatment of bottom ash bottom ash fact sheet Use of the inert fraction*,19-20.

Dou, X., Ren, F., Nguyen, M.Q., Ahamed, A., Yin, K., Chan, W.P., Chang, V.W.C., 2017. *Review of MSWI bottom ash utilization from perspectives of collective characterization, treatment and existing application*. Renew. Sustain. Energy Rev. 79, 24-38. https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.044.

Enzner, V., Holm, O., Abis, M., Kuchta, K., 2017. *The characterisation of the fine fraction of MSWI bottom ashes for the pollution and resource potential Agenda Bottom Ashes and fine fraction Pollution potential Resource potential Conclusions*. Sardinia 2017.

European Commission, 2017. *The role of waste-to-energy in the circular economy*. Commun. From Comm. To Eur. Parliam. Counc. Eur. Econ. Soc. Comm. Comm. Reg. COM(2017) 34 11.

European Commission, 2018. *Bref on Waste Incineration*. Final draft. BREF WI. URL: http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/bref/wi/wi_bref_fd_Black_Watermark.pdf.

Eurostat, 2020. *Municipal waste by waste management operations*. URL: https://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/submitViewTableAction.do.

Funari, V., Braga, R., Nadeem, S., Bokhari, H., Dinelli, E., Meisel, T., 2015. *Solid residues from Italian municipal solid waste incinerators : A source for "' critical "' raw materials*. Waste Manag. 45, 206-216. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.11.005.

Kahle, K., Kamuk, B., Kallesøe, J., Fleck, E., Lamers, F., Jacobsson, L., Sahlén, J., Hannemanns, 2015. Report 2015. Bottom ash from WTE plants metal recovery and, 1-30.

Koralewska, R., 2011. *Recovery of Metals from Combustion Residues*, 656-671.

Lynn, C.J., Ghataora, G.S., Dhir Obe, R.K., 2017. *Municipal incinerated bottom ash (MIBA) characteristics and potential for use in road pavements*. Int. J. Pavement Res. Technol. 10, 185-201. https://doi.org/10.1016/j.ijprt.2016.12.003.

Malinauskaite, J., Jouhara, H., Czajczyńska, D., Stanchev, P., Katsou, E., Rostkowski, P., Thorne, R.J., Colón, J., Ponsá, S., Al-Mansour, F., Anguilano, L., Krzyżyńska, R., López, I.C., A.Vlasopoulos, Spencer, N., 2017. *Municipal solid waste management and waste-to-energy in the context of a circular economy and energy recycling in Europe*. Energy 141, 2013-2044. https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.11.128.

Martin, J.J.E., Koralewska, R., Wohlleben, A., 2015. *Advanced solutions in combustion-based WtE technologies*. Waste Manag. 37, 147-156. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.08.026.

Polettini, A., Pomi, R., 2004. *The leaching behavior of incinerator bottom ash as affected by accelerated ageing*. J. Hazard. Mater. 113, 209-215. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.06.009.

Schafer, M.L., Clavier, K.A., Townsend, T.G., Kari, R., Worobel, R.F., 2019. *Assessment of the total content and leaching behavior of blends of incinerator bottom ash and natural aggregates in view of their utilization as road base construction material*. Waste Manag. 98, 92-101. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.08.012.

Tang, P., Florea, M.V.A., Spiesz, P., Brouwers, H.J.H., 2015. *Characteristics and application potential of municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ashes from two waste-to-energy plants*. Constr. Build. Mater. 83, 77-94. https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2015.02.033.

Tang, P., Florea, M.V.A., Spiesz, P., Brouwers, H.J.H., 2016. *Application of thermally activated municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ash fines as binder substitute*. Cem. Concr. Compos. 70, 194-205. https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2016.03.015.

Yang, Z., Ji, R., Liu, L., Wang, X., Zhang, Z., 2018. *Recycling of municipal solid waste incineration by-product for cement composites preparation*. Constr. Build. Mater. 162, 794-801. https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.12.081.

Riconoscimenti

L'attività di ricerca è stata supportata dal programma ERA-MIN2 (ERA-NET cofund on Raw Materials) nell'ambito del progetto BASH-TREAT (ERA-MIN ID 157), con il contributo del Ministero Italiano dell'Educazione, Università e Ricerca (MIUR) e del Ministero Federale Tedesco dell'Educazione e della Ricerca (BMBF).